



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

CARACTERIZACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR
ESPECTROSCOPIA DE INFRARROJO (FT-IR) Y SU RELACIÓN CON
NITRÓGENO Y FÓSFORO
EN SUELO POST-INCENDIO DE UN BOSQUE
DE OYAMEL

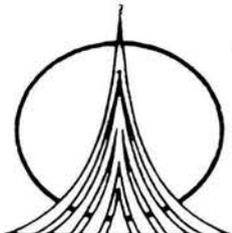
T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I Ó L O G O
P R E S E N T A :
MARTHA SANTANDER GONZÁLEZ

DIRECTOR: M. en C. Efraín R. Ángeles Cervantes

ASESOR INTERNO: M en C. Lourdes Castillo Granada

PROYECTO PAPIIT IN200603

Noviembre 2004



Unidad en la Diversidad:
Zaragoza Frente al Siglo XXI



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatoria

A mi familia:

Martha González Lezama (Mamola) parte de tu esfuerzo, tu entrega, enseñanzas y sacrificio rinde frutos, solo te digo que esto es el principio de todo lo que puedo lograr.

Mario Santander Embríz (Tatini) por el carácter heredado que me da la fuerza suficiente para seguir creciendo.

Mariana Santander González (Neno) y Mario Sócrates Santander González (Chotin) y su "cojina" por compartir su vida con la mía.

A mis amigas y amigos:

Que siempre forman parte de mi vida y son quienes le dan mejor sabor a la vida.

A Dios:

Por la vida dada.

Sinceramente

Martha Santander González

Agradecimientos

Mi más sincero agradecimiento a los sinodales por su disposición, tiempo, cuidado en la revisión y comentarios para mejorar el presente trabajo.

M. en C. Manuel Faustino Rico Bernal por su ayuda y confianza, gracias siempre.

M. en C. Efraín Ángeles Cervantes por guiarme y enseñarme el fascinante mundo de la ecología siempre avanzando en nuevos aspectos, lo mejor que pude aprender de usted es mirar más adelante y a no creer hasta buscar y comprobar.

M. en C. Lourdes Castillo Granada, mi Dulce Maestrina por su invaluable ayuda, conocimientos, tiempo, confianza, consejos y la amistad que me brinda, viviré siempre agradecida por que tu luz se haya encontrado con la mía. La niña vestida de azul que tanto la aprecia.

Biol. Maricela Arteaga Mejía gracias por su apoyo en todos los aspectos y por su prestancia al escucharme en tiempo difíciles y sus palabras de apoyo.

Dr. Gerardo Cruz Flores mi primer mentor en la carrera, por el apeo en la fase del laboratorio y por su conocimiento, muchas gracias.

M. en C. Armando Cervantes por su asistencia en el análisis estadístico.

Biol. Alejandro Tecpa Jiménez por ayudarme a dilucidar y entender el esquema del trabajo, por tus consejos y amistad, sobra decirte que siempre contarás conmigo.

Dr. Dante Rodríguez por su disposición en proporcionarme información para este trabajo.

De manera especial agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza por la oportunidad que me brindó por formar parte de ella, así como también a todos mis profesores que fueron parte de mi formación que con su guía y conocimientos despertaron en mí la avidez por seguir superándome, Dr. Isaías Salgado, M. en C. Raúl Zavala, Dr. Edelmiro Santiago, Biol. Alberto Méndez, M. en C. Carlos Castillejos, M. en C. Marco Antonio Hernández, Biol. Carmen Merediz, Dra. Judith Villavicencio y tantos más por mencionar, soy producto de su entrega en el aula y su conocimiento. Gracias.

A mis compañeros de la facultad Alejandro Rojas, Alma Iris, Abril, Caridad, Cesar, José Ricardo, Osvaldo, Diana, Daniel, y a los que me faltan, por hacer amena mi estancia en la facultad.

A mis dos amigas Brisa Pantaleón Torres (Lechuga Pulgas) y a Yonadxandi Manríquez Ledezma (Oso), chicas por su amistad, su apoyo, las borracheras, vivencias, pues fuimos creciendo juntas sin dejarnos caer. Espero que sigamos juntas y siempre arriba.

A mi medico favorita Gladis Selene Rivera Petatán aunque las distancias nos separa la amistad siempre nos une.

Especialmente agradezco a mi amigo Arturo Valle por todo su apoyo en la realización de los trámites y por todos aquellos momentos que hemos compartido.

Biol. Angélica Lara Bautista no tengo palabras y jamás terminare de agradecerle los grandes detalles que has tenido conmigo en los momentos más difíciles, gracias por ser mi amiga.

Alberto, Álvaro, Luis y Vicente (gicaros) muchachos muchas gracias por la oportunidad y por su apoyo.

Y a toda la gente que me falto mencionar y por su apoyo indirecta o directamente en este trabajo.

Además porque no agradecer a los que siempre nos molestaron a mis amigas y a mí, quizás sin ustedes la vida seria más aburrida y más fácil.

A Fundación UNAM y PRONABES por las becas proporcionadas y al proyecto PAPIIT IN20603 quien financio esta investigación.

Gracias Siempre.

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”

ÍNDICE.

	Pág.
1. RESUMEN	4
2. INTRODUCCIÓN	5
3. MARCO TEÓRICO	7
4. ÁREA DE ESTUDIO	42
5. HIPÓTESIS	44
6. OBJETIVOS	45
7. MÉTODO	46
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
9. CONCLUSIONES	83
10. LITERATURA CITADA	85
11. ANEXOS	91

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Reporte de incendios forestales detectados en 1998, en el Parque "El Chico", en el estado de Hidalgo, a partir de imágenes AVHRR de satélites NOAA.	8
Figura 2 Grupos núcleo de las sustancias húmicas.	17
Figura 3 Grupos externos de las fracciones húmicas.	18
Figura 4 Estados de la descomposición de la lignina.	19
Figura 5 Efecto de los incendio a inmediato, corto y alargo plazo y su relación entre el suelo y otros componentes del ecosistema.	26
Figura 6 Ubicación geográfica del Parque Nacional "El Chico" Hgo. México.	42
Figura 7 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque no afectado en las tres profundidades analizadas.	50
Figura 8 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en la profundidad 0 a 2.5 cm, en las zonas de estudio.	51
Figura 9 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en la profundidad 2.5 a 5.0 cm, en las zonas de estudio.	55
Figura 10 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en la profundidad 5.0 a 7.5 cm, en las zonas de estudio.	57
Figura 11 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque de incendio superficial en las tres profundidades analizadas.	59
Figura 12 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque de incendio moderado en las tres profundidades analizadas.	60
Figura 13 Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque de incendio de copa severo en las tres profundidades analizadas.	61
Figura 14 Espectros de los ácidos húmicos del suelo en el bosque no afectado en las tres profundidades analizadas.	63
Figura 15 Espectros de los ácidos húmicos del suelo en la profundidad 0 a 2.5 cm, en las zonas de estudio.	66
Figura 16 Espectros de los ácidos húmicos del suelo en la profundidad 2.5 a 5.0 cm, en las zonas de estudio.	68
Figura 17 Espectros de los ácidos húmicos del suelo en la profundidad 5.0 a 7.5 cm, en las zonas de estudio.	69
FES- Zaragoza UNAM	2

Figura 18	Espectros de los ácidos húmicos del suelo del bosque de incendio superficial.	71
Figura 19	Espectros de los ácidos húmicos del suelo del bosque de incendio moderado.	72
Figura 20	Espectros de los ácidos húmicos del suelo del bosque de incendio severo.	74
Figura 21	Descomposición de la celulosa por fuego.	79

ÍNDICE DE CUADROS

	Pág.	
Cuadro 1	Clasificación de los incendios por categorías.	11
Cuadro 2	Regiones del infrarrojo e intervalos.	38
Cuadro 3	Número de onda y designación de la señal para grupos funcionales.	40
Cuadro 4	Variación del peso (g Kg ⁻¹) de los ácidos fúlvicos del suelo en las zonas de estudio.	48
Cuadro 5	Variación del peso (g Kg ⁻¹) de los ácidos húmicos del suelo en las zonas de estudio.	62
Cuadro 6	Variación de la materia orgánica del suelo (MOS) en las zonas de estudio.	75
Cuadro 7	Variación del nitrógeno total (%) del suelo en las zonas de estudios.	76
Cuadro 8	Variación de la relación C/N del suelo en las zonas estudiadas.	78
Cuadro 9	Variación del fósforo disponible (ppm) del suelo en las zonas de estudio.	78

ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.	
Anexo A	Técnicas para análisis de suelo	92
Anexo B	Gráficos del análisis estadístico	96
Anexo C	Álbum fotográfico	106

1. RESUMEN.

Los incendios constituyen uno de los fenómenos ambientales más relevantes en la dinámica de los sistemas forestales, la caracterización de los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) de la materia orgánica del suelo (MOS) con apoyo de la espectroscopia en el infrarrojo (FT-IR); permite construir hipótesis acerca de los mecanismos mediante los cuales el fuego afecta la transformación estructural de las fracciones húmicas del suelo, interpretando así los efectos a mediano plazo de los incendios de diferente intensidad (superficial, moderado y severo) así como su impacto en la regeneración del bosque de oyamel.

La zona de estudio ubicada en el Parque Nacional "El Chico" en Hidalgo, posee en su mayoría vegetación de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham, y parte de ésta se encuentra impactada por incendios ocurridos en 1998, y aún las consecuencias de dicho evento son reflejadas hasta su estudio.

En base a esto, las sustancias húmicas del suelo son analizadas por IR y tomando como base un régimen de temperaturas teóricas, el suelo se analiza en tres profundidades (0 – 2.5 cm, 2.5 -5.0 cm y 5.0 a 7.5 cm) para saber cómo se afectan y que proceso ocurren en dichas fracciones.

Los espectros en el IR de los AH y AF confirman que se afecta la estructura química de grupos funcionales como ácidos carboxílicos, fenoles y polisacáridos; transformándolos a grupos más oxidados y condensados (quinonas, ésteres, poliaromáticos, principalmente), a través de procesos de deshidratación, oxidación, ésterificación, polimerización y condensación que dependen del grado de exposición al fuego; reflejando así una estructura química diferente de la MOS y en consecuencia se modifican los factores con la que ésta se involucra como la disponibilidad de nitrógeno (N) y fósforo (P).

Palabras clave: incendios, sustancias húmicas, suelo, MOS, FT-IR, N y P.

2. INTRODUCCIÓN.

Los incendios lejos de ser catalogados como perjudiciales presentan beneficios a los ecosistemas, e incluso han sido utilizados en prácticas agrícolas y por otro lado, representan una de las fuentes relevantes de afectación, debido a la consecuente liberación de bióxido de carbono a la atmósfera y su efecto sobre el calentamiento global.

Además son considerados como un fenómeno de riesgo durante el periodo seco o en los años de baja precipitación, lo que se asocia con grandes cantidades de combustible vegetal susceptible de quemarse y generar incendios de diferentes magnitudes y extensiones.

El caso particular de los incendios forestales de 1998 en México, han sido históricos por la magnitud, frecuencia, distribución e intensidad a lo largo y ancho del territorio nacional. Esto generó un replanteamiento de las estructuras organizativas gubernamentales y no gubernamentales relacionadas, con la manera en que habrá de hacerle frente a este fenómeno. Un ejemplo es que a partir de 1999, se inició un monitoreo permanente por parte de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) localizando puntos de calor con imágenes NOAA-AVHRR-LAC (Advanced Very High Resolution Radiometer – Local Area Coverage) diurnas y nocturnas en todo el territorio nacional, mediante satélite.

Muy relevantes han sido los esfuerzos que se realizan para disminuir los impactos del fuego sobre los ecosistemas y zonas rurales del país. No obstante, muy poco se sabe de los impactos concretos que los incendios de este periodo tuvieron sobre los diferentes ecosistemas forestales, en particular sobre el suelo.

La revisión de la literatura ha mostrado una enorme laguna documental que impide saber cuál ha sido el impacto real de los incendios forestales sobre las características de la materia orgánica del suelo y sus respectivas fracciones, en los bosques de México.

El enfoque de trabajo ha sido “evitar” o “controlar”, pero poco se sabe sobre los efectos directos a lo largo del tiempo. Así, los incendios del 98´ constituyen una oportunidad para contribuir al conocimiento de los efectos a mediano plazo, que

dependiendo de sus diferentes grados de intensidad producen sobre las sustancias húmicas del suelo, esto permitirá elaborar hipótesis acerca de los mecanismos mediante los cuales el fuego afectó a los diferentes grupos funcionales y su interacción con nitrógeno y fósforo, en la dinámica de los bosques de oyamel para poder entender y evaluar el impacto real que estos fenómenos imponen sobre el ecosistema.

En el presente trabajo se pretende abordar las siguientes preguntas de investigación: ¿Cuál es el estado actual de los ácidos húmicos y fúlvicos y su interacción con nitrógeno y fósforo en el suelo, como resultado de los incendios de diferente intensidad? y ¿Qué implicaciones se derivan de este análisis, sobre la dinámica de recuperación de los bosques de Oyamel, bajo diferentes intensidades de incendio?

3. MARCO TEÓRICO.

INCENDIOS FORESTALES.

Entre las definiciones de incendios forestales Sepúlveda (1999) señala que los incendios forestales son el producto de la interacción de las condiciones meteorológicas imperantes, las características de los combustibles vegetales (vivos y muertos) y de un agente de ignición (natural o antropogénico).

Mientras que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) menciona que un incendio forestal es la propagación libre y no programada del fuego sobre la vegetación en los bosques, selvas y zonas áridas y semiáridas. El fuego es la liberación y desprendimiento de energía en forma de luz y calor producido por la combustión de vegetación forestal cuya ignición no estaba prevista, (SEMARNAT 2002).

Por lo anterior los incendios afectan de diferente forma a los diversos ecosistemas. Para el caso de los bosques de clima templado y frío, los incendios dañan la regeneración, debilitan al arbolado adulto, lo hacen susceptible al ataque de plagas y enfermedades, y reducen el valor económico de los productos forestales (SARH, 1994).

Sin embargo, también se han documentado algunos beneficios como resultado de los incendios, tales como: propiciar las condiciones adecuadas para la germinación de ciertas semillas, ahuyentan temporalmente la fauna granívora, renovación de pastizales y la incorporación de nutrimentos al suelo, además de la disminución efectiva del material combustible (SARH 1994, Verduzco 1976).

INCENDIOS FORESTALES EN MÉXICO. La información proporcionada por Rodríguez *et al.* (2002) y la SARH (1994) señalan que, en promedio, en México se registran unos 8,900 incendios cada año, afectando unas 330,000 ha. De hecho, su número máximo y superficie afectada ocurrió en 1998, con 14,445 incendios sobre unas 850,000 ha; por el contrario, el mínimo registrado corresponde a 1959, con 759 incendios sobre unas 23,000 ha, además que su temporada coincide con la época de estiaje, que comprende

principalmente los meses de enero a mayo, dependiendo de la situación geográfica de las diferentes regiones. En la mayor parte de México los meses más críticos son marzo y abril.

Su detección implica la realización de una serie de actividades cuyo propósito es descubrir, localizar y comunicar su presencia en los Centros de Control, proporcionando la mayor cantidad de datos e información posible, para el envío de recursos para controlarlo y considerar las medidas más adecuadas para la pronta extinción del fuego. La CONABIO en unión con la Universidad de Colima llevan a cabo la detección de puntos de calor en "tiempo real" diariamente, utilizando imágenes de satélite, a través del Programa Detección de Puntos de Calor, mediante técnicas de percepción remota (Figura 1), (SEMARNAT, 2002).

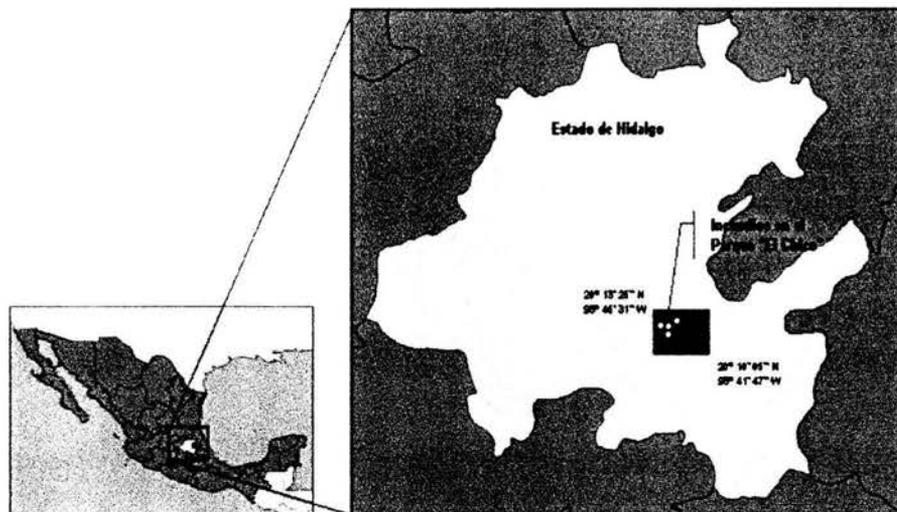


Figura 1. Reporte de Incendios Forestales detectados en 1998, en el parque "El Chico", en el Estado de Hidalgo, a partir de imágenes AVHRR¹ de satélites NOAA². (Universidad de Colima. Centro Universitario de Investigaciones en Ciencias del Ambiente)

¹ Radiómetro Avanzado de muy Alta Resolución

² Administración Nacional de los Océanos y la Atmósfera, Gobierno de E.U.A

CLASIFICACIÓN DE LOS INCENDIOS FORESTALES. La severidad del fuego no puede ser expresada tan sólo como una medida cuantitativa que relaciona el impacto del recurso. Por lo tanto, magnitudes relativas de su impacto, expresada en términos de porcentajes de organismos del suelo afectados por el incendio, la proporción de árboles y de arbustos eliminados, número de postincendios, u otras medidas de perturbación (De Bano *et al.*, 1998), deben ser considerados para clasificarlos.

Los indicadores más usados para describir el régimen del incendio son:

- a) El ciclo del incendio o el intervalo de su reinicio (número promedio entre dos incendios consecuentes en una localización específica) es el indicador más importante del régimen del fuego.
- b) Su frecuencia es definida como el número de incendios por unidad de tiempo en un área específica.
- c) La intensidad es la cantidad de energía generada por unidad de área incendiada por unidad de tiempo (Shvidenko y Nilsson, 2000).

Varios autores (Rodríguez *et al.*, 2002; SARH, 1994; SEMARNAT, 2002 y Verduzco, 1976) manejan tres tipos de incendios: superficiales, de copa o corona y subterráneos, donde los incendios superficiales son los que se presentan al nivel del suelo y afectan el estrato herbáceo y arbustivo. Son los de mayor presencia en México estimándose su ocurrencia en más del 90% de los reportados a escala nacional.

Los incendios de copa o corona son los que se propagan por la parte alta de los árboles y elimina el arbolado completamente. Su frecuencia es baja y se estima en menos del 8%. Los subterráneos se propagan bajo el nivel de suelo, a través de las raíces de los árboles o por la excesiva acumulación de materia orgánica. Su frecuencia en México es inferior al 2%.

Barney (1984) citado por Rodríguez (1996) distingue tres niveles de intensidad de los efectos de los incendios.

- **Bajo.** La capa de materia orgánica se quema superficialmente. Esta categoría y la siguiente, producen incendios superficiales, con temperaturas superficiales del orden de 250 °C, las temperaturas letales para el tejido vegetal alcanzan 2.5 cm de profundidad.
- **Moderado.** La capa de materia orgánica se quema. La estructura del suelo no se altera visiblemente.
- **Alto.** La materia orgánica se reduce a cenizas. El color y la estructura del suelo mineral se alteran visiblemente. Se trata de incendios de copas con temperaturas superficiales del orden de 700 °C, alcanzando las temperaturas letales hasta 5 cm de profundidad. Los incendios con grandes acumulaciones de combustible producen temperaturas superiores a las últimas citadas, y las letales alcanzan 25 cm de profundidad.

Furyaev (1996) citado por Shvidenko y Nilsson (2000) los clasifica por intensidad en tres clases: baja intensidad, menor que 21,000 kJ m⁻²; mediana intensidad desde 21,000 hasta 63,000 kJ m⁻²; intensidad fuerte más de 63,000 kJ m⁻². La intensidad indica los efectos ecológicos del incendio en un ecosistema forestal, ésta característica dificulta la cuantificación porque no siempre es posible proporcionar mediciones directas de energía generadas en ese momento y muchos otros factores que tienen efectos significativos del comportamiento post-incendio de un ecosistema forestal.

En el último manual oficial de protección de incendios forestales en Rusia (Shetinsky 1996) se introducen diferentes indicadores de intensidades en tres niveles (superficial, moderado y severo). Para clasificarlos en estas categorías, se toma en cuenta la altura del fuego que marca los tallos de los árboles, la velocidad de propagación y la intensidad. En este orden, dichos valores son los siguientes (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación de los incendios por categorías (Shetinsky 1996)

Nivel	Altura del incendio que marca los tallos	Velocidad de propagación	Altura del fuego	Intensidad del incendio
Superficial	< 1 m	< 1 m seg ⁻¹	< 0.5 m	42.08 < cal cm ⁻¹ seg ⁻¹
Moderado	1- 2 m	1 – 3 m seg ⁻¹	0.5 – 1.5 m	42.08 – 312 cal cm ⁻¹ seg ⁻¹
Severo	> 2 m	> 3 m seg ⁻¹	> 1.5 m	> 312 cal cm ⁻¹ seg ⁻¹

Dependiendo de la intensidad del incendio, resulta en 30% de mortalidad del arbolado en un incendio superficial, en moderado arriba de un 60%, y el severo produce una completa mortalidad del arbolado, (< 6% de árboles sobreviven en el área). A pesar de que no se tienen mediciones concretas en el momento en que se produjeron, y se consideraron sólo los efectos que se observan sobre la vegetación, se aplicará esta clasificación para el presente proyecto.

COMPONENTES ORGÁNICOS DEL SUELO.

El suelo³ es una fina capa variable de minerales y materia orgánica no consolidada en la corteza de la tierra, que ha sido formado como resultado de varios procesos físicos, químicos y biológicos operando simultáneamente a lo largo del tiempo; en una continua interacción del sistema biótico (fauna y flora), climático (atmosférico e hidrológico) y componentes topográficos del medio ambiente (De Bano *et al.*, 1998).

La materia orgánica proveniente de esta interacción, representa una etapa determinada en un movimiento interminable de elementos, organismos y minerales, participando en muchos procesos agronómicos, ambientales y geoquímicos (Hayes y Swift 1978, Stevenson 1982).

Su función es servir de reservorio para mantener micronutrientes siendo disponibles para las raíces de las plantas, además, contribuye a la capacidad buffer ácido - base y es capaz de unir partículas minerales al mismo tiempo en el entorno del suelo, contribuyendo así a la estructura y ayudando a mantener la retención de humedad. La variedad y magnitud de estas reacciones e interacciones indican una alta reactividad natural de los ácidos húmicos (MacCarthy 2001).

La composición química de la materia orgánica es muy heterogénea, pues la cantidad de compuestos es infinita. Los restos vegetales y animales son polímeros de compuestos orgánicos que durante su proceso de transformación son, primeramente degradados y despolimerizados hasta sus constituyentes básicos, como en este proceso se producen componentes inorgánicos (N, P, S), se le da el nombre de mineralización (Fassbender y Bornemisza, 1987).

Para Porta *et al.*, (1994) y Fassbender y Bornemisza (1987) la complejidad de los compuestos que constituyen los materiales de partida para la materia orgánica en el suelo, su posterior humificación a través de la acción de síntesis microbiana que producen nuevos componentes, con un alto grado de polimerización, cuyo peso molecular puede hallarse en el intervalo de 10,000 a 50,000 g mol⁻¹; las reacciones químicas y las distintas condiciones de medio (humedad, temperatura, aireación y pH)

³ Por volumen, el suelo seco expuesto al aire contiene del 45 al 50% de material mineral, más o menos 40% de aire, 5 a 10% de agua y 4% de materia orgánica. (Tamhane *et al.*, 1978).

explican la heterogeneidad de las sustancias húmicas resultantes, estas transformaciones hacen que los compuestos orgánicos resultantes sean más estables a la biodegradación que los iniciales en el medio edáfico en el que se encuentran.

La polimerización de las sustancias húmicas puede tener lugar por acción enzimática (catálisis biológica) y por intervención de componentes del suelo, tales como la fracción arcilla (catálisis química). Las moléculas recién formadas sufren un proceso de maduración a lo largo del tiempo, lo que supone la combinación con otras moléculas, así como reacciones internas de oxidación (Porta *et al.*, 1994).

Porta *et al.*, (1994) y Clasen *et al.*, (1998) explican que existen procesos de humificación directa, de compuestos orgánicos sencillos a sustancias húmicas y humificación lenta de biomasa microbiana a sustancias húmicas. El producto final en ambos casos son los ácidos fúlvicos y ácidos húmicos (60 a 90%) y huminas (10 a 40%), cuyas proporciones relativas dependerán de los factores internos: composición química de los materiales aportados y de factores externos o características ecológicas del medio.

Por lo que Porta *et al.*, (1994) menciona, que existen diversas expresiones para referirse a los componentes orgánicos del suelo: materia orgánica, humus, sustancias húmicas, sustancias no húmicas, entre otras.

Schnizer y Khan (1978) citados por Porta *et al.*, (1994) señalan que las sustancias no húmicas incluyen aquellos materiales orgánicos cuyas características químicas resultan todavía identificables, tales como glúcidos, proteínas, péptidos, aminoácidos, grasas, ceras y ácidos orgánicos de bajo peso molecular. La mayoría de estos compuestos son fácilmente biodegradables y tienen una corta vida en los suelos. Estos compuestos pueden estar libres formando parte de la materia orgánica no humificada, de los compuestos hidrosolubles que, de no separarse previamente pasarán a las sustancias húmicas, o estar formando parte de la estructura de las sustancias húmicas. En este último caso sustancias húmicas y humus pasarían a ser sinónimos.

El término **humus** se utiliza en un sentido amplio, para indicar las sustancias orgánicas que resultan de los procesos de humificación (descomposición, degradación y síntesis); y pueden definirse como un constituyente de la fase sólida del suelo, formado por biomoléculas (compuestos de estructura molecular específica) y por sustancias húmicas (compuestos de estructura no específica) (Porta *et al.*, 1994).

Stevenson (1982) comenta que las **sustancias húmicas** son convencionalmente definidas como "**sustancias de color café a negro, alto peso molecular, formadas por reacciones de síntesis secundaria**"; o como las define Aiken *et al.* (1985) "**una categoría de naturaleza biogénica, sustancias orgánicas heterogéneas que generalmente están caracterizadas por tener color que va del amarillo al negro, de alto peso molecular y refracción**" (MacCarthy 2001).

Se caracterizan además, porque no presentan características físicas y químicas específicas tales como una composición elemental definida, un punto de fusión concreto, entre otros aspectos. Son de color oscuro, con carga negativa, de carácter ácido, predominantemente aromáticas, hidrófilas, químicamente complejas de elevado peso molecular. Son compuestos relativamente oxidados (Porta *et al.*, 1994).

Del clásico procedimiento de extracción del suelo se producen tres fracciones: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y huminas (MacCarthy 2001). Donde los ácidos húmicos constituyen 3 a 4% de cenizas en materia orgánica absolutamente seca, mientras que los ácidos fúlvicos de 7 a 10% (Kononova 1982).

El estudio de las propiedades químicas de la fracción húmica se suele realizar después de su fraccionamiento, que se basa en las distintas solubilidades en ácidos y álcalis (Porta *et al.*, 1994).

Los componentes húmicos se definen como:

- **Ácidos fúlvicos:**

Son extraíbles con reactivos alcalinos.

No son precipitables por ácidos después de su extracción.

Su peso molecular es inferior a 2000.

Su composición química no es específica y depende de la categoría de suelo, de la vegetación, así como del método de extracción.

- **Ácidos húmicos:**

Son extraíbles con reactivos alcalinos.

Precipitables por los ácidos en forma de floculo de color pardo.

Su color va del pardo al negro, están formados por macromoléculas complejas de unidades aromáticas unidas a aminoácidos, péptidos, aminoazúcares, ácidos alifáticos y otros constituyentes orgánicos. Contienen más C y menos H y O que los ácidos fúlvicos, es decir tienen un carácter más aromático y menos oxidado. Contienen menos grupos carboxílicos que los ácidos fúlvicos.

- **Humina:**

Conjunto de compuestos humificados no extraíbles, difíciles de aislar. (Porta *et al.*, 1994).

Los ácidos húmicos contienen (p/p) 46 a 62% de carbono, 3 a 6% de nitrógeno, 3 a 5% de hidrógeno y 32 a 38% de oxígeno. Este es el límite de la media estadística de preparaciones individuales que pueden mostrar variaciones. Para el caso de los ácidos fúlvicos muestran un bajo contenido de carbono, 36 a 44%, junto con 3 a 4.5% de nitrógeno, de 3 a 5% de hidrógeno y 45 a 50% de oxígeno. Además de estos cuatro elementos, los ácidos húmicos y los fúlvicos prácticamente siempre contienen azufre, fósforo y diferentes cationes metálicos. El contenido de azufre constituye un décimo de un por ciento, sólo raramente sobre un 1 a 1.2%; el fósforo constituye un centésimo a un décimo de un por ciento, así el azufre puede estar considerado el elemento constituyente esencial. Y esta presente particularmente en aminoácidos (Orlov 1992).

Por otra parte, el azufre está presente en los ácidos húmicos en la forma de complejos de adsorción (sulfatos). El fósforo está presente en residuos de nucleoproteínas, inositolfosfatos, fosfolípidos y fosfatos quimioadsorbidos. Los cationes no son constituyentes de los AH y AF, y su presencia indica la formación de sales simples o complejas de humus ácido (Orlov 1992).

En la fracción húmica, el nitrógeno se encuentra contenido en aminoácidos, y entre ellos aromáticos como purinas y pirimidinas. Otras formas cíclicas encontradas son de tipo indol. La diferencia radica que en los ácidos húmicos el nitrógeno está representado preferentemente por formas cíclicas y, en menor proporción situado en enlaces que unen los núcleos aromáticos o bien en cadenas periféricas. Y con respecto a los ácidos fúlvicos el nitrógeno esta principalmente constituyendo los núcleos aromáticos y cadenas periféricas, y en menor grado como estructura cíclica (Kononova 1982).

Otra gran diferencia entre las dos fracciones es que en los ácidos húmicos disminuye la presencia de oxígeno formando parte de los grupos funcionales carboxilo, alcohol y carbonilo. El oxígeno que no forma parte de grupos funcionales polares como los descritos, puede estar presente en grupos funcionales menos polares (como el enlace éster y éter), dentro del núcleo de la estructura húmica. La concentración de grupos funcionales ácidos en los ácidos fúlvicos podrían parecerse sustancialmente más elevada que en cualquier otro polímero orgánico natural (Mortvedt *et al.* 1983).

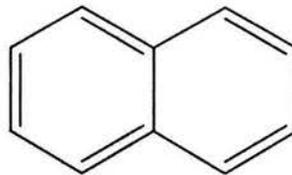
Se puede indicar que las sustancias húmicas presentan un núcleo principal de carácter aromático unido en su periferia a grupos radicales que confieren al conjunto sus características químicas y fisicoquímicas, y a grupos de enlace que favorecen la polimerización (Porta *et al.*, 1994).

Como núcleo de las sustancias húmicas pueden estar presentes moléculas como: benceno, naftaleno, antraceno, furano, pirrol, indol, piridina y quinona.

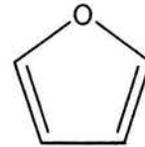
Figura 2. Grupos núcleo de las sustancias húmicas.



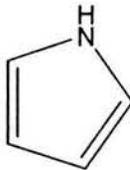
Benceno



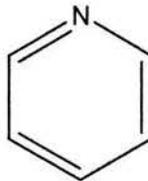
Naftaleno



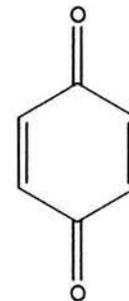
Furano



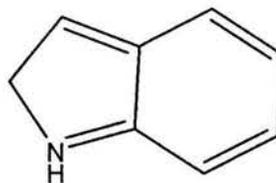
Pirrol



Piridina



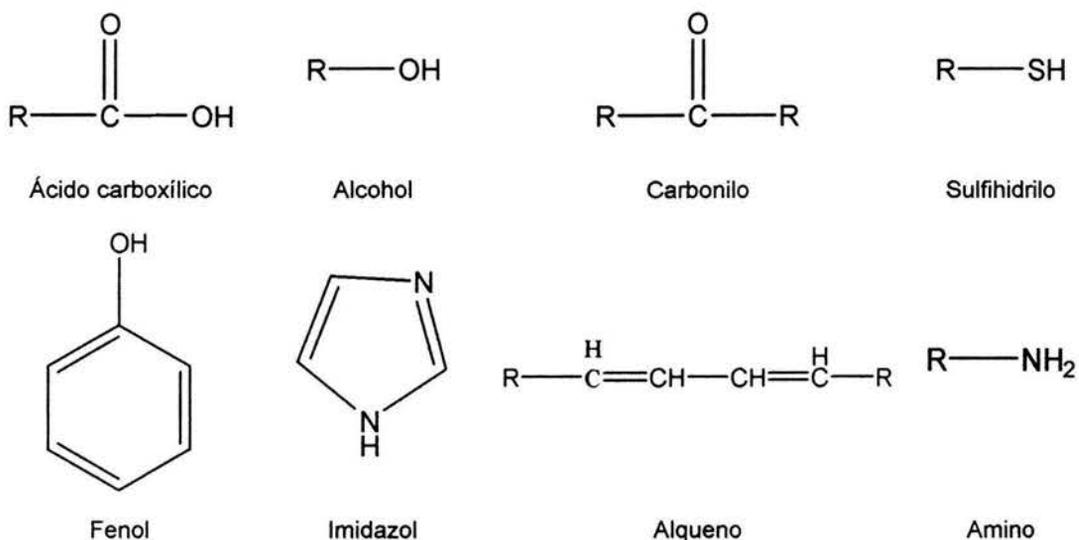
Quinona



Indol

Entre los grupos funcionales externos se identifican: ácido carboxílico, fenol, alcohol, imidazol, sulfhidrilo, carbonilo y amino (Porta *et al.*, 1994).

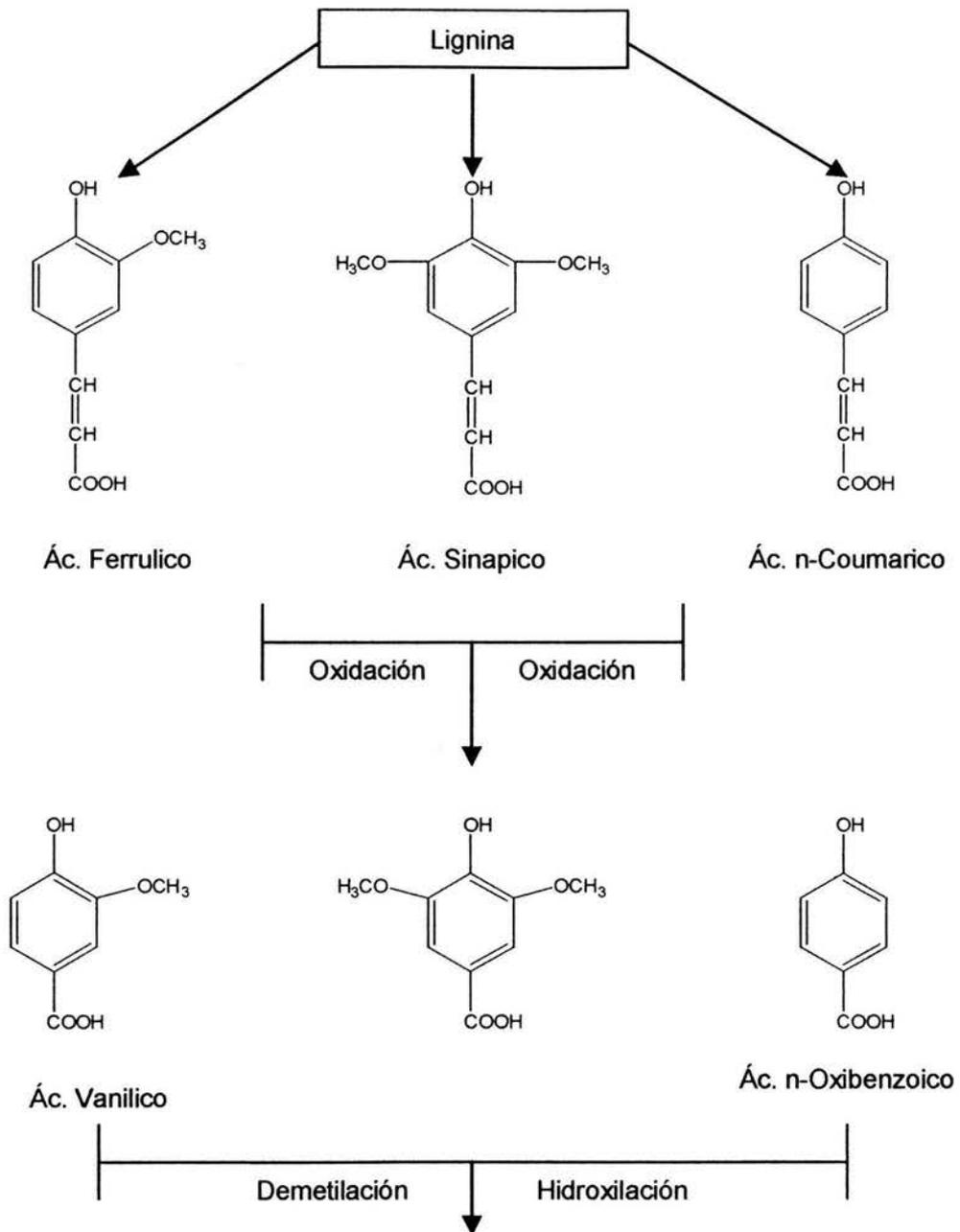
Figura 3. Grupos externos de las fracciones húmicas.

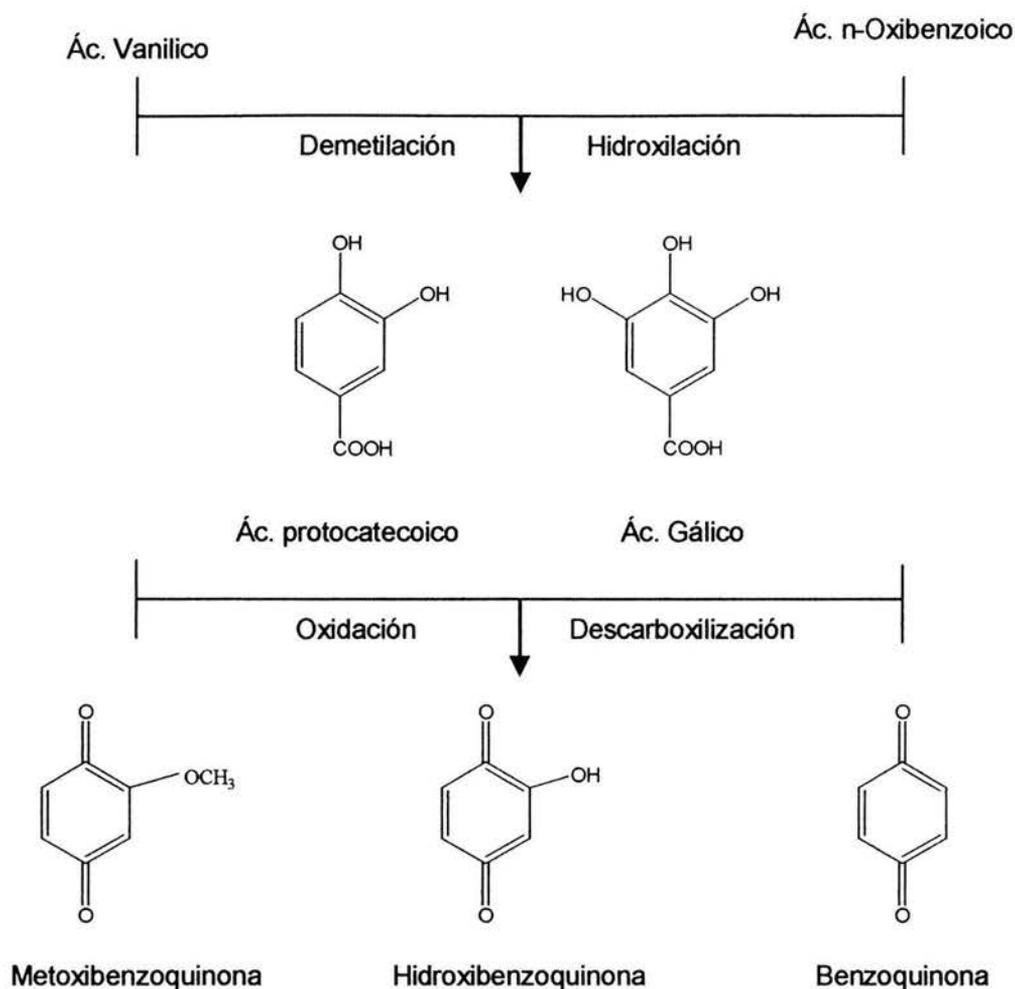


La información más completa sobre el contenido y composición de los fragmentos aromáticos de sustancias húmicas es obtenida por el método de oxidación. La producción de ácidos benceno-policarboxílicos durante la oxidación de las sustancias húmicas varía de 2 a 5% para ácidos fúlvicos, de 15 a 20% para los ácidos húmicos. Después de la metilación de los ácidos húmicos la producción de ácidos benceno-policarboxílicos incrementa de 25 a 30%.

Los ácidos benceno-policarboxílicos son formados casi exclusivamente por la oxidación de la parte no hidrolizable (núcleo) de los ácidos húmicos, donde las cadenas periféricas de los ácidos húmicos son oxidados a CO_2 y H_2O , ácido oxálico y ácido acético. Los productos de oxidación muestran la presencia de ácidos oxibenzoicos (ácidos fenólicos), compuestos con anillo de cinco miembros y compuestos heterocíclicos, particularmente derivados de piridina. Los fragmentos cíclicos de moléculas húmicas son formadas por la descomposición de los componentes de residuos orgánicos como la lignina y flavonoides (Figura 4) (Orlov 1992).

Figura 4. Estados de la descomposición de la lignina (Orlov 1992).





La degradación termal de los ácidos húmicos y fúlvicos a 540 °C y analizados por infrarrojo, arroja que el contenido de carbono aumenta con la temperatura, acompañada de una simultánea disminución de oxígeno. Las cenizas de los ácidos húmicos y fúlvicos calentadas a 540 °C contienen por cientos idénticos de C e H, pero no de O. Algo del nitrógeno y azufre en las preparaciones iniciales es tan estable que es recuperado de las cenizas calentadas a altas temperaturas.

Los grupos OH de fenoles son mucho más estables que los grupos -COOH, pero estos grupos son degradados entre los 250 y 400 °C. Ambos grupos funcionales son más resistentes al calor en los ácidos fúlvicos que en los húmicos. Donde a una baja

temperatura resulta en la eliminación de grupos funcionales, mientras que a altas temperaturas hay una descomposición del núcleo (Schnitzer y Khan 1978).

Para la pirolisis de los ácidos húmicos y fúlvicos las reacciones que rigen son: (a) deshidrogenación (por encima de los 200 °C); (b) decarboxilación y deshidratación (entre 200 y 250 °C) y (c) una fuerte deshidratación (a temperaturas mayores). La principal reacción en la pirolisis de los ácidos fúlvicos es la deshidratación (Schnitzer y Khan 1978).

No podemos dejar de lado la importancia de la actividad microbiana en la formación de las sustancias húmicas, tomando en cuenta que los hidratos de carbono en la planta constituyen el 50% de la masa, principalmente representada por celulosa y hemicelulosa; en cantidades menores se encuentran los azúcares solubles, el almidón y la inulina. Todos estos compuestos son polisacáridos de alto peso molecular que son aprovechados como fuente energética por los organismos y como consecuencia la formación de productos del metabolismo y resíntesis de los microorganismos, que sirven como unidades estructurales para la formación de las sustancias húmicas. Entre los compuestos identificados de naturaleza aromática se encontraron los fenolcarboxílicos (benzoico, salicílico y otros), además de encontrar proteínas, aminoácidos y compuestos aromáticos (pirocatequina y ácido protocatéuico). Además el ácido squímico está genéticamente relacionado con el quínico; la posibilidad de transformación de este último a protocatéuico y en ácidos orgánicos próximos a él con ayuda de microorganismos, podría considerarse como el eslabón intermedio entre hidratos de carbono y compuestos aromáticos como partes estructurales de las fracciones húmicas (Kononova 1982).

De igual forma la participación de la lignina que constituye hasta un 30% en plantas leñosas, mientras que en plantas herbáceas no supera el 10 – 20%, no obstante, su papel en la formación de sustancias húmicas no puede ser excluido, sobre todo en las etapas más tardías de humificación de los restos vegetales. La idea principal consiste en lo siguiente: cualquier sustancia vegetal puede participar a través de complejas transformaciones en la formación de sustancias húmicas. Al mismo tiempo, todo el material vegetal, incluyendo la resistente lignina pueden en mayor o

menor grado descomponerse por los microorganismos hasta los productos finales de mineralización; en este caso, su participación en la formación de sustancias húmicas se excluye prácticamente (Kononova 1982).

Se ha manifestado que los ácidos húmicos se aprovechan por los distintos grupos de microorganismos: hongos actinomicetos levaduras, bacterias termofílicas, sulfato-reductoras entre otros. Sin embargo los microorganismos aprovechan sólo las impurezas de sustancias orgánicas en los ácidos húmicos o bien sus cadenas laterales, sin dañar el núcleo aromático (Kononova 1982).

NITRÓGENO.

El elemento nitrógeno constituye aproximadamente el 78% en volumen de la atmósfera pero no está disponible en su mayor parte para las plantas superiores. Solamente mediante la fijación de nitrógeno por parte de los microorganismos del suelo y por medio de las descargas eléctricas, una pequeña parte de esta reserva de nitrógeno queda disponible. Los compuestos nitrogenados se acumulan en los suelos en forma de residuos vegetales y animales, sobre cada lugar se establece una especie de equilibrio entre la tasa de acumulación y de descomposición en periodos largos. El nitrógeno total en los suelos forestales se encuentra sobre todo en las capas de humus de la cubierta forestal y en el horizonte A1 (Pritchett 1991).

Oaks (1994) citado por Córdoba (1998) indica que el nitrógeno en forma de nitrato es el más utilizado por las plantas, siendo un elemento muy móvil. En su forma mineral (NO_3^- y NH_4^+), en el interior de las células, pasa a constituir las bases nitrogenadas de los ácidos nucleicos, formación de aminoácidos y su posterior síntesis de prótidos, proteínas, hormonas, y clorofila.

FÓSFORO.

El fósforo, por su parte, es un elemento esencial para los procesos de transferencia de energía que son fundamentales para la vida y el crecimiento de todas las plantas verdes (Pritchett 1991).

Córdoba (1998), menciona que el fósforo interviene en: formación de nucleoproteínas y ácidos nucleicos y de fosfolípidos, división celular, respiración y fotosíntesis, síntesis de grasa, azúcares y proteínas; acumulación de energía en los fenómenos de fosforilación, y regulación del pH de las células, etc.

Para Wild (1986) y Lindsay *et al.*, (1989) citados por Molina y Portilla (1997), el fósforo existe en la naturaleza en una variedad de formas orgánicas e inorgánicas, pero primariamente en formas inorgánicas insolubles o muy poco solubles. El fósforo en la corteza terrestre está principalmente en las apatitas, con la fórmula básica $\text{M}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{X}_2$ donde comúnmente el mineral (M) es el calcio y el anión (X) es flúor, o también puede ser Cl^- , OH^- , o CO_3^{2-} . Diversas sustituciones y combinaciones de M y X resultan en algunas 200 formas de fósforo que se encuentra en la naturaleza.

De acuerdo con Tisdale (1982), Wild (1986), y Radin y Linch (1994) citados por Molina y Portilla (1997), la cantidad de fósforo orgánico es muy variable entre los tipos de suelo, relacionado con el contenido de materia orgánica entre y dentro de los diferentes perfiles. Las formas químicas del fósforo orgánico incluyen ésteres de inositol fosfato, fosfolípidos, ácidos nucleicos, azúcares fosforilados y derivados de ácido fosfónico, todos probablemente como complejos orgánicos.

El fósforo en la solución del suelo es muy baja, por lo general menos de una parte por millón (ppm). La cantidad disponible para las plantas resulta ser afectada por varios factores, como la acidez del suelo, la presencia de hierro y aluminio solubles, el tipo de humus y su tasa de descomposición, así como las cantidades totales y formas de fósforo mineral en el suelo. Por lo general hay menos fósforo en los suelos de bosques de coníferas que en los bosques de madera dura, probablemente reflejando la capacidad de las coníferas para sobrevivir y competir sobre suelos que contienen un nivel relativamente bajo de fósforo (Pritchett, 1991).

El fósforo es absorbido por las plantas preferentemente como iones ortofosfato primarios o secundarios (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) que se encuentran en solución en el suelo. Pueden también ser absorbidas algunas cantidades muy pequeñas de fosfato orgánico soluble. Sin embargo, los compuestos orgánicos acaban siendo descompuestos, por lo cual el fósforo queda libre en forma inorgánica y es fácilmente asimilado por la planta. En condiciones de acidez predomina la forma monovalente (H_2PO_4^-), mientras divalente (HPO_4^{2-}) se encuentra en valores intermedios y la forma trivalente (PO_4^{3-}) se encontrará en condiciones alcalinas (Córdoba, 1998).

Los compuestos más sencillos de calcio, como los fosfatos mono y dicálcicos, son fácilmente asimilables para el desarrollo vegetal. No se conoce bien la constitución de los fosfatos de hierro y aluminio contenidos en los suelos, son probablemente fosfatos hidroxilados tales como dufrenita, wavelita, estrenuita, variscita principalmente. Estos compuestos son más estables en suelos ácidos y son extremadamente insolubles (Buckman y Brady 1991).

EFFECTOS DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LOS COMPONENTES ORGÁNICOS DEL SUELO, NITRÓGENO Y FÓSFORO.

Los cambios relacionados al incendio en el suelo producen completamente una serie de transformaciones en el entorno circundante, por la interdependencia entre el suelo y otros componentes del ecosistema. Inminentemente, a corto y a largo plazo ocurre la respuesta al incendio. Efectos inmediatos del incendio surgen como resultado del calor liberado durante la deflagración e impactando directamente el suelo y el ambiente circundante. La respuesta de componentes biológicos (microorganismos del suelo y vegetación) del medio ambiente al fuego es rápida.

Otro resultado presto, es la liberación de gases por la combustión de la materia orgánica del suelo durante la quema. El efecto a largo plazo es usualmente más sutil, pero ello puede persistir por años seguido de la quema o ser permanente. A un periodo prolongado el efecto surge desde las relaciones entre el ciclo de nutrimentos y la productividad (Figura 5) (De Bano, *et al.* 1998).

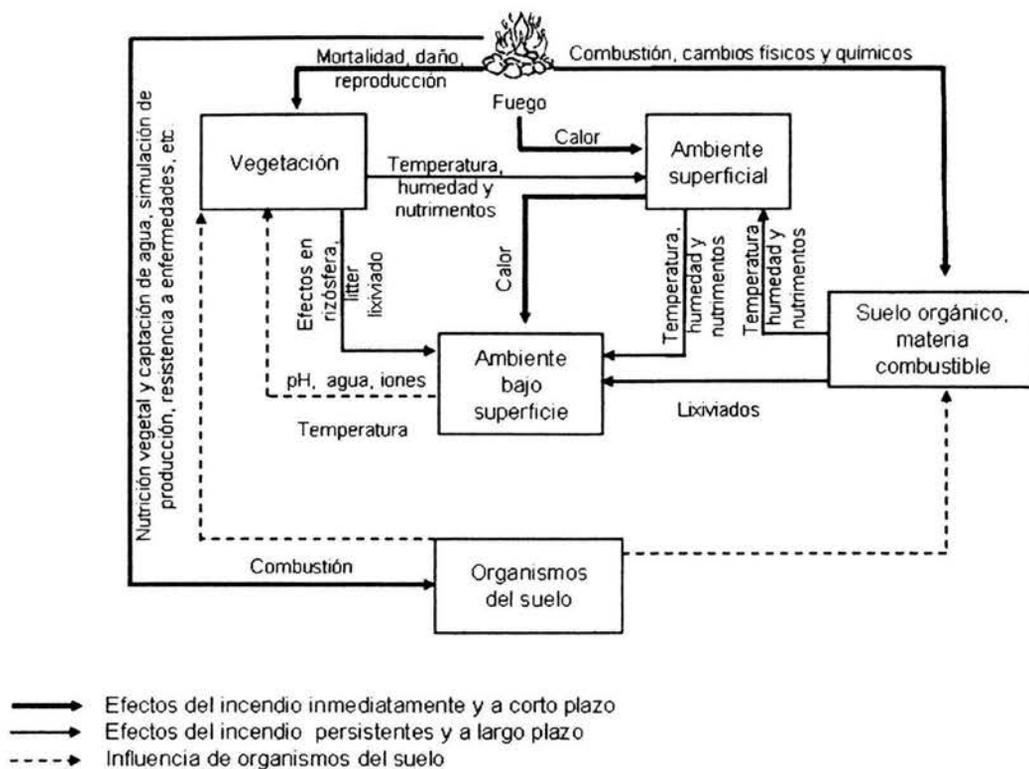


Figura 5. Efecto de los incendios a inmediato, corto y largo plazo y su relación entre el suelo y otros componentes del ecosistema. (De Bano, *et al.*, 1998).

Los efectos de los incendios forestales sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos se relacionan de manera directa con la severidad de la quema (Pritchett 1991); el régimen de temperatura (refleja la magnitud y duración del calor) es el producto final de los procesos de la combustión y transferencia de calor. El mantillo y el suelo son la última medida de los cambios que pueden esperarse en las propiedades del suelo postincendio.

Desgraciadamente, las temperaturas son difíciles de cuantificar a diferente severidad, porque el calor en un sitio específico, depende de las condiciones del suelo y el tiempo de la quema, particularmente el agua contenida antes del incendio. A pesar de la variabilidad de sitio a sitio, hay información de máximas temperaturas en la superficie del suelo durante el incendio en diferentes ecosistemas mundiales (De Bano, *et al.*, 1998).

Wright *et al* (1982), menciona que debajo de la superficie mineral del suelo, la temperatura disminuye considerablemente. Bajo montones de hojas (*Pinus palustris*), y donde el principal combustible son los pastos, la mayoría de las temperaturas en el suelo a una profundidad de 0.3 a 0.64 cm, oscilando de 66 hasta 79 °C y generalmente persiste de 2 a 4 minutos después del cual hay una rápida declinación de la temperatura. El incremento de la temperatura en el suelo es insignificante a profundidades mayores de 0.64 cm, sin tomar en cuenta la textura del suelo, incluso cuando las llamas tienen una altura de 3.7 m.

Similarmente, cuando un incendio de pastizal, con una altura de los pastos de 38 cm, al norte de New South Wales; se registra una temperatura máxima de 75 °C a 1 mm por debajo de la superficie del suelo. Así las temperaturas de incendios de pastos deben tener un efecto poco pronunciado en la materia orgánica del suelo, poblaciones microbianas y semillas enterradas. La penetración del calor al suelo mineral en bosques es dependiente de la profundidad a la que se halle combustible, régimen hídrico de la siguiente capa, y duración del fuego.

De Bano (1977) citado por Wright *et al.*, (1982), reporta que la máxima temperatura de la superficie del suelo para un incendio intenso, moderado y ligero en un chaparral en California es de 685 °C, 430 °C y 260 °C, respectivamente. Esta temperatura generalmente no disminuye hasta 100 °C por 15 minutos. A 2.5 cm bajo la superficie del suelo, las temperaturas máximas son de 195 °C, 175 °C y 90 °C, respectivamente, para la misma intensidad de incendios. A 5 cm, la temperatura máxima alcanzada para todas las intensidades es de alrededor de los 50 °C.

En ecosistemas forestales De Bano *et al.*, (1998), señala que en un incendio de baja intensidad en un bosque mixto de coníferas en California, la temperatura del suelo a 5 cm de profundidad era sólo ligeramente superior a la temperatura ambiente, y estas temperaturas son mantenidas por menos una hora. La temperatura de la superficie alcanzada por el fuego es mayor 100 °C y a 5 cm en el suelo la temperatura es sólo de 50 °C.

Por esto, el fuego participa, poco o mucho, en diversos ciclos biogeoquímicos, como los del nitrógeno, azufre, fósforo, bióxido de carbono, oxígeno, calcio, magnesio, sodio, potasio, así como en el ciclo del agua, y la mineralización⁴ y reciclamiento de la materia orgánica (Rodríguez 1996).

Las emisiones de gases y partículas producidas por la quema de la biomasa son dependientes de la naturaleza de la misma, la temperatura del fuego, y la eficiencia de la combustión del fuego, todo del cual depende del ecosistema. En general la biomasa está compuesta en su mayoría de carbono (cerca del 45% por peso) e hidrógeno y oxígeno (cerca del 55% por peso), con pequeñas trazas de nitrógeno (0.3 – 3.8% por masa), azufre (0.1 – 0.9%), fósforo (0.01 – 0.3%), y potasio (0.5 – 3.4%) y aun pequeñas cantidades de cloro y bromo (Levine y Cofer 2000).

La biomasa incendiada es una fuente instantánea de combustible y a largo plazo mejora las emisiones biogénicas del suelo vía incremento de nitrificación y desnitrificación del suelo y libera gases hacia la atmósfera (Levine y Cofer 2000).

Andriessse y Schelhaas (1987) presentan un estudio en diferentes suelos de Sarawak (Malasia), Tailandia y Sri Lanka, donde considera los efectos de la deforestación, sequía e incendios de la vegetación existente y propiedades del suelo en relación con niveles de fertilidad, especialmente en la intensidad de los incendios. Este estudio indica que los valores de altas temperaturas ocurren en la superficie del suelo donde hay una acumulación de biomasa (un rango de 200 – 700 °C), pero a la profundidad de 1 cm generalmente es < 175 °C y a 2 cm de profundidad la temperatura es < 100 °C. Sólo donde se acumula mucha biomasa, la temperatura a una profundidad de 5 cm alcanza valores de 150 – 250 °C, y señala que por lo tanto, sobre la mayoría del área, el calor *per se* no es causa significativa de cambios en las propiedades químicas del suelo, aunque la esterilización por calor puede afectar su microbiología.

⁴ Mineralización es la conversión de un elemento que se inmoviliza en alguna combinación orgánica en forma obtenible, como resultado de descomposición microbiana (Tamhane *et al.*, 1978).

Cuando el fuego es muy intenso, como en un incendio de copa, el suelo puede quedar literalmente cocido e improductivo durante décadas, en tanto que la erosión que pueda producirse luego de un siniestro superficial, puede durar varios meses, en tanto la vegetación vuelva a cubrir y a proteger el área (Rodríguez *et al.*, 2002).

De Bano (1998), menciona que la distribución de materia orgánica sobre y bajo la superficie del suelo es importante para evaluar los efectos del incendio, concentrándose en los primeros centímetros de éste y debido a su gran proporción en este plano, grandes cantidades relativas en la mayoría de los ecosistemas son expuestas directamente a la radiación del calor descendiente durante el incendio. Los diferentes componentes químicos encontrados en ella son perdidos cuando la temperatura del suelo se incrementa durante el calentamiento. Como la pérdida de materia orgánica sucede a temperatura por debajo de los 100 °C, y la volatilidad de sus componentes a una temperatura de 200 °C o superior; la pérdida del 85% debido a la destilación destructiva ocurre entre los 200 y 300 °C. Por arriba de los 300 °C, gran parte de la materia orgánica residual consiste de material carbonizado, el cual es finalmente perdido en la ignición y una eliminación del 99% de ésta es cuando el calentamiento del suelo es de 450 °C por 2 horas, o a 500 °C por 30 minutos.

Schnitzer y Hoffman (1964) citados por De Bano (1998) menciona que las primeras pérdidas de materia orgánica a bajas temperaturas son de grupos funcionales, mientras la descomposición del núcleo ocurre a altas temperaturas. Los grupos fenol y carboxilo son eliminados entre los 250 y 400 °C, siendo más estable el grupo fenol.

Un estudio de cambio térmico bajo el horizonte H del suelo en un bosque de encino de España, muestra que el contenido de oxígeno de los grupos funcionales en ácidos fúlvicos y en húmicos es alterado (Almendros *et al.*, 1990). Los ácidos húmicos son transformados en su mayoría a sustancias insolubles alcalinas, que contribuye cuantitativamente al humus del suelo. Simultáneamente, los ácidos fúlvicos son transformados a polímeros insolubles ácidos. La quema incompleta de la biomasa de la planta contiene material de lignina álcali-soluble y productos oscuros formados por la deshidratación de carbohidratos. La producción de compuestos de lignina incrementa la resistencia a la degradación química y biológica resultante de la materia orgánica. Sin

embargo, el incremento de la estabilidad de materia orgánica es compensado por una incorporación masiva de material ligno–celulosa que intensifica el reestablecimiento de microorganismos en el suelo seguido del incendio (De Bano 1998).

En la combustión de tejidos de plantas, el N y S pueden volatilizarse pero otros nutrimentos forman soluciones solubles en agua, las cuales son disponibles inmediatamente (Schnitzer y Khan, 1978).

Cromer citado por Pritchett (1991), informó que la quema de los montones de ramas liberaba nutrimentos fácilmente disponibles y esterilizaba parcial o totalmente el horizonte del suelo, según la intensidad del incendio.

Wright y Bailey (1982), mencionan que el nitrógeno y el azufre son fácilmente volatilizadas después de un incendio, pero, los cationes son aún más difíciles de volatilar y la pérdida es mucho menor. La temperatura de volatilización del nitrógeno es a 200 °C, potasio a 760 °C, sodio a 880 °C, calcio 1240 °C, magnesio 1107 °C; mientras que el fósforo inorgánico volatiliza cerca de los 774 °C y el fósforo orgánico es volatilizado a temperaturas menores (Giardina *et al.*, 2000).

El incendio o pirodesnitrificación puede también ser una importante fuente de nitrógeno, principalmente en forma de nitrógeno molecular (N₂), desde la biosfera hacia la atmósfera. El problema es que es difícil cuantificar la cantidad de nitrógeno liberado durante el incendio, sin embargo, la biomasa incendiada o pirodesnitrificada puede demostrar ser un proceso importante en el reciclamiento de compuestos nitrogenados desde la biosfera hacia la atmósfera (Levine y Cofer 2000).

La mayoría de los autores (Andriessse y Koopmans 1984; Levine y Cofer 2002; Pritchett 1991; Rodríguez 1996 y Richter *et al.*, 2002) consideran que en un incendio de una intensidad baja, favorece a que los compuestos como el nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio y potasio, sean mineralizados rápidamente a formas bioaprovechables, lo que le dará a esa zona una alta fertilidad. Por el contrario al aumentar la intensidad del incendio estos elementos son volatilizadas y el suelo llega a ser improductivo por mucho tiempo; este efecto es más notorio en el horizonte orgánico (O).

El nitrógeno total está altamente relacionado con la materia orgánica y, cuando se quema la cubierta forestal, el nitrógeno disminuye en relación con la intensidad del incendio, y que aunque el contenido de nitrógeno disminuyó en la cubierta forestal durante la quema controlada, se acumuló aproximadamente la misma tasa en los 0 - 10 cm del suelo mineral (Pritchett 1991)

Gran parte del nitrógeno de las ramas y capas de hojarasca se volatiliza durante la quema y la menor acidez de la superficie del suelo que resulta de los depósitos de cenizas puede estimular la mineralización del nitrógeno en materia orgánica residual. De esta manera, la disponibilidad del nitrógeno para los árboles a menudo aumenta temporalmente después de una quema controlada de la cubierta forestal (Pritchett 1991).

Andriessse y Koopmans (1984) realizaron un estudio en los 2 cm de profundidad del suelo en Sarawak (Malasia), al cual sometieron en condiciones controladas a diferentes temperaturas de 150, 200, 250, 350 °C, y el control, donde se aplican pruebas para determinación de nitrógeno y fósforo. En sus resultados obtiene que al aumentar la temperatura disminuye el % de nitrógeno. El fósforo disponible se incrementa a una temperatura más alta, primero ligeramente sobre 150 °C, y después fuertemente a una temperatura mayor a 200 °C, un incremento todavía es observable a 350 °C, pero disminuye su proporción. El incremento es debido probablemente por la mineralización del P orgánico. El intervalo de temperatura de 150° - 250 °C significa mayor combustión de la materia orgánica presente en el suelo. El cambio en muchos suelos característicos es causado por la desaparición de la materia orgánica, la liberación de cationes y la pérdida de material volátil. Andriessse y Koopmans (1984) alude que ese cambio, el cual ocurre a temperaturas mayores a 250 °C es principalmente el resultado de la resorción irreversible de cationes en el complejo de arcilla.

Indudablemente gran parte de la proporción del incremento disponible de nutrimentos reportados en varios estudios pueden ser atribuidos al incendio de la vegetación. Sin embargo, los cambios son causados por la combinación de dos procesos: adición de la vegetación incendiada, y los cambios del material orgánico y mineral del suelo por el calentamiento (Andriessse y Koopmans 1984).

Andriessse y Schelhaas (1987), en un incendio severo en Sri Lanka y Tailandia hay una disminución del 20-25% en carbono orgánico (aproximadamente 55-58% de materia orgánica), disminución del 5 - 10% en CIC y disminución < 10% en fósforo orgánico. La capa de 25 cm es principalmente afectada. Esto no es significativo en cambios de nitrógeno en el suelo, aunque la biomasa del nitrógeno se pierde completamente, probablemente por volatilización.

En contraste, un incendio incompleto en Sarawak resultó en un incremento del 20% de carbono y nitrógeno, un aumento del 10% en CIC y un incremento del 4% en fósforo orgánico. El incendio incompleto, y consecuentemente las bajas temperaturas en la superficie, puede tener la ventaja de aumentar, en parte, la descomposición de la materia orgánica al suelo, así como el ahorro de nitrógeno (Andriessse y Schelhaas 1987).

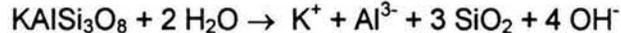
Jackson (1958) citado por Andriessse y Schelhaas (1987) explica que la composición nutrimental de las cenizas es variable. El nitrógeno contenido es generalmente muy bajo, mientras que otros elementos tienen altos valores. El incendio y el calor de la materia orgánica resulta en una rápida volatilización del N, los otros elementos llegan a ser volátiles sólo sobre 600 °C. Andriessse y Schelhaas (1987) llega a la conclusión de que a una temperatura de hasta 250 °C hay un incremento de nitrógeno y fósforo total, dado que hay una mineralización. Al aumentar la temperatura > 300 °C y hasta los 750 °C los elementos disminuyen por que se volatilizan. Al llegar a una profundidad de 25 cm el % de nitrógeno y fósforo aumentan pues las temperaturas alcanzadas son menores a 300 °C.

ANDOSOLES.

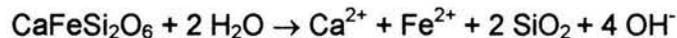
La base referencial mundial del recurso del suelo clasificó suelos desarrollados a partir de material volcánico. Los nombres comunes internacionales son "Andosol" (FAO, Soil Map of the World), "Andisol" (USDA Soil Taxonomy), "Andosols" y "Vitrosols" (Francia) y "suelos de cenizas volcánicas".

Los andosoles son caracterizados por la presencia de un horizonte ándico o vítrico. El horizonte ándico es rico en alofano⁵ (y minerales similares) o complejos aluminio-humus, mientras que el horizonte vítrico contiene una abundante presencia de "vidrios volcánicos".

La formación del andosol depende esencialmente del rápido desgaste químico de poros, la permeabilidad, material de grano fino en presencia de materia orgánica. La hidrólisis de materiales primarios como "microclina" y "augita" pueden servir para ilustrar este tipo de desgaste (los "vidrios" es actualmente una mezcla amorfa pero reaccionan en la misma forma):

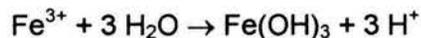
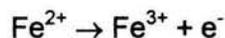


Microclina

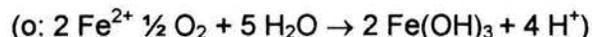


Augita

La liberación de iones Fe^{2+} y particularmente Al^{3+} se encuentran unidos en complejos estables con el humus. El hierro ferroso es primero oxidado a estado férrico y después precipitado en gran proporción como ferrihidrita:



Ferrihidrita



⁵ El alofano son hidruros de aluminio no cristalinos (orden de rango corto) con radio molares Al/Si típicamente entre 1 y 2 (el radio Al/Si de la caolinita es de 1). Esta consiste de espacios esféricos con un diámetro de 3.5 – 5 nm y tienen una gran superficie (reactiva) de área específica (FAO 2001).

El aluminio protege parte de la materia orgánica de la degradación formando complejos Al-humus. La movilidad de estos complejos es bastante limitada porque el suficiente desgaste producido por Al y Fe para producir complejos de grandes radios metal/orgánico son escasamente soluble. Esta combinación de baja movilidad y alta resistencia contra el ataque biológico promueve la acumulación de materia orgánica en la superficie del suelo culminando en la formación de un horizonte superficial “melánico” que es de un color oscuro intenso y de un alto contenido de materia orgánica.

El destino de la liberación de silicatos depende grandemente de la magnitud en que el aluminio esta unido dentro de complejos Al-humus. Si la mayoría o todo el aluminio es “fijado”, la concentración de la solución del suelo incrementa y mientras parte de los silicatos es lixiviado, y otra parte precipita como sílica opalina. Si por el contrario, si no todo el aluminio esta enlazado sobre un complejo, el resto puede coprecipitar con silicio para formar alofanos de composición variable, frecuentemente en asociación con imogolita.

La formación de complejos Al-humus y formación de alofano es una asociación mutuamente competitiva. Esto es conocido como “composición binaria” en los andosoles. Al parecer el alofano (e imogolita) son estables bajo condiciones ligeramente ácidas ($\text{pH} > 5$) a neutral, donde los complejos de Al-humus son predominantemente más ácidos. Si el aluminio es aun disponible bajo las condiciones anteriores, esto puede combinarse con exceso de silicio para formas arcillas tipo filosilicatadas 2:1 y 2:1:1, frecuentemente se encuentra una asociación de complejos Al-humus. Bajo condiciones ácidas, los suelos pueden tener Al intercambiable, el cual no es encontrado en el alofano. La estabilidad conferida a la materia orgánica por aluminio no es menor en la presencia de alofano. Esto sugiere que la actividad de aluminio en el alofano es bastante alta para interactuar con moléculas orgánicas e impedir una biodegradación y lixiviación.

La competencia entre humus y silicio por Al es influenciada por factores ambientales:

- El complejo "Al-humus + sílica opalina + arcillas filosilicatadas" es una asociación más pronunciada en suelos ácidos de cenizas volcánicas que están sujetas a fuertes lixiviaciones. En la practica esto es continuamente un rasgo de la composición binaria de los andosoles, de una asociación pura de complejos Al-humus (no alofanico) a una asociación alofano/imogolita (alofanica) lo cual es raro. Esta variación ocurre en un perfil y entre perfiles o en ambos.

- Después de la temprana formación del andosol, la completa inactivación de aluminio por materia orgánica puede reprimir la formación del alofano bajo condiciones templado-húmedas. Sólo cuando los niveles de acumulación de humus sin aluminio llegan a ser disponibles a la formación mineral. Esto explica porque el B-horizonte en andosoles es usualmente más rico en alofano e imogolita que el A-horizonte; el desgaste de minerales primarios beneficia pero el suministro de materia orgánica es limitada así que poco aluminio es unido a un complejo Al-humus.

La fracción total del poro del material del suelo incrementa grandemente en el transcurso del desgaste, típicamente desde un 50% de volumen hasta más de 75%. Esto es explicado por el lixiviado perdido y de la estabilización del material residual por materia orgánica y los productos de desgaste (sílice, alofano, imogolita, ferrihidrita).

Características hidrológicas. La mayoría de los andosoles tienen un excelente drenaje interno, porque su alta porosidad y en su caso predominantemente por la posición alta del terreno.

Características físicas. Los andosoles tienen una buena estabilidad del agregado y su gran permeabilidad al agua hace que este suelo (relativamente) sea resistente a la erosión por agua.

La cantidad de agua disponible es generalmente mayor que en otros suelos minerales. El excesivo secado del material de los andosoles puede irreversiblemente empeorar las propiedades de retención del agua, la capacidad de intercambio catiónico, el volumen del suelo, y ultimadamente la cohesión de las partículas del suelo. En un caso extremo esta caída parte de un fino polvo que es muy susceptible a la erosión.

Características químicas. Los andosoles tienen propiedades variables de alta de intercambio, la carga depende fuertemente del pH y la concentración de electrolitos. Por la carga negativa los andosoles pueden reaccionar con valores altos por la alta concentración de materia orgánica y a lofano (FAO 2001).

ESPECTROSCOPIA INFRARROJA.

La espectroscopia en el infrarrojo tiene una gran aplicación en el análisis cuantitativo y cualitativo. Su principal aplicación ha sido la identificación de grupos funcionales en compuestos orgánicos (Skoog y Leary 1994). Su elevada selectividad a menudo hace posible la cuantificación de una sustancia en una mezcla compleja, no siendo necesario una separación previa (Skoog y Leary 1994).

Para un análisis elemental de grupos funcionales, las técnicas más usadas para la caracterización de sustancias húmicas puede se dividen en no-destructivas y destructivas. Las primeras incluyen la espectrofotometría en el UV visible, espectrofluorometría, espectroscopia en el infrarrojo, resonancia magnética nuclear, rayos X, microscopía electrónica, análisis de difracción del electrón, mediciones de viscosidad, tensión superficial y dimensiones del peso molecular (Schnitzer 1978).

La espectroscopia en el infrarrojo (IR) abarca las regiones del espectro comprendidas entre los números de onda de 12800 a 10 cm^{-1} aproximadamente, lo que corresponde a las longitudes de onda de 0.78 a $1000\ \mu\text{m}$. Tanto desde el punto de vista de las aplicaciones como de los instrumentos es conveniente subdividir la región infrarroja en *cercano*, *medio* y *lejano*. La gran mayoría de las aplicaciones analíticas se basan en el empleo del infrarrojo medio comprendida entre los 4000 y los 400 cm^{-1} , corresponde a longitudes de onda de 2.5 y $15\ \mu\text{m}$ (Cuadro 2) (Skoog y Leary 1994).

Unidades diferentes han sido adoptadas por diversos investigadores, por lo que es necesario familiarizarse con cada convención. La cantidad de luz absorbida se grafica comúnmente "por ciento de transmisión", lo cual significa que en una región de máxima absorción aparece como un valle en la mayoría de los curvas en el infrarrojo (Cuadro 2) (Shriner *et al.*, 1991).

Cuadro 2. Regiones del infrarrojo e intervalos.

Región	Longitud de onda (λ) en μm	Número de onda (ν) cm^{-1}	Frecuencia en (ν) en Hz
Cercano	0.78 a 2.5	12800 a 4000	3.8×10^{14} a 1.2×10^{14}
Medio	2.5 a 50	4000 a 200	1.2×10^{14} a 6.0×10^{12}
Lejano	50 a 1000	200 a 10	6.0×10^{12} a 3.0×10^{11}

Tomado de Shriner *et al.*, (1991).

La unidad más empleada para indicar la Posición de las señales en un espectro es el número de onda en cm^{-1} , la longitud de onda de onda en micras (μ) se usa como una alternativa. Las micras se convierten a número de onda sacando su recíproco y multiplicándola por 10,000 (Shriner *et al.*, 1991).

Para absorber radiación infrarroja, una molécula debe experimentar un cambio neto en el momento dipolar como consecuencia de su movimiento vibratorio o rotatorio. Sólo en estas circunstancias puede interactuar la molécula con el campo eléctrico alternante de la radiación y causar cambios en su movimiento. Las posiciones relativas de los átomos en una molécula no están exactamente fijas, sino que fluctúan continuamente como consecuencia de multitud de tipos vibracionales (Skoog y Leary 1994).

Las vibraciones corresponden a las categorías básicas de extensión y flexión. Una vibración por extensión supone un cambio continuo en la distancia interatómica a lo largo del eje del enlace entre dos átomos sin cambio en el ángulo de enlace. Las vibraciones por flexión se caracterizan por un cambio en el ángulo de enlace y son de cuatro tipos: de tijera, oscilación, sacudida y torsión (Skoog y Leary 1994).

Con los años, se ha acumulado información empírica relativa a la gama de frecuencias con que puede esperarse que varios grupos funcionales absorban. Las tablas de correlación proporcionan un medio conciso para resumir esta información de modo que sea útil para fines de identificación. Permiten conjeturar los grupos funcionales presentes y ausentes en una molécula, basándose en la posición de las

señales en el espectro de absorción IR. Por lo general, no es posible identificar sin ambigüedad una u otra de las fuentes de todas las señales en un espectro IR dado o la identidad exacta de la molécula. Las tablas de correlación sirven de punto de partida en el proceso de identificación (Skoog y Leary 1994).

La espectrofotometría de IR es usada para la caracterización total de materiales húmicos de diversos orígenes, para la evaluación de los efectos de diferentes extractantes químicos, modificaciones químicas como son: metilación, acetilación, saponificación para la formación de derivados. Esto también puede ser usado para detectar cambios de estructura química de materiales húmicos, seguir una oxidación, y tratamiento similares a la pirolisis. El espectro IR refleja el predominio del contenido de oxígeno en grupos funcionales como, ácidos carboxílicos ($R-CO_2H$), hidroxilo ($R-OH$, $Ar-OH$) y carbonilo ($R_2-C=O$) en materiales húmicos (Schnitzer 1978).

Los grupos funcionales más comunes identificados en el infrarrojo son: acetilenos ($RC\equiv CH$ y $RC\equiv CR$), anhídrido de ácido, haluro de acilo, ácido carboxílico, alcoholes, aldehído, amidas, aminas, ésteres, éteres, hidrocarburos saturados, hidrocarburos aromáticos, cetonas, nitrilos ($C\equiv N$), compuestos nitrados, olefinas, iminas, misceláneas (que contienen grupos con azufre, fósforo, silicio, flúor, cloro y bromo) y sales inorgánicas y compuestos derivados (Shriner *et al.*, 1991).

La intensidad relativa de la señal de absorción en el Infrarrojo con Transformadas de Fourier, ha sido usada exitosamente para evaluar la degradación y humificación de la turba (Lehtovaara *et al.*, 1988) y la descomposición aeróbica de la materia orgánica (Inbar *et al.*, 1989), citados por (Niemeyer *et al.* 1992).

De acuerdo con Schnitzer (1994) citado por Schulten y Schnitzer (1997), estructuralmente las dos fracciones húmicas son similares, y las señales encontradas correspondientes a grupos funcionales en los espectros de infrarrojo se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Número de onda y designación de señal para grupos funcionales.

Número de onda (cm ⁻¹).	Designación de señal.
3400	Vibraciones de estiramiento de O-H (asociado) en fenoles, alcoholes, ácidos carboxílicos y agua (Schnitzer y Khan, 1978, Almendros <i>et al.</i> , 1990, Celi <i>et al.</i> , 1997).
3030	Vibración de alargamiento de C=C – H aromático (hombro) (Bellamy 1975, Nakanishi 1977).
2900	Estiramiento C-H, CH ₂ y CH ₃ alifático (Niemeyer <i>et al.</i> 1992, Hempfling 1988).
1725	Vibración de estiramiento del carbonilo C=O, de COOH o COOR (Niemeyer <i>et al.</i> , 1992, Hempfling <i>et al.</i> , 1988).
1650	Vibración de alargamiento C=O de quinona (Nakanishi 1977, Soler Rovira <i>et al.</i> , 2002).
1630	Vibración de alargamiento –C=C- de alqueno conjugado con fenoles (Bellamy 1975).
1615	Vibración de alargamiento de C=C de aromáticos conjugados (Nakanishi 1977).
1600	Enlace de estiramiento múltiple C=C aromático (Niemeyer <i>et al.</i> , 1992).
1460	Deformación C-H, alcano CH ₃ , o estiramiento C-C, aromático (Niemeyer <i>et al.</i> 1992, Hempfling 1988).
1400	Vibración de deformación O-H y estiramiento C-O de fenol (Bellamy 1975).

Número de onda (cm^{-1}).	Designación de señal.
1250	Vibración de alargamiento -C-O-H de fenol (Bellamy 1975).
1225	Vibración de deformación O-H y estiramiento C-O de ácido carboxílico (Celi et al 1997).
1150	Estiramiento C-O-C (ésteres) alifáticos y anillos (Bellamy 1975).
1050	Estiramiento C-H de aromáticos, deformación de O-H y estiramiento C-O, de restos de polisacáridos, o restos de materiales silicatados (Francioso et al. 2000, Rovira et al 2002, Piccolo 1998).
990	Deformación C-H, aromático (Bellamy 1975, Niemeyer <i>et al.</i> , 1992).
770	Deformación C-H, aromático (Bellamy 1975, Niemeyer <i>et al.</i> , 1992).

4. ÁREA DE ESTUDIO.

El Parque Nacional "El Chico" al norte de la capital del estado de Hidalgo, fue declarado Reserva Forestal en 1898, con un área de 1,853 ha y ampliada a 2,740 ha cuando se declaró Parque Nacional en el Diario Oficial de la Federación el 6 de julio de 1982, así se protegen bosques de encino, ciprés, oyamel y algunos pastizales (Vargas 1997, Challenger 1998).

LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA. Políticamente el Parque Nacional "El Chico" se ubica al Norte de la capital del estado, Pachuca, y pertenece a los municipios de Pachuca y Mineral del Chico del estado de Hidalgo (Vargas 1997). Geográficamente se localiza entre los meridianos 98°41'47" y 98°45'31" longitud oeste y entre los paralelos 20°10'05" y 20°13'25" latitud norte (Figura 6).

Fisiográficamente pertenece a la Sierra de Pachuca, es una cordillera escarpada y sobresalen numerosos cerros, como: Las Monjas (2,960 msnm), La Muela (2,040 msnm), La Cueva Blanca (3,060 msnm), El Monte Copado (3,020 msnm), aflorando rocas volcánicas extrusivas y materiales sedimentarios cuyas edades van del terciario al reciente (Vargas 1997).

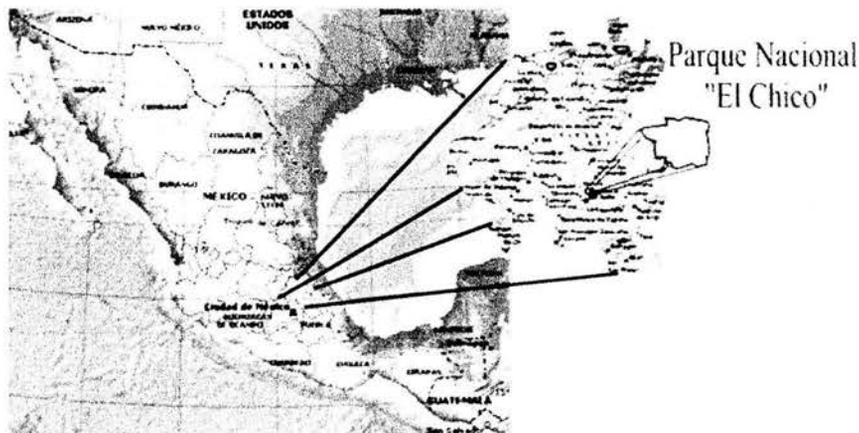


Figura 6. Ubicación geográfica del Parque Nacional "El Chico" Hgo. México.

CLIMA. Presenta un clima templado subhúmedo, con lluvias en verano y semifrío. Con una temperatura media anual de 21 °C y una mínima de 5 °C, una precipitación media anual de 1,479 mm de agua y la mayor cantidad de lluvia cae en Junio con 240.7 mm, la menor precipitación se da en febrero con 18.6 mm, con lluvias en verano (Vargas, 1997).

SUELO. Los suelos presentes son Cambisoles Húmicos, Phaeozem Háplico, Litosoles y Regosoles, todos derivados de rocas ígneas extrusivas (Vargas 1997).

HIDROLOGÍA. La hidrología del parque queda comprendida dentro de la cuenca hidrográfica del Río Pánuco, formándose algunos manantiales dentro del área (Vargas, 1997).

VEGETACIÓN. Tiene una vegetación sobresaliente representada principalmente por bosques de Abies, *Abies religiosa*, *Salix* y *Pinus* sp; el Bosque de Pino, *Pinus rudis* y *Pinus teocote*; bosque de Cupressus; bosque de Quercus, *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Q. affinis*, *Q. mexicana*, *Q. crassifolia*; bosque de Abies-Quercus, *Abies religiosa*, *Quercus rugosa*, *Q. affinis*, *Q. glandulosa* y Matorral de *Juniperus monticola* (Vargas 1997).

5. HIPÓTESIS.

Las sustancias húmicas al intervenir en importantes procesos químicos en el suelo y al ser vulnerables ante cualquier cambio en el ambiente incluyendo los incendios forestales, sus diferencias estructurales serán observables aún después de 4 años de afectación, siendo evidente un mayor daño a menor profundidad del suelo y a un mayor impacto del incendio, permitiendo evaluar el efecto de los incendios en las sustancias húmicas y la disposición de nitrógeno y fósforo en la dinámica de recuperación de los bosques de oyamel.

6. OBJETIVOS.

OBJETIVO GENERAL.

Caracterizar el estado actual de materia orgánica particularmente de las sustancias húmicas y relacionar con el nitrógeno y fósforo presente del suelo afectado por los incendios forestales de 1998 en el Bosque de Oyamel del Parque Nacional "El Chico", Hidalgo.

OBJETIVOS PARTICULARES.

- Identificar los cambios estructurales en los ácidos húmicos y fúlvicos presentes en el suelo, tanto en bosque no afectado como en aquellos que sufrieron diferentes niveles de incendios forestales durante el periodo de 1998.
- Realizar un análisis comparativo e interpretativo del estado actual de las fracciones húmicas del suelo, de acuerdo a las profundidades del suelo e intensidades de los incendios.
- Evaluar los efectos de los cambios estructurales de los ácidos húmicos y fúlvicos sobre la dinámica de nitrógeno y fósforo del suelo.
- Discutir los efectos de los incendios a mediano plazo, sobre las propiedades de las sustancias húmicas, nitrógeno y fósforo del suelo, así como sus implicaciones ecológicas del bosque de oyamel en el Parque Nacional "El Chico", Hidalgo.

7. MÉTODO

TRABAJO DE CAMPO

Selección del sitio de muestro. Se consultaron las fuentes de información que permitieron documentar y tener los datos cartográficos de las áreas con diferente intensidad de incendio forestal en el Parque Nacional “El Chico” Hidalgo. Posteriormente se localizaron las zonas que presentó vegetación de *Abies religiosa* y se dividieron en:

- a) Bosque no afectada por incendio (hasta la fecha) (BNA)
- b) Bosque afectado por incendio superficial (BISU)
- c) Bosque afectado por incendio de copa moderado (BIM)
- d) Bosque afectado por incendio de copa severo. (BISE)

Se seleccionaron las zonas de muestreo con base en: representatividad; accesibilidad; y ausencia de incendios o perturbaciones mayores de otro tipo, posteriores a 1998.

Obtención de muestras. Se ubicaron los puntos de muestreo en el núcleo del incendio de las zonas antes citadas, para evitar el efecto borde, utilizando el muestreo al azar no probabilístico (Valencia y Hernández 2002). Se obtuvo una muestra compuesta de cada profundidad: a) 0- 2.5 cm, b) 2.6 - 5 cm y c) de 5.1 – 7.5 cm; y posteriormente se formaron 5 repeticiones a partir de cada muestra compuesta. Obteniendo un total de 75 muestras.

TRABAJO DE LABORATORIO.

Análisis de muestras. El trabajo de laboratorio se llevó a cabo en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, en el laboratorio L-315, L-328 laboratorio de Espectroscopia y laboratorio de Nutrición Vegetal. Las muestras fueron secadas al aire por 2 semanas, y tamizadas a través de malla de 2 mm. Para la extracción y

purificación de los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos se utilizó el procedimiento descrito por Celi *et al.*, (1997), que se basa en la afinidad de la fracción húmica ante reacciones oxido - reducción, primeramente las sustancias húmicas son solubles en álcali, y posteriormente separadas aprovechando su solubilidad, los ácidos húmicos solubles se precipitan en un medio ácido, los ácidos fúlvicos solubles en un medio alcalino. Para la cuantificación de fósforo en suelo se utilizó método de Bray y Kurtz No. 1 (Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo 1997) y para la cuantificación de nitrógeno en suelo se empleo el método semi-micro de Kjeldhal (Kalra y Maynard 1991).

Método instrumental en las fracciones húmicas. El espectro IR de una dispersión de la muestra en bromuro de potasio (Bromuro de potasio grado espectroscópico (E. Merk 64271 Darmstadt, Germany)), se corre en un espectrofotómetro (Perkin Elmer 1600 Series FTIR), la posición de las señales se dan en número de onda (cm^{-1}).

TRABAJO DE GABINETE.

Análisis de resultados. Para la interpretación de los espectros del IR se respaldó en cartas de correlación para grupos funcionales (Shriner y Fuson 1991 y Bellamy 1975), y se compararon los espectros de cada profundidad de las zona; y por intensidad de incendio.

Los datos de los pesos obtenidos a través de la extracción de los ácidos húmicos y fúlvicos; y la determinación de nitrógeno y fósforo se analizaron estadísticamente, realizando análisis de varianza de una vía y correlación con el programa de Statgraphics, comparando la misma profundidad del suelo en las diferentes zonas (BNA, BISU, BIM y BISE), así como las profundidades de cada zona.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

ÁCIDOS FÚLVICOS.

En relación a la fracción de los ácidos fúlvicos de la materia orgánica del suelo de la zona del BNA, no presentó diferencias significativas⁶ en las profundidades analizadas, mientras que en el BISU y BIM las diferencias son considerables (Cuadro 4), donde las mayores pérdidas de peso en las zonas afectadas son a los primeros centímetros del suelo y disminuyendo este daño a una menor exposición del fuego, es decir, a mayor profundidad. En el caso del BISE, no mostró una variación o disminución considerable en el peso de esta fracción.

Cuadro 4. Variación del peso (g Kg^{-1}) de los ácidos fúlvicos del suelo en las zonas de estudio.

PROFUNDIDAD	ZONAS			
	BNA _(NS)	BISU*	BIM*	BISE*
--- (cm) ---	----- (g Kg^{-1}) -----			
0 – 2.5*	34.3	3.0	2.0	34.2
2.5 – 5.0*	30.2	20.6	12.4	22.5
5.0 – 7.5*	34.7	34.6	20	25.1

En columna: (NS) Diferencia no significativa estadísticamente ($P > 0.05$)
En filas y columnas: (*) Diferencia significativa

Con respecto a los espectros en el IR, la posición e intensidad relativa de las señales de los espectros del BNA fueron análogas entre sí, con respecto a su profundidad.

Mientras que las zonas impactadas por incendios las señales presentaron variación en posición e intensidad relativa, manifestando así cambios estructurales en los grupos funcionales de los ácidos fúlvicos.

Cabe señalar que las señales que se encontraron son equivalentes a las descritas por Schnitzer y Gupta (1964), citados por Schnitzer y Khan (1978).

⁶ Ver anexo B, Figura 22

ÁCIDOS FÚLVICOS EN BOSQUE NO AFECTADO⁷.

El análisis de los espectros en el IR del bosque no afectado (Figura 7) muestra que la intensidad y posición de la señal a 2932 cm^{-1} , asignada al enlace C-H alifático (CH_3 , CH_2), fue similar en las profundidades analizadas, con excepción de la profundidad de 0 a 2.5 cm que, debido al ensanchamiento de la señal a 3444 cm^{-1} atribuida a O-H asociado de fenol, ácido carboxílico, polisacáridos no permitió distinguirla.

Las señales asignadas a los ácidos carboxílicos a 1725 cm^{-1} (C=O), 3444 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1398 cm^{-1} (C-O), no presentaron cambio aparente en su intensidad relativa y posición en las profundidades analizadas.

La señal de 1625 cm^{-1} asignada a enlace C=C de alqueno mostró un aumento en la intensidad relativa a una mayor profundidad del suelo.

Las estructuras aromáticas y fenólicas se pueden establecer por la presencia de las señales a 3444 cm^{-1} (O-H, asociado), 1234 cm^{-1} (C-O-H) 984 cm^{-1} (C=C aromático). La posición e intensidad relativa de las señales para los primeros 5 centímetros es similar, mientras que a la profundidad de 5 a 7.5 cm la intensidad de la señal fue más intensa.

La señal asignada al grupo funcional quinona (1643 cm^{-1}), presenta una ligera disminución en su definición al aumentar la profundidad del suelo. Lo que permite aseverar que a mayor profundidad hay una menor presencia de grupos oxidados como las quinonas.

En la región de 1142 cm^{-1} están situadas las señales que caracterizan el enlace (C-O) de ésteres y alcoholes, y se observó un aumento en la intensidad de la señal al aumentar la profundidad.

⁷ Ver anexo C, Figura 57 y 61

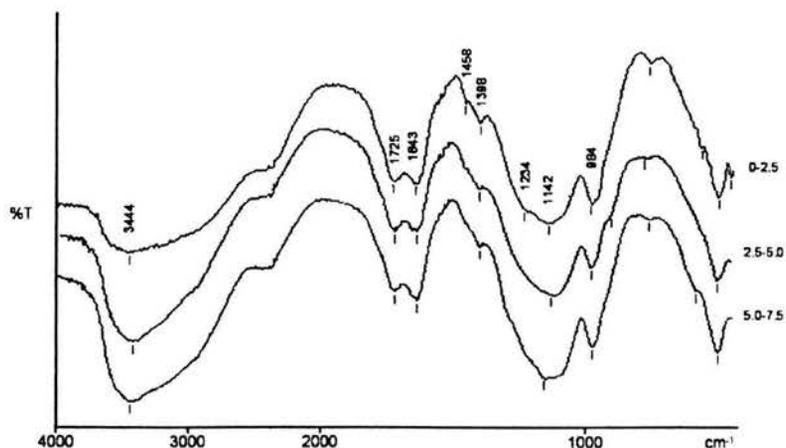


Figura 7. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque no afectado en las tres profundidades analizadas.

ÁCIDOS FÚLVICOS EN LAS ZONAS AFECTADAS POR INCENDIO.

Al tomar como referencia las observaciones obtenidas de la zona del bosque no afectado, se compararon las variaciones del peso de los ácidos fúlvicos de las zonas con diferente grado de afectación por la quema, así mismo también se analizó la intensidad relativa y la posición de las señales de los espectros en el IR con respecto a la profundidad y por zona impactada.

PROFUNDIDAD 0 A 2.5 cm.

El bosque afectado por incendio superficial y moderado a una profundidad de 0 a 2.5 cm, exhibió una pérdida de peso de AF aproximadamente del 49%, lo cual coincide con lo descrito por Almendros *et al.* (1990) quien encontró, que a una mayor intensidad de incendio, el peso de los ácidos fúlvicos disminuyen hasta 60%. Sin embargo, para el caso del bosque de incendio severo no se presentó diferencia significativa ($P= 0.000$)⁸ con respecto al bosque no afectado.

Estas variaciones de peso están asociados a los cambios mostrados por los espectros en el IR de la fracción fúlvica de las diferentes zonas de estudio, ya que se observaron diferencias en la intensidad relativa de las señales de los grupos

⁸ Ver anexo B, Figura 26

funcionales al tomar como referencia al bosque no afectado, se debe tomar en cuenta que la degradación es mayor en los grupos funcionales externos por estar más expuestos al incendio y progresivamente la degradación disminuye hacia los grupos funcionales del núcleo.

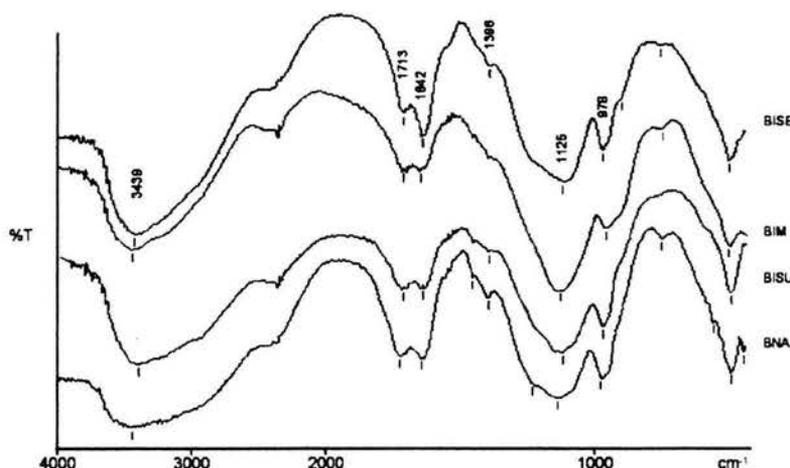


Figura 8. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en la profundidad 0 a 2.5 cm, en las zonas de estudio.

En la Figura 8 se aprecia que, la señal 2932 cm^{-1} asignada al enlace C-H de alifáticos, mostró una disminución en intensidad a un mayor impacto del incendio. Orlov 1992, mencionó que hay liberación de CO_2 y H_2O debido a la oxidación de cadenas de CH_3 y CH_2 , además de un desprendimiento de energía en forma de calor, que a menudo es suficiente para mantener alta la temperatura, permitiendo que la combustión continúe, hasta alcanzar temperaturas entre 300 y $400\text{ }^\circ\text{C}$; lo que origina una decarboxilación de las moléculas por rompimiento del enlace carbono-carbono en los ácidos carboxílicos (Morrison y Boyd 1998), a los cuales corresponden las señales a 1713 cm^{-1} (C=O), 3439 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1396 cm^{-1} (C-O), las cuales presentaron una disminución en intensidad a mayor impacto de quema.

La señal de 1642 cm^{-1} (C=C) asignado a alquenos, mostró una disminución en intensidad en la condición del BISU y BIM, debido a que el contenido de material vegetal durante el incendio no fue considerable y la fracción fúlvica es más afectada debido a su menor estabilidad estructural en comparación de los ácidos húmicos; mientras que en el incendio severo la intensidad de la señal aumentó, como consecuencia de la depositación de material de los estratos herbáceo, arbustivo y el arbolado, compuestos en su mayoría de carbohidratos y resinas que sufren una deshidratación originando que ambos formen estructuras mucho más estables como alquenos.

En comparación con el BNA, el BISU y BIM mostraron una disminución en la intensidad de las señales de 3439 cm^{-1} (O-H, asociado), 1234 cm^{-1} (C-O-H) y 978 cm^{-1} (C=C) asignadas a fenoles y anillos aromáticos, debido a una menor estabilidad de la fracción, mientras que en el incendio severo la gran concentración de ligninas depositadas en el suelo son polimerizadas en esta profundidad.

Los ácidos fúlvicos son los que prestan mayor acidez de las dos fracciones húmicas (Orlov 1992) debido al mayor contenido de oxígeno e hidrógeno presente en los grupos funcionales ácidos (Mortvedt *et al.* 1983) sabiendo esto de antemano, se puede explicar que, la disminución del pH en las condiciones BISU y BIM es consecuencia de la disminución del peso de la fracción así como la disminución en la intensidad de las señales asignados a fenoles y ácidos carboxílicos en el espectro IR (Figura 15). Sin embargo, el incendio severo presentó una mayor intensidad en las señales asociadas a fenol, incluso mayor que en el bosque no afectado, pero no se observó una diferencia significativa en el peso en esta profundidad, comparado con el BNA, esto se explica por el proceso de depositación de materia orgánica proveniente de la quema de todo el fuste del arbolado, el cual está formado por gran cantidad de compuestos de lignina (que son compuestos aromáticos, celulosa y polisacáridos) que son depositados en el suelo.

Los compuestos depositados están sometidos a procesos de oxidación, transformándolos a compuestos mucho más estables, acelerando así el proceso de polimerización de los ácidos fúlvicos (De Bano 1998), que resulta en estructuras más

oxidadas del benceno, como son los fenoles, resultando en una disminución en el pH del suelo, pues estos compuestos son considerablemente más ácidos que el agua, pero menos que los ácidos carboxílicos (Morrison y Boyd 1998). Sin embargo en el BISE debido a la condensación y polimerización de compuestos fenólicos que mostró señales intensas en los espectros, así como un aumento del peso de la fracción, explicaría la disminución de pH del suelo de esta zona basándose en los datos obtenidos por García (2003) de pH, así como lo reportado por Almendros *et al.*, (1990) que menciona que al quemarse los ácidos fúlvicos son transformados a compuestos ácidos insolubles, causado por la polimerización de fenoles, que pese a contener grupos funcionales polares, se vuelve insoluble en agua por el aumento en el peso molecular (Morrison y Boyd 1998).

En la señal asignada a quinonas 1642 cm^{-1} , se observó una mayor intensidad al aumentar el impacto de la quema, comparado con el espectro de los ácidos fúlvicos del suelo del bosque no afectado. Esto se atribuye a que, los fenoles al estar sometidos a un proceso de oxidación como un incendio, dan la formación de 2,5 ciclohexadien⁻¹,4-diona o quinona (Mc Murry 2000); o también a partir de triosas (restos de polisacáridos) y al haber una condensación y su posterior deshidratación se forman quinonas (Fassbender y Bornemisza 1987).

Una característica importante de las quinonas, son las propiedades de oxido-reducción para el funcionamiento de las células vivas, donde ciertos compuestos llamados ubiquinonas (también llamadas coenzima Q) actúan como agentes oxidantes bioquímicos para mediar en los procesos de transferencia de electrones que participan en la producción de energía, y estas son componentes de todos los organismos aerobios (Mc Murry 2000).

Lo que explicaría el aumento en la intensidad de la señal asignada para quinonas y lo que quizá implicaría una mayor actividad bacteriana debido a este tipo de compuesto.

La región 1125 cm^{-1} asignada enlace C-O de ésteres, se observó una intensidad de la señal del BISU similar a la del bosque no afectado; mientras que en el BIM y BISE presentó una intensidad de la señal considerablemente más intensa; pues al aumentar

la temperatura los fenoles, los ácidos carboxílicos unidos a anillos aromáticos, reaccionan por la deshidratación formando enlaces éster respectivamente (Mc Murry 2000, Morrison y Boyd 1998) cerrando más la estructura por la unión de anillos aromáticos.

PROFUNDIDAD 2.5 – 5.0 cm.

A esta profundidad la mayor pérdida de peso de la fracción fúlvica fue registrado en el bosque de incendio moderado (30%), mientras que en el incendio superficial e incendio severo, la pérdida fue de 16% y 13% respectivamente ($P=0.000$)⁹.

Con relación a los espectros IR de esta profundidad (Figura 9), se apreció una disminución en la intensidad de la señal asignada a C-H alifático (2931 cm^{-1}), siendo más evidente a una mayor exposición de los AF al calor, como es el caso del bosque de incendio moderado y severo, ocasionada por la oxidación de las cadenas alifáticas, mientras que en incendio superficial, no se apreció un cambio con respecto al bosque no afectado, debida a la capacidad aislante del suelo.

Una disminución en la intensidad relativa de la señal a 3424 cm^{-1} (O-H, asociado), con un ligero aumento en la señal asignada al carbonilo de ácido carboxílico a 1719 cm^{-1} (C=O) es un cambio evidente causado por la oxidación de grupos -OH alifáticos y polisacáridos para formar ácidos carboxílicos (Morrison y Boyd 1998); a diferencia de la profundidad subyacente y esta, radica que las capas superiores están sometidas a una mayor exposición al fuego y, la temperatura y energía liberadas por el incendio originó una descomposición de grupos funcionales que constituyen los AF, con una consecuente carbonización de la materia orgánica; al aumentar la profundidad la temperatura alcanzada favoreció la transformación química de -OH a -COOH, lo que resulta evidente al observar un aumento en la intensidad de las señales asignadas a los ácidos carboxílicos en esta profundidad, los espectros mostraron una mayor intensidad de estas señales para incendio superficial, y disminuyendo progresivamente la intensidad de la señal en BIM y BISE.

Las señales a 3424 cm^{-1} (O-H, asociado), 1234 cm^{-1} (C-O-H) y 969 cm^{-1} (C=C)

⁹ Ver anexo 8 Figura 27

asignadas a fenol, no se detectaron cambios en las intensidades de las señales en los espectros de ácidos fúlvicos provenientes del BISU, BIM y BISE en comparación al bosque no afectado esto, debido a que los grupos funcionales más afectados son los que se encuentran en la periferia de la molécula de los ácidos fúlvicos y son las susceptibles de oxidarse, mientras que las estructuras del núcleo son más estables.

La señal asignada a carbonilo de quinonas ($C=O$, 1637 cm^{-1}), comparando con el espectro de los ácidos fúlvicos del suelo del bosque no afectado, mostró un ligero aumento en la intensidad relativa al aumentar el impacto de la quema, las quinonas provienen principalmente de la oxidación de dihidroxibencenos.

La región 1149 cm^{-1} asignada a esteres y éteres, presentó un aumento en la intensidad de la señal en el incendio moderado y severo debido a la esterificación formados a partir de ácidos carboxílicos y fenoles.

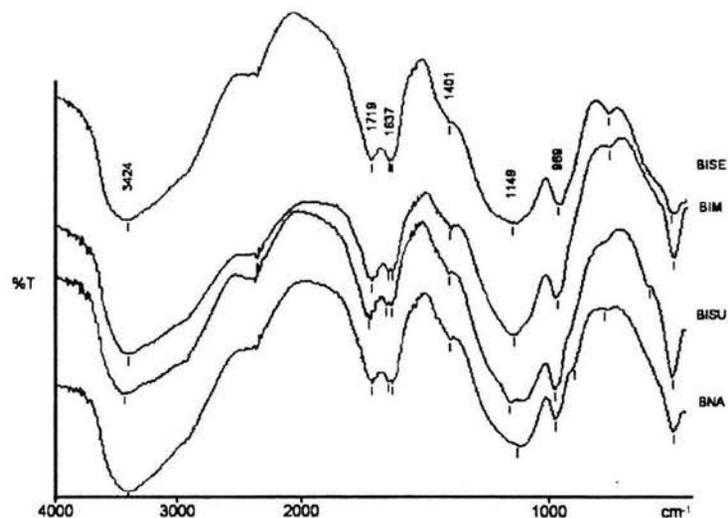


Figura 9. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en la profundidad 2.5 a 5.0 cm, en las zonas de estudio.

PROFUNDIDAD 5.0 - 7.5 cm.

La mayor pérdida de peso de la fracción se observó en el BIM y BISE, siendo la condición de incendio moderado la más afectada, mientras que entre el BNA y BISU no mostraron diferencias significativas ($P=0.000$)¹⁰.

A una profundidad de 5.0 a 7.5 cm, no se encontraron cambios en la intensidad y posición de las señales de los espectros IR (Figura 10) de la zona de incendio superficial e incendio severo con respecto al bosque no afectado, lo que nos permite asegurar que no hay cambio estructural en los grupos funcionales. Sin embargo el espectro del incendio moderado presenta una señal ligeramente menos intensa en grupos aromáticos y fenoles, lo que se reflejó en un menor peso obtenido de estos ácidos a esta profundidad.

Los espectros en el IR de los ácidos fúlvicos a esta profundidad mostraron que en la intensidad de la señal de 2932 cm^{-1} asignada al enlace C-H de alifáticos, permaneció similar en todas las zonas afectadas por diferente intensidad de incendio comparando con el BNA.

Las señales 1719 cm^{-1} (C=O), 3425 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1396 cm^{-1} (C-O) establecido para ácido carboxílico, presentó un ligero aumento en la intensidad de la señal, en muestras del BIM y BISE, siendo en este último la señal más intensa, debida a la condensación de ácidos carboxílicos; mientras que en el incendio superficial la intensidad de la señal es similar al espectro perteneciente al bosque no afectado.

En 3425 cm^{-1} (OH, asociado), 1234 cm^{-1} (C-O-H) y 978 cm^{-1} (C=C), asignado a fenol, comparativamente con el bosque no afectado, se detectó una mengua en la intensidad de la señales del incendio moderado y severo, en tanto el incendio superficial es similar al bosque no afectado.

La señal establecida a las quinonas (1637 cm^{-1}), no presentó una modificación aparente en la intensidad de las señales.

¹⁰ Ver anexo B Figura 28

En la señal 1143 cm^{-1} asignada a enlace (C-O) de éster, se observó una intensidad equivalente del incendio moderado a la del bosque no afectado; mientras que en el BISU y BISE presentó una intensidad de la señal considerablemente menor a la del BNA.

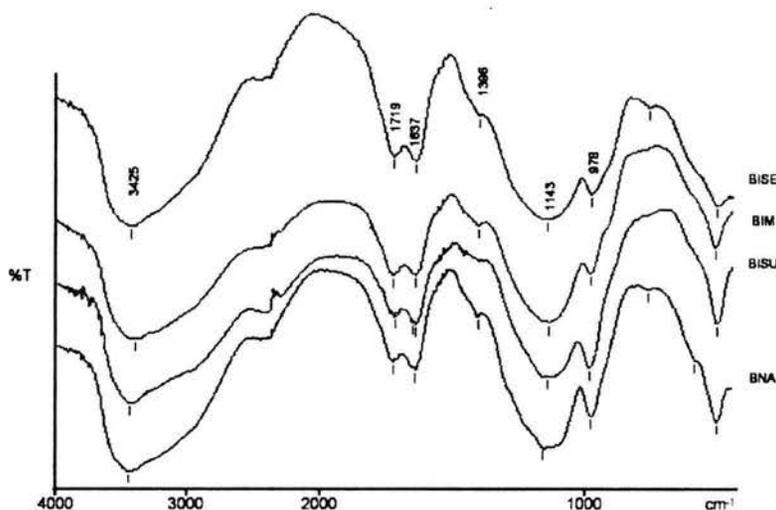


Figura 10. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en la profundidad 5.0 a 7.5 cm., en las zonas de estudio.

BOSQUE DE INCENDIO SUPERFICIAL.

El análisis estadístico del peso de los ácidos fúlvicos del suelo en las profundidades analizadas del BISU mostró diferencias significativas ($P= 0.000$)¹¹, debido a que la fracción al estar sometida a una mayor exposición al incendio la afectación es mayor, pero a una mayor profundidad el daño es menor.

Las diferencias de peso son también reflejadas por los espectros de IR de los ácidos fúlvicos causado por la disminución de ácidos carboxílicos, fenoles y anillos aromáticos en la profundidad de 0 a 2.5 cm, siendo los últimos los que proporcionan un mayor peso a la estructura fúlvica.

¹¹ Ver anexo B Figura 23

Para la profundidad de 2.5 a 5.0 cm el aumento de peso se refleja por la formación de ácidos carboxílicos. Mientras que de 5.0 a 7.5 cm de profundidad no se observó una diferencia con el espectro del bosque no afectado, esto demostró que no hubo una afectación estructural en esta profundidad de la zona afectada por incendio superficial.

En la Figura 11 se presentan los espectros de los ácidos fúlvicos del suelo de las diferentes profundidades en la zona del bosque afectado por incendio superficial y presentó las siguientes señales.

La señal de 2932 cm^{-1} asignado a enlace C-H de alifáticos, no se observó un cambio aparente en su intensidad de la señal en los tres espectros correspondientes a las profundidades.

Las señales para ácido carboxílico a 1714 cm^{-1} (C=O), 3444 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1398 cm^{-1} (C-O) mostraron que, la señal más intensa se presentó en la profundidad 2.5 a 5.0 cm., mientras que en las profundidades adyacentes a esta, la intensidad de la señales fueron similares entre sí.

En 3400 cm^{-1} (OH, asociado), 1234 cm^{-1} (C-O-H) asignado a fenol y 978 cm^{-1} (C=C), la intensidad de la señal aumenta al ser mayor la profundidad del suelo. La señal asignada a quinonas (1643 cm^{-1}), mostró disminución en su intensidad relativa al aumentar la profundidad del suelo.

La región 1125 cm^{-1} asignada a enlace C-O de éster y éter mostró una intensidad de la señal mayor en los primeros 2.5 cm de profundidad, sin embargo las señales en la profundidad 2.5 hasta los 7.5 cm son menos intensas y similares entre sí.

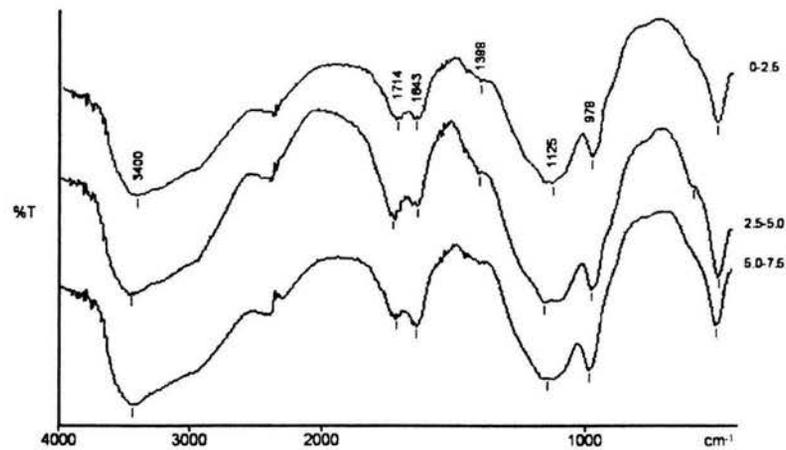


Figura 11. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque de incendio superficial en las tres profundidades analizadas.

BOSQUE DE INCENDIO MODERADO.

El BIM presentó pérdida de peso de los ácidos fúlvicos ($P= 0.000$)¹², al igual que en la condición del BISU, cuando la exposición de ésta fracción es mayor al fuego.

En la Figura 12, se representan los espectros de los ácidos fúlvicos del suelo, de las diferentes profundidades en la zona del bosque afectado por incendio de copa moderado.

La señal de 2932 cm^{-1} asignado a enlace C-H de alifático, presentó una disminución en la intensidad de la señal a una profundidad de 0 a 2.5 cm., mientras que, en las profundidades adyacentes la intensidad de esta no es afectada.

Las señales 1714 cm^{-1} (C=O), 3444 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1403 cm^{-1} (C-O) establecido para ácido carboxílico, mostró que a profundidad 0 a 2.5 cm la intensidad de la señal se vio muy disminuida, no así en la profundidad 2.5 a 5.0 cm en donde la señal es más intensa. Los fenoles identificados por las señales en 3444 cm^{-1} (OH, asociado), 1234 cm^{-1} (C-O-H) y 967 cm^{-1} (C=C), se observó una intensidad que aumento progresivamente al ser mayor la profundidad del suelo.

La señal establecida a las quinonas (1648 cm^{-1}), presentó a los primeros 2.5 cm un aumento en la intensidad de la señal, mientras que a mayor profundidad (2.5 a 7.5 cm) la señal fue menos intensa pero similar.

¹² Ver anexo B Figura 24

De igual forma la región 1136 cm^{-1} asignada a enlace C-O de esteres y éteres, presentó una señal más intensa a una profundidad de 0 a 2.5 cm, y siendo menos intensas pero similares en la profundidad 2.5 hasta los 7.5 cm.

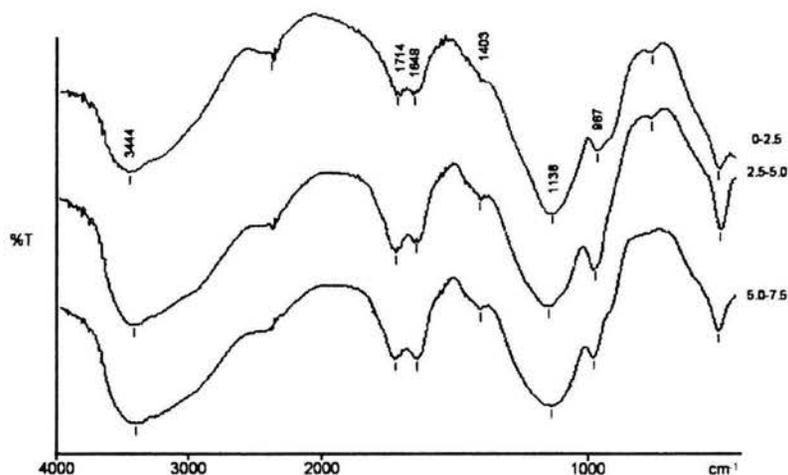


Figura 12. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque de incendio moderado en las tres profundidades analizadas.

BOSQUE DE INCENDIO SEVERO.

Solo la profundidad de 0 a 2.5 cm del BISE mostró diferencias significativas ($P=0.0003$)¹³ porque se obtuvo un mayor peso de la fracción fúlvica con respecto a las otras dos profundidades (2.5 a 5.0 y 5.0 a 7.5 cm); este aumento está dado por la rápida polimerización de estructuras aromáticas debido a la deposición de la vegetación durante la quema.

¹³ Ver anexo B Figura 25

En la Figura 13, se representan los espectros de los ácidos fúlvicos del suelo, de las diferentes profundidades en la zona del bosque afectado por incendio de copa severo.

La señal de 2932 cm^{-1} asignado a enlace C-H de alifáticos, no presentó cambio aparente en su intensidad relativa y posición en las profundidades analizadas.

Las señales 1713 cm^{-1} (C=O), 3439 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1396 cm^{-1} (C-O) establecido para ácido carboxílico, particularmente a 1713 cm^{-1} , la intensidad de esta señal se vio disminuida en la profundidad 0 a 2.5 cm, no así en las profundidades adyacentes donde la intensidad de las señales son similares entre sí.

En 3439 cm^{-1} (OH, asociado), (C=C) y 1234 cm^{-1} (C-O-H) y 978 cm^{-1} (C=C) asignado a fenol, la señal establecida a las quinonas (1650 cm^{-1}) así como la región 1125 cm^{-1} asignada enlace C-O de éteres y ésteres, mostraron que en la profundidad de 0 a 2.5 cm las señales son más intensas y, en las profundidades que van desde los 2.5 hasta los 7.5 cm no presentaron cambios en la intensidad de la señales.

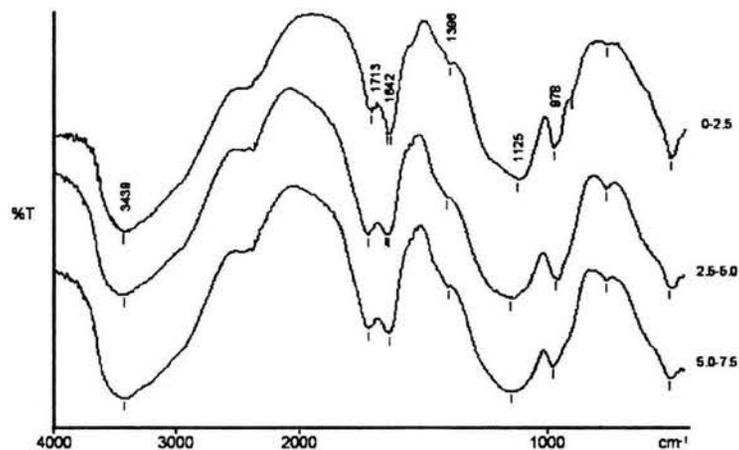


Figura 13. Espectros de los ácidos fúlvicos del suelo en el bosque de incendio de copa severo en las tres profundidades analizadas.

ÁCIDOS HÚMICOS

Respecto a la fracción de los ácidos húmicos de la materia orgánica del suelo (Cuadro 5) específicamente del BNA, el peso obtenido a una profundidad de 0 a 2.5 cm fue menor respecto a las profundidades analizadas ($P= 0.000$)¹⁴.

En las zonas de BISU el aumento significativo de los AF se dio a una profundidad de 0 a 2.5 cm, y a mayor profundidad hubo un decremento en el peso de la fracción.

De igual forma este aumento del peso de los AF en los primero 2.5 cm se detectó en BIM y BISE, mientras que a mayor profundidad en el incendio moderado y severo no presentan diferencias con el bosque no afectado.

Cuadro 5. Variación del peso (g Kg^{-1}) de los ácidos húmicos del suelo en las zonas de estudio.

Profundidad	Zonas			
	BNA*	BISU*	BIM*	BISE*
--- (cm) ---	(g Kg^{-1})			
0 – 2.5*	19.7	26.7	25.6	24.3
2.5 – 5.0*	29.3	22.7	33.2	29.3
5.0 – 7.5*	26.5	22.1	24.4	27.9

En columnas y filas: (*) Diferencias significativas

De igual forma los espectros en el IR de los ácidos húmicos mostraron diferencias en la intensidad relativa de las señales con respecto a la profundidad en las zonas estudiadas, y son equivalentes a las descritas por Schnitzer y Gupta (1964), citados por Schnitzer y Khan (1978), presentando las siguientes señales.

ÁCIDOS HÚMICOS EN EL BOSQUE NO AFECTADO.

A 2931 cm^{-1} se presentó la señal asignada a estructuras de cadenas alifáticas (enlace C-H), la posición e intensidad respecto a la profundidad fue similar, lo que nos indica que la estructura alifática se mantiene constante en el perfil (Figura 14).

¹⁴ Ver anexo B Figura 29

Las señales en 3377 cm^{-1} (O-H, asociado), 1719 cm^{-1} (C=O) y 1407 cm^{-1} (C-O) confirmaron la presencia de ácidos carboxílicos, especialmente la señal asignada al carbonilo presentó un aumento de la señal en los primeros 5 cm de profundidad, sin embargo al aumentar la profundidad se observa una menor definición en estas señales y alteración en la línea base, lo que es indicativo de un aumento en la diversidad, no cantidad, de ácidos carboxílicos en cadenas alifáticas así como asociados a estructuras aromáticas encontrándose en diferentes posiciones y/o en bencenos policarboxílicos.

El análisis de estas señales permiten establecer que a una mayor profundidad, hablando propiamente de una estructura más "madura", el contenido de ácidos carboxílicos disminuye obteniendo así una estructura más aromática que oxidada (Kononova 1982), lo que se relaciona de manera directa con el peso de esta fracción.

De igual forma, las señales que se presentan a 3377 cm^{-1} (O-H, asociado), 1619 cm^{-1} (C=C) y 1237 cm^{-1} (C-O); asignadas a fenol y estructuras aromáticas, presentaron el mismo patrón que los ácidos carboxílicos, debido a la asociación entre estructuras formando una rejilla aromática que caracteriza a los ácidos húmicos (Kononova 1982).

En las señales a 3377 cm^{-1} (O-H asociado) y 1037 cm^{-1} (C-O-H) provenientes de polisacáridos, resultado evidente el aumento en esta última señal al aumentar la profundidad lo que nos indicó una menor oxidación de los materiales húmicos existiendo una mayor asociación entre polisacáridos y los AH.

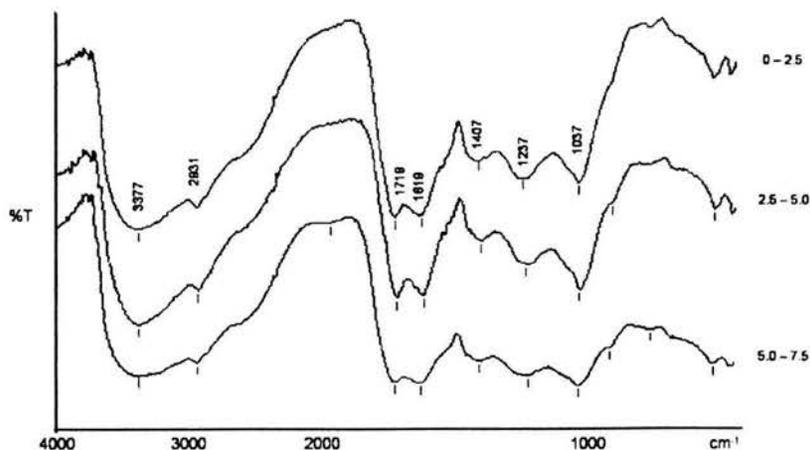


Figura 14. Espectros de los ácidos húmicos del suelo en el bosque no afectado en las tres profundidades analizadas.

ÁCIDOS HÚMICOS EN LAS ZONAS AFECTADAS POR INCENDIO.

Con base en los datos obtenidos de la zona del bosque no afectado se analizaron por profundidad y por zona las variaciones del peso de los ácidos húmicos provenientes de las zonas con diverso grado de afectación por la quema, así como la intensidad relativa y la posición de las señales en los espectros de infrarrojo correspondientes.

PROFUNDIDAD 0 A 2.5 cm.

En relación al peso obtenido de los ácidos húmicos analizados por zona de afectación a una profundidad de 0 a 2.5 cm se observaron diferencias significativas con respecto a la zona del bosque no afectado ($P= 0.0154$)¹⁵ sin embargo, las zonas impactadas por el fuego no presentan diferencias entre sí; mostrando un peso superior aproximadamente del 30%, esto se fundamenta por los cambios en la estructura de los en grupos funcionales como fenol, anillos aromáticos, pero una notable pérdida de polisacáridos.

La Figura 15 presenta los espectros en el IR de la fracción de los ácidos húmicos del suelo a una profundidad 0 a 2.5 cm, procedente del bosque de incendio superficial (BISU), bosque de incendio moderado (BIM) y bosque de incendio severo (BISE), tomando como referencia el espectro correspondiente al bosque no afectado (BNA).

La señal a 2921 cm^{-1} asignada al estiramiento del enlace C-H de alifáticos se observó una disminución gradual en la intensidad a una mayor exposición al fuego, como consecuencia de la oxidación de cadenas CH_2 y CH_3 (Morrison y Boyd 1998) en el incendio superficial y moderado. Mientras que en el incendio severo la intensidad de la señal es más pronunciada, quizás dada por la depositación de las herbáceas y su proceso de descomposición, humificación rápida y adición a los ácidos húmicos pues la vegetación predominante en esta zona son herbáceas (Porta *et al.*, 1994 y Clasen *et al.* 1998).

En la zona afectada por incendio superficial y moderado presentó una decarboxilización reflejada por la disminución de la intensidad de las señales 1709 cm^{-1} (C=O), 3400 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1403 cm^{-1} (C-O) por el rompimiento del enlace

¹⁵ Ver anexo B Figura 33

carbono-carbono y la posterior descomposición de la molécula en un rango de temperaturas de entre 300 y 400 °C (Almendros 1990, Morrison y Boyd 1998).

Mientras que el incendio severo presentó un aumento en la intensidad de estas señales, probablemente debido a un proceso de oxidación de hidrocarburos, alquilbencenos y polisacáridos encontrados en los ácidos húmicos, más la materia orgánica depositada durante el incendio, para obtener una mayor estabilización de la molécula (Morrison y Boyd 1998).

Un aumento en la intensidad de las señales propias para anillos aromáticos y fenoles, correspondientes a los número de onda 3400 cm^{-1} (O-H, asociado), 1621 cm^{-1} (C=C) y 1234 cm^{-1} (C-O); se encontraron a un mayor impacto de la quema, por la depositación, transformación y adición de compuestos de lignina y celulosa por parte de la vegetación afectada, sumada a los ácidos húmicos contenidos en el suelo (Kononova 1982).

La señal de 1654 cm^{-1} asignada a quinonas, se presentó únicamente en el espectro en el IR de los ácidos húmicos procedentes del incendio severo, esto hace suponer su formación por la oxidación de estructuras fenólicas durante la quema (Mc Murry 2000).

Las señales a 3400 cm^{-1} (O-H asociado) y 1038 cm^{-1} indican la presencia de polisacáridos, comparando con el espectro IR de los ácidos húmicos del bosque no afectado, se observó una disminución en la intensidad de la señal, cuando la intensidad del incendio es mayor, donde quizás los procesos de oxidación dan la formación de estructuras de doble enlace C=C, la formación de ácidos carboxílicos y productos finales como CO_2 y H_2O (Morrison y Boyd 1998).

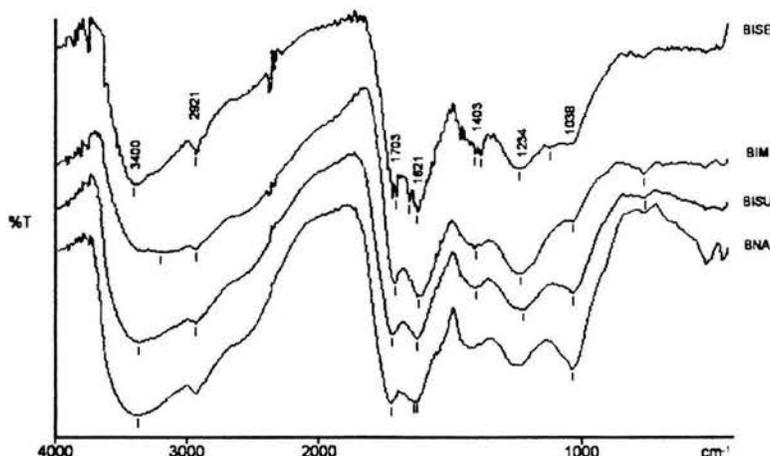


Figura 15. Espectros de los ácidos húmicos del suelo en la profundidad 0 a 2.5 cm, en las zonas de estudio.

PROFUNDIDAD 2.5 A 5.0 cm.

La zona con mayor pérdida de peso se observó en el incendio superficial con aproximadamente 22.5%, tomando como referencia la zona del bosque no afectado, mientras que en el incendio moderado y severo no hubo diferencias significativas con respecto al BNA ($P=0.0001$)¹⁶.

Los espectros de la Figura 16, pertenecen a los ácidos húmicos aislados de las zonas impactadas por incendio a una profundidad de 2.5 a 5.0 cm, tomando como referencia el espectro del bosque no afectado se analizaron los cambios en intensidad y posición a dicha profundidad que se produjeron como consecuencia de la quema.

El enlace C-H de alifáticos a 2931 cm^{-1} , mostró que en el BISU no hubo cambio en la intensidad de la señal con respecto al bosque no afectado, mientras que para el BIM y BISE esta disminuyó, lo que permite suponer la oxidación de las cadenas alifáticas, eliminando los enlaces de unión que le presta la estructura esponjosa a los ácidos húmicos, lo que puede reflejarse en una mayor compactación de la fracción (Kononova 1982).

¹⁶ Ver anexo B Figura 34

En 1719 cm^{-1} (C=O), 3377 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1401 cm^{-1} (C-O) se observaron las señales correspondiente para ácido carboxílico que mostraron que al aumentar el impacto de la quema las señales son menos definidas y más anchas, al compararlos con los espectros IR del bosque no afectado, de igual forma las señales 3377 cm^{-1} (O-H, asociado), 1619 cm^{-1} (C=C) y 1237 cm^{-1} (C-O) asignados a fenol.

Esto hace suponer una modificación importante favoreciendo la condensación y diversidad en las estructuras de los grupos funcionales presentes, que por ende trae un aumento en la estructura húmica reflejado también en un aumento del peso de esta fracción en el incendio moderado y severo.

La señal 3377 cm^{-1} asignada a O-H asociado, por si sola mostró una señal más ancha en los espectros en el IR para el bosque de incendio moderado y severo, en comparación a los espectros del BISU y BNA, debido a un aumento en la polimerización de las cadenas alifáticas y aromáticas originando en los ácidos húmicos una estructura variable conteniendo ácidos carboxílicos y quizás polisacáridos.

Las señales de 3377 cm^{-1} (O-H asociado) 1031 cm^{-1} (C-O-H), indican la presencia de polisacáridos, comparando con el espectro del BNA, específicamente la intensidad de la señal a 1031 cm^{-1} se observó una disminución cuando la intensidad del incendio es mayor, lo que significa una oxidación importante de los grupos O-H presentes en los polisacáridos favoreciendo la modificación de la estructura carbonada básica.

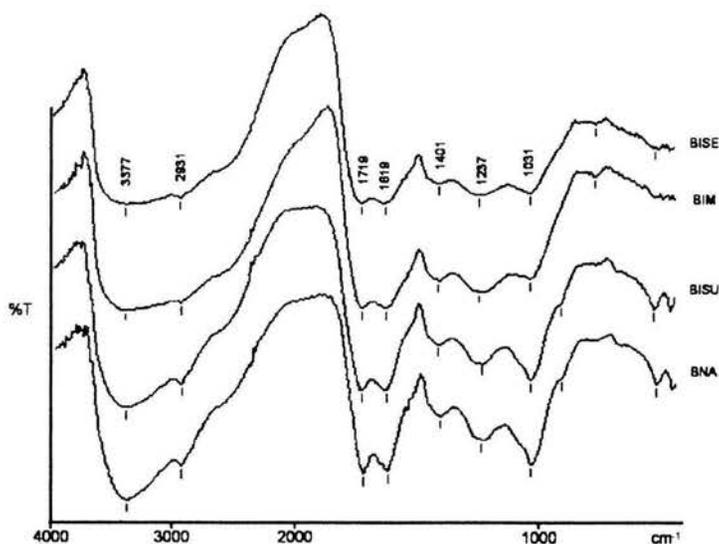


Figura 16. Espectros de los ácidos húmicos del suelo en la profundidad 2.5 a 5.0 cm, en las zonas de estudio.

Profundidad 5.0 – 7.5 cm.

Con respecto al peso obtenido de los AH la zona que presentó un menor peso fue el BISU, mientras que BIM y BISE con respecto al BNA no se observaron diferencias entre sí (0.0406)¹⁷.

La Figura 17 representa los espectros en el IR de la fracción de los ácidos húmicos del suelo a una profundidad 5.0 a 7.5 cm, procedentes BISU, BIM y BISE, comparando con el espectro correspondiente al BNA. La señal a 2921 cm^{-1} asignada a enlace C-H de alifáticos mostró en el incendio superficial y severo una intensidad de la señal similar al BNA, mientras que en incendio moderado la señal es menos intensa. Debido al ensanchamiento de grupos OH en BIM que va desde 2800 a 3400 cm^{-1} y la sobreposición de las señales impiden observar la señal de cadenas alifáticas.

Este ensanchamiento se debe a que en incendio moderado hay mayor transformación de alcoholes a ácidos carboxílico, mientras que en incendio severo la afectación de los grupos -OH por la temperatura favoreció la formación principalmente de éteres.

¹⁷ Ver anexo B Figura 35

Se observó un aumento en la intensidad de las señales 1719 cm^{-1} (C=O), 3367 cm^{-1} (O-H, asociado) y 1409 cm^{-1} (C-O) correspondientes para ácido carboxílico en la condición BISU y BISE, mientras que en el BIM son similares al bosque no afectado, indicando las señales para el incendio moderado una mayor diversidad en posición tanto en cadenas alifáticas como en estructuras aromáticas, propiciado por el calor del incendio, formando una estructura mucho más estable.

En las señales de 3367 cm^{-1} (O-H, asociado), 1621 cm^{-1} (C=C) y 1229 cm^{-1} (C-O) asignadas a fenol; se compararon con los espectros IR tomando como referencia el BNA, donde se observó una disminución en la intensidad de las señales 1619 cm^{-1} y 1237 cm^{-1} para el BISU y BISE. En tanto en el incendio moderado la intensidad de la señal es análoga a la del bosque no afectado, aludiendo una catálisis por la temperatura que propició la rápida formación y condensación de la estructura húmica.

Las señales de 3367 cm^{-1} (O-H asociado) 1033 cm^{-1} (C-O-H), indicaron la presencia de polisacáridos, partiendo de la información arrojada por el espectro del BNA, se observó un aumento significativo en la intensidad de la señal a 1033 cm^{-1} en el incendio superficial, sin embargo en el incendio moderado y severo la intensidad es equivalente a la de la zona no afectada.

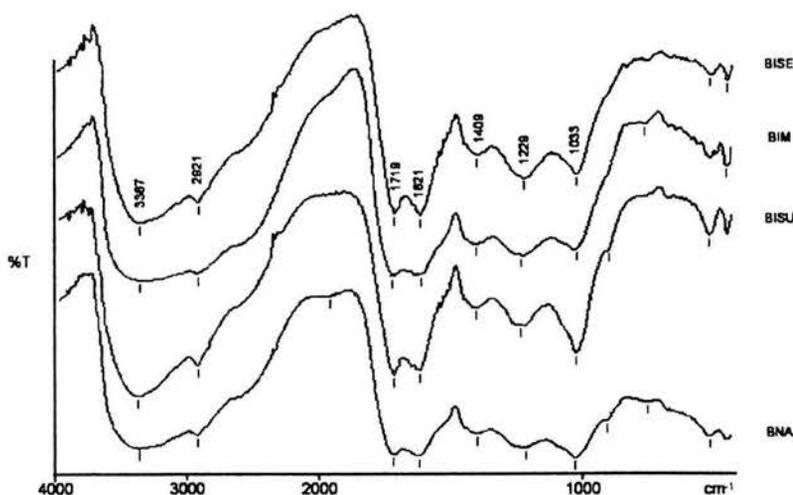


Figura 17. Espectros de los ácidos húmicos del suelo en la profundidad 5.0 a 7.5 cm, en las zonas de estudio.

BOSQUE AFECTADO POR INCENDIO SUPERFICIAL.

En la condición del incendio superficial, se observó una ganancia de peso en la profundidad 0 a 2.5 cm, mientras que a mayor profundidad se obtuvo un menor peso de la fracción de los ácidos húmicos ($P= 0.0044$)¹⁸, como consecuencia indirecta del incendio debido a la fuerte deshidratación de la fracción.

La Figura 18 presenta los espectros propios de los ácidos húmicos del suelo de la zona afectada por incendio superficial. Se observó una disminución en la intensidad de las señales de estructuras de cadenas alifáticas (enlace C-H), correspondiéndole la señal 2932 cm^{-1} , al disminuir la profundidad, posiblemente debido por la deshidratación de -OH en cadenas alifáticas que produce compuestos insaturados e incluso aromáticos.

Señales 3367 cm^{-1} (O-H, asociado), 1719 cm^{-1} (C=O) y 1398 cm^{-1} (C-O) confirmaron la presencia de ácidos carboxílicos, la intensidad particularmente de la señal 1719 cm^{-1} permitieron afirmar que la presencia de ácidos carboxílicos es muy similar en las tres profundidades analizadas, sin embargo la disminución de la señal a 1033 cm^{-1} (polisacáridos) sufrieron una deshidratación, lo que confirmó una mayor afectación de los grupos -OH por el fuego.

Las señales asignadas a fenol y aromáticos 3367 cm^{-1} (O-H, asociado), 1621 cm^{-1} (C=C) y 1218 cm^{-1} (C-O); presentaron una intensidad similar en las profundidades analizadas.

¹⁸ Ver anexo B Figura 30

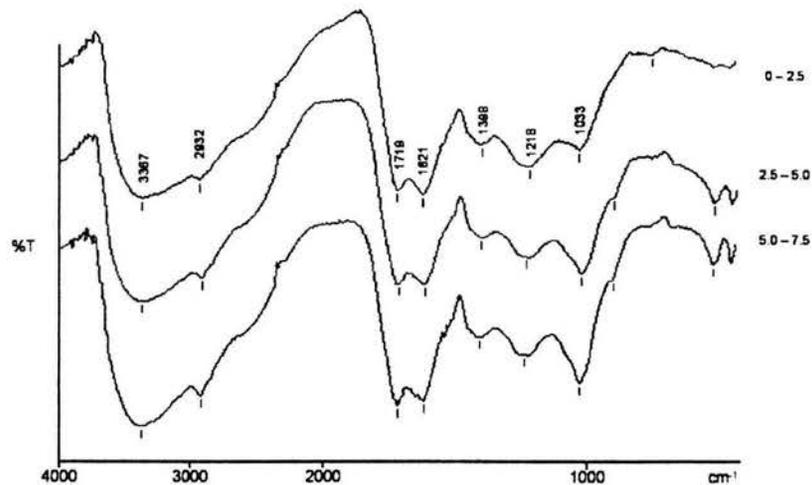


Figura 18. Espectros de los ácidos húmicos del suelo del bosque de incendio superficial.

BOSQUE AFECTADO POR INCENDIO DE COPA MODERADO.

Con relación al bosque de incendio de copa moderado se presentó un aumento en el peso de los ácidos húmicos en la profundidad 2.5 a 5.0 cm ($P= 0.0071$)¹⁹. La Figura 19 presenta los espectros en el IR de las profundidades analizadas de la fracción de los AH del BIM, en el cual la señal a 2921 cm^{-1} asignada a enlace C-H de alifáticos mostró una disminución en la intensidad de la señal al aumentar la profundidad.

Señales como 3193 cm^{-1} (O-H, asociado), 1703 cm^{-1} (C=O) y 1398 cm^{-1} (C-O) correspondientes a los ácidos carboxílicos, mostraron señales similares en todas las profundidades.

Las señales asignadas a fenol y aromáticos son 3367 cm^{-1} (O-H, asociado), 1616 cm^{-1} (C=C) y 1229 cm^{-1} (C-O), específicamente las señales a 1616 y 1229 cm^{-1} presentaron un aumento en la intensidad a menor profundidad, sin embargo a mayor profundidad las señales son menos intensas y muy anchas debido a procesos de polimerización. Es evidente que a menor profundidad la deshidratación de polisacáridos favorece la formación de estructuras aromáticas, esto se confirma por el aumento en la intensidad de la señal a 1616 cm^{-1} .

¹⁹ Ver anexo B Figura 31

En las señales de 3193 cm^{-1} (O-H asociado), 1038 cm^{-1} asignado a polisacáridos, presentó una disminución, por la quema de polisacáridos en la estructura húmica y su posterior transformación de dobles enlaces de alqueno.

Los procesos de transformación en esta zona son principalmente la pérdida significativa de polisacáridos por procesos de deshidratación cuando hay una mayor exposición de la fracción al fuego.

Además la contribución de la materia orgánica durante el incendio, permite la diversidad en posición de ácidos carboxílicos, así como el aumento de compuestos aromáticos que se reflejó por las señales de estos en la profundidad de 0 a 2.5 cm que mostró señales mucho más definidas que indican una menor variación en los grupos funcionales, es decir, la descomposición de grupos funcionales externos. Mientras que a mayor profundidad el calor de radiación acelera el proceso de descomposición y transformación de polisacáridos transformándolos a ácidos carboxílicos y la formación de dobles enlaces C=C de alqueno, contribuyendo así a la polimerización de los AH disminuyendo así la acidez de la fracción.

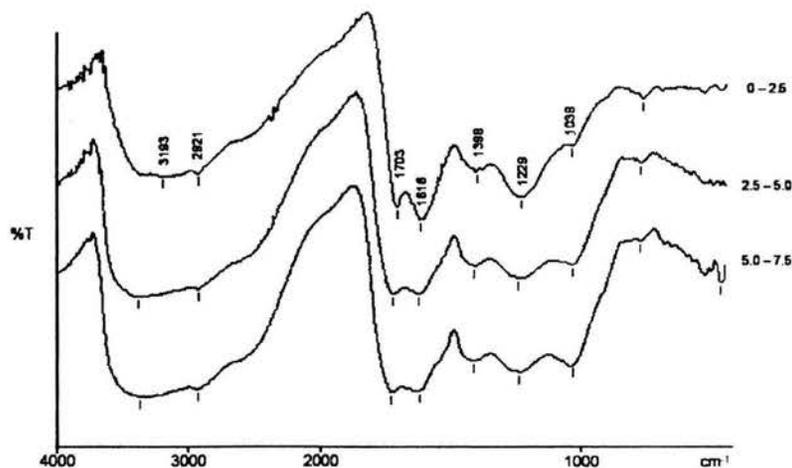


Figura 19. Espectros de los ácidos húmicos del suelo del bosque de incendio moderado.

BOSQUE AFECTADO POR INCENDIO SEVERO.

La zona del BISE presentó un aumento significativo ($P= 0.0108$)²⁰ de peso a mayor profundidad, debido a la condensación y polimerización de los ácidos húmicos. La Figura 20 presenta los espectros en el IR de los ácidos húmicos del suelo de la zona afectada por incendio severo.

La presencia de cadenas alifáticas (enlace C-H) a 2931 cm^{-1} en la profundidad de 2.5 a 5.0 cm, presentó una señal más ancha debido al ensanchamiento de la señal 3400 cm^{-1} (O-H asociado), mientras que en las profundidades adyacentes la señal es similar entre sí, claro signo de que estructuralmente los -OH se encuentra en posiciones similares.

Señales que confirmaron la presencia de ácidos carboxílicos a 3400 cm^{-1} (O-H, asociado), 1703 cm^{-1} (C=O) y 1403 cm^{-1} (C-O), particularmente en la señal 1719 cm^{-1} en la profundidad de 2.5 a 5.0 cm presentó mayor diversidad estructural en los AH, mientras que en las profundidades 0 a 2.5 cm y 5.0 a 7.5 cm, las señales son más definidas y similares debido a que los enlaces de los ácidos carboxílicos son similares.

De forma similar las señales asignadas a fenol y aromáticos 3400 cm^{-1} (O-H, asociado), 1621 cm^{-1} (C=C) y 1234 cm^{-1} (C-O) presentan el mismo patrón.

En las señales de 3400 cm^{-1} (O-H asociado), 1031 cm^{-1} asignado a polisacáridos, presentó una disminución, por la quema de polisacáridos de la estructura húmica.

²⁰ Ver anexo B Figura 32

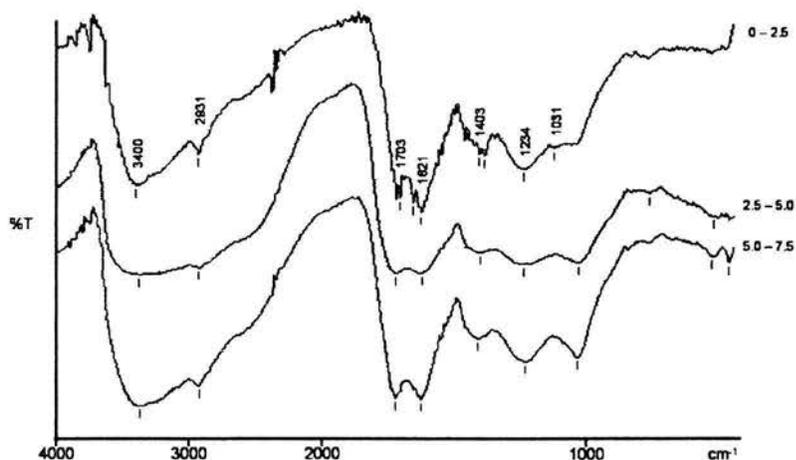


Figura 20. Espectros de los ácidos húmicos del suelo del bosque de incendio severo.

A partir del análisis de los espectros de las zonas incendiadas se alude que aproximadamente a una temperatura de entre 150 a 250 °C a una profundidad de 0 a 2.5 cm para el bosque de incendio moderado y de 2.5 a 7.5 cm para el incendio severo, se propicia una catálisis que acelera la oxidación, deshidratación, adición, polimerización y condensación para la formación de ácidos húmicos.

MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO, NITRÓGENO Y FÓSFORO

La dinámica inherente de las sustancias húmicas para ejercer una capacidad compensadora entre nutrimentos esenciales para el crecimiento y permanencia de la vegetación, se ve afectada por los cambios directos que se presentan en los incendios forestales y que dependen del impacto de la quema.

Debido a la importancia que tienen el nitrógeno y el fósforo y su relación con la materia orgánica del suelo, para el desempeño de actividades metabólicas en los organismos y su posible repercusión en su biodisponibilidad en el suelo afectado por incendio, se evaluó su relación con las fracciones húmicas afectadas estructuralmente, aludiendo así el comportamiento de estos elementos. Primero se analizó la materia orgánica del suelo, seguido del nitrógeno por ser más abundante en la estructura de los ácidos húmicos y fúlvicos, y posteriormente el fósforo, debido a su muy bajo porcentaje en las fracciones, no desmeritando así su importancia.

El Cuadro 6 presenta la variación de la materia orgánica del suelo (MOS)²¹, que mostró diferencias significativas a una profundidad de 0 a 2.5, donde el BISU presentó un menor porcentaje en comparación con el bosque no afectado, mientras que el BIM y BISE tiende a ser superior. De este análisis se puede derivar que a mayor intensidad del incendio la materia orgánica aumentó debido a la depositación por parte de la vegetación y organismos durante la quema.

Cuadro 6. Variación de la materia orgánica del suelo (MOS) en las zonas de estudio.

Profundidad	Zonas			
	BNA _(NS)	BISU _(NS)	BIM _(NS)	BISE _(NS)
cm	MOS (%)			
0 -2.5*	31.76	14.77	36.57	34.72
2.5 – 5.0 _(NS)	31.02	26.96	34.35	39.15
5.0 – 7.5 _(NS)	30.28	25.11	32.13	28.06

En filas y columnas: (NS) Diferencia no significativa estadísticamente ($P > 0.05$)

En filas: (*) Diferencias significativas

²¹ Ver anexo B Figuras 36 - 42

El Cuadro 7 presenta la variación del porcentaje de nitrógeno total²² en el suelo de las zonas estudiadas. El BNA no presentó diferencias significativas así como también en la profundidad de 0 a 2.5 cm en todas las zonas analizadas, esta igualdad de N en dicha profundidad fue causado por la constante depositación de material vegetal que contribuye a mantener un porcentaje constante de este elemento.

Sin embargo en la profundidad de 2.5 a 7.5 cm en las zonas del BIM y BISE el N se incrementó de forma significativa, en comparación al BNA y BISU que no mostró diferencias significativas.

Cuadro 7. Variación del nitrógeno total (%) del suelo en las zonas de estudios.

Profundidad cm	Zonas			
	BNA _(NS)	BISU*	BIM*	BISE*
0 -2.5 _(NS)	0.64	0.67	0.69	0.66
2.5 – 5.0*	0.52	0.57	0.75	0.76
5.0 – 7.5*	0.48	0.44	0.62	0.70

En filas y columnas: (NS) Diferencia no significativa estadísticamente (P > 0.05)

En filas y en columnas: (*) Diferencia significativa

Considerando las temperaturas reportadas por De Bano (1977) citado por Wriqth et al., (1982) en incendios de diferente intensidad y profundidad, así como el antecedente de que un incendio de baja intensidad favorece la mineralización del nitrógeno (Andriesse y Koopmans 1984; Pritchett 1991; Rodríguez 1996; Levine y Cofer 2002 y Richter *et al.*, 2002) se alude que a una profundidad de 2.5 a 7.5 cm del suelo del BIM y BISE, y tomando en cuenta la capacidad de aislamiento del calor por parte de la capa superficial de suelo, la mineralización del nitrógeno fue más activa en estas profundidades.

Sin embargo a los 0 a 2.5 centímetros de profundidad el contacto del suelo con el calor producido por el incendio, provocó que el N fuera volatilizado al alcanzar una temperatura aproximada de 200 °C (De Bano *et al.*, 1979, Giardina *et al.*, 2000).

²² Ver anexo B Figuras 43 - 49

El N contenido en las fracciones húmicas como estructuras heterocíclicas, aromáticas y en cadenas alifáticas, se deduce que en los primeros centímetros del suelo en el BIM y BISE en el momento del incendio, debido a la inestabilidad de las cadenas periféricas, fue volatilizado como óxidos de nitrógeno; mientras que a mayor profundidad la catálisis oxidativa lo mineralizaría, porque las estructuras heterocíclicas y aromáticas son mucho más estables y probablemente resultaría el nitrógeno atrapado al aumentar la condensación.

La zona del BIM a una profundidad de 0 a 2.5 cm, en relación con el N y el aumento de quinonas conociendo de antemano su capacidad óxido-reducción, permite conjeturar que el aumento del pH permitió que la forma mineralizada del nitrógeno en forma de NO_3 tienda a aumentar debido a la oxidación del amonio por efecto de las quinonas, mientras que el pH ácido del BISE en la profundidad de 2.5 a 7.5 cm, la forma más abundante del N sería en $^+\text{NH}_4$ (Prieto-Fernández *et al* 1998).

El Cuadro 8 muestra la relación C/N de las zonas de estudio y las profundidades analizadas, los valores promedio de esta relación es 15 a 20 y si el valor es mayor indica una cantidad considerable de carbono y el nitrógeno sería poco disponible.

Para el caso de suelos forestales la depositación de materia orgánica es constante, por lo que el valor de esta relación tenderá a ser mayor. Los incendios forestales al acelerar procesos de descomposición, oxidación y condensación es coherente obtener valores altos en las zonas afectadas, sin en cambio el incendio superficial presenta valores bajos, quizá por el desgaste de materia orgánica causada por la deshidratación de las sustancias húmicas.

El aumento de MOS así como del N, contrarrestan la relación C/N, es decir hay una mayor disponibilidad de N para la vegetación y microorganismos.

Cuadro 8. Variación de la relación C/N del suelo en las zonas estudiadas.

Profundidad	Zonas			
	BNA*	BISU*	BIM*	BISE*
cm	----- C/N -----			
0 – 2.5*	28.78	12.79	30.74	30.51
2.5 – 5.0*	34.60	27.43	26.56	30.01
5.0 – 7.5*	36.60	33.11	30.06	23.25

En filas y columnas: (*) Diferencia significativa

Para el caso del fósforo²³ se observó un aumento progresivo ($P > 0.05$) al disminuir la profundidad de las zonas afectas por incendio, tomando como referencia el bosque no afectado (Cuadro 9), pero con una tendencia a disminuir la concentración del P al aumentar la profundidad en todas las zonas.

Cuadro 9. Variación del fósforo disponible (ppm) del suelo en las zonas de estudio.

Profundidad	Zonas			
	BNA _(NS)	BISU*	BIM*	BISE*
cm	ppm			
0 -2.5*	4.38	23.58	12.59	25.22
2.5 – 5.0*	2.91	12.10	6.87	10.42
5.0 – 7.5*	4.54	9.20	3.82	9.60

En columnas: (NS) Diferencia no significativa estadísticamente ($P > 0.05$)

En columnas y filas: (*) Diferencia significativa

El bosque de incendio superficial y severo presentan concentraciones muy similares entre sí, debido a que en la primera zona, al ser liberado gradualmente el fósforo por la biomasa es depositado en los primeros centímetro de la superficie del suelo (Giardina *et al.*, 2000) además de que el calor provocado por el incendio no fue suficiente fuerte para volatilizar el P.

²³ Ver anexo B Figura 50 - 56

En el BISU, la quema incompleta de polisacáridos provenientes de los estratos herbáceos así como las resinas de las hojas de *Abies* y el mantillo, provocó la formación de una capa hidrófoba debido a la transformación de grupos -OH a enlaces éster (Figura 21), y al presentarse la época de estiaje, el agua no podía infiltrarse por causa de esta película, que como resultado hubo una fuerte pérdida del agua dentro de la estructura de las sustancias húmicas y al paso del tiempo sin la remoción de la capa, las fracciones se tornaron hidrófobas (Navarro y Navarro 2000), perdiendo así la capacidad de retención de agua en los espacios vacíos de la estructura, por lo que el suelo tiene una significativa escorrentía, afectando directamente a la vegetación, y aquellos procesos en que la materia orgánica participa.

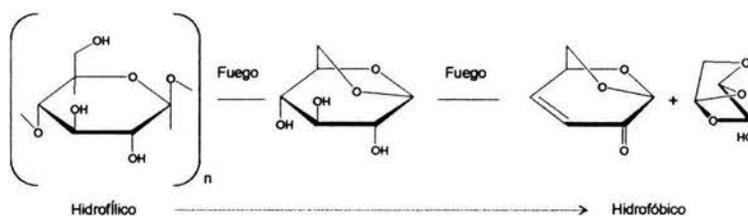


Figura 21. Descomposición de la celulosa por fuego.

De forma similar el incendio de copa severo provocó una estructura más cerrada de las fracciones húmicas debido a la formación de una red de dobles enlaces y aromática, que evitó quizá la volatilización del P (De Bano 1970), además el pH ácido pudo fomentar la formación de complejos insolubles con el hierro y el aluminio que provocó la precipitación del P en fosfatos insolubles (Navarro y Navarro 2000).

Mientras que en el incendio moderado la quema total de polisacáridos aunado a que la red aromática que no fue sustancialmente dañada provocó un libre movimiento del P, además de que no existe una barrera física o estructural que permite sugerir que actualmente este elemento puede ser disponible sin problema por la vegetación y microorganismo, basándose exclusivamente por el dato observado en este estudio.

CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS DE LOS INCENDIOS FORESTALES.

Por lo expuesto en las páginas precedentes se aglutinan los cambios sufridos en las zonas afectados por incendios, traduciendo sus consecuencias ecológicas en el suelo.

BOSQUE DE INCENDIO SUPERFICIAL²⁴.

La zona afectada por incendio superficial refiriéndose a ambas fracciones húmicas, no presentaron modificaciones en su estructura y por ende en el contenido de grupos funcionales. Particularmente, los AF fueron más afectados por los incendios pues esta es la fracción más inestable estructuralmente hablando, la eliminación de ácidos carboxílicos en la estructura fúlvica trae como consecuencia el aumento de pH.

Por otro lado los ácidos húmicos presentan una fuerte deshidratación en los primeros 2.5 cm de profundidad provocado por la quema incompleta de polisacáridos (resinas y carbohidratos), formando así una capa hidrófoba que impidió la infiltración del agua después de esa intensa época de estiaje, que a mediano plazo trae como consecuencia la pérdida de agua de los ácidos húmicos en sus espacios vacíos causando su deshidratación y que se tomaran hidrófobas, aunado también a la naturaleza de los andosoles que al haber perdida de agua, estos empiezan a tener problemas de retención; por lo que a mediano plazo se reflejó en la pérdida de la vegetación por estrés hídrico y el lento establecimiento de cubierta vegetal que se caracteriza sólo por plantas herbáceas rasas en el BISU hasta el momento del estudio.

La temperatura alcanzada en el incendio de esta zona no fue suficiente para provocar una pérdida significativa de fósforo, así como repercusiones directas con el nitrógeno. Respecto a la relación C/N los datos obtenidos sugieren que este nitrógeno es más disponible por la perdida de MOS, pero esta pierde estabilidad para unirse con el material mineral.

Debido a la deshidratación de las sustancias húmicas es más fuerte el daño ocasionado por las consecuencias del incendio que por la quema misma. Una forma de

²⁴ Ver anexo C Figura 58 y 62

contrarrestar este tipo de incendios, por lo menos para un bosque de oyamel, es hacer la remoción de esta capa hidrófoba, con un sencillo arado al término de la quema.

BOSQUE DE INCENDIO MODERADO²⁵.

Los AF del BIM mostró la mayor pérdida de peso dado por la disminución de ácidos carboxílicos y fenoles, que como consecuencia se dio un aumento del pH en el suelo aun más pronunciado que el de BISU.

La formación de quinonas contribuyo a la estructura de las sustancias húmicas a modo de agente oxidante, además conociendo sus propiedades oxido-reducción en organismos aerobios, podría insinuarse que este aumento provocaría mayor actividad microbiana y mayores procesos bioquímicos en el suelo.

Respecto a los AH una mayor condensación y polimerización fue favorecida por este tipo de incendio ocasionando una mayor apertura del poro, es decir una estructura más esponjosa, por el aumento del complejo Al-humus y protegiéndola así de la degradación. Un punto importante es el color oscuro del suelo dado por la quema ya que a mayor resonancia de los grupos funcionales como las quinonas el color será más lóbrego, y por ende una catálisis en procesos microbianos por la absorción de luz que se vincula con mayor calor en el suelo.

Otro punto es que a mayor contenido de materia orgánica por característica propia de los andosoles podría haber una inactivación de formación de alofano, asintiendo así una mayor disponibilidad del fósforo, ayudado por el aumento del pH haciendo a este elemento más biodisponible.

El aumento de MOS así como el nitrógeno y su relación C/N, señalan una mayor disponibilidad del N en comparación que la del bosque no afectado, por lo que el incendio de copa moderado modifica el suelo en forma benéfica para la regeneración y establecimiento de oyamel. Un uso adecuado es tomar como vivero natural esta zona para poblar claros, que no estén afectados por incendio superficial.

²⁵ Ver anexo C Figura 59 y 63

BOSQUE DE INCENDIO SEVERO²⁶.

Al contrario de las otras zonas afectadas por incendio, el BISE presentó la eliminación de cadenas alifáticas que une la estructura de los ácidos fúlvicos y una mayor polimerización y condensación de grupos aromáticos, fenoles y dobles enlaces que ocasionó que la estructura del suelo sea más cerrada, más compactada y menos porosa.

A pesar del aumento de MOS para formar el complejo Al-humus, se puede atribuir que la disminución de pH, aun más ácidos que el bosque no afectado, fue causado por la condensación de fenoles.

La diferencia de la capa hidrófoba en los primeros 2.5 cm entre el BISU y BISE, fue que en este último, fue la eliminación completa de polisacáridos y grupos polares, el aumento del peso molecular de la fracción y la presencia de dobles enlaces C=C. Estas características facultan a la estructura fúlvica a abrir enlaces para formar ácidos carboxílicos y esto tenderá a una estructura mucho más abierta. Además esta capa hidrófoba evitó la volatilización del nitrógeno y fósforo. De forma análoga al incendio moderado la formación de quinonas favorecerá el establecimiento de microorganismos, y el color oscuro del suelo beneficiará procesos de catálisis por una mayor temperatura en este.

Para el caso de los ácidos húmicos, presentaron una mayor condensación y variación estructural de grupos funcionales, ocasionando de forma equivalente a la fracción fúlvica una estructura mucho más cerrada y compactada.

²⁶ Ver anexo C Figura 60 y 64

9. CONCLUSIONES

- Después de cuatro años transcurridos los incendios forestales de 1998, son aún perceptibles los cambios estructurales en los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos.
- Los incendios superficial, moderado y severo, afectan los primeros cinco centímetros de profundidad en el suelo.
- Los incendios afectan estructuralmente a los ácidos fúlvicos, mientras que favorecen la condensación y polimerización de los ácidos húmicos.
- Los procesos de oxidación ocasionados por los incendios favorecen la formación de quinonas.
- El suelo del bosque de incendio superficial no presenta cambios significativos en la estructura de los ácidos húmicos y fúlvicos con respecto al bosque no afectado.
- Los incendios superficiales propician la quema incompleta de polisacáridos creando una capa hidrófoba, propiciando la deshidratación de las sustancias húmicas, afectando la capacidad de retención de agua en el suelo.
- El incendio moderado genera un pH más básico en el suelo, además ocasiona que la estructura de la fracción húmica sea más abierta, propiciando una mayor porosidad y condiciones adecuadas del suelo para la regeneración del *Abies religiosa*.
- Los incendios severos propician mayor acidez en el suelo y una estructura más condensada de las sustancias húmicas, sin embargo pueden transformarse en una estructura más porosa por procesos de hidratación y dimerización, presentes en este tipo de bosque, a largo plazo.

- Las fracciones húmicas pueden describir los procesos de modificación en la disponibilidad de nutrimentos durante los incendios.
- El incendio de copa severo favorece la formación de una capa hidrófoba por la condensación de la estructura húmica de los anillos aromáticos.
- La formación de la capa hidrófoba contribuye a la no volatilidad del nitrógeno y la retención del fósforo.
- Los procesos de oxidación causados por incendio moderado e incendio severo favorecen la mineralización del nitrógeno. Dicho elemento se transforma de nitrato o amonio dependiendo del pH del suelo, por lo que en el suelo del bosque de incendio moderado la forma más abundante será nitrato y en el del incendio severo será amonio.

10. LITERATURA CITADA

- Aiken, G. R., D. M. McKnight, R. L. Wershaw, and P. McCarthy. (Eds.). 1985. Humic Substances in Soil, Sediment and Water: Geochemistry, Isolation and Characterization. Wiley, New York.
- Almendros, G. F., J. González – Villa, y F. Martín. 1990. Fire – Induced Transformation of Soil Organic Matter from an Oak Forest: an Experimental Approach to the Effects of Fire on Humic Substances. **Soil Science**. 149 (3): 158 – 168.
- Andriessse J. P. and T. Th.Koopmans. 1984. A Monitoring Study on Nutrient Cycles in Soil Used for Shifting Cultivation Under Various Climatic Conditions in Tropical Asia. I. The Influence of Simulated Burning on Form and Availability of Plants Nutrients. **Agriculture, Ecosystem and Environment**. 12 : 1 – 16.
- Andriessse, J. P. and R. M. Schelhaas. 1987. A Monitoring Study on Nutrient Cycles in Soils Used for Shifting Cultivation under Various Climatic Conditions in Tropical Asia. III. The effects of Land Clearing Through Burning on Fertility Level. **Agriculture, Ecosystem and Environment**. 19 (1987): 311 – 332.
- Bellamy L. J. 1975. The Infrared Spectra of Complex Molecules. Chapman and Hall. 3a ed. London.
- Buckman, M. O. y N. C. Brady. 1991. Naturaleza y Propiedades de los Suelos. Ed. UTEHA. México.
- Celi, L., M. Schnitzer, and M. Nègre. 1997. Analysis of carboxyl groups in soil humic acids by a wet chemical method, Fourier–Transform Infrared spectrophotometry, and solution – state carbon – 13 nuclear magnetic resonance. A comparative study. **Soil Science**. 162 (3): 189 – 197.
- Challenger, A. 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, F Sierra Madre e Instituto de Biología, UNAM. México.
- Chandler, C., P. Cheney and P. Thomas. 1991. Fire and Forestry. Vol. 1. Forest Fire Behavior and Effects. Ed. Krieger Publishing Company. USA.
- Chapman, H. D. y P. F. Pratt. 1973. Método de Análisis para Suelos, Plantas y Aguas.

- 7ª reimp. (1991) Ed. Trillas. México.
- Clasen, H. A. C., R. T. Lessa, M. Kaemmerer e P. R. Koetz. 1998. Ácidos Húmicos e Fúlvicos do Carvão da Jazida de Candiota. **Agrociência** 4(1): 35 – 40.
- Córdoba, C. M. 1998. Efecto de P y N Sobre la Actividad de la Enzima Fosfatasa Ácida Radical en Trigo, Triticale, y Maíz en Dos Suelos Ácidos. Tesis de Licenciatura. FES – Zaragoza. UNAM.
- Cruz – Garritz, D., J. A. Chamizo y A. Garritz. 1991. Estructura Atómica un Enfoque Químico. Ed. Addison – Wesley Iberoamericana. México.
- De Bano, L. F., G. E. Eberlein and P. H. Dunn. 1979. Effects of Burning on Chaparral Soil: I. Soil Nitrogen. **Soil Science of Society of American Journal**. 43: 504-509.
- De Bano, L., L. Mann and D. Hamilton. 1970. Translocation of Hydrophobic Substances into Soil by Burning Organic Litter. **Soil Science of Society of American Journal**. 52:271-277.
- De Bano, L. F., D. G. Neary and P. F. Folliott. 1998. Fire's Effects on Ecosystem. Ed. John Wiley & Sons Inc. USA.
- Fassbender, H. W. y E. Bornemisza. 1987. Química de Suelos con Énfasis en Suelos de América Latina. Ed. Colección Libros y Materiales Educativos. San José, Costa Rica.
- Francioso O., C. Ciavatta, V. Tugnoli, S. Sánchez – Cortés, y C. Gessa. 1998. Spectroscopic Characterization of Pyrophosphate Incorporation during Extraction of Peat Humic Acids. **Soil Science of Society of America Journal** 62: 181 – 187.
- Francioso, O., C. Ciavatta, S. Sánchez – Cortés, V. Tugnoli, L. Sitti, y C. Gessa 2000. Spectroscopic Characterization of Soil Organic Matter in Long – Term Amendment Trials. **Soil Science**. 165 (6): 495 – 504.
- García, Q. O. 2003. Propiedades físicas y químicas de los suelos afectados por incendios en un bosque de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham. del parque nacional "El Chico" Hidalgo. Tesis de licenciatura. FES-Zaragoza UNAM.

- Giardina, C. P., R. L. Sanford, and I. C. Døckersmith. 2000. Changes in Soil Phosphorus and Nitrogen During slash-and-burn Clearing of a Dry Tropical Forest. **Soil Science of Society of American Journal**. 64: 399-405.
- Hayes, M. H. and R. S. Swift. 1978. The Chemistry of soil organic colloids. *In* The Chemistry of Soil Constituents. D. J. Greenland and M. H. B. Hayes (eds.). Wiley, Chinchester, UK.
- Hempfling, R., W. Zech, y H. R. Schulten. 1988. Composition of the Organic Matter in Forest Soils: 2. Model Profile. **Soil Science**. 146 (4). 262 – 276.
- Hughes R. F., J. B. Kauffman and D. L. Cummings. 2000. Fire in the Brazilian Amazon. 3. Dinamics of Biomass, C, and Nutrient pools in regeneration forests. **Oecologia**. 124:574-588.
- Invar., Y., Y. Chen, y Y. Hadar. 1989. Solid-State Carbon-13 Nuclear Magnetic Resonance and Infrared Spectroscopy of Composted Organic Matter. **Soil Science Society of American Journal**. 53:1695-1701.
- Jackson M. L. 1982. Análisis Químico de Suelos. 4ª ed. Ed. Omega. Barcelona.
- Kalra, Y. P. and D.G. Maynard. 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Forestry Canada. Northwest Region. Northern Forestry Center. Information Report Nor- X – 319. Ed. Minister of supply and services Canada.
- Kononova, M. M. 1982. Materia Orgánica del Suelo. Su Naturaleza, Propiedades y Métodos de Investigación. Ed. Oikos – tau ediciones. Barcelona.
- Lehtovaara, J., M. Herranen, y T. Nyrönen. 1988. IR-spectroscopy as an analytical method for identification of horticultural peat. **Acta Hortic**. 221:153-160.
- Levine y Cofer J. S. and W. R. Cofer. Boreal Forest Fire Emissions and Chemistry of the Atmosphere. En Kasischke, E., B. Stocks y eds. (Eds.). 2000. Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest. Ed. Springer. United States if America. Pp. 31 – 48.
- MacCarthy, P. 2001. The principles of Humic Substances. **Soil Science**. 166(11):738 – 751.
- Mcmurry, J. 2000. Química Orgánica. 5ª ed. Ed. Internacional Thomson Editores. México.

- Molina, G. E. y C. I. Portilla. 1997. Efecto del Fósforo Mineral Sobre Actividad Fosfatasa Radical e Infección Micorrizada de Trigo (*Triticum aestivum*) y Triticale (*X Triticosecale* Wittmack). Tesis de Licenciatura. FES – Zaragoza. UNAM.
- Morrison, R. T. y R. N. Boyd. 1998. Química Orgánica. 5ª ed. Ed. Addison Wesley Longman. México.
- Mortvedt, J. J., P. M. Giordano, W. L. Lindsay. 1983 Micronutrientes en Agricultura. Ed. AGT Editor S.A. México.
- Nakanishi, K. 1977. Infrared Absorption Spectroscopy. 2 ed. Ed. Holden – Day. San Francisco Ca. USA.
- Navarro, B. S. y G. G. Navarro. 2000. Química Agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Niemeyer, J., Y. Chen, and J. M. Bollag. 1992. Characterization of Humic Acids, Composts, and Peat by Diffuse Reflectance Fourier – Transform Infrared Spectroscopy. **Soil Science Society of America** 56: 135 – 140.
- Orlov D. S. 1992. Soil Chemistry. Russian Translations Series 92. Khimiya Pochv. Moscow Press. USA.
- Painter, P., M. Starsinic and M. Coleman. 1985. Determination of functional groups in coal by Fourier transform interferometry. In J. R. Ferraro and L. J. Basile (ed.) Fourier Transform spectroscopy. Application to chemical systems. Vol. 4. Academic Press. Orlando, FL.
- Piccolo A., 1988. Characteristics of soil Humic Extracts Obtained by Some Organic and Inorganic Solvents and Purified by HCl – HF Treatment. **Soil Science**. 146(6): 418 – 426.
- Porta, C. J., R. M. López - Acevedo y L. C. Roquero. 1994. Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente. Ed. Mundi – Prensa. Madrid.
- Preston, C. M. 1996. Applications of NMR to Soil Organic Matter Analysis: History and Prospects. **Soil Science**. 161(3): 144 – 160.
- Prieto-Fernandez, A., M. J. Acea y T. Carballas. 1998. Soil microbial and extractable C and N alter wildfire. **Biol Fertil Soils**. 27:132 – 142.

- Pritchett, William L. 1991. Suelos Forestales, Propiedades, Conservación y Mejoramiento. Ed. Limusa. México.
- Richter, D.D., K. P. O'Neill, y E. S. Kasischke. Postfire Simulation of Microbial Decomposition in Black Spruce (*Picea mariana* L.) Forest. Soil: A Hypothesis. En Kasischke, E., B. Stocks y eds. (Eds.). 2000. Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest. Ed. Springer. United States of America. Pp. 197 – 213.
- Rodríguez, D. 1996. Incendios Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo. Ed. Mundi Prensa. México.
- Rodríguez, D., M. Rodríguez y F. Fernández. 2002. Educación e Incendios Forestales. Ed. Mundi Prensa. México.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1994. Resultados del Programa Nacional de Prevención y Combate de Incendios Forestales (1989 – 1994). Dirección de Protección Forestal. México.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. <http://www.semarnat.gob.mx/incendios/nueva/generalidadcs.shtml>
- Sepúlveda, J. El niño. 1999. <http://elnino.cicese.mx/concecuencias/incendios.htm>. Centro de investigación científica y de educación superior de Ensenada. México.
- Schnitzer, M. and I. Hoffman. 1964. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 28:520-525. In Schnitzer, M. and S. U. Khan. 1978. Soil Organic Matter. Ed. Elsevier Scientific. Publishing Company. Amsterdam, Netherlands.
- Schnitzer, M. and S. U. Khan. 1978. Soil Organic Matter. Ed. Elsevier Scientific. Publishing Company. Amsterdam, Netherlands.
- Schulten H. R. y M. Schnitzer. 1997. Chemical Model Structures for Soil Organic Matter and Soil. *Soil Science* 162 (2): 115 – 130.
- Shetinsky E. A. and Sergeenko, eds. 1996. Forest Fire Protection. Federal Forest Service of the Russian Federation, Moscow, Russia.
- Shriner, R. L., R. C. Fuson y D. Y. Curtin. 1991. Identificación Sistemática de Compuestos Orgánicos. Ed. Noriega. México.

- Shvidenko, A. Z. and S. Nilsson. Extent, Distribution, and Ecological Role of Fire in Russian Forests. En Kasischke, E., B. Stocks y eds. (Eds.). 2000. Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest. Ed. Springer. United States of America. Pp. 132 – 150.
- Skoog, D. A. y J. J. Leary. 1994. Análisis Instrumental. 4ª ed. Ed. Mc Graw Hill. España.
- Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. AC. 1997. Manual de Procedimientos Analíticos para Análisis para de Suelos y Plantas de Laboratorio de Fertilidad de Suelos. Laboratorio de Edafología y Nutrición Vegetal. IRENAT – Colegio de Postgraduados. Montecillos, Texcoco, Edo. de México.
- Soler Rovira, P.A., G. Brunetti, A. Polo, y N. Senesi. 2002. Comparative Chemical and Spectroscopic Characterization of Humic Acid from Sewage and Sludge – Amended Soils.
- Stevenson, F. J. 1982. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. Wiley, New York.
- Tamhane, R. V., D. P. Motiramani, y Y. P. Bali. 1978. Suelos: Su Química y Fertilidad en Zonas Tropicales. Ed. Diana. México.
- Valencia, I. C. E. y B. A. Hernández. 2002. Muestreo de Suelos, Preparación de Muestras y Guía de Campo. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. México
- Vargas, M. F. 1997. Parques Nacionales de México. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Verduzco, G. J. 1976. Protección Forestal. Ed. Patena A.C. México.
- Wright, H. A. and A. W. Bailey. 1982. Fire Ecology. United States and Southern Canada. Ed. A Wiley – Interscience Publication. USA.
- FAO. 2001. Lecture Notes on the Major Soils of the World. Word Reference Base for Soil Resource: Atlas. World Soil Resources Report 94. FAO Land And Water Digital Media Series 19.

ANEXOS

ANEXO A. TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE SUELOS. EXTRACCIÓN DE ÁCIDOS HÚMICOS Y FÚLVICOS. (CELI et al. 1997)

Reactivos.

- Solución de Pirofosfato de sodio ($\text{Na}_4\text{O}_7\text{P}_2$) 0.1 M.
- Hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 M.
- Ácido Clorhídrico (HCl) 6 M.

Procedimiento.

- Secar la muestra de suelo en la estufa a una temperatura de 30 °C, y tamizar con una luz de malla de 2 mm.
- Pesar 5 g de la muestra y transferir a matraz Erlenmeyer con tapón, adicionar 25 mL de la solución de pirofosfato de sodio e hidróxido de sodio 0.1 M (1:1), agitar y dejar a temperatura ambiente durante 24 horas bajo atmósfera de nitrógeno.
- Centrifugar la muestra a 3000 rpm, por 30 minutos, acidificar el sobrenadante con la solución de ácido clorhídrico 6 M hasta pH 1. Dejar reposar 12 horas a temperatura ambiente.
- Centrifugar por 30 minutos a 3000 rpm, el sobrenadante (ácidos fúlvicos), se coloca en cápsula de porcelana y se seca en la estufa a una temperatura de 30 - 35 °C.
- El precipitado corresponde a los ácidos húmicos, los cuales se disuelven nuevamente con 15 mL de la solución de pirofosfato de sodio e hidróxido de sodio (1:1), agitar por 4 horas en atmósfera de nitrógeno.
- Acidificar nuevamente con solución de ácido clorhídrico 6 M hasta pH 1, permitiendo que coagulen los ácidos húmicos.
- Centrifugar nuevamente por 30 minutos a 3000 rpm, eliminado el sobrenadante y lavando el precipitado con agua destilada (de 4 a 5 lavados) hasta que el contenido de ceniza sea menor al 4%.
- Secar los ácidos húmicos en la estufa a una temperatura de 30 a 35 °C.
- Almacenar en recipientes herméticos.

Caracterización por espectroscopia IR.

Instrumento. Espectrofotómetro en el Infrarrojo con transformadas de Fourier Perkin Elmer 1600. La posición de las señales se da en número de onda (cm^{-1}).

Preparación de la muestra para análisis IR. Pulverizar en un mortero de ágata 5 mg de la muestra con 100 mg de bromuro de potasio y triturar hasta obtener un polvo fino, colocar la mezcla en una matriz de acero inoxidable y comprimir en una prensa hidráulica. Para obtener una pastilla de KBr, la cual se analiza en el espectrofotómetro IR.

Materia Orgánica, método de Walkley y Black.

(Jackson 1964)

Reactivos

Dicromato de potasio 1.0 N
 Sulfato ferroso 0.5 N
 Indicador de difenilamina
 Ácido sulfúrico concentrado
 Ácido fosfórico concentrado
 Fluoruro de sodio

Procedimiento

- Se pesan 0.5 g de suelo tamizado en una malla de 1.5 mm o malla 30, se colocan en un matraz erlenmeyer de 250 mL, se añaden 5 mL de dicromato de potasio 1 N y se agita.
- Se añaden 10 mL de ácido sulfúrico concentrado y se agita durante 1 minuto, se deja reposar 30 minutos o hasta que se haya enfriado.
- Se añaden 100 mL de agua destilada, se agita y se deja enfriar.
- Agregar 5 mL de ácido fosfórico, 0.05 g de fluoruro de sodio y 10 a 15 gotas de indicador de difenilamina.
- Se titula con sulfato ferroso

Cálculos.

$$\%M.O. = 10 \left(1 - \frac{M}{B} \right) \times 1.34$$

M= mL de sulfato ferroso gastados en la muestra problema

B= mL de sulfato ferroso gastados en el blanco

El factor 1.34 se deduce de la siguiente forma

$$(1.0N) \times \frac{12}{4000} \times \frac{1.72}{0.77} \times \frac{100}{0.5} = 1.34$$

1.0 = normalidad del dicromato de potasio

12/4000 = peso miliequivalente del carbono

1.72= factor de transformación del carbono en materia orgánica (MO)

0.77= factor de recuperación de 77% determinado por Walkey

0.5 peso de la muestra

Si el peso de la muestra analizada es diferente a 0.5 g se sustituye el peso del suelo analizados en la ecuación anterior para encontrar el factor correspondiente para calcular el porcentaje de MO.

Determinación de Nitrógeno Total. Método Semi-Micro de Kjeldhal

(Kalra y Maynard 1991).

Reactivos.

Mezcla de ácido sulfúrico - ácido salicílico.

Mezcla catalizadora de sulfatos.

Hidróxido de sodio al 50%.

Ácido bórico al 4% en solución acuosa.

Ácido sulfúrico 0.05 N

Indicador verde de bromocresol – rojo de metilo.

Procedimiento (Suelo).

- Colocar 0.5 g de suelo tamizado en una malla de 1.5 mm o malla 30 en matraz kjeldhal de 30 mL.
- Agregar 4 mL de mezcla ácido sulfúrico – ácido salicílico.
- Después de 30' adicionar mezcla catalizadora.
- Calentar a temperatura media alta hasta que el digestado se tome claro.
- Ebulir la muestra por una hora. A partir de este momento, la temperatura se debe regular para que los vapores del ácido se condensen en el tercio inferior del cuello del matraz.
- Se deja enfriar, se agrega suficiente agua destilada para colocar en suspensión mediante agitación, el digestado.
- Transferir al equipo de destilación por arrastre de vapor y agregar 15 mL de NaOH 50%.
- Se procede a la destilación. Se recibe el destilado en 20 mL de ácido bórico al 4% y 0.2 mL de mezcla de indicador verde de bromocresol – rojo de metilo y llevar hasta un volumen de 50 mL aproximadamente.
- Titular con ácido sulfúrico 0.05 N, hasta un tono levemente rosado de la solución.

Determinación de Fósforo Extractable

Método de Bray y Kurtz no. 1

(Sociedad mexicana de la ciencia del suelo 1997)

Reactivos.

- Solución extractora (Bray y Kurtz No. 1)
- Reagente A
- Reagente B
- Ácido Sulfúrico 2.5 M
- Solución stock de fósforo (50 mg L⁻¹)
- Solución de fósforo (1 mg L⁻¹)

Procedimiento.

- Secar el suelo al aire y tamizar en malla de 2 mm.
- Pesar 1 g de suelo y colocar en matraz Erlenmeyer.
- Adicionar 10 mL de solución extractante (tener una relación 1:10).
- Tapar e inmediatamente agitar la suspensión vigorosamente por exactamente 1 minuto.
- Inmediatamente filtrar a través de papel filtro Whatman #42.
- Guardar el extracto en vasos de precipitado.
- Transferir una alícuota de 1 mL del filtrado a un vaso de precipitado de 100 mL.
- Adicionar 10 mL de agua destilada.
- Agregar 4 mL de reagente B.
- Adicionar 10 mL de agua destilada.
- Preparar el blanco usando 2 mL de solución extractora en lugar de suelo.
- Curva estándar: medir 0, 2, 5, 10, 15 y 20 mL de solución estándar de 1.0 mg L⁻¹ de solución de fósforo; adicionar 2 mL de solución extractante, agregar 8 mL de reagente B, y aforar a 50 mL. La concentración de Fósforo en estas soluciones es 0, 0.04, 0.10, 0.20, 0.30 y 0.40 mg L⁻¹ respectivamente (la solución puede ser morada – azulada).
- Después de 10 minutos leer la absorbancia a 882 nm de la curva de calibración en el espectrofotómetro. El color es estable por 24 horas.

Cálculos.

$$m = \Sigma Y / \Sigma X$$

$$\text{ppm (muestra)} = \text{Lectura absorbancia} / m$$

$$\text{Fósforo en suelo (mg Kg}^{-1}\text{)} = \text{ppm (muestra)} * \text{FDM} * \text{FDV}$$

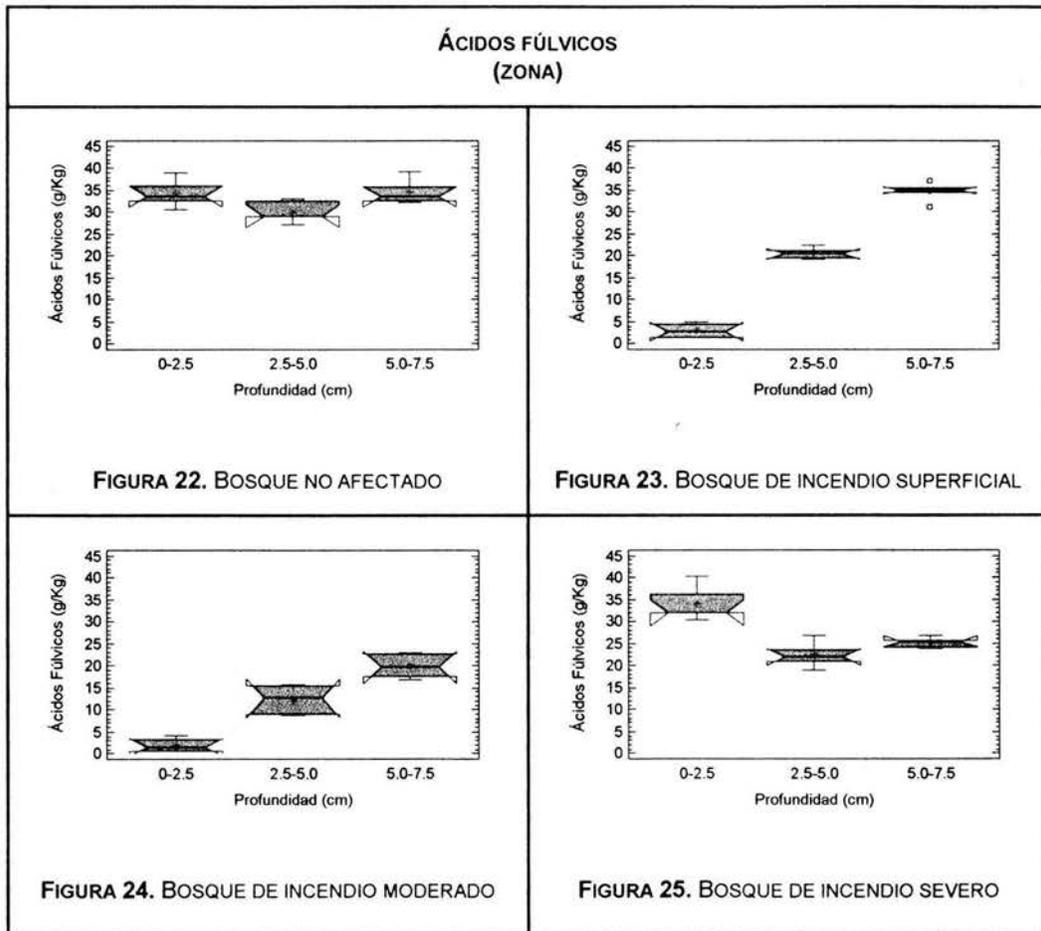
$$\Sigma Y = \text{ppm de curva de calibración}$$

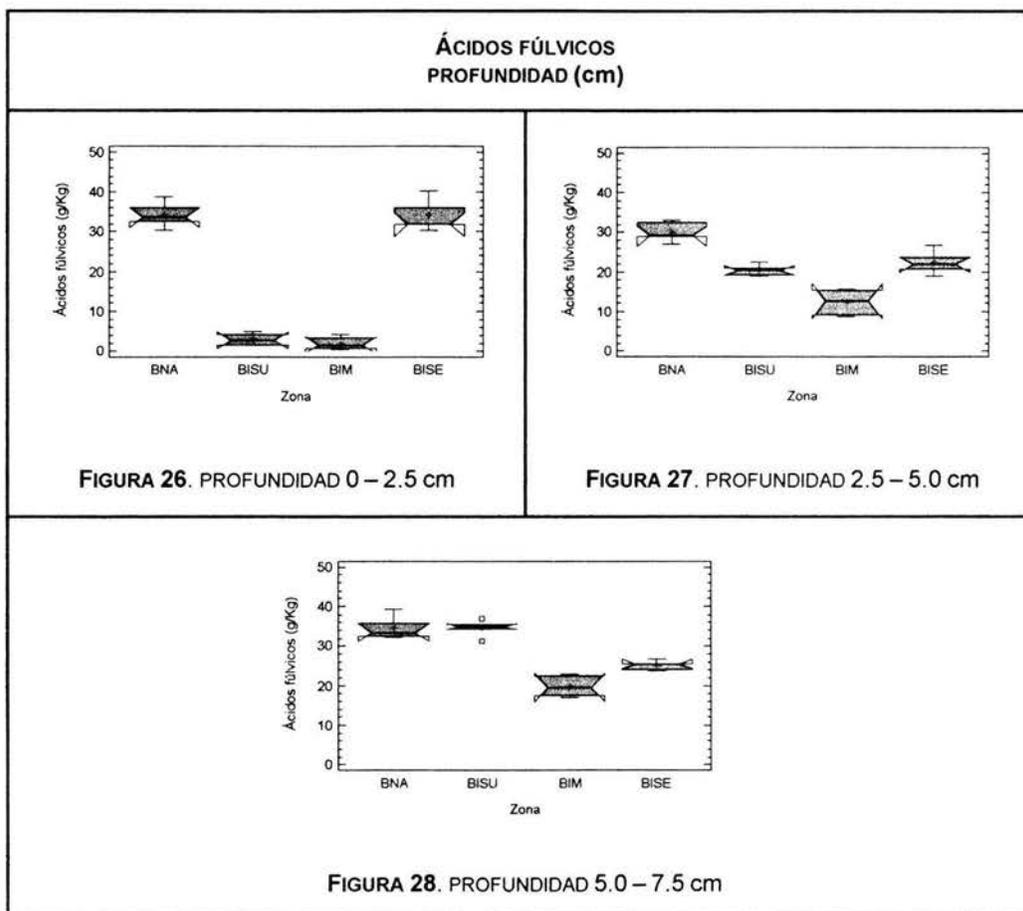
$$\Sigma X = \text{Absorbancia}$$

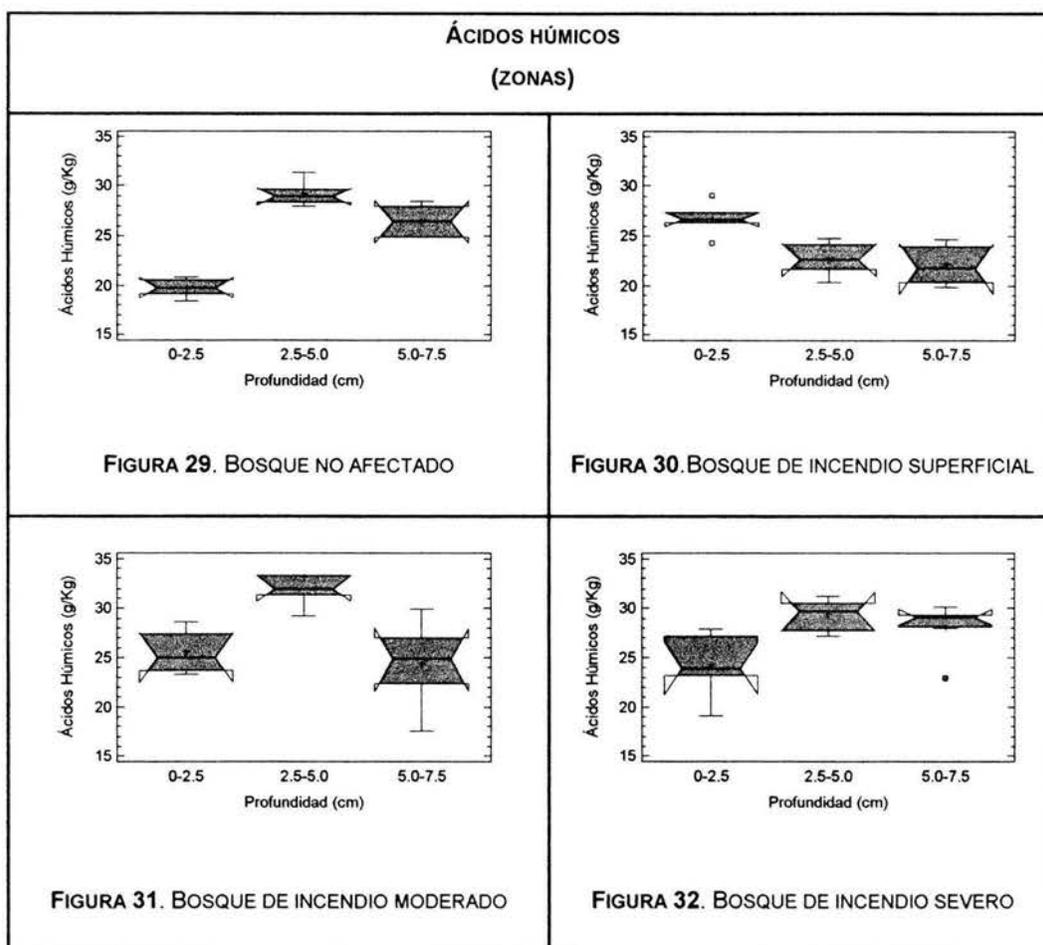
$$\text{FDM} = \text{Factor de dilución de la muestra}$$

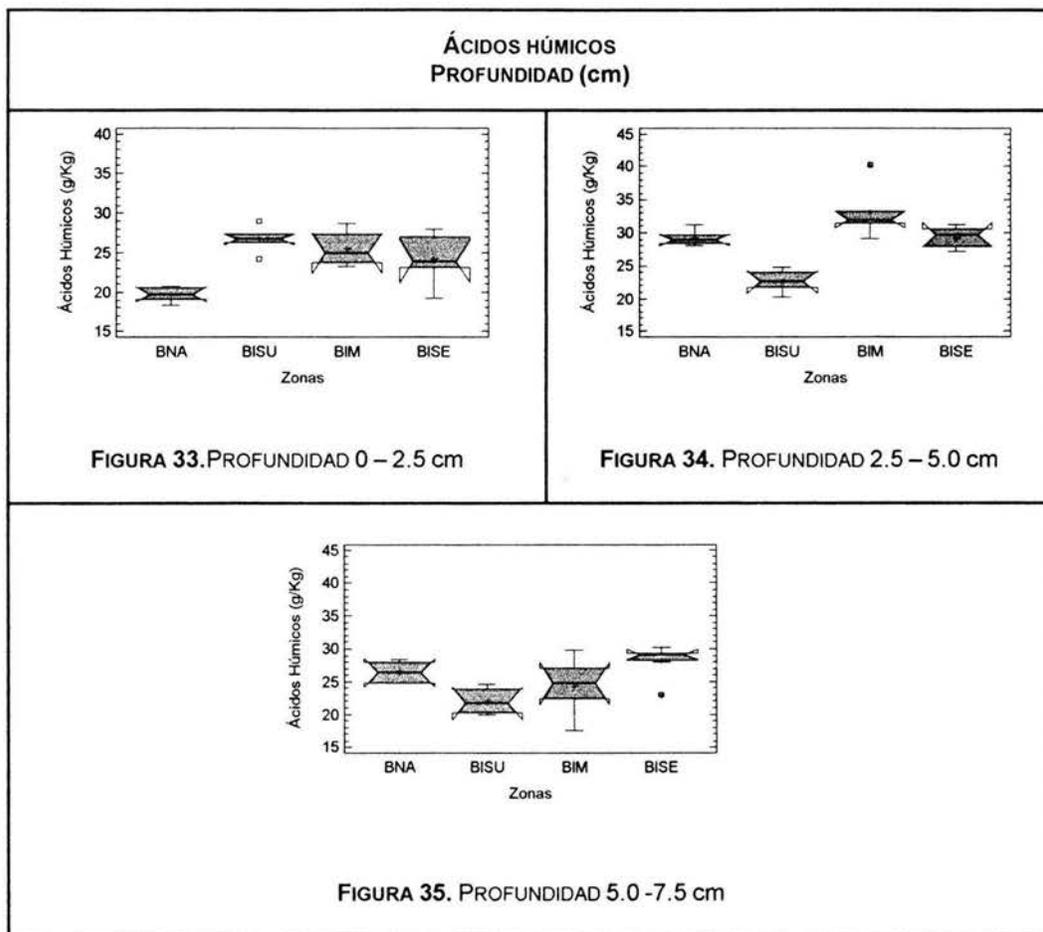
$$\text{FDV} = \text{Factor de dilución del volumen}$$

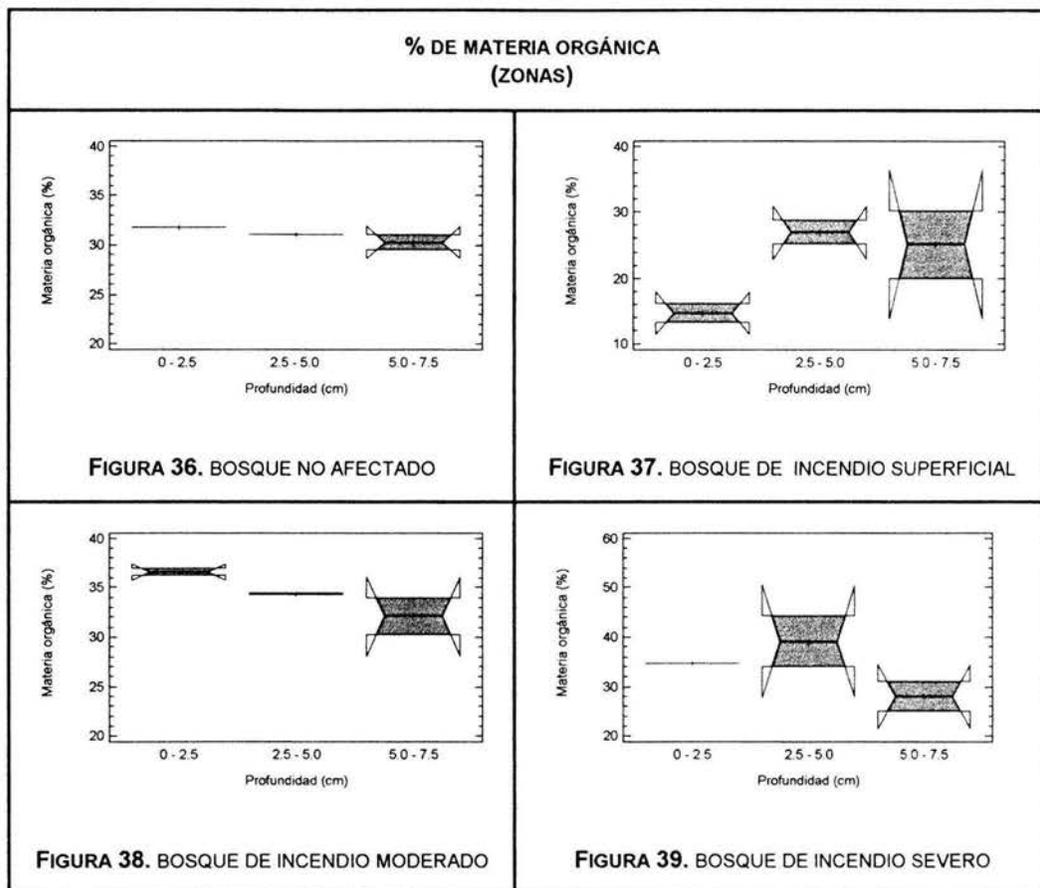
ANEXO B. GRÁFICOS DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO

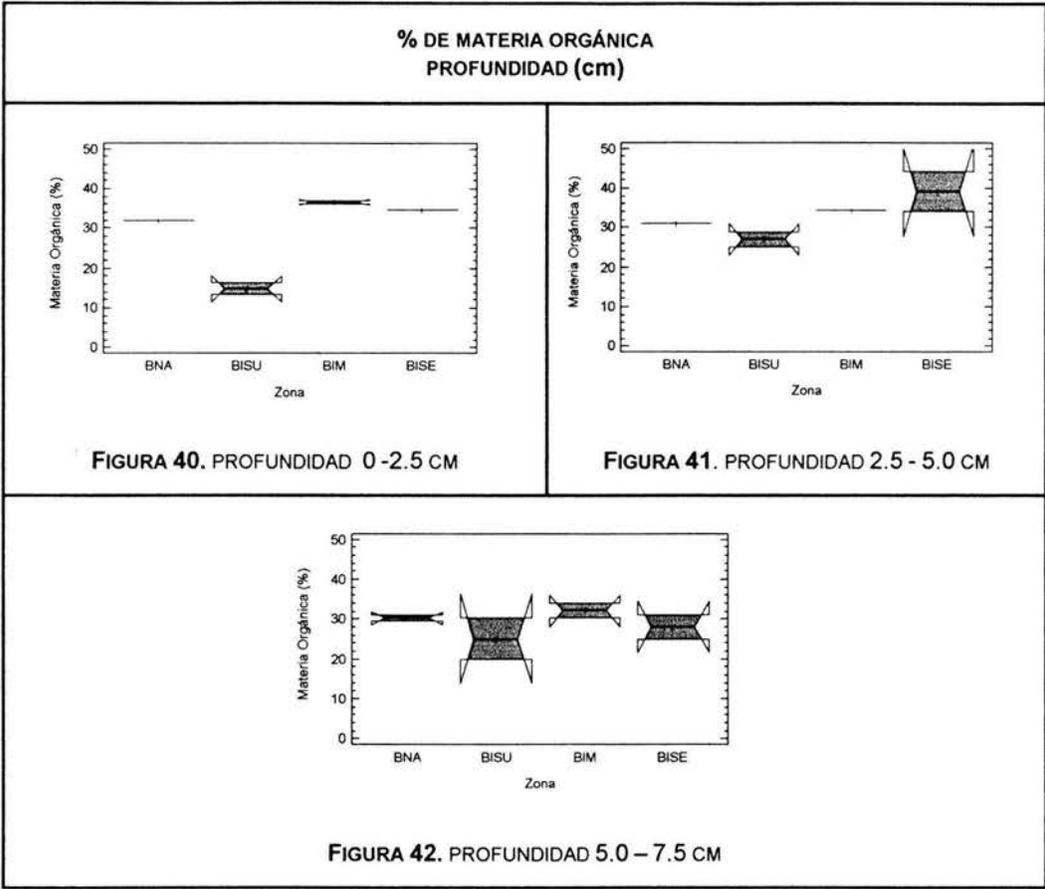


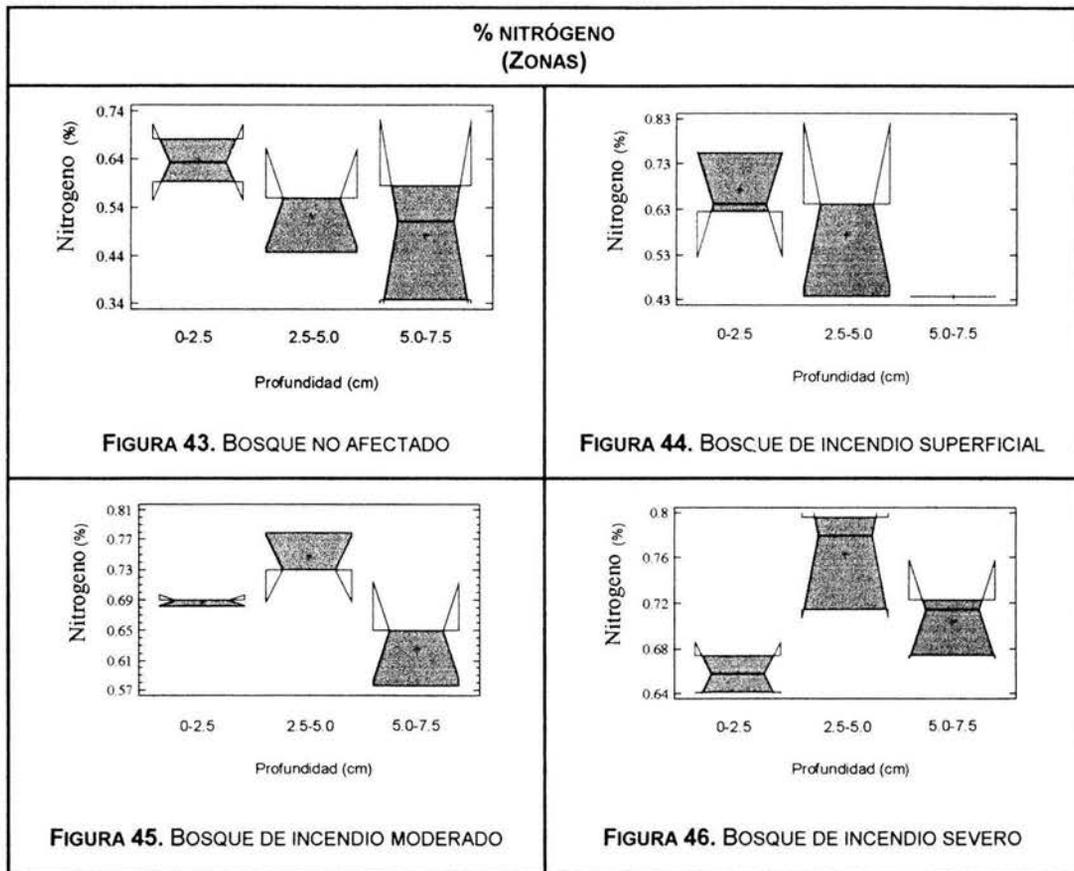


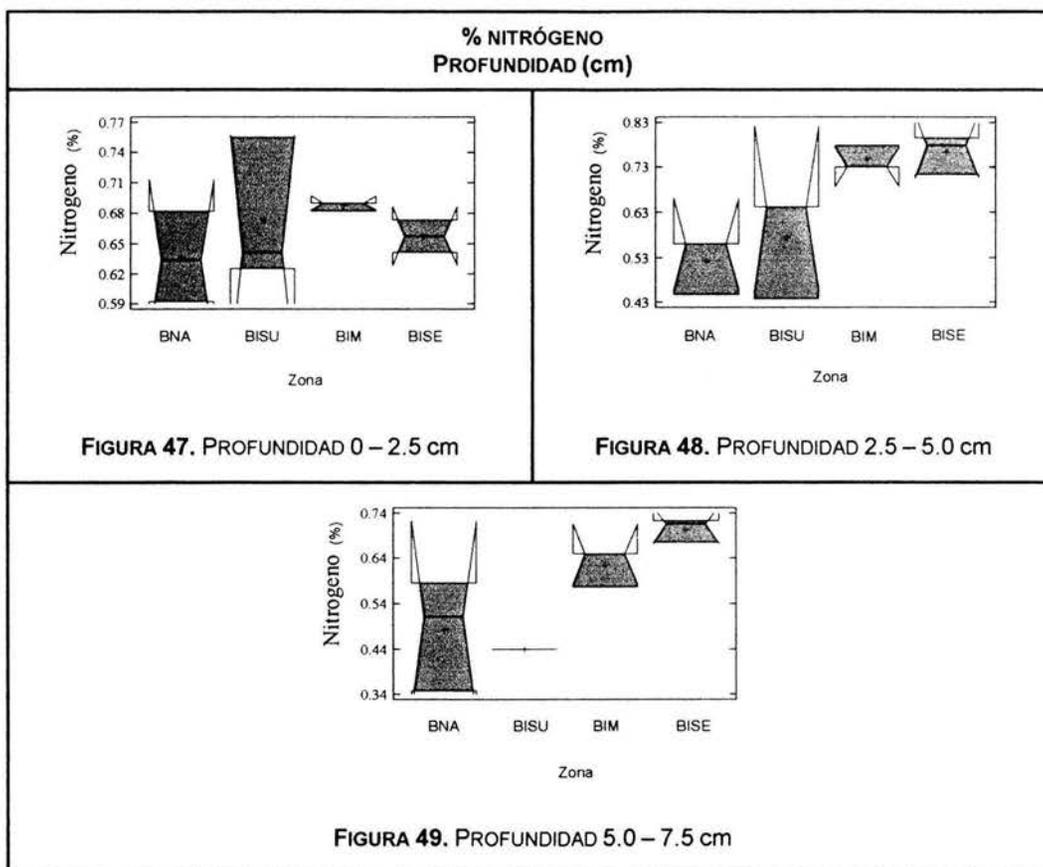


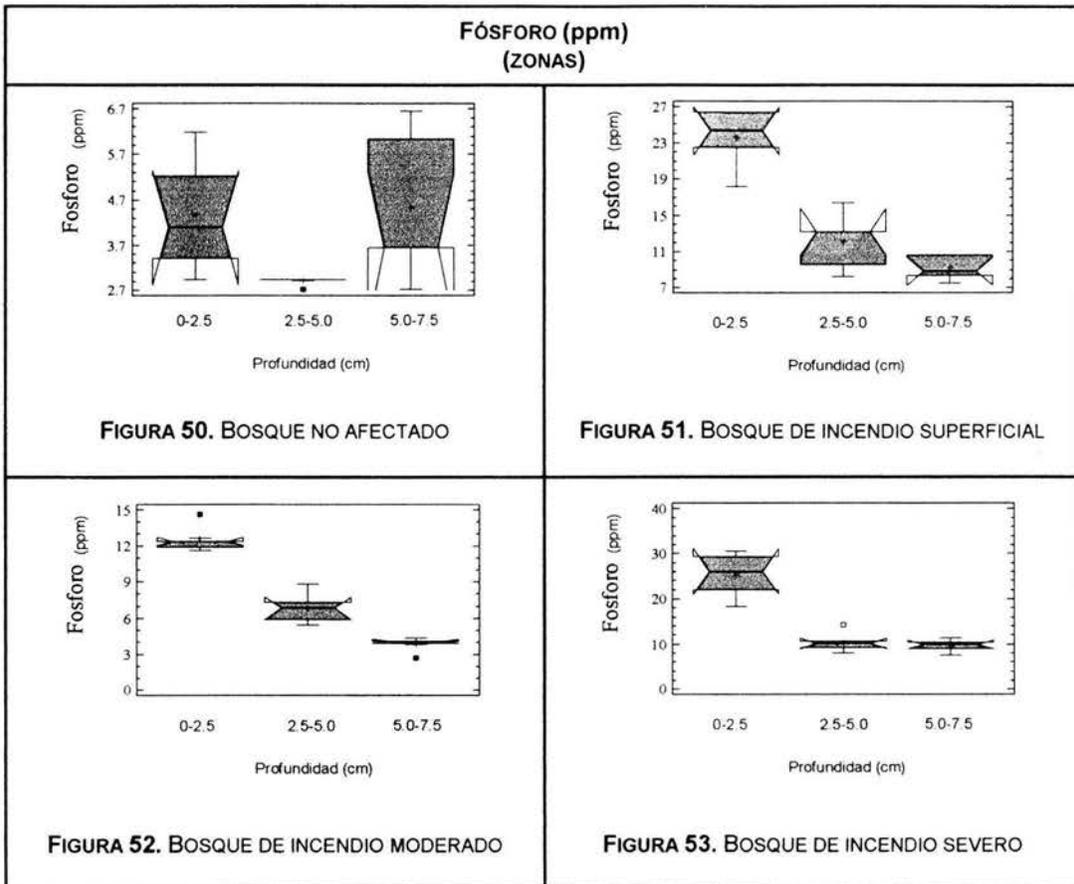


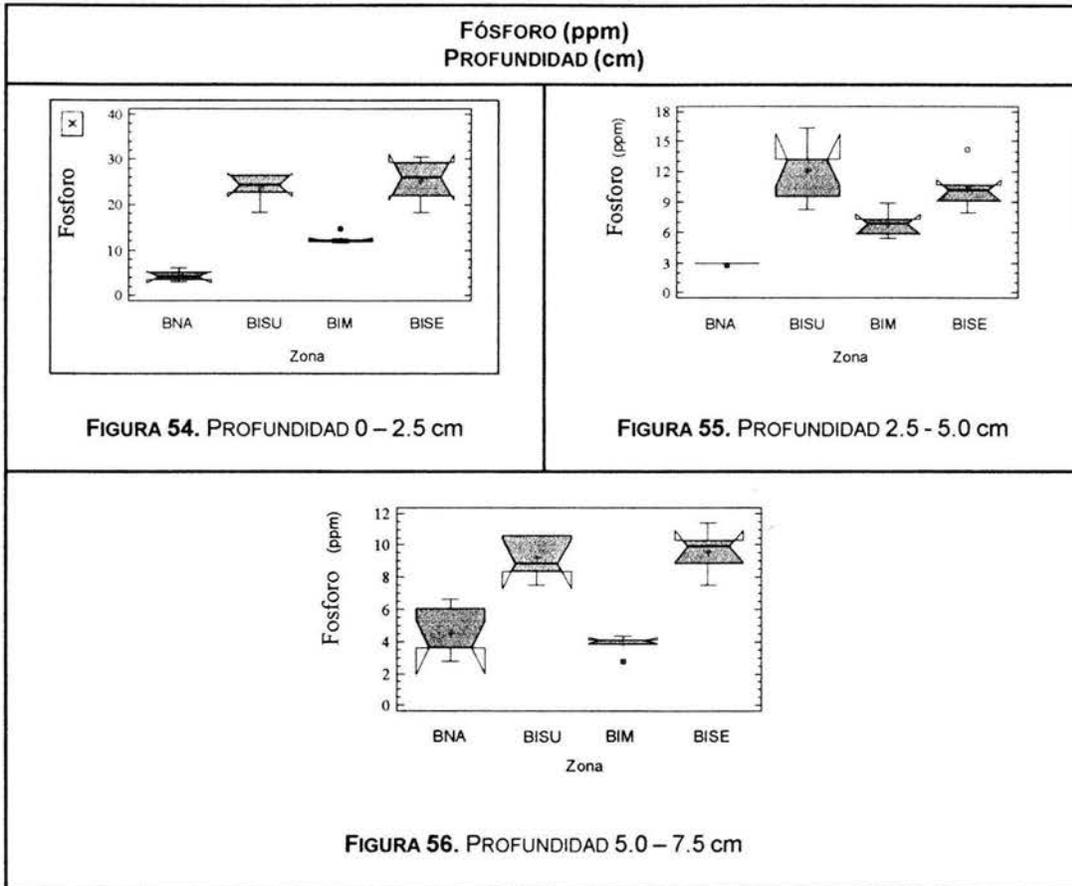












ANEXO C
ÁLBUM FOTOGRÁFICO

ZONAS (PROFUNDIDAD)

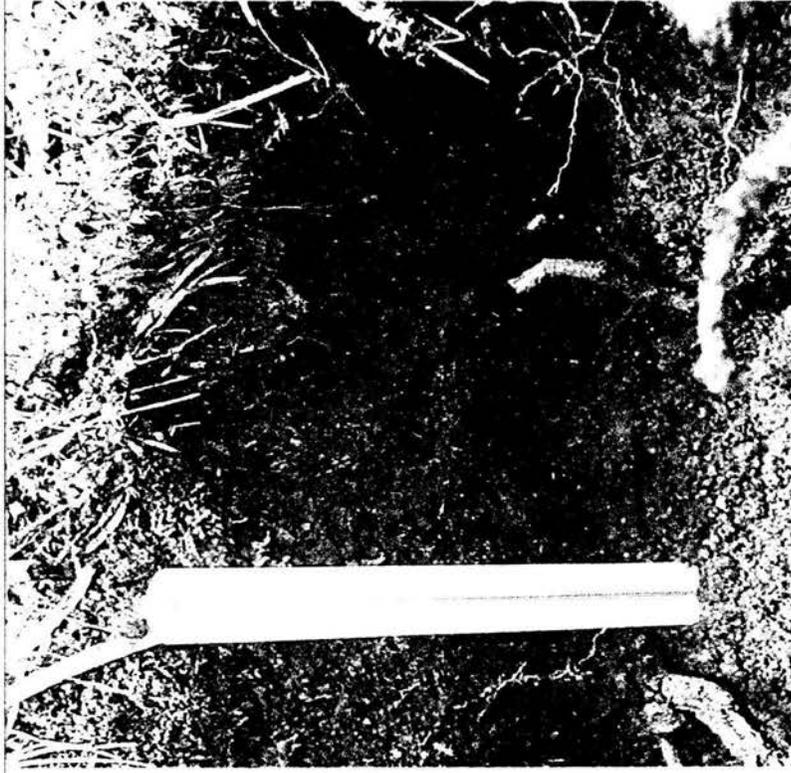


Figura 57. Bosque no afectado



Figura 58. Bosque de incendio superficial

ZONAS (PROFUNDIDAD)



FIGURA 59. BOSQUE DE INCENDIO MODERADO

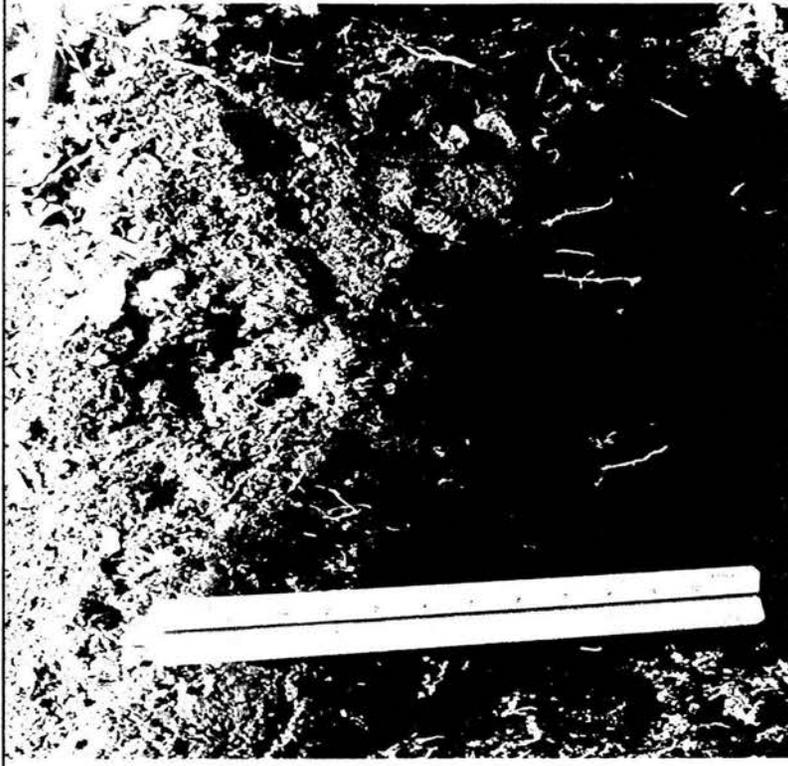


FIGURA 60. BOSQUE DE INCENDIO SEVERO

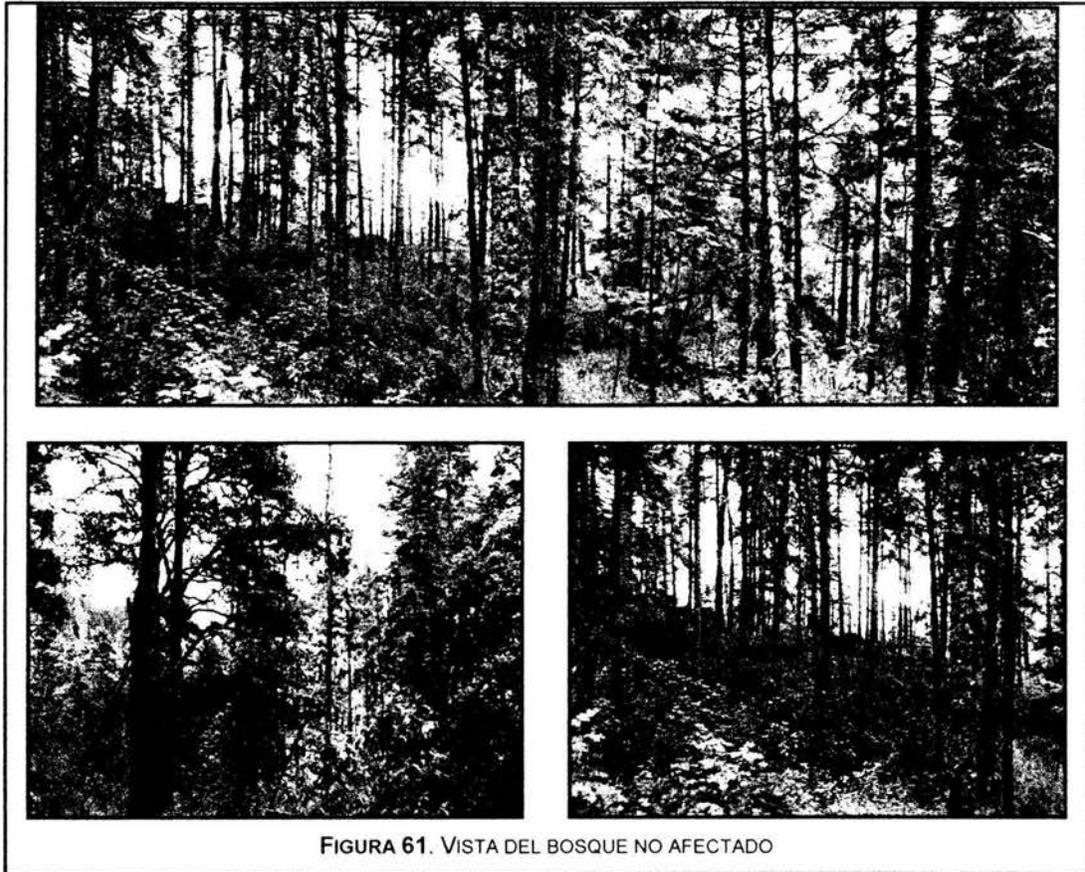


FIGURA 61. VISTA DEL BOSQUE NO AFECTADO



FIGURA 62. VISTA DEL INCENDIO SUPERFICIAL



FIGURA 63. VISTA DEL INCENDIO DE COPA MODERADO

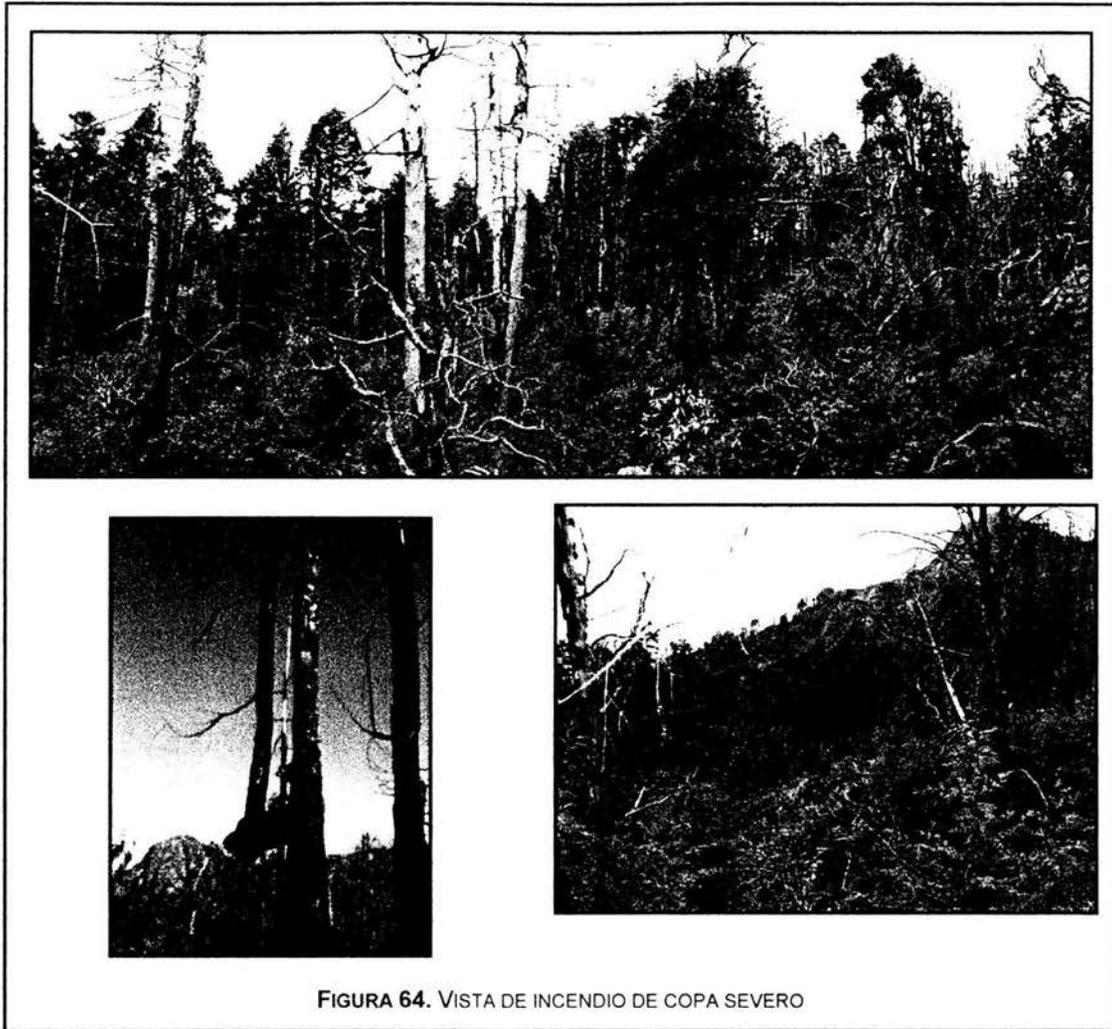


FIGURA 64. VISTA DE INCENDIO DE COPA SEVERO