



Universidad Autónoma Chapingo

**DEPARTAMENTO DE PARASITOLOGÍA
AGRÍCOLA**

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN PROTECCIÓN VEGETAL

**COLÉMBOLOS INDICADORES DE LA FERTILIDAD
DEL SUELO**

TESIS DE GRADO

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
PROTECCIÓN VEGETAL**

Presenta

Margarita Jiménez Morales

Chapingo, México, julio de 2015.



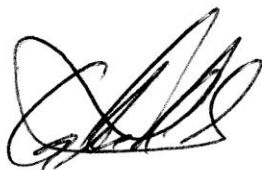
DIRECCIÓN GENERAL ACADÉMICA
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
GRANJA DE EXÁMENES PROFESIONALES



**“COLÉMBOLOS INDICADORES DE LA FERTILIDAD DEL SUELO”
TESIS REALIZADA POR MARGARITA JIMÉNEZ MORALES BAJO LA
DIRECCIÓN DEL COMITÉ ASESOR INDICADO, APROBADA POR EL
MISMO Y ACEPTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER
EL GRADO DE:**

MAESTRO EN CIENCIAS EN PROTECCIÓN VEGETAL

DIRECTOR



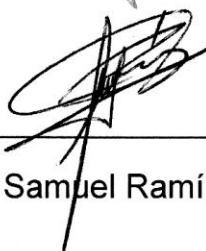
Dra. H. Gloria Calyecac Cortero

ASESOR



Dr. Andrés Miranda Rangel

ASESOR



Dr. Samuel Ramírez Alarcón

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Chapingo y a la Maestría en Ciencias en Protección Vegetal.

A la Dra. H. Gloria Calyecac Cortero por dirigir la tesis, por su paciencia y por brindarme su amistad.

Al Dr. Andrés Miranda Rangel y al Dr. Samuel Ramírez Alarcón por formar parte de mi comité de tesis, por su amistad y su paciencia durante la realización de la misma.

DEDICATORIA

A mi *Alma Máter*; la Universidad Autónoma Chapingo, por brindarme la oportunidad de realizar mi sueño de ser profesionista y por sus invaluable enseñanzas para la vida...

A mis padres, por el apoyo, la confianza y sembrar en mí el deseo de superación personal y profesionalmente.

A mis hermanos por su compañía y cariño.

A mi esposo Javier por su compañía, apoyo y amor para la realización de esta tesis.

A mi hijo por ser mi inspiración, motivación y la luz que guía mi camino...

... Margarita Jiménez Morales

DATOS BIOGRÁFICOS

Margarita Jiménez Morales, nació el 11 de agosto de 1984 en Tamazulápam Mixe, Oaxaca. Realizó sus estudios de Preparatoria en la Universidad Autónoma Chapingo de 2001-2004. Concluyó sus estudios como Licenciado en Estadística en el año 2010. En el año 2013 ingresó al programa de Maestría en Ciencias en Protección Vegetal en la misma Universidad donde concluyó sus estudios en el año 2014.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVO	3
3. HIPÓTESIS	3
4. REVISIÓN DE LITERATURA	4
4.1. Clima.....	4
4.2. Vegetación predominante en Tequexquinahuac	4
4.2.1. Bosque de encino	4
4.2.2. Bosque de encino-pino.....	5
4.2.3. Bosque de pino–encino.....	5
4.2.4. Bosque de Juniperus	6
4.2.5. Bosque de oyamel.....	6
4.2.6. Bosque de pino	7
4.2.7. Matorral inerme	8
4.2.8. Pastizal inducido	8
4.2.9. Bosque cultivado	9
4.3. Suelos	11
4.4. Proteínas	12
4.4.1. La proteína cruda	13
4.5. Nitrógeno.....	13
4.6. Materia seca	14
4.7. Colémbolos	14
4.7.1. Importancia de los Colémbolos	15
4.7.2. Depredadores y presas de Colémbolos	17
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
5.1. Área de estudio	19

5.2. Colecta de colémbolos.....	20
5.3. Extracción de colémbolos	20
5.4. Propiedades del suelo.....	21
5.5. Análisis de datos.	21
6. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	23
7. CONCLUSIONES	35
8. BIBLIOGRAFÍA	36

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO 1. TIPOS DE VEGETACIÓN Y SUPERFICIES EN EL ÁREA DE ESTUDIO, CONTEXTO REGIONAL.	19
CUADRO 2. INDIVIDUOS OBTENIDOS POR GÉNERO Y FAMILIA EN LOS SEIS SITIOS DE ESTUDIO	23
CUADRO 3. COMPARACIÓN DE MEDIAS TUKEY-KRAMER PARA POBLACIÓN DE COLÉMBOLOS.	28
CUADRO 4. COMPARACIÓN DE MEDIAS TUKEY-KRAMER PARA NITRÓGENO BASE HÚMEDA.	28
CUADRO 5. COMPARACIÓN DE MEDIAS TUKEY-KRAMER PARA PROTEÍNA CRUDA BASE HÚMEDA.	29
CUADRO 6. COMPARACIÓN DE MEDIAS TUKEY-KRAMER PARA HIDRÓGENO BASE HÚMEDA.	29
CUADRO 7. COMPARACIÓN DE MEDIAS TUKEY-KRAMER PARA MATERIA SECA BASE HÚMEDA.	30
CUADRO 8. COMPARACIÓN DE MEDIAS TUKEY-KRAMER PARA PROTEÍNA CRUDA BASE SECA.	30

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. IMÁGENES DEL BOSQUE DE ENCINO EN LAS CRUCES.....	5
FIGURA 2. VEGETACIÓN DEL TIPO DE VEGETACIÓN EN TEQUEXQUINAHUAC.	10
FIGURA 3. PRONTUARIO DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA MUNICIPAL DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS	11
FIGURA 4: PRONTUARIO DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA MUNICIPAL DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS	12
FIGURA 5. ARREGLO DE LOS EMBUDOS DE BERLESE-TÜLLGREN PARA LA EXTRACCIÓN DE LOS COLÉMBOLOS	21
FIGURA 6. GÉNEROS CON MAYOR DENSIDAD DE POBLACIÓN EN LOS CINCO SITIOS DE ESTUDIO.	24
FIGURA 7. AGREGACIÓN POBLACIONAL POR FAMILIA EN LOS CINCO SITIOS DE ESTUDIO. .	25
FIGURA 8. POBLACIÓN DE COLÉMBOLOS POR FAMILIA EN LOS CINCO SITIOS DE ESTUDIO.	26
FIGURA 9. AGREGACIÓN POBLACIONAL POR GÉNERO EN LOS CINCO SITIOS DE ESTUDIO.	27
FIGURA 10. RELACIÓN DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO CON RESPECTO A LA POBLACIÓN DE COLÉMBOLOS	33

COLÉMBOLOS INDICADORES DE LA FERTILIDAD DEL SUELO

SPRINGTAILS AS SOIL FERTILITY INDICATORS

Margarita Jiménez Morales¹ y H. Gloria Calyecac Cortero ²

RESUMEN

Pinos, cedros blancos, encinos y asociaciones de estas poblaciones de bosques son los tipos de árboles más importantes en la zona de estudio. El fuego es el principal disturbio de la dinámica de estos bosques. Este estudio tuvo por objetivo analizar posibles diferencias en propiedades químicas y biológicas del suelo entre seis tipos de bosque: A: Bosque quemado y reforestado con *Pinus* sp.; B: Bosque quemado y no reforestado; C: Bosque no quemado y reforestado; D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven; E: Bosque no quemado y no reforestado; el incendio ocurrió 11 años antes del estudio. Se midieron propiedades del suelo en los primeros 10 cm de profundidad que podrían tener más influencia sobre la recuperación del bosque: Proteína, Nitrógeno (N), Hidrógeno, Humedad y Materia seca. Los bosques quemados y reforestados presentaron una mayor concentración de proteínas debido al tipo de bosque y la vegetación, lo cual quiere decir que en 11 años se regeneraron y que la especie con la que se reforestó ésta zona prosperó y el suelo tiene buena concentración de nutrientes. Los valores extremos de proteínas disminuyen la población de colémbolos. Luego de un incendio es deseable que la vegetación se restablezca lo antes posible para mitigar las posibles pérdidas de nutrientes y favorecer la recuperación de las propiedades de suelo, lo que puede ser beneficiado mediante la plantación de *Pinus* sp y asociadas con especies nativas como encino, oyamel y *Quercus*.

Palabras clave: pino, efectos del fuego, condiciones postfuego del suelo.

SUMMARY

Pines, cedars and associations of the populations of forests are the most important types of trees in the study area. Fire is the main disturbance of the dynamics of these forests. This study aimed to analyze possible differences in chemical and biological properties of soil between six types of forest: A: burned and replanted forest with *Pinus* sp; B: Burned forest and not reforested; C: unburned forest and reforested; D: No burned and not replanted, young forest; E: Not burned and not reforested; the fire had occurred 11 years before the study. Soil properties were measured in the first 10 cm of depth that has more influence on forest recovery: Protein, humidity, dry matter and content of nitrogen (N). Burned and replanted forests had a higher protein concentration due to the type of forest and vegetation, which means that in 11 years it had regenerated by itself and the species with which this area was reforested it prospered and the soil has good concentration of nutrients. The extreme values of proteins decrease the population of springtails. After a fire is desirable that the vegetation is restored as soon as possible to mitigate the potential loss of nutrients and promote the recovery of soil properties, which can be benefited by planting *Pinus* sp and associated with native species such as oak, fir and *Quercus*.

Key words: pinus, colembolo natural forest, fire effects, postfire soil conditions.

¹Tesista, Maestría en Ciencias en Protección Vegetal. Parasitología Agrícola. UACH.

²Director. Profesor-Investigador, Preparatoria Agrícola. UACH.

1. INTRODUCCIÓN

En la última década, extensos incendios forestales han ocurrido en la mayoría de los continentes, afectando un amplio rango de ecosistemas (Williams y Bradstock, 2008) y los bosques de la zona centro de México no han sido la excepción. Las consecuencias ecológicas de estos incendios son específicas para cada sitio y altamente asociadas al modo reproductivo de las especies dominantes, así como a las condiciones climáticas posteriores al incendio (Veblen *et al.*, 2008). Para ayudar a la restauración de los ecosistemas afectados y a la planificación del manejo de incendios en estos bosques nativos, es necesario avanzar en el conocimiento sobre el efecto de este disturbio sobre los distintos componentes del ecosistema y su resiliencia.

Dentro de los grupos faunísticos que viven en el suelo, los más importantes son los ácaros oribátidos y colémbolos por su número, diversidad, abundancia de especies y actividad. Estos grupos se consideran indicadores biogeográficos y ecológicos a causa de su gran aptitud para la especiación, estenotopía, ciclo corto de vida y el poco poder de dispersión de las especies adaptadas a la vida edáfica y a diferentes tipos de suelo, y por sus hábitos alimenticios, como degradadores de la materia orgánica (Johnston, 1996; Palacios-Vargas, 2003).

La mayoría de los colémbolos se alimenta de hifas de hongos o de materia vegetal en descomposición (Castaño-Meneses *et al.*, 2008). También existen algunas especies depredadoras que se alimentan de nematodos, rotíferos y de otros colémbolos (Rusek, 1998; Palacios-Vargas *et al.*, 2000). Por su tipo de alimentación desempeñan un papel relevante en la descomposición de la materia orgánica y controlan las poblaciones de bacterias y hongos (Palacios-Vargas *et al.*, 2000).

Los colémbolos son muy valiosos para la estructura edáfica, ya que la mayoría de los suelos contiene millones de sus “pelets” que al retardar la liberación de

nutrientes esenciales benefician las raíces de las plantas, además de servir de sustrato para numerosos microorganismos.

Los colémbolos son presa de muchos insectos, en particular de hormigas y escarabajos, así como de numerosos ácaros depredadores, por lo que son un elemento fundamental en las cadenas tróficas (Palacios-Vargas *et al.*, 2000). Su abundancia, la diversidad de especies y características provee información sobre el impacto ambiental de los ecosistemas.

Para las zonas de bosques quemados, casi no existe información referente al uso de la fauna del suelo como bioindicador y menos aun utilizando colémbolos, por lo que es necesario estudiar la relación de los componentes del suelo en bosques quemados y su relación con la riqueza de colémbolos.

2. OBJETIVO

Relacionar el estado nutricional del suelo de cinco sitios de un bosque de pino-encino, con las poblaciones de colémbolos.

3. HIPÓTESIS

Existe una relación directa entre la presencia y el tamaño de las poblaciones de los colémbolos con el estado nutricional del suelo.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1. Clima

En la zona de estudio se presentan diferentes tipos de climas según la clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García, como se observa y se describen a continuación:

Para la parte este, se tienen un clima **C(w1)(w)b(i')g** que corresponde a Clima templado, subhúmedo (humedad moderada), de verano largo, con precipitación de invierno inferior al 5%, posee una oscilación térmica y la temperatura más alta ocurre antes del solsticio de verano. También en la parte oeste del sitio de estudio se encontró un clima **C(E)(w2)(w)b(i)g** que corresponde a Clima semifrío, subhúmedo, con porcentaje de precipitación invernal menor a 5 %, el verano es largo, es isotermal y la temperatura más elevada se presenta antes del solsticio de verano (Romero, 2009).

Como se puede apreciar, en la zona de estudio el clima que predomina es un clima templado, en el que las precipitaciones medias anuales oscilan entre los 500 y 1 000 mm, además se tiene en promedio una temperatura media anual de 15°C, con una media para los meses más cálidos mayor a los 10°C y para los meses más fríos se pueden presentar temperaturas que van de los 3 a los 18°C, poseen cuatro estaciones bien definidas; un verano relativamente caliente, un otoño con temperaturas gradualmente más bajas con el paso de los días, un invierno frío y una primavera con temperaturas gradualmente más altas con el paso de los días. No se presenta fenómenos climatológicos extremos (Romero. 2009).

4.2. Vegetación predominante en Tequexquihuac

4.2.1. Bosque de encino

Comunidad vegetal formada por diferentes especies de encinos o robles del género *Quercus*; estos bosques pueden alcanzar desde los 4 hasta los 30 m de altura más

o menos abiertos o muy densos; se desarrollan en muy diversas condiciones ecológicas desde casi al nivel del mar hasta los 3 000 m de altitud, salvo en las condiciones más áridas. En general este tipo de comunidad se encuentra muy relacionada con la comunidad de pino, formando una serie de mosaicos. Por las características de los encinos, estos bosques han sido muy explotados con fines forestales para la extracción de madera para la elaboración de carbón y leña, lo cual provoca que este tipo de vegetación tienda a fases secundarias las que a su vez sean incorporadas a la actividad agrícola y pecuaria (Figura 1) (Romero, 2009).



Figura 1. Imágenes del Bosque de encino en Las Cruces.

Fuente: Romero, 2009

4.2.2. Bosque de encino-pino

Vegetación arbórea formada por la dominancia de encinos (*Quercus* spp.), sobre los pinos (*Pinus* spp.). Se desarrolla principalmente en áreas de mayor importancia forestal, en los límites altitudinales inferiores de los bosques de pino-encino. Estas comunidades muestran menor porte y altura que aquellos donde domina el pino sobre el encino (Romero, 2009).

4.2.3. Bosque de pino–encino

Comunidad de bosque ampliamente distribuida que ocupa la mayor parte de la superficie forestal de las porciones superiores de los sistemas montañosos, la cual

está compartida por las diferentes especies de pino (*Pinus* spp.) y encino (*Quercus* spp.); dependiendo del dominio de uno y otro, se le denomina pino-encino si predominan las coníferas y es llamado encino-pino cuando dominan los encinares. La transición del bosque de encino al de pino está determinada (en condiciones naturales) por el gradiente altitudinal. Estas mezclas son frecuentes y ocupan muchas condiciones de distribución (Romero, 2009).

Los bosques de *Quercus* o encino son comunidades vegetales muy características de las zonas montañosas de México. De hecho, junto con los pinares constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de áreas de clima templado y semihúmedo, aunque también se pueden encontrar en zonas húmedas y semiáridas donde asumen con frecuencia la forma de matorrales. En México existen alrededor de 150 a 200 especies. Los encinares guardan relaciones complejas con los pinares, con los cuales comparten afinidades ecológicas generales y los bosques mixtos de *Quercus* y *Pinus* son muy frecuentes en el país (Rzedowski, 1978).

4.2.4. Bosque de *Juniperus*

Son bosques formados por árboles escuamifolios (hojas en forma de escama) del género *Juniperus* a los que se les conoce como táscate, enebro o cedro, con una altura promedio de 8 a 15m, siempre en contacto con los bosques de encino, pino-encino, y matorrales. Las especies más comunes y de mayor distribución son *Juniperus flaccida*, *J. deppeana*, *J. monosperma* y algunas especies del género *Quercus* y *Pinus*. Estas comunidades por lo regular, se encuentran abiertas como consecuencia de las actividades forestales, agrícolas y pecuarias (Romero, 2009).

4.2.5. Bosque de oyamel

Los bosques de oyamel, con comunidades vegetales densas y altas (hasta de 30 m), se distribuyen en las zonas de mayor humedad y frío, entre los 2 000 y 3 400 m de altitud. Se concentran en el Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur, donde forman masas forestales de gran tamaño, y de manera más aislada en otras serranías (Sarukhán, 1964). Las masas arboladas pueden estar conformadas por

elementos de la misma especie o mixtos, acompañados por diferentes especies de coníferas y latifoliadas; algunos bosques son densos sobre todo en condiciones libres de disturbio, pero debido al fuerte impacto que provocan las actividades humanas, su área se encuentra en constante disminución para dar lugar a espacios agrícolas y pecuarios. Las especies que los constituyen son principalmente oyamel (*Abies religiosa*), además de pino u ocote (*Pinus* spp.), encino o roble (*Quercus* spp.) y aile (*Alnus tirmifolia*) (Romero, 2009).

La alteración de estas comunidades radica en el alto valor comercial de su madera, la cual es utilizada para leña, aserrío, construcciones rurales y urbanas, así como pulpa para papel. El tronco de los árboles jóvenes presenta gran cantidad de trementina llamada aceite de palo o trementina de oyamel, sustancia muy apreciada en la industria de barnices y pintura, como agente aromatizante de jabones, desinfectantes, desodorantes y perfumes; también se utiliza como bálsamo con fines medicinales. En algunos lugares las ramas sirven de ornato en ceremonias religiosas y los individuos jóvenes son usados como árboles de navidad (Romero, 2009).

4.2.6. Bosque de pino

En México existen alrededor de 36 especies del género *Pinus* que representan el 37 por ciento del total de especies en el mundo, la mayoría de las especies se establece en zonas bien definidas, prefieren los climas templados a fríos y semihúmedos, con suelos ácidos. Los pinares no son la única especie en estas zonas, pues compiten con otros del género *Quercus*, *Abies*, *Juniperus*, *Alnus* y otras comunidades vegetales. Por su morfología y la disposición de sus hojas los pinos poseen una fisonomía particular y los bosques que forman presentan un aspecto que difícilmente puede confundirse con otros tipos de vegetación. La similitud de exigencias ecológicas de los pinares y los encinares da como resultado que los dos tipos de bosques ocupen nichos muy similares que se desarrollen con frecuencia uno al lado del otro, formando intrincados mosaicos y complejas

interrelaciones sucesionales y que a menudo se presentan en forma de bosques mixtos (Rzedowski, 1978).

4.2.7. Matorral inerme

Aunque en general los diversos tipos de matorrales se establecen por las especies que los caracterizan, la abundancia de estas puede variar de un lugar a otro, haciendo que el aspecto (fisonomía) de la comunidad cambie, por lo tanto, en la clasificación de los diferentes tipos de matorrales, es necesario indicar el aspecto de la vegetación, para lo cual se emplean el concepto de matorral inerme; descrito como una comunidad formada por más del 70% de plantas sin espinas (Romero, 2009).

4.2.8. Pastizal inducido

Las comunidades vegetales en que el papel preponderante corresponde a las gramíneas se les denomina pastizal o zacatal. El conjunto de esta manera delimitado incluye biocenosis diversas, tanto en lo tocante a su composición florística, como a sus condiciones ecológicas, a su papel en la sucesión y dependencia de las actividades humanas y aun a su fisonomía, mientras que algunas están determinadas por el clima, otras son favorecidas por las condiciones del suelo o por el disturbio ocasionado por el hombre y sus animales domésticos (Rzedowski, 1978).

Los pastizales inducidos algunas veces corresponden a una fase de la sucesión normal de comunidades vegetales, cuyo clímax es por lo común un bosque o un matorral. A consecuencia del pastoreo intenso o de los fuegos periódicos, o bien de ambos factores juntos, se detiene a menudo el proceso de la sucesión y el pastizal inducido permanece como tal mientras perdura la actividad humana que lo mantiene. Otras veces el pastizal inducido no forma parte de ninguna serie normal de sucesión de comunidades, pero se establece y perdura por efecto de un intenso y prolongado disturbio, ejercido a través de tala, incendios, pastoreo y muchas con ayuda de algún factor del medio natural, como, por ejemplo, la

tendencia a producirse cambios en el suelo que favorecen el mantenimiento del pastizal. De esta manera se tiene la categoría de pastizales inducidos que prosperan una vez destruidos los bosques de *Pinus* y de *Quercus*, como es el caso del área de estudio, característicos de las zonas montañosas de México (Romero, 2009).

Son frecuentemente dominantes o codominantes las asociaciones las especies del género *Bouteloua* y la más común de todas es la *B. gracilis*, que prevalece en amplias extensiones del zacatal, sobre todo en sitios en que el sobrepastoreo no ha perturbado demasiado las condiciones originales y preferentemente en suelos algo profundos. En laderas pendientes, con suelo somero y pedregoso, a menudo son más abundantes *B. curtipendula* y *B. hirsuta*. Son menos frecuentes en general *B. rothrockii*, *B. radicata*, *B. repens*, *B. eriopoda* y *B. chondrosioides*, pero en algunas zonas pueden también funcionar como dominantes o codominantes *B. eriopoda* y *B. scorpioides* aparentemente resultan favorecidas por un pastoreo intenso, despanzando en ciertas áreas de *B. gracilis*. Otras gramíneas cuantitativamente muy importantes son: *Andropogon hirtiflorus*, *A. saccharoides*, *Aristida adscensionis*, *A. divaricata*, *A. schiedeana*, *A. ternipes*, *Buchloe dactyloides*, *enneapogon desvauxii*, *Eragrostis lugens*, *E. mexicana*, *Erioneuron grandiflorum*, *E. muticum*, *E. pilosum*, *E. pulchellum*, *Heteropogon contortus* (Rzedowski, 1978).

4.2.9. Bosque cultivado

Es aquel que se establece mediante la plantación de diferentes especies arboladas realizadas por el hombre, sobre todo en aquellas áreas que presentan una perturbación debido a las actividades humanas. Estas poblaciones se pueden considerar como bosques artificiales, ya que son consecuencia de una reforestación con árboles de distintos géneros, por lo general, con especies exóticas. Los fines de estas plantaciones son el recreativo, ornamental y forestal,

además de conservar medio ambiente, así como evitar la erosión del suelo. Estas son algunas de las especies que más se presentan en el área de estudio: pino (*Pinus* spp.), eucalipto (*Eucaliptus* spp.), cedro (*Cupressus* spp.), casuarina (*Casuarina* sp.), pirul (*Schinus molle*), Acacias (*Acacia retinoides*), entre otros (Romero, 2009) (Figura 2 y 3).



Figura 2. Vegetación del tipo de vegetación en Tequexquihuac.

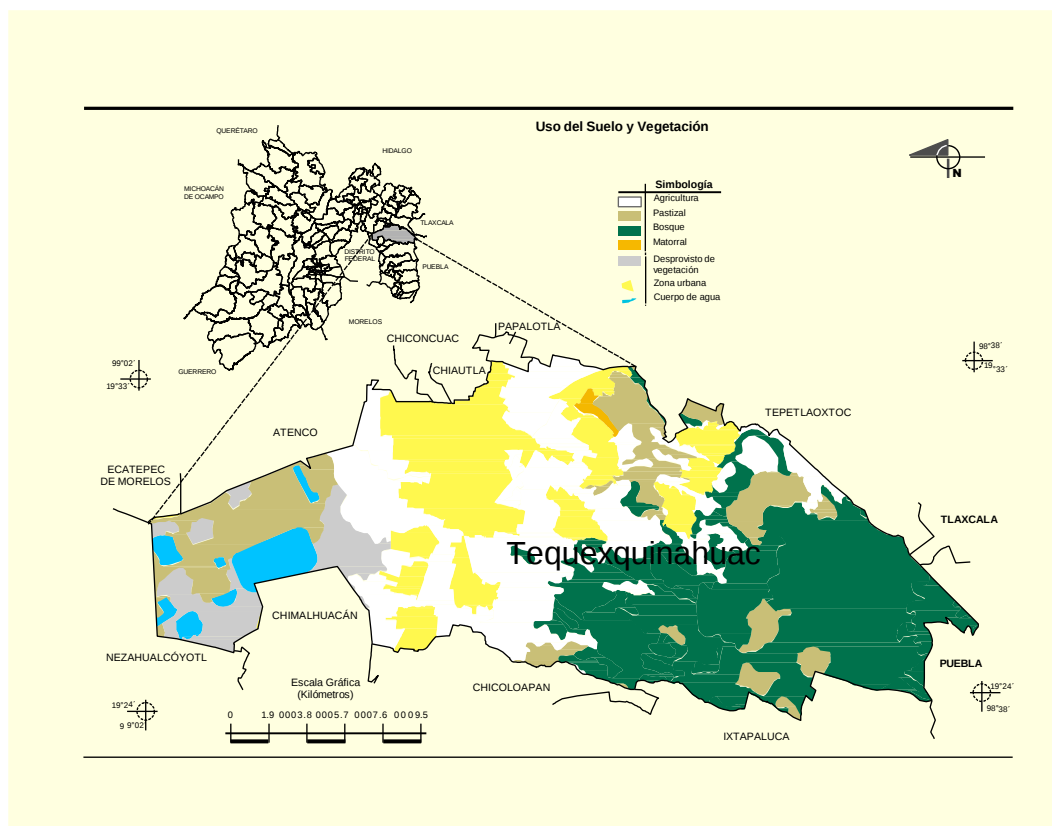


Figura 3. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Texcoco, México.

Fuente: INEGI. Fuente Geográfico Municipal 2005 versión 3.1.

INEGI. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación.

INEGI. Información Topográfica Digital.

4.3. Suelos

En general para la zona de estudio se encuentran cuatro diferentes tipos de suelo: *vertisol crómico*, *feozemhaplico*, *cambisolhumbico* y *cambisoleutrico*.

Sobresale a nivel predial la presencia genérica de tepetates, algunas veces se les denomina como suelos volcánicos endurecidos y atribuyen su consolidación a los productos de alteración y a los revestimientos arcillosos.

También se refiere el término tepetate como un horizonte endurecido, ya sea compactado o cementado, que se encuentra comúnmente en los paisajes volcánicos de México, subyaciendo a suelos o bien aflorando en superficie. Estos

horizontes constituyen un elemento que participa activamente en la dinámica ambiental, ya que sus características físicas, mecánicas y químicas, tan restrictivas para el desarrollo de la vegetación (alta densidad, baja conductividad hidráulica y retención de humedad, así como pobre fertilidad) (Figura 4) (Romero, 2009).

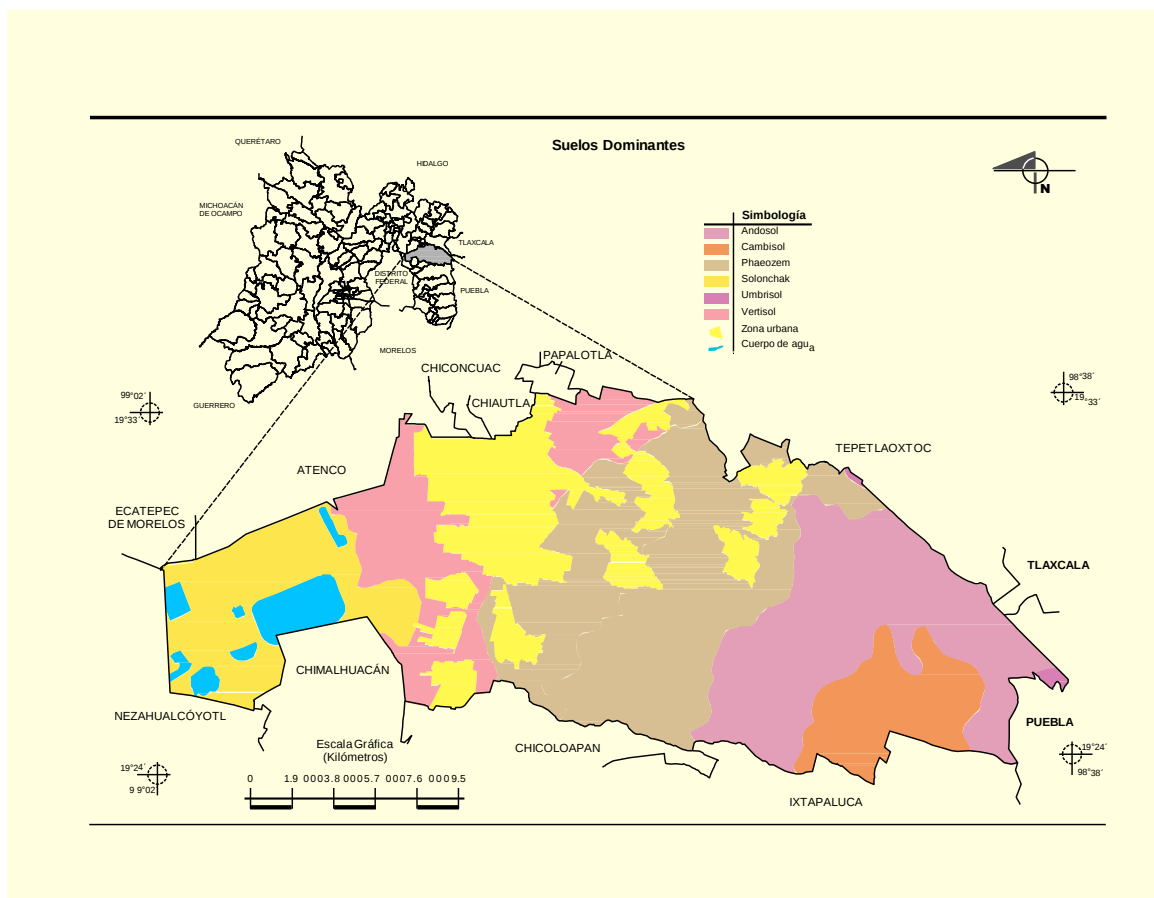


Figura 4: Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos

Texcoco, México

Fuente: INEGI. *Marco Geoestadístico Municipal 2005, versión 3.1.*

INEGI. Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Escala 1:250 000, Serie II (Continuo Nacional).

INEGI. Información Topográfica Digital Escala 1:250 000, serie III.

4.4. Proteínas

Las proteínas son biomoléculas formadas básicamente por carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno. Pueden además contener azufre y en algunos tipos de proteínas, fósforo, hierro, magnesio y cobre entre otros elementos. Pueden

considerarse polímeros de unas pequeñas moléculas que reciben el nombre de aminoácidos y serían, por tanto, los monómeros unidad. Los aminoácidos están unidos mediante enlaces peptídicos. La unión de un bajo número de aminoácidos da lugar a un péptido; si el número de aminoácidos que forma la molécula no es mayor de 10, se denomina oligopéptido, si es superior a 10 se llama polipéptido y si el número es superior a 50 aminoácidos se habla ya de proteína. Por tanto, las proteínas son cadenas de aminoácidos que se pliegan adquiriendo una estructura tridimensional que les permite llevar a cabo miles de funciones. Las proteínas están codificadas en el material genético de cada organismo, donde se especifica su secuencia de aminoácidos, y luego son sintetizadas por los ribosomas. Las proteínas desempeñan un papel fundamental en los seres vivos y son las biomoléculas más versátiles y más diversas. Realizan una enorme cantidad de funciones diferentes, entre ellas funciones estructurales, enzimáticas, transportadora (Luque, 2009).

4.4.1. La proteína cruda

Entre los compuestos químicos, a las proteínas se les considera entre los más importantes. Se llama proteína cruda al valor que resulta de multiplicar el contenido de nitrógeno de la muestra de suelo por el factor de conversión más común para proteínas que equivale a 6.25 (Moya, 2002).

4.5. Nitrógeno

El nitrógeno tiene un lugar especial en la nutrición, no solo debido a su elevado requerimiento por las plantas, sino porque está casi completamente ausente de la roca madre de la cual se forman los suelos. La presencia de nitrógeno en el suelo es casi totalmente el resultado de la acción biológica, abono artificial o fertilización natural (resultante de descargas eléctricas en la atmósfera). Es probable que la mayoría de las plantas vivan en condiciones naturales en un estado de carencia de nitrógeno que, sin embargo, no es crítico debido a su gran adaptabilidad a amplios rangos de nutrición. El nitrógeno es de extraordinaria importancia en las plantas

porque es un constituyente de proteínas, ácidos nucleicos y muchas otras biomoléculas importantes (Bidwell, 1990).

4.6. Materia seca

La materia seca o extracto seco es la parte que resta de un material tras extraer toda el agua posible a través de un calentamiento hecho en condiciones de laboratorio. El procedimiento consiste en pesar la materia fresca (en su estado natural), y someterla a un secado por calentamiento en un horno de laboratorio, llegando a una temperatura de entre 103 y 105 °C (en el caso de los alimentos) mientras que el tiempo que dura el calentamiento dependerá de cada sustancia. Una vez pasado el tiempo de calentamiento se pesa el residuo, que será la materia seca (Bidwell, 1990).

4.7. Colémbolos

Los colémbolos son pequeños (0.12-10 mm) hexápodos apterygotas (sin alas) (Bellinger et al. 2006, Palacios-Vargas 1990) que se encuentran en diversos hábitats con poblaciones muy variadas. Existe aproximadamente 7 500 especies descritas a nivel mundial (Bellinger et al. 2006) y son los artrópodos de mayor abundancia en los ecosistemas terrestres superados únicamente por los ácaros. En los suelos de los bosques pueden llegar a densidades mayores que 100 000 individuos por m² (Coleman y Crossley 1996). No obstante su tamaño, son importantes descomponedores de la materia orgánica vegetal y otros detritus y así reciclan los nutrimentos en el suelo (Palacios-Vargas 1990, Vásquez y Palacios-Vargas 2004, Moore et al. 1987) y esto resulta en una mejor disponibilidad de nutrimentos para las plantas.

Se alimentan de diversos materiales tales como bacterias, hongos, nematodos y materia orgánica vegetal y animal (Hunt et al. 1987, Palacios-Vargas 1990). El uso de colémbolos como indicador de la calidad y salud del suelo ha sido recomendado por varios autores (Frampton 1997, Kopeszki 1997, Van Stralen y Verhoef 1997). Kopeszki (1997) utilizó el método de bio-indicación activa para comparar la dinámica

poblacional de dos especies de colémbolos durante un período de 6 meses, en Viena, Austria. En su experimento, micro-recipientes plásticos que contenían los colémbolos y una fuente de alimento (follaje) fueron enterrados en el suelo de interés. El crecimiento de las poblaciones y la actividad de descomposición fueron evaluados. Se observó una disminución en el crecimiento y abundancia de las poblaciones, debido a la presencia de ácidos (SO_4^-), metales pesados y exceso de fertilizantes nitrogenados en los suelos.

Como consecuencia, la tasa de descomposición de la kolMO fue menor. La tasa de crecimiento de la población de colémbolos y la tasa de descomposición reflejan el grado de contaminación en el suelo por contaminantes hidrosolubles, y también sirven como un bioindicador del estado de salud o calidad del suelo. Igualmente, Frampton (1997) encontró que las aplicaciones de pesticidas, especialmente insecticidas organofosforados, afectan negativamente la abundancia de los colémbolos. Posiblemente la disminución de las poblaciones de colémbolos en el experimento de Frampton se debió a una disminución de las poblaciones de los hongos del suelo, los cuales sirven como alimento para muchos colémbolos. Reddy (1986) también sugiere el posible uso de colémbolos y ácaros como bioindicadores de la calidad ambiental y la contaminación del aire.

4.7.1. Importancia de los Colémbolos

Algunos colémbolos que viven en el suelo pueden afectar el crecimiento de las plantas y el ciclo de los nutrientes, su función específica en las redes alimentarias en el suelo es poco entendida, los diversos estudios que se han realizado al suelo, sugiere que los colémbolos son principalmente de hábitos fungívoros, (Bardgett *et al.*, 1993; Hopkin, 1997; Rusek, 1998), es decir la dieta de los colémbolos que habitan en la hojarasca y el suelo consiste mayormente de esporas y micelios de hongos, levaduras, fragmentos de materia vegetal en descomposición y bacterias.

Aquellas las especies que acostumbran subir a la vegetación o que habitan permanentemente en esta ingieren con más frecuencia granos de polen y esporas

de hongos (Christiansen, 1964). En donde se alimentan preferentemente de hongos saprofitos más que otros tipos de hongos. Aunque se pueden emplear diversas estrategias de alimentación, especies edáficas se consideran principalmente fungívoros (Bardgett *et al.*, 1993; Hopkin, 1997; Rusek, 1998), y en gran medida depende mucho de esas fuentes de alimento. Por lo tanto, por medio de su actividad de alimentación influyen en el comportamiento de los hongos que viven en las mismas capas del suelo (Parkinson *et al.* 1979; Visser y Whittaker 1979; Newell 1984; Klironomos, *et al.*, 1992).

Es decir que el consumo sobre hongos saprofitos, favorece la estimulación y crecimiento de los hongos micorrizicos (Lussenhop y Bassiri, 2005) así como una mejor disposición de N y P hacia las plantas a través de los desechos fecales (Gange, 2000). No está muy claro si los colémbolos prefieren a hongos micorrizicos o saprofitos, pero estudios en laboratorio demuestran que prefieren a los saprofitos (Jorgensen *et al.*, 2003; Klironomos y Kendrick, 1996). Sin embargo, esta búsqueda de los colémbolos hacia los hongos, se ve limitada por las características estructurales del suelo, siendo una de estas los espacios porosos (Larsen *et al.*, 2004; Schrader y Lingnau, 1997), con lo que pueda dar más oportunidad a los saprofitos, que a los fitopatógenos.

Los colémbolos son pequeños (0.12-10mm) hexápodos apterygotas (sin alas) (Bellinger *et al.* 2006, Palacios-Vargas 1990) que se encuentran en diversos hábitats con poblaciones muy variadas. Existe aproximadamente 7500 especies descritas a nivel mundial (Bellinger *et al.* 2006) y son los artrópodos de mayor abundancia en los ecosistemas terrestres superados únicamente por los ácaros. En los suelos de los bosques pueden llegar a densidades mayores que 100,000 individuos por m² (Coleman y Crossley 1996). No obstante, su tamaño, son importantes descomponedores de la materia orgánica vegetal y otros detritus y así reciclan los nutrimentos en el suelo (Palacios-Vargas 1990, Vásquez y Palacios-Vargas 2004, Moore *et al.* 1987) y esto resulta en una mejor disponibilidad de nutrimentos para las plantas.

Se alimentan de diversos materiales tales como bacterias, hongos, nematodos y materia orgánica vegetal y animal (Hunt et al. 1987, Palacios-Vargas 1990). El uso de colémbolos como indicador de la calidad y salud del suelo ha sido recomendado por varios autores (Frampton 1997, Kopeszki 1997, Van Stralen y Verhoef 1997). Kopeszki (1997) utilizó el método de bio-indicación activa para comparar la dinámica poblacional de dos especies de colémbolos durante un período de 6 meses, en Viena, Austria.

En su experimento, micro-recipientes plásticos que contenían los colémbolos y una fuente de alimento (follaje) fueron enterrados en el suelo de interés. El crecimiento de las poblaciones y la actividad de descomposición fueron evaluados. Se observó una disminución en el crecimiento y abundancia de las poblaciones, debido a la presencia de ácidos (SO_4^-), metales pesados y exceso de fertilizantes nitrogenados en los suelos. Como consecuencia, la tasa de descomposición de la MO fue menor. La tasa de crecimiento de la población de colémbolos y la tasa de descomposición reflejan el grado de contaminación en el suelo por contaminantes hidrosolubles, y también sirven como un bioindicador del estado de salud o calidad del suelo. Igualmente, Frampton (1997) encontró que las aplicaciones de pesticidas, especialmente insecticidas organofosforados, afectan negativamente la abundancia de los colémbolos. Posiblemente la disminución de las poblaciones de colémbolos en el experimento de Frampton se debió a una disminución de las poblaciones de los hongos del suelo, los cuales sirven como alimento para muchos colémbolos. Reddy (1986) también sugiere el posible uso de colémbolos y ácaros como bioindicadores de la calidad ambiental y la contaminación del aire.

4.7.2. Depredadores y presas de Colémbolos

Los colémbolos juegan un papel muy importante en el proceso de degradación de la materia orgánica y en la formación de la microestructura del suelo. Son hospedantes de muchos parásitos como protozoarios, nematodos, trematodos, y bacterias patógenas y así mismo son fuentes de alimento para muchos

depredadores incluyendo a los escarabajos carábidos y otras larvas (Bauer, 1985), dípteros, hormigas (Holldobler and Wilson, 1990), ácaros (Karg, 1971), otros colémbolos (Cassagnau, 1972), ranas, reptiles y polluelos de faisán.

Ellos utilizan como fuente de alimento a protozoarios, nematodos, rotíferos, enquitreidos, bacterias, hongos, algas y plantas en descomposición, tejidos vivos de plantas y algunos hongos patógenos (Rusek, 1998). Son importantes diseminadores de los propágulos de la microbiota del suelo, especialmente en lugares de descomposición de la materia orgánica muerta.

Los colémbolos, junto con los ácaros, son los grupos de artrópodos más abundantes e importantes de la mesofauna del suelo, ya que intervienen activamente en los procesos de degradación de la materia orgánica, así como el reciclaje y la mineralización de los elementos (Hopkin 1997, Palacios-Vargas 2000, Rusek 1998). Por su gran adaptabilidad tanto fisiológica como ecológica, los colémbolos han colonizando todo tipo de ambientes, en todas las altitudes y latitudes del planeta, lo que los hace uno de los grupos de artrópodos más abundantes de la biomasa de los suelos (Hopkin 1997).

La estimación en cuanto al número de especies a nivel mundial varía, aunque el censo más reciente apunta a más de 7 600 especies (Bellinger *et al.* 2004), de las cuales más de 1 600 han sido descritas en el nuevo mundo. Hopkin (1997) por el contrario, mencionó que el número de especies puede superar las 50 000. Independientemente de la cantidad de especies que existen en el mundo, el número que queda por describir es enorme, encontrándose la mayoría como habitantes del suelo y de la hojarasca de los árboles en los bosques tropicales lluviosos (André *et al.* 1994, Deharveng *et al.* 1989, Stork y Eggleton 1992).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El sitio de estudio se encuentra a una altitud de 2 480 msnm. La vegetación del área de estudio se presenta en los lomeríos hacia las partes altas, éstas son algunas de las especies que más se presentan: pino (*Pinus* spp.), eucalipto (*Eucalyptus* spp.), cedro (*Cupressus* spp.), casuarina (*Casuarina* sp.), pirul (*Schinus molle*), Acacias (*Acacia retinoides*), entre otros, en las estribaciones de la Sierra Nevada, en las partes bajas predomina el uso del suelo agrícola de temporal y en las planicies se ubican algunas superficies con agricultura de riego (Cuadro 1).

Cuadro 1. Tipos de vegetación y superficies en el área de estudio, contexto regional.

Uso del suelo/ Tipo de vegetación	(ha)
Agricultura de Riego	127
Agricultura de temporal	6 183
Bosque cultivado	1 451
Bosque de encino	107
Bosque de encino-pino	71
Bosque de <i>Juniperus</i>	101
Bosque de oyamel	596
Bosque de pino	2 089
Bosque de pino-encino	297
Matorral inerme	625
Pastizal inducido	3 641
TOTAL	15 288

En la zona de estudio se presenta un tipo de clima según la clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García, se tienen un clima **C(w1)(w)b(i')g** que corresponde a Clima templado, subhúmedo (humedad moderada), de verano

largo, con precipitación de invierno inferior al 5%, posee una oscilación térmica y la temperatura más alta ocurre antes del solsticio de verano.

5.2. Colecta de colémbolos

El material estudiado corresponde a ocho colectas de colémbolos y suelo por sitio, se establecieron cinco sitios de muestreo en la localidad de Tequexquinahuac, Texcoco, Estado de México, estas colectas se hicieron cada dos meses que corresponde a los meses de octubre de 2009 a octubre 2010.

En cada sitio de estudio se definió un área de 10 por 10 m, dividiéndolo en 100 cuadros de 1m² y se tomaron 5 muestras al azar en cada sitio, que constituyeron las unidades de muestreo, las cuales quedaron ubicadas en distintas zonas del área de estudio con cinco tipos de bosque: A: Bosque quemado y reforestado; B: Bosque quemado y no reforestado; C: Bosque no quemado y reforestado; D: Bosque no quemado y no reforestado, Bosque joven; E: Bosque no quemado y no reforestado, bosque viejo. Estas unidades experimentales se establecieron en octubre de 2009 a octubre de 2010, correspondiendo a un periodo de 11 años desde el evento del incendio que ocurrió en 1998. Cada uno de estos cinco sitios fue considerado como un tratamiento y los diferentes puntos muestreados como las repeticiones.

5.3. Extracción de colémbolos

En cada sitio, se tomaron dos muestras de suelo y hojarasca a una profundidad de 10 cm en un área de 0.25 m² para las evaluaciones de los colémbolos. Las muestras fueron llevadas al laboratorio de Micro y Mesofauna de la Preparatoria Agrícola en donde se extrajeron los colémbolos por medio del método de Berlesse-Tullgreen, durante 14 días. Se establecieron 24 embudos metálicos (28 cm de diámetro) sobre una mesa, los cuales fueron usados para la extracción de los colémbolos. Las muestras de hojarasca fueron colocadas sobre una malla dentro de cada embudo con una fuente de luz (bombillas de 25 Watts) ubicada a 20 cm de la superficie de la muestra y un frasco de etanol (95%) rotulado en la parte inferior del embudo para recolectar los especímenes que cayeron adentro (Figura 5). Al cabo de seis días se retiraron los frascos con los especímenes. Se utilizó un estereoscopio (marca

Olympus) para separar los colémbolos del material vegetal y otros organismos presentes en los frascos. Los especímenes fueron identificados a nivel género.



Figura 5. Arreglo de los embudos de Berlese-Tüllgren para la extracción de los colémbolos

5.4. Propiedades del suelo.

En octubre del año 2009, a 11 años de haber ocurrido los incendios se efectuó la toma de muestras para analizar las propiedades de suelo, ésta se realizó en los mismos cinco sitios de muestreo de colémbolos. Los cuatro parámetros o factores edáficos, con un carácter fundamental como descriptores del suelo fueron: Proteína, Humedad, Materia seca y contenido de Nitrógeno (N). Para éstos se mandaron a analizar en el laboratorio de Zootecnia de la Universidad Autónoma Chapingo.

5.5. Análisis de datos.

Los datos fueron analizados para cada lugar considerando los cinco tratamientos (Tipos de bosque) con sus respectivas repeticiones (A: n = 6, B: n = 6, C: n = 6, D: n=5, E: n=5) mediante análisis de varianza de una vía (ANOVA), asumiendo que el error de muestreo representa el error experimental. Esta técnica es muy empleada en trabajos de investigación ecológica aplicada (Thurow *et al.*, 1988; Baker y Guthery, 1990; Dormaar *et al.*, 1990; Wester, 1992), dado que en este tipo de

estudios las unidades de muestreo no constituyen verdaderas repeticiones debido a su falta de independencia espacial (Hurlbert, 1984).

Previo al ANOVA se examinaron los supuestos de homogeneidad de varianza y de normalidad. El primero se analizó mediante la prueba de Levene y la observación de los residuales, y el segundo mediante la prueba de Shapiro Wilk analizando también el diagrama de normalidad (Sokal y Rohlf, 1981). En los casos en que se observó heterocedasticidad, se probaron tres tipos de transformaciones: inversa, raíz cuadrada y logaritmo de la variable de respuesta, seleccionando la que presentó mejor estabilización de la varianza (SAS, 9.0). En el Bolsón se aplicó transformación inversa para el fósforo y el calcio, logaritmo para la conductividad eléctrica y el potasio, y raíz cuadrada para la concentración de nitrógeno total y el nitrógeno retenido en biomasa microbiana. En Trevelin se aplicó transformación inversa para la concentración de carbono orgánico y de nitrógeno total, y transformación logarítmica para el fósforo y el magnesio.

En cada uno de los análisis, y para determinar entre qué tratamientos hubo diferencias significativas, se utilizó la prueba de Tukey-Kramer, que es una modificación de la prueba de Tukey para diseños desbalanceados (SAS, 1999).

6. RESULTADOS Y DISCUSIONES

En los cinco sitios de estudio se encontraron un total de 26 géneros de colémbolos pertenecientes a cinco familias (Cuadro 2). Los géneros con mayor densidad de población fue el *Istoma*, *Lepidocyrtus* y *Orchesella* (Figura 6).

Cuadro 2. Individuos obtenidos por género y familia en los seis sitios de estudio

FAMILIA	GÉNERO	Individuos
Brachistomellidae	<i>Brachistomella</i>	33
	<i>Neotropiella</i>	4
	<i>Odontella</i>	19
	<i>Paranura</i>	12
	<i>Rapoportella</i>	23
Entomobryidae	<i>Americabrya</i>	61
	<i>Corynothrix</i>	2
	<i>Entomobrya</i>	117
	<i>Heteromorus</i>	1
	<i>Lepidocyrtus</i>	1120
	<i>Mesaphorura</i>	15
	<i>Orchesella</i>	159
	<i>Pseudosinella</i>	7
	<i>Salina</i>	4
	<i>Tomocerus</i>	11
Isotomidae	<i>Willowsia</i>	44
	<i>Isotoma</i>	1506
Onychiuridae	<i>Isotomiella</i>	133
	<i>Arrhopalites</i>	33
	<i>Onychiurus</i>	65
Sminthuridae	<i>Tullbergia</i>	14
	<i>Dicyrtoma</i>	4

<i>Neosminthurus</i>	20
<i>Sminthurinus</i>	1
<i>Sminthurus</i>	103

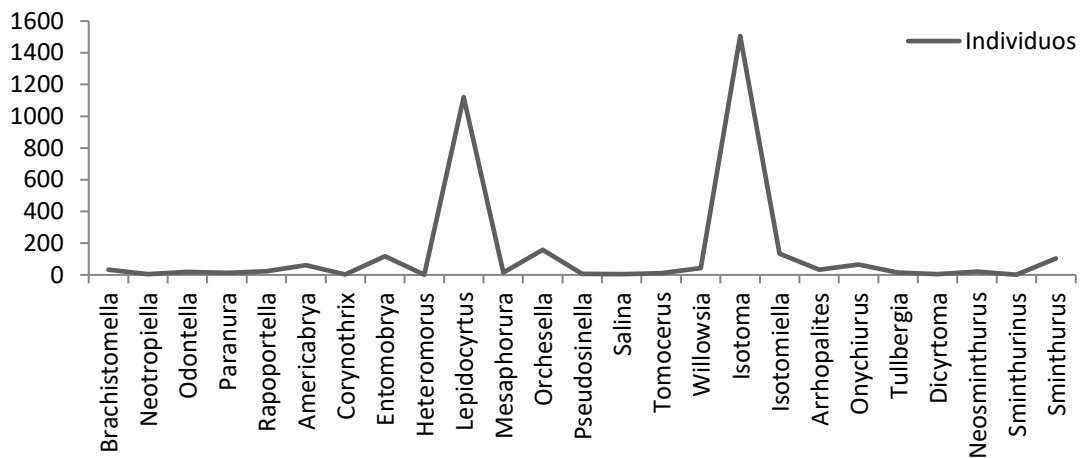


Figura 6. Géneros con mayor densidad de población en los cinco sitios de estudio.

Donde se presentó mayor agregación por familia fue en el sitio C: Bosque no quemado y reforestado; también el sitio D: Bosque no quemado y no reforestado (bosque joven) también presentó una mayor agregación de familias de colémbolos. El sitio A: Bosque quemado y reforestado presentó la mayor población de colémbolos con respecto a los demás sitios seguido de B: Bosque quemado y no reforestado; y E: Bosque no quemado y no reforestado (Bosque viejo) (Figura 7).

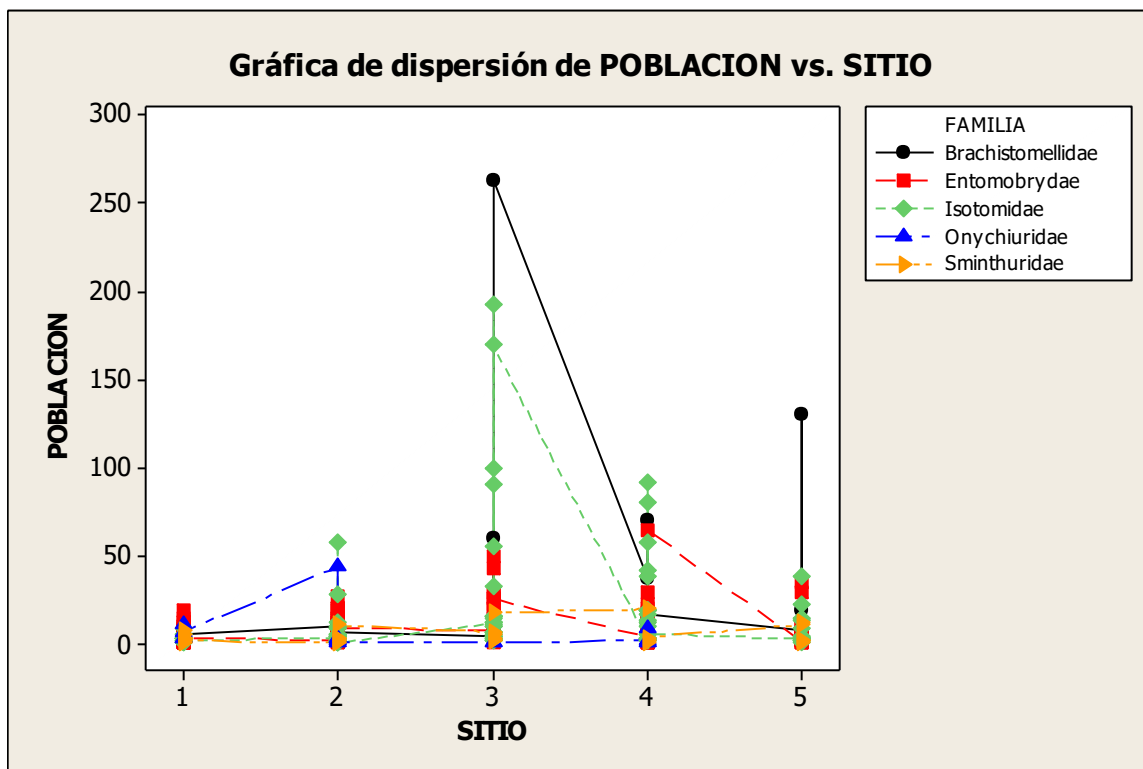


Figura 7. Agregación poblacional por familia en los cinco sitios de estudio.

*1: Sitio A; 2: Sitio B; 3: Sitio C; 4: Sitio D; 5: Sitio E.

La familia Braquistomelidae tuvo una mayor población en el sitio C, seguido del sitio D, después el sitio E, sitio B y A respectivamente.

La mayor población de la familia Isotomidae se presentó en el sitio C, seguido del sitio D, E, B y A respectivamente.

Las familias Entomobrydae, Onychiuridae y Sminturidae se presentaron en proporciones parecidas en los cinco sitios y en menor cantidad con respecto a las familias Braquistomelidae e Isotomidae (Figura 8).

La mayor abundancia de isotomidos, se atribuye a que sus especies han sido registradas como de gran adaptabilidad a perturbaciones ocasionadas por prácticas agrícolas y forestales, y que tal como lo mencionan Mendoza *et al.* (1999), pueden proliferar en suelos con bajo o alto contenido de materia orgánica.

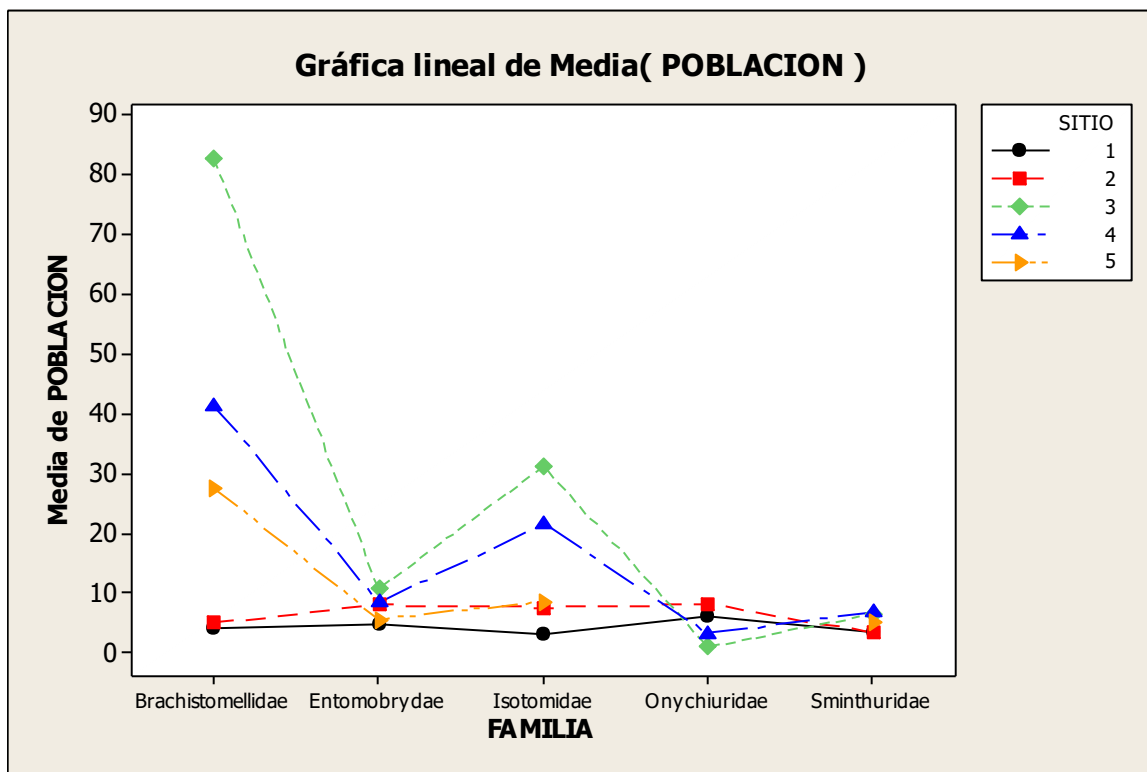


Figura 8. Población de colémbolos por familia en los cinco sitios de estudio.

*1: Sitio A; 2: Sitio B; 3: Sitio C; 4: Sitio D; 5: Sitio E.

El género *Braquistomella* tuvo una mayor densidad de población en los sitios C, E, D, A y B respectivamente; *Americabrya* fue el segundo con mayor densidad en el sitio C, D, B, E y A respectivamente. Los géneros *Arrhopalites*, *Corynothrix*, *Dycirtoma*, *Entomobrya*, *Heteromurus*, *Isotoma*, *Isotomiella*, *Lepidocyrtus*, *Mesaphorura*, *Neosminthurus*, *Neotropiella*, *Odontella*, *Onychiurus*, *Orchesella*, *Paranura*, *Pseudosinella*, *Rapoportella*, *Salina*, *Seira*, *Sminthurinus*, *Sminthurus*, *Tomocerus*, *Tullbergia* y *Willwisia* presentaron baja densidad de población en los cinco sitios de estudio (Figura 9).

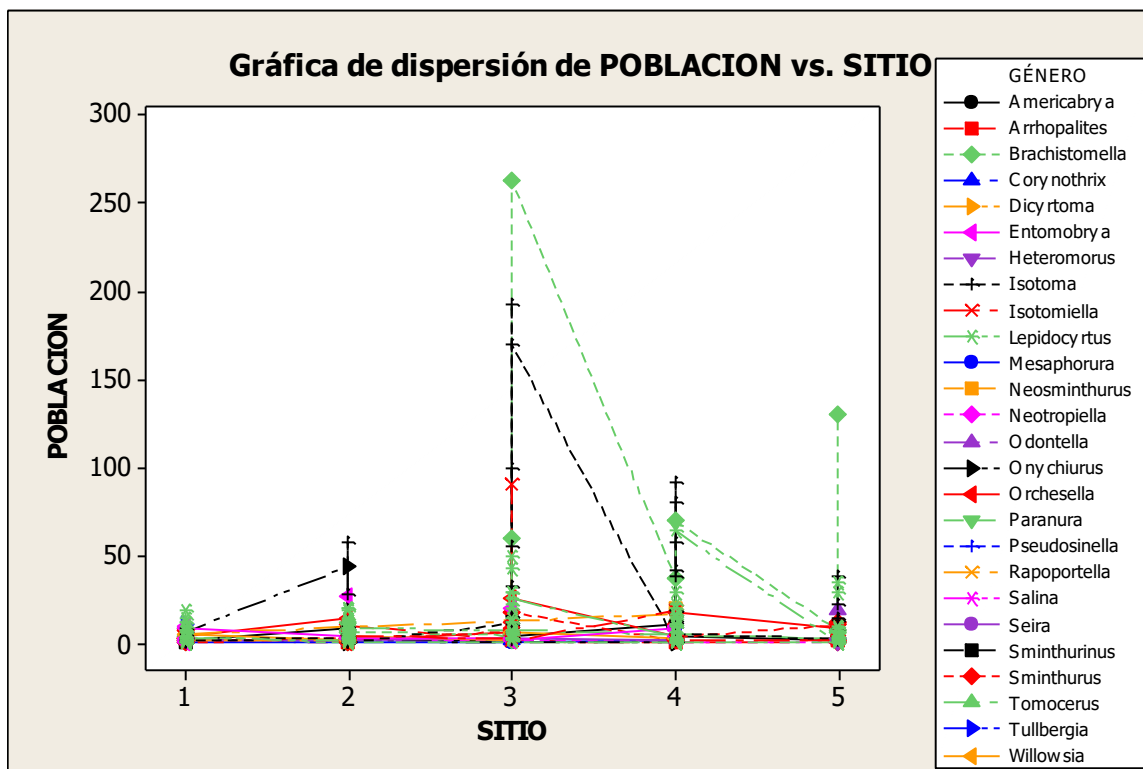


Figura 9. Agregación poblacional por género en los cinco sitios de estudio.

*1: Sitio A; 2: Sitio B; 3: Sitio C; 4: Sitio D; 5: Sitio E.

En los resultados del ANOVA para poblaciones de colémbolos hubo diferencia significativa entre los cinco tipos de bosque con $P\text{-value} = 0.0002$.

En la comparación de medias Tukey–Kramer se observó valores altos de población de colémbolos en el tipo de bosque C: Bosque no quemado y reforestado, aunque no hubo diferencia significativa con el D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven; donde si hubo diferencia significativa con respecto a los anteriores tratamientos, pero no entre sí fueron: A: Bosque quemado y reforestado; B: Bosque quemado y no reforestado y E: No quemado y no reforestado, bosque viejo (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación de medias Tukey-Kramer para población de colémbolos.

Tukey Agrupamiento	Media	N	SITIO
A	20.358	81	C
B A	12.962	78	D
B	8.576	59	E
B	7.922	90	B
B	4.632	76	A

El ANOVA para Nitrógeno Base Húmeda hubo diferencia significativa entre sitios de muestreo con P-value <0.0001 y la comparación de medias Tukey–Kramer se observó que el el sitio con mayor cantidad de Nitrógeno fue el bosque B: Bosque quemado y reforestado; aunque no hubo diferencia significativa con el bosque C: Bosque no quemado y reforestado; donde si hubo diferencia significativa con respecto a los anteriores tratamientos fue el D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven, y los tratamientos que presentaron menor concentración de Nitrógeno fueron E: Bosque no quemado y no reforestado, bosque viejo y A: Bosque quemado y reforestado (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de medias Tukey-Kramer para Nitrógeno base húmeda.

Tukey Agrupamiento	Media	N	SITIO
A	1.49867	15	B
B A	1.31500	12	C
B C	1.10500	12	D
C	1.04231	13	A
C	0.99364	11	E

El ANOVA para Proteína cruda base húmeda hubo diferencia significativa entre sitios de muestreo con P value < 0.0001 y la comparación de medias Tukey–Kramer se observó que sitio con mayor cantidad de Proteína fue el bosque B: Bosque quemado y reforestado; aunque no hubo diferencia significativa con el bosque C: Bosque no quemado y reforestado; donde si hubo diferencia significativa con

respecto a los otros sitios fue el D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven, y los sitios que presentaron menor concentración de Nitrógeno fueron E: Bosque no quemado y no reforestado, bosque viejo y A: Bosque quemado y reforestado (Cuadro 5).

Cuadro 5. Comparación de medias Tukey-Kramer para Proteína cruda base húmeda.

Tukey Agrupamiento	Media	N	SITIO
A	9.3627	15	B
B A	8.2108	12	C
B C	6.9167	12	D
C	6.5177	13	A
C	6.2055	11	E

El ANOVA para el Humedad hubo diferencia significativa entre sitios de muestreo con P-value <0.0001 y la comparación de medias Tukey–Kramer se observó que el sitio con mayor contenido de Humedad fue el bosque B: Bosque quemado y reforestado; aunque no hubo diferencia significativa con el bosque C: Bosque no quemado y reforestado y D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven; donde si hubo diferencia significativa con respecto a los otros sitios pero no entre sí fueron el A: Bosque quemado y reforestado, bosque joven y E: Bosque no quemado y no reforestado, bosque viejo (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de medias Tukey-Kramer para Hidrógeno base húmeda.

Tukey Agrupamiento	Media	N	SITIO
A	8.3920	15	B
A	8.2692	12	C
A	8.1142	12	D
B	7.1073	11	E
B	6.8315	13	A

El ANOVA para la Materia seca base húmeda hubo diferencia significativa entre sitios de muestreo con $P\text{-value} < 0.0001$ y la comparación de medias Tukey–Kramer se observó que el sitio con mayor cantidad de Materia seca fue el bosque A: Bosque quemado y reforestado; aunque no hubo diferencia significativa con el bosque E: Bosque no quemado y no reforestado, bosque viejo; Sí hubo diferencia significativa con respecto a los otros sitios pero no entre sí fueron el B: Bosque quemado y no reforestado; C: Bosque no quemado y reforestado y D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven (Cuadro 7).

Cuadro 7. Comparación de medias Tukey-Kramer para Materia seca base húmeda.

Tukey Agrupamiento	Media	N	SITIO
A	93.1685	13	A
A	92.8927	11	E
B	91.8858	12	D
B	91.7308	12	C
B	91.6080	15	B

El ANOVA para Proteína cruda base seca hubo diferencia significativa entre sitios de muestreo con $P\text{-value} < 0.0001$ y la comparación de medias Tukey–Kramer se observó que el sitio con mayor cantidad de Proteína fue el bosque B: Bosque quemado y reforestado; aunque no hubo diferencia significativa con el bosque C: Bosque no quemado y reforestado; donde si hubo diferencia significativa con respecto a los otros sitios fue el D: Bosque no quemado y no reforestado, bosque joven, y los tratamientos que presentaron menor concentración de Nitrógeno fueron E: Bosque no quemado y no reforestado, bosque viejo y A: Bosque quemado y reforestado (Cuadro 8).

Cuadro 8. Comparación de medias Tukey-Kramer para Proteína cruda base seca.

Tukey Agrupamiento	Media	N	SITIO
A	10.2200	15	B
B A	8.9558	12	C
B C	7.5317	12	D

C	6.9985	13	A
C	6.6818	11	E

Se observó una mayor cantidad de colémbolos en los sitios B y C y una menor cantidad en los sitios D, A y E.

Existe una controversia en cuanto a la alteración de la concentración del nitrógeno en el suelo a causa del fuego, ya que se han reportado trabajos de incremento, disminución y de no modificación. Como regla general, la cantidad de nitrógeno que es volatilizado durante la combustión es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica consumida. El nitrógeno que no es completamente volatilizado permanece como parte de los combustibles no quemados o es convertido a la forma más disponible como $\text{NH}_4\text{-N}$, permaneciendo en el suelo (Certini, 2005). Este incremento temporal de nitrógeno disponible luego del fuego es utilizado rápidamente por las plantas dentro de los primeros años después de éste (Knoepp *et al.*, 2005). Las respuestas de los diferentes ecosistemas a los cambios de nitrógeno varían con el tipo de vegetación, la fertilidad del suelo y la habilidad para reponerlo (Wan *et al.*, 2001).

El sitio A (Bosque quemado y reforestado con pino) mostró una disminución de Proteínas que están constituidas de Nitrógeno e Hidrógeno, esta disminución se debe a la especie de árbol con el que reforestaron el sitio ya que en las hojas de pino se observa una disminución de la actividad de la microfauna del suelo que da origen a un menor ritmo de descomposición de la hojarasca y por tanto mejor producción de proteínas. La causa se encuentra en las características químico-nutritivas de la hojarasca del pino, más pobre en calcio y nitrógeno y más rica en compuestos inhibidores como resina, ceras y lignina como señalan Schlatter y Otero (1995).

Para el tipo de bosque B (Bosque quemado y no reforestado) también presentó una población pobre de colémbolos pero una alta cantidad de Nitrógeno y Humedad, elementos que constituyen a la Proteína (que se refleja en las pruebas Tukey-Kramer ya que fueron los mismos resultados) ésta relación se explica porque en suelos con mayor contenido de Nitrógeno se ve una disminución significativa de poblaciones de colémbolos como lo muestra Kopeszki (1997) que observó una disminución en el crecimiento y abundancia de las poblaciones de colémbolos, debido a la presencia de ácidos (SO_4^-), metales pesados y exceso de fertilizantes nitrogenados en los suelos. Como consecuencia, la tasa de descomposición de la kolMO fue menor.

Para el tipo de bosque C: Bosque no quemado y reforestado y D: No quemado y no reforestado, bosque joven; presentaron la mayor población de colémbolos y también tuvieron una cantidad de Proteína (Nitrógeno) moderada, estos bosques presentan características similares porque ambos no fueron quemados; el C fue reforestado, y el D no fue reforestado, pero es un bosque joven lo cual se puede deducir que se tienen mayor diversidad de especies lo cual favorece la presencia de colémbolos en el suelo. La tasa de crecimiento de la población de colémbolos sirve como un bioindicador del estado de salud o calidad del suelo como lo indica Kopeski (1997). En general las respuestas de los diferentes ecosistemas a los cambios de nitrógeno varían con el tipo de vegetación, la fertilidad del suelo y la habilidad para reponerlo (Wan *et al.*, 2001).

El fuego genera diferentes condiciones en el suelo, que pueden tener implicaciones en la emergencia de plántulas (Kennard y Gholz, 2001) como sucede en *Pinus sp.* (Pausas *et al.*, 2003). (Urretavizcaya, 2005, 2006) indica que la regeneración en el corto plazo no está controlada solamente por los cambios de fertilidad del suelo, sino por una conjunción de factores como la disponibilidad de semillas y los cambios en los patrones de temperatura de suelo en el área quemada, asociados a las modificaciones de la cobertura arbórea y arbustiva luego del incendio (Urretavizcaya *et al.*, 2006), factores que coinciden con los reportados Kitzberger *et al.*, (2005).

Los resultados de este trabajo aportan a las recomendaciones respecto al manejo postfuego de los bosques de la región de Tequexquihuac que no está libre de incendios forestales. Es ampliamente conocido que los mayores riesgos de erosión postfuego ocurren en la estación de lluvia inmediatamente después del disturbio (Goh y Phillips, 1991; DeBano, 2000; Robichaud *et al.*, 2003; Neary *et al.*, 2005; Cerdá y Doerr, 2005). También es sabido que la extracción de la madera puede aumentar el riesgo de erosión y la pérdida de nutrientes (Beschta *et al.*, 1995, 2004; McIver y Starr, 2000; Page-Dumroese *et al.*, 2006). Asegurar que la vegetación postincendio se establezca para mitigar las posibles pérdidas de nutrientes y favorecer la recuperación de las propiedades de suelo, previamente a la extracción de la madera quemada puede ser, junto con la planificación de la restauración por plantación, una medida a implementar en el manejo de estas áreas.

El análisis de correlación que se realizó entre las propiedades químicas del suelo con la población de colémbolos de los diferentes sitios de muestreo no mostraron una correlación fuerte. Gráficamente se observa que no hay ninguna tendencia de las propiedades químicas del suelo con el comportamiento del suelo (Figura 10).

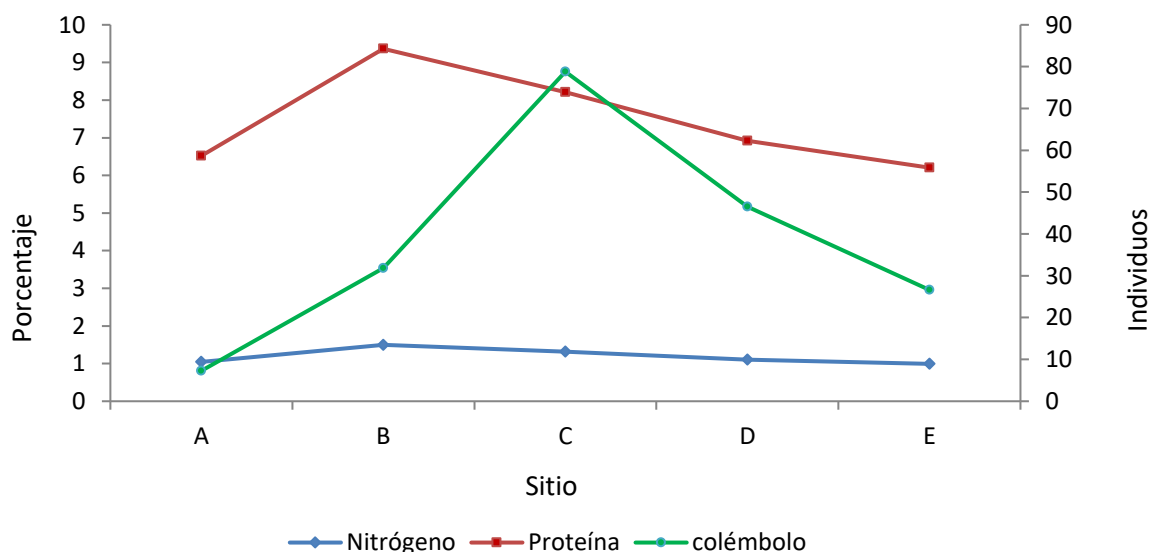


Figura 10. Relación de las propiedades químicas del suelo con respecto a la población de colémbolos

Ésta falta de correlación se puede deber al tipo de muestreo que se realizó ya que los colémbolos al comportarse de manera agregada, el tipo de muestreo puede no ser representativa para encontrar una correlación las propiedades químicas del suelo como lo indican

7. CONCLUSIONES

Los suelos de bosques quemados y reforestados presentaron una mayor concentración de proteína y N. A 11 años del incendio forestal, las especies vegetales y las poblaciones de colémbolos se relacionaron resultando en que la alta concentración de proteínas correspondió con las poblaciones más bajas de los colémbolos debido a que los pinos y encinos tienen altas concentraciones de resinas, lignina y taninos lo que podría limitar la digestión de las proteínas. De tal forma que los sitios con mayor diversidad de vegetación fueron los que presentaron mayor población de colémbolos.

8. BIBLIOGRAFÍA

Baker DL, FS Guthery. 1990. Effects of continuous grazing on habitat and density of ground-foraging birds in south Texas. *Journal of Range Management* 43(1): 2-5.

Bellinger, PF; Christiansen, KA; Janssens, F. 2006. Checklist of the Collembola of the World (en línea). Consultado 6 marzo 2006.

Beschta RL, JJ Rhodes, JB Kauffman, RE Gresswell, GW Minshall, JR Karr, DA Parry, ER Hauer, CA Frissell. 2004. Postfire Management on Forested Public Lands of the Western United States. *Conservation Biology* 38: 957-967.

Bidwell, R.G.S. (1990). Fisiología vegetal. Primera edición en español. Editorial AGT Editor S.A., México. 784 p.

Black, C.A. 1975. Relaciones suelo-planta. Tomo I. Ed. Hemisferio Sur, Argentina. 866 p.

Brady, N.C; Weil, R.A. 1996. The nature and properties of soils. 11 ed. Prentice Hall. USA. 740 p.

Busse, M.D, L.F. DeBano. 2005. Soil Biology. In Neary DG, KC Ryan, LF DeBano eds. Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4 (revised 2008). USDA, Forests Service, Rocky Mountain Research Station. p. 73-91.

Cerdá, A., S.H. Doerr. 2005. The influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an eleven-year investigation. *International Journal of Wildland Fire* 14(4): 423-437.

Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.

Coleman, D.C; Crossley, D.A. Jr. 1996. Fundamentals of soil ecology. Academic Press. USA. 205 p.

Cutz-Pool, L.Q., J.G. Palacios-Vargas & G. Castaño-Meneses. 2008. Estructura de la comunidad de colémbolos (Hexapoda: Collembola) en musgos corticícolas en un gradiente altitudinal de un bosque templado.

DeBano, L.F, D.G Neary, P.F Ffolliott. 1998. Fire's effects on ecosystems. New York, USA. John Wiley. 333 p.

DeBano, L.F. 1990. The effect of fire on soil properties. Symposium on Management and Productivity of Western-Montane Forest Soil, Boise, Idaho. April 10-12.

DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231-232: 195-206.

Detsis, V. 2000. Vertical distribution of Collembola in deciduos forest under Mediterranean climatic conditions. *Belgian Journal of Zoology* 130:55–59.

Doran, J.W; Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran JW; Coleman, DC; Bezdiceek, DF; Stewart, BA. (Eds), Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, WI, USA. Soil Science Society of America. p. 3-21 (Special publication N° 35).

Dormaar, J.F, S. Smoliak, W.D. Willms. 1990. Distribution of nitrogen fractions in grazed and ungrazed fescue grassland Ah horizons. *Journal of Range Management* 43(1): 6-9.

Frampton, G.K. 1997. The potential of collembola as indicators of pesticide usage: evidence and methods from the UK arable ecosystem. *Proceedings. Pedobiologia* 41(1-3): 179- 184.

George, A. 2006. Estudio comparativo de indicadores de calidad de suelo en fincas de café orgánico y convencional en Turrialba, Costa Rica. Tesis para obtener título de Magister Scientiae en Agricultura Ecológica. CATIE. 118 pp.

Goh, K.M, M.J Phillips. 1991. Effects of clearfell logging and clearfell logging and burning of a *Nothofagus* forest on soil nutrient dynamics in South Island, New Zealand- changes in forest floor organic matter and nutrient status. *New Zealand Journal of Botany* 29: 367-384.

Guillén-Sánchez, C. 2005. Diversidad de colémbolos de suelo y algunos posibles grupos Bioindicadores de alteración en tres ecosistemas de Costa Rica. Tesis de Magister Scientiae en Biología. UCR. San José CR. 90 p

Habte, M.; Alexander, M. 1978. Protozoan density and the coexistence of protozoan predators and bacterial prey. *Ecology* 59(1): 140-146.

Hågvar, S.; Abrahamsen, G. 1984. Collembola in Norwegian coniferous forest soils. III. Reaction to soil chemistry. *Pedobiology* 27:331-339.

Hopkin, S.P. 1997. *Biology of springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press, Oxford, 333 p.

Hopkin, S.P. 2002. Collembola. In: *Encyclopedia of Soil Science*, Marcel Dekker (Ed.) United Kingdom.

Hunt, H.W., D.C. Coleman, E.R. Ingham, R.E. Ingham, E.T. Elliott, J.C. Moore, S.L. Rose, C.P.P. Reid, and C.R. Morley (1987), "The detrital food web in a shortgrass prairie", *Biology and Fertility of Soils* **3**: 57–68.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.

INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Texcoco, México. Clave geoestadística 15099. pp.9.

Johnston, M.E Sumner. 1996. Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. SSSA Book Series Nr. 5. Madison, Wisconsin, USA. SSSA, ASA. p. 437-474.

Jorgensen, H. B., Elmholt, S., Petersen, H. 2003. Collembolan dietary specialisation on soil grown fungi. *Biology and Fertility of Soils*, 39, 9–15.

Kennard, D.K, H.L Gholz. 2001. Effects of high- and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil* 234: 119-129.

Kitzberger, T., E. Raffaele, K. Heinemann, M.J. Mazzarino. 2005. Effects of fire severity in a north Patagonian subalpine forest. *Journal of Vegetation Science* 16: 5-12.

Kitzberger, T. 1994. Fire regime variation along a northern Patagonian forest-steppe-ecotone: stand a landscape response. Tesis de Doctorado. Department of Geography, University of Colorado, Boulder, Colorado. 203 p.

Knoepp, J.D, L.F. DeBano, D.G Neary. 2005. Soil Chemistry. *In* Neary DG, KC Ryan, LF DeBano eds. Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water.

Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4 (revised 2008). USDA, Forests Service, Rocky Mountain Research Station. p. 53-71.

Kopceszki, H. 1997. An active bioindication method for the diagnosis of soil properties using Collembola. *Podobiologia*, 41:159-166.

Larsen, T., Schjonning, P., Axelsen, J., 2004. The impact of soil compaction on euedaphic Collembola. *Applied Soil Ecology*, 26, 273–281.

Luque, V. G. 2009. Estructura y propiedades de las proteínas. 163 p.

Magdoff, F. 1995. Soil quality and management. In: Altieri, MA. Ed. *Agroecology; the science of sustainable agriculture*. 2 ed. West View Press Inc. USA. p. 349-364.

McIver, J.D., L. Starr. 2000. Environmental effects of postfire logging: literature review and annotated bibliography. General Technical Report PNW-GTR-486. Portland, Oregon, USA. USDA Forest Service. Pacific Northwest Research Station. 74 p.

Mendoza, S.; Villalobos, F.; Ruiz, L. & Castro, A., 1999.- Patrones ecológicos de los Colémbolos en el cultivo de maíz en Balun Canal, Chiapas, México. *Acta Zool. Mex.*, 78: 83-101.

Moore, J.C; Ingham, E.R; Coleman, D.C. 1987. Inter-and intraspecific feeding selectivity of *Folsomia candida* (Willem) (Collembola, Isotomidae) on fungi. *Biology and Fertility of Soils* 5(1):6-12.

Moya, J. R. 2002. Variación estacional del perfil nutritivo y digestibilidad in situ de materia seca, proteína cruda y fibra detergente neutro, del follaje de ocho especies arbustivas del noreste de México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Biológicas. División de Estudios de Postgrado. 160 p.

Neary, D.G., C.C. Klopatek, L.F. DeBano, P.F. Ffolliott. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51-71.

Neary, D.G., K.C. Ryan, L.F. DeBano, J.D. Landsberg, J.K. Brown. 2005. Introduction. *In* Neary DG, KC Ryan, LF DeBano eds. Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4 (revised 2008). USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 1-17.

Page, A.L., R.H. Miller, D.R. Keeney. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 2nd ed. Madison, Wisconsin, USA. American Society of Agronomy. 1159 p.

Page-Dumroese, D., M. Jurgensen, A. Abbott, T. Rice, J. Tirocke, S. Farley, S. DeHart. 2006. Monitoring changes in soil quality from post-fire logging in the Inland Northwest. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-41. p. 605-614.

Palacios-Vargas, J.G. 1990. Diagnosis y clave para determinar las familias de Collembola de la región neotropical. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 15p.

Pausas, J.G., N. Ouadah, A. Ferran, T. Gimeno, R. Vallejo. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 169: 205-213.

Reddy, M.V. 1986. Soil inhabiting arthropods as indicators of environmental quality. *Acta Biologica Hungarica* 37 (1):79-84.

Rzedowski, J., 2006. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. p. 229, 274, 295 y 296

Robichaud, P., L. Macdonald, J. Freeouf, D. Neary, D. Martin, L. Ashmun. 2003. Postfire Rehabilitation of the Hayman Fire. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-114. 293 p.

Rodgers, D. J. y R. I. Kitching. 1998. Vertical stratification of rainforest collembolan (Collembola: Insecta) assemblages: description of ecological patterns and hypotheses concerning their generation. *Ecography* 21:392–400.

Romero, L. A. 2009. Manifestación de impacto ambiental. Modalidad particular. Construcción de una unidad habitacional ecológica en el Predio las Cruces, Tequexquináhuac, Texcoco, Estado de México. Primera Etapa: Cambio de Uso del Suelo. Universidad Autónoma Chapingo. pp. 228.

Rusek, J. 1998. Biodiversity of collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodivers. Conserv.* pp 7: 1207-1219.

Sarukhán, J. 1964. Los Ecosistemas Terrestres. pp. 65-175.

Statistical Analysis System (SAS). 1999. Manual of software versión 9 (TS MO), SAS Institute Inc. Cary, NC, USA.

Schlatter, J.E, Otero, L. 1995. Efecto de *Pinus radiata* sobre las características químico- nutritivas del suelo mineral superficial. *BOSQUE* pp.16, 29-46.

Schnitzer, M. 1982. Organic matter characterization. In: Page, AL; Miller, RH. Keeney, DR. (eds.). *Methods of Soil Analysis, Part 2*. American Society of Agronomy. pp. 581-594.

Thurrow TL, WH Blackburn, CA Taylor. 1988. Some vegetation responses to selected livestock grazing strategies, Edwards Plateau, Texas. *Journal of Range Management* 41(2): 108-114.

Urretavizcaya, M.F., G.E. Defossé, H.E. Gonda. 2006. Short-term effects of fire on plant cover and soil conditions in two *Austrocedrus chilensis* (cypress) forests in Patagonia, Argentina. *Annals of Forest Science* 63: 63-71.

Urretavizcaya, M.F., G.E. Defossé. 2004. Soil seed bank of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizarri related to different degrees of fire disturbance in two sites of southern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 187: 361-372.

Urretavizcaya, M.F. 2005. Cambios ambientales y restauración ecológica postincendio en bosques de *Austrocedrus chilensis*. Tesis de doctorado. Bariloche, Argentina. Universidad Nacional del Comahue. 205 p.

Urretavizcaya, M.F. 2006. Restauración postfuego de bosques de ciprés de la cordillera: comportamiento de distintos plantines a 4 y 5 años de su plantación. In Segunda Reunión Patagónica y Tercera Nacional sobre Manejo y Ecología del Fuego – Eco-Fuego 2006. Esquel, abril de 2006. CIEFAP-UNPat-PNMF-DGBYP.

Van Stralen, N.M.; Verhoef, H.A. 1997. The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *Journal of Applied Ecology* 34:217-232.

Veblen T.T, B. Burns, T. Kitzberger, A. Lara, R. Villalba. 1995. The Ecology of the Conifers of Southern South America. In Enright N, R Hill eds. *Ecology of the Southern Conifers*. Melbourne University Press, Carlton, Victoria, Australia. p. 120-142.

Veblen, T.T., T. Kitzberger, A. Lara. 1992. Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland. *Journal of Vegetation Science* 3: 507-520.

Veblen, T.T., T. Kitzberger, B.R. Burns, A.J. Rebertus. 1996. Perturbaciones y dinámica de regeneración en bosques andinos del sur de Chile y Argentina. In Armesto JJ, C Villagrán, MK Arroyo eds. *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 169-198.

Veblen, T.T., T. Kitzberger, E. Raffaele, M. Mermoz, M.E. González, J.S. Sibold, A. Holz. 2008. The historical range of variability of fires in the Andean-Patagonian *Nothofagus* forest region. *International Journal of Wildland Fire* 17(6): 724-741.

Waikhom, M. D., T. B. Singh y L. J. Devi. 2006. Vertical distribución pattern of Collembola in a subtropical forest floor of Manipur. *Zoos' Print Journal* 21:2331–2332

Wan, S., D. Hui, Y. Luo. 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecology* 82(11): 1349-1365.

Wester, D.B. 1992. Viewpoint: replication, randomization, and statistics in range research. *Journal of Range Management* 45(3): 285-290.

Williams, R.J., R.A. Bradstock. 2008. Large fires and their ecological consequences: introduction to the special issue. *International Journal of Wildland Fire* 17(6): 685-687.