



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

PRODUCCIÓN Y DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA, Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE ÁCAROS ORIBÁTIDOS, EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO.

MARÍA TONATZÍN GARCÍA OSORIO

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2017

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

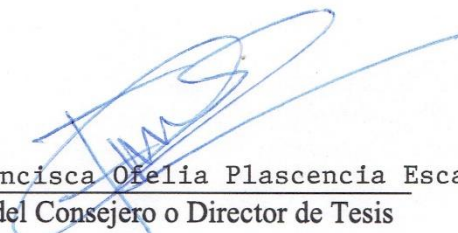
En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe María Tonatzín García Osorio, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor F. Ofelia Plascencia Escalante, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis PRODUCCIÓN Y DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA, Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE ÁCAROS ORIBÁTIDOS, EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO

y de los producto de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre el colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 08 de NOVIEMBRE de 2017



Firma del
Alumno (a)



Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante
Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada **“Producción y descomposición de hojarasca, y estructura de las comunidades de ácaros oribátidos, en áreas bajo rehabilitación en El Porvenir, Hidalgo”**. Realizada por la alumna **María Tonatzín García Osorio** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS
FORESTALES

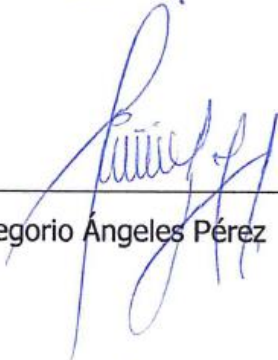
CONSEJO PARTICULAR

Consejera:

(Directora de Tesis)


Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante

Asesor:


Dr. Gregorio Ángeles Pérez

Asesora:


Dra. Irma Díaz Aguilar

Montecillo, Texcoco, Estado de México, noviembre de 2017.

Esta investigación fue patrocinada por la Oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de EE. UU. a través del Northern Research Station y el Programa de Paisajes Sustentables de la Agencia para el Desarrollo Internacional de EE. UU., y por medio del proyecto: “Reducing greenhouse gas emissions and improving Forest Management in Mexico”

PRODUCCIÓN Y DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA, Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE ÁCAROS ORIBÁTIDOS, EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO.

**María Tonatzín García Osorio, M en C.
Colegio de Postgraduados, 2017**

RESUMEN

En México y alrededor del mundo, muchos ecosistemas han sido fragmentados y alterados en su estructura y composición, debido principalmente a la necesidad de atender los requerimientos originados por el crecimiento poblacional. Cuando los ecosistemas han sido degradados hasta un punto en el que no es posible o difícilmente pueden recuperar su condición original por sí solos, es necesario implementar actividades de restauración ambiental. En México las acciones de restauración como la reforestación y el mejoramiento de suelos han sido impulsadas desde principios del siglo XX. En este sentido, en 1998 con recursos de algunos programas de gobierno, en la comunidad de El Porvenir inician los primeros trabajos de recuperación de esta zona, después de años de degradación, a través de acciones encaminadas a detener y revertir los procesos de deterioro de los recursos naturales, principalmente del área forestal. Actualmente la zona reforestada tiene una superficie aproximada de 300 ha y donde la especie mayormente utilizada ha sido *Pinus greggii* además de haberse realizado la construcción de obras de conservación de suelo y captación de agua; con la finalidad de recuperar espacios degradados y favorecer la recuperación de suelo y recarga de acuíferos. El establecimiento de estas reforestaciones hasta ahora se puede catalogar como exitoso dado el alto porcentaje de supervivencia de árboles plantados (90%) en reforestaciones con edades de 2 a 14 años. Sin embargo, además de la supervivencia, una restauración efectiva es una condición necesaria para una restauración exitosa y está basada en tres principios: replicación estructural/composicional, éxito funcional y durabilidad. Los atributos del ecosistema que pueden ser medio para evaluar el éxito son: estructura de la vegetación, diversidad de especies y procesos del ecosistema. En el caso particular de El Porvenir existen estudios muy recientes donde se han evaluados algunos atributos como diversidad y composición del sotobosque, captura de carbono y fauna silvestre. Por

otro lado, estudios acerca de cómo las reforestaciones han influido en la producción y descomposición de hojarasca así como en la ecología de los suelos forestales, no han sido realizados, por lo que el objetivo del presente estudio fue determinar el efecto de las reforestaciones con *Pinus greggii* empleadas en El Porvenir como una estrategia de rehabilitación, sobre la producción de hojarasca, su proceso de descomposición, así como la biodiversidad y composición de las comunidades de la mesofauna. Dentro de las 300 ha que comprende la zona reforestada de El Porvenir, se seleccionaron cuatro diferentes condiciones: 3 corresponden a áreas con diferentes edades de reforestación, 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y la cuarta es un sitio de referencia (SR) en una zona con remanentes de vegetación nativa. Para cada condición se seleccionaron 10 puntos de muestreo en los que se colocaron trampas de hojarasca, mediante las que se registró la producción mensual de cada componente de la hojarasca durante un año; en 4 de ellos se colocaron bolsas de descomposición con las que se midió la tasa de descomposición para periodos de incubación de 30, 90, 150, 210, 270 y hasta 365 días y finalmente en 8 sitios, se muestreó mesofauna, la cual se extrajo por el método de embudos de Berlese-Tullgren, posteriormente fueron separados únicamente los ácaros oribátidos para su conteo e identificación. La mayor producción de hojarasca se registró en R14 ($0.3099 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) mientras que la menor fue para R5 ($0.0436 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Las tasas de descomposición más alta y más baja corresponden a SR ($k= 0.676$) y R14 ($k= 0.229$), respectivamente. Los resultados obtenidos de ácaros oribátidos mostraron un total de 66 especies registradas para la zona de El Porvenir, de las cuales 14 son exclusivas de SR, 7 de R12, 5 de R14 y 3 de R5. La presente investigación en conjunto con las realizadas con anterioridad en la zona, brindan información que permite tener una visión más integral para entender los cambios que se están presentando en la zona de El Porvenir a partir de las reforestaciones, y nos darán las bases para posteriores investigaciones, así como el sustento para asegurar que algunos aspectos relacionados con la estructura y funciones del ecosistema se están recuperando.

Palabras clave: *Pinus cembroides*, *Pinus greggii*, rehabilitación, reforestaciones, sitio de referencia, producción de hojarasca, descomposición de acículas, riqueza, abundancia, ácaros oribátidos, mesofauna.

**LITTER FALL AND LITTER DECOMPOSITION, AND STRUCTURE OF THE
COMMUNITIES OF ORIBTID MITES, IN AREAS UNDER REHABILITATION IN EL
PORVENIR, HIDALGO.**

**María Tonatzín García Osorio, M en C.
Colegio de Postgraduados, 2017**

ABSTRACT

In Mexico and around the world, many ecosystems have been fragmented and altered in their structure and composition, mainly due to the need to meet the requirements arising from population growth. When ecosystems have been degraded to a point where it is not possible or can hardly recover its original condition by themselves, it is necessary to implement environmental restoration activities. In Mexico, the restoration activities such as reforestation and soil improvement have been driven from the beginning of the 20th century. In this sense, in 1998 with resources of some government programs, in the community of El Porvenir started the first recovery work in this area, after years of degradation, through actions designed to halt and reverse the deterioration of natural resources, mainly of the forest area. Currently, the reforested area has an approximate area of 300 ha and where the species most commonly used has been *Pinus greggii* in addition to the construction of soil conservation and water harvesting; with the purpose of recovering degraded areas and encourage the recovery of soil and aquifer recharge. The establishment of these reforestation so far can be classified as successful given the high percentage of surviving trees planted (90%) in reforestations with ages of 2 to 14 years. However, in addition to the survival, an effective restoration is a necessary condition for a successful restoration and is based on three principles: replication compositional/structural, functional success and durability. The attributes of the ecosystem that can be a means to assess the success are: structure of the vegetation, species diversity and ecosystem processes. In the particular case of the El Porvenir there are very recent studies that have evaluated some attributes such as diversity and composition of the understory, carbon capture and wildlife. On the other hand, studies on how the reforestations have influenced the production and decomposition of leaf litter as well as on the ecology of forest soils, have not been carried out, so that the objective of

the present study is to determine the effect of the reforestations with *Pinus greggii* employed in the El Porvenir region as a rehabilitation strategy, on the litter production, the process of decomposition, as well as the biodiversity and composition of the mesofauna communities. Within the 300 has that comprises the area reforested in the El Porvenir zone, we selected four different conditions: 3 correspond to areas with different ages of reforestation, 5, 12 and 14 years (R5, R12 and R14) and the fourth is a reference site (RS), in an area with remnants of natural vegetation. For each condition is 10 sampling points were selected in which leaf litter traps were placed, the monthly production was record of each component of the litter for a year; in 4 of them were placed bags of decomposition with the measured the rate of decomposition for incubation periods of 30, 90, 150, 210, 270 and up to 365 days and finally in 8 sites, sampling mesofauna, which was extracted by the method of Berlese-Tullgren funnels, were subsequently separated only oribatid mites for counting and identification. The largest leaf litter production was recorded in R14 (0.3099 kg m⁻² year⁻¹) while the lowest was for R5 (0.0436 kg m⁻² yr⁻¹). The decay rates of the highest and lowest correspond to RS (k = 0,676) and R14 (k = 0,229), respectively. The results obtained from oribatid mites showed a total of 66 species recorded for the area of El Porvenir, 14 of which are unique to SR, 7 5 R12, R14 and R5 3. This recent investigation in conjunction with the previously in the area provide information that allows you to have a more holistic vision to understand the changes that are occurring in the area of El Porvenir on the basis of the reforestations, and give us the foundations for further research, as well as the livelihood to ensure that some aspects related to the structure and functions of the ecosystem is recovering.

Keywords: *Pinus cembroides*, *Pinus greggii*, rehabilitation, reforestations, reference site, litter fall, decomposition of needles, richness, abundance, oribatid mites, mesofauna.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento de mis estudios de maestría y para la realización de la presente investigación.

Al personal del Colegio de Postgraduados y en especial al Postgrado en Ciencias Forestales, profesores, laboratoristas y personal administrativo por sus enseñanzas y apoyo brindado durante mi estancia en estas instalaciones.

A la Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante por su entera disposición, paciencia, constante dedicación y consejos brindados durante mi estancia en el postgrado.

A la Dra. Irma Díaz Aguilar, por haberme introducido al maravilloso mundo de la mesofauna, por sus enseñanzas y disposición para la culminación de este trabajo.

Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez por sus enseñanzas e importantes aportaciones para la realización de esta investigación.

A todo mi consejo particular por las facilidades y apoyos brindados para la asistencia a congresos y cursos que contribuyeron a mi formación profesional y personal.

Al Prof. Ricardo Iglesias Mendoza, Ph.D Roy A. Norton y Ph.D Zoë Lindo por su valiosa asesoría en la identificación de ácaros oribátidos.

A la comunidad de El Porvenir, especialmente al señor Otilio y a su esposa la señora Amalia por brindarme su amistad y abrirme las puertas de su casa.

A la Geóg. Carmen Caracheo y a la Biól. Obdulia Torres, de la DGIRA SEMARNAT por las facilidades otorgadas para la culminación de la presente investigación.

DEDICATORIA

A mi madre María Elena y a mi padre Alfredo, por sus palabras de aliento y por ser mis pilares y maestros de toda la vida

A mis hermanas Xochiquétzal y Centli, por todo su apoyo, por las risas, confianza, cariño y motivación

A ti Francisco, por ser mi mejor amigo y compañero de vida, porque sin ti esto hubiera sido aún más difícil

A mi cuñado Sergio, por alegrarme en los momentos difíciles

A mis tíos María Luisa y Othón, por sus palabras de aliento y por todo el apoyo brindado

A la familia Rivas, por siempre creer en mí y considerarme parte de su familia

A la familia Reyes, por adoptarme

A toda mi familia de sangre y por elección, por estar siempre en el momento necesario

A mis amigos; Sandra, Iris, Héctor, Ana, Karla, Oliva, Leonardo, Facundo, Ramiro, Vicente, Dorian, Benito, Boss, Adrián, Esteban, Luises, Rodrigo, Gaby, Rosalba, Uriel, Coni, Ely, Jorge, Leyver, Ramón, Deyra, David, Diego, Alma, Vanesa, Yahaira, Yolanda, Marcos ... por todos los momentos compartidos, por escucharme, por confiar en mi.

A todos los que de alguna forma contribuyeron en la realización del presente trabajo de investigación

A mi...

Con cariño, Tonatzín

*“Sabemos más
sobre el movimiento de los cuerpos celestes
que sobre el suelo bajo nuestros pies”*

Leonardo da Vinci

CONTENIDO

RESUMEN	v
ABSTRACT	vii
LISTA DE CUADROS.....	xv
LISTA DE FIGURAS	xvii
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. GENERALIDADES	1
1.1.1. Bienes y servicios del capital natural	1
1.1.2. Degradación del capital natural.....	2
1.1.3. La restauración ecológica	4
1.1.3.1. La reforestación como un método de restauración activa	6
1.1.4. Materia orgánica	7
1.1.5. Producción y descomposición de hojarasca	9
1.1.6. Importancia de la fauna edáfica	15
1.1.6.1. Mesofauna.....	17
1.1.7. Antecedentes de la comunidad de estudio El Porvenir, Hidalgo	23
1.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	26
1.2.1. Objetivo general	26
1.2.2. Objetivos particulares	26
1.2.3. Hipótesis.....	26
1.3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	27
1.3.1. Localización del área de estudio.....	27
1.3.2. Fisiografía.....	28
1.3.3. Clima	28
1.3.4. Edafología	28
1.3.5. Uso de suelo y vegetación.....	30
1.3.6. Hidrografía e hidrología	31
1.3.7. Fauna	31
1.4. LITERATURA CITADA	32
CAPÍTULO II. PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y TASAS DE DESCOMPOSICIÓN DE ACÍCULAS EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO.	46
2.1. RESUMEN	46
ABSTRACT	47

2.2. INTRODUCCIÓN.....	48
2.3. OBJETIVOS	49
2.4. MATERIALES Y MÉTODOS	50
2.4.1. Área de estudio.....	50
2.4.2. Establecimiento de los sitios de muestreo.....	51
2.4.3. Producción de hojarasca.....	53
2.4.3.1. Análisis estadístico	55
2.4.4. Tasa de descomposición de acículas.....	55
2.4.5. Análisis de la composición de las acículas.....	58
2.4.5.1. Análisis estadístico	60
2.5. RESULTADOS	61
2.5.1. Producción de hojarasca.....	61
2.5.2. Tasa de descomposición de acículas.....	67
2.6. DISCUSIÓN	77
2.6.1. Producción de hojarasca.....	77
2.6.2. Tasas de descomposición de acículas	80
2.7. CONCLUSIONES.....	83
2.8. LITERATURA CITADA	84
CAPÍTULO III. COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DE ÁCAROS ORIBÁTIDOS EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO.....	90
3.1. RESUMEN	90
ABSTRACT	91
3.2. INTRODUCCIÓN.....	92
3.3. OBJETIVO	94
3.4. MATERIALES Y MÉTODOS	95
3.4.1. Área de estudio.....	95
3.4.2. Selección de sitios de muestreo.....	96
3.4.3. Muestreo de los ácaros oribátidos.....	97
3.4.4. Extracción e identificación taxonómica de ácaros oribátidos	99
3.4.5. Variables ambientales.....	101
3.4.6. Análisis estadístico	102
3.5. RESULTADOS.....	106
3.5.1. Abundancia de ácaros oribátidos	106
3.5.2. Riqueza de ácaros oribátidos.....	111
3.5.3. Composición de las comunidades de ácaros oribátidos	112

3.5.4. Especies indicadoras	113
3.6. DISCUSIÓN	115
3.7. CONCLUSIONES.....	121
3.8. LITERATURA CITADA	122
CONSIDERACIONES FINALES.....	133
ANEXOS	134

LISTA DE CUADROS

Cuadro 2. 1. Caracterización de las tres reforestaciones y el sitio de referencia donde se evaluaron: producción de hojarasca y descomposición de acículas, en El Porvenir, Hidalgo (Montoya 2016).....	52
Cuadro 2. 2. Análisis de correlación entre la producción de hojarasca, en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo, con la precipitación mensual (ppt), temperatura media (Tmedia), temperatura máxima (Tmáxima) y temperatura mínima (Tmínima).....	65
Cuadro 2. 3. Tasas de descomposición (k), masa remanente después de un año de incubación y tiempo necesario para que desaparezca el 50, 95 y 99% de la masa de las acículas de <i>Pinus cembroides</i> en SR y <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.	70
Cuadro 2. 4. Porcentajes promedio de carbono y nitrógeno, y relación C:N al inicio y fin del periodo de incubación en campo de las acículas de <i>Pinus cembroides</i> en SR y <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.	72
Cuadro 2. 5. Calidad de las acículas de <i>Pinus cembroides</i> (SR) y <i>Pinus greggii</i> (R5, R12 y R14), al inicio del periodo de incubación en campo, en El Porvenir, Hidalgo.	74
Cuadro 2. 6. Calidad de las acículas de <i>Pinus cembroides</i> en SR y <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, después de un año de incubación en campo, en El Porvenir, Hidalgo.	74
Cuadro 3. 1. Valores promedio de las variables ambientales de la hojarasca y otras variables medias en los sitios de muestreo de las reforestaciones con <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (R5, R12, R14) y un sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.....	104
Cuadro 3. 2. Especies exclusivas de las reforestaciones de diferente edad y el sitio de referencia en El Porvenir, Hidalgo.	110

Cuadro 3. 3. Valores indicadores de las especies de ácaros oribatidos de la hojarasca en las reforestaciones de diferente edad (R5, R12 y R14) y un sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo..... 114

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. 1. Modelo conceptual de la dinámica de la hojarasca (modificado de Facelli y Pickett, 1991).....	11
Figura 1. 2. Factores que influyen en las tasas de descomposición (Figura basada en Melillo <i>et al.</i> 1982; Wood 1989; Trofymow <i>et al.</i> 2002; Hättenschwiler <i>et al.</i> 2005; Labrador 2009; González <i>et al.</i> 2014).	12
Figura 1. 3. Tamaño del cuerpo (largo y ancho) de los principales grupos de organismos del suelo (Orgiazzi <i>et al.</i> 2016).....	17
Figura 1. 4. Diversidad de mesofauna del suelo.....	18
Figura 1. 5. Colémbolos.	22
Figura 1. 6. A) y B) ácaros prostigmatas, C) ácaros mesostigmatas.....	22
Figura 1. 7. Ácaros oribátidos.....	22
Figura 1. 8. Vista panorámica de las áreas desprovistas de vegetación.	24
Figura 1. 9. Vista panorámica con áreas reforestadas.	25
Figura 1. 10. Localización de la comunidad de “El Porvenir”, municipio de Santiago de Anaya, en el estado de Hidalgo.	27
Figura 2. 1. Distribución de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	50
Figura 2. 2. Condiciones seleccionadas en El Porvenir, Hidalgo: reforestaciones con <i>Pinus greggii</i> (R5, R12 y R14) y sitio de referencia con <i>Pinus cembroides</i> (SR).	51
Figura 2. 3. Ubicación de las trampas de hojarasca en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	53
Figura 2. 4. Trampa de hojarasca.....	54
Figura 2. 5. Ubicación de los lotes de descomposición en cuatro de los diez sitios de muestreo de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	56
Figura 2. 6. Bolsas de descomposición.	57
Figura 2. 7. Molido de acículas para análisis de C, N, celulosa, hemicelulosa y lignina.	59
Figura 2. 8. Nivelación de cámara para toma de fotografías hemisféricas.	60

Figura 2. 9. Producción anual de hojarasca en las cuatro condiciones de estudio, 3 reforestaciones de diferente edad (R5, R12 y R14 años) y un sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.....	61
Figura 2. 10. Producción anual de hojarasca en las reforestaciones de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.	62
Figura 2. 11. Porcentaje de aporte por componente al total de la hojarasca colectada en cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.	63
Figura 2. 12. Producción de hojarasca mensual en cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.	65
Figura 2. 13. Producción mensual de hojarasca en las cuatro condiciones estudiadas con respecto a la a) temperatura media, máxima y mínima y b) precipitación media en El Porvenir, Hidalgo.	66
Figura 2. 14. Tasas de descomposición en las reforestaciones de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.	67
Figura 2. 15. Porcentajes promedio de masa remanente en función del tiempo de incubación de las muestras de acículas de <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, y <i>Pinus cembroides</i> en SR, en El Porvenir, Hidalgo.	68
Figura 2. 16. Relación entre la masa remanente y el tiempo de incubación durante un año de las muestras de acículas de <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, y <i>Pinus cembroides</i> en SR, en El Porvenir, Hidalgo.	69
Figura 2. 17. Fotografías hemisféricas de la apertura del dosel en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	71
Figura 2. 18. Porcentajes promedio de a) carbono, b) nitrógeno y c) relación C:N obtenidos después de diferente tiempos de incubación de las muestras de acículas de <i>Pinus cembroides</i> en SR y <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.	73
Figura 2. 19. Porcentajes promedio de a) hemicelulosa, b) celulosa, c) lignina y d) relación Lignina:N obtenidos después de diferente tiempos de incubación de las muestras de acículas de <i>Pinus cembroides</i> en SR y <i>Pinus greggii</i> en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.	75
Figura 3. 1. Localización del área de estudio.	95

Figura 3. 2. Superficies y ubicación de los sitios de muestreo donde se colectó la hojarasca para la extracción de ácaros oribátidos en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	97
Figura 3. 3. Muestreo de la hojarasca con cilindros de PVC y toma de datos de variables de la hojarasca.....	98
Figura 3. 4. Embudos Berlese-Tullgren para la extracción de microartrópodos edáficos.....	99
Figura 3. 5. Molido de la hojarasca para la determinación de pH y determinación del peso seco para calcular el % de humedad.....	101
Figura 3. 6. Abundancias de ácaros oribátidos de la hojarasca en las reforestaciones de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.....	107
Figura 3. 7. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en R5 en El Porvenir, Hidalgo.....	108
Figura 3. 8. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en R12 en El Porvenir, Hidalgo.....	108
Figura 3. 9. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en R14 en El Porvenir, Hidalgo.....	109
Figura 3. 10. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en SR en El Porvenir, Hidalgo.....	109
Figura 3. 11. Curvas de rarefacción basadas en individuos de la riqueza de especies de ácaros oribátidos de la hojarasca estandarizados por un tamaño de muestra de 449 individuos, indicado por la flecha, en las reforestaciones (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.....	111
Figura 3. 12. Ordenación de la estructura de las comunidades de ácaros oribátidos a través del método de análisis multidimensional no-métrico (NMS) utilizando los ejes 2 y 3.....	113

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. GENERALIDADES

1.1.1. Bienes y servicios del capital natural

A lo largo y ancho del territorio nacional pueden encontrarse casi todos los tipos de vegetación que existen en el planeta (CONABIO 2006), ahí habitan una gran cantidad de especies de diferentes grupos taxonómicos. Esa gran biodiversidad conforma el capital natural que nos proporciona bienes y servicios ambientales indispensables para la vida y desarrollo de la sociedad (SEMARNAT 2013).

La biodiversidad o diversidad biológica, se entiende como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas o en otras palabras, es la amplia variedad de seres vivos en la Tierra y los patrones naturales que conforma, proporcionando servicios ambientales básicos para los seres humanos: agua dulce, suelo fértil, aire puro, alimento, etc. (ONU 1992; Plascencia *et al.* 2011). El capital natural es entonces, el conjunto de ecosistemas que existen y los organismos que viven en ellos, es decir, plantas, animales, hongos, microorganismos, etc.; los cuales por medio de sus procesos naturales generan bienes y servicios ambientales para el mantenimiento de la vida como la conocemos, además de ser indispensables para la supervivencia y el bienestar social (Sarukhán *et al.* 2012).

Los beneficios que obtenemos de la naturaleza “de manera gratuita” se conocen como servicios ambientales e incluyen servicios de provisión o suministro, servicios de regulación, servicios culturales, servicios recreacionales y servicios de apoyo o reserva (Millennium Ecosystem Assessment Board 2003), estos no siempre se encuentran en el mismo sitio en donde se generan, por ejemplo el agua que aprovecha una población puede ser resultado de infiltraciones en bosques a kilómetros de distancia (SEMARNAT 2013).

Los bosques no son sólo árboles, representan el sustento económico de muchas familias al aportar un sinnúmero de bienes y servicios como: productos alimenticios, forrajes, captura de carbono, retención de agua, conservación de suelo, infiltración, plantas medicinales, materiales de construcción, refugio para fauna silvestre, control de inundaciones, materias primas, etc. (Lorenzen 2009; Marín *et al.* 2015) además del importante papel que juegan en la mitigación del cambio climático (FAO 2010).

El concepto de capital natural es tan importante que la Organización de las Naciones Unidas lo propuso como una medida de bienestar social y de la riqueza de las naciones que comprende el estado de salud de los ecosistemas y es incluso mejor indicador de la riqueza nacional que el Producto Interno Bruto (PIB) (Adelle y Pallemmaerts 2009). Sin embargo, comúnmente en sitios con alto capital natural, el bienestar de la población es bajo con respecto a educación, salud e ingreso, incrementando la presión para sobreexplotar los recursos o degradar los ecosistemas y sus servicios ambientales para satisfacer las necesidades inmediatas de la población (SEMARNAT 2013).

1.1.2. Degradación del capital natural

La pérdida y fragmentación de ecosistemas, la introducción de especies invasoras, la contaminación ambiental, el cambio climático, la explotación de los recursos naturales y el crecimiento demográfico son amenazas para la biodiversidad a nivel mundial, todas ellas derivadas, principalmente de actividades antrópicas, que transforman el entorno en el que vivimos, lo que se traduce en la degradación y pérdida del capital natural (Plascencia *et al.* 2011).

La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable define degradación, como el proceso de disminución de la capacidad de los ecosistemas forestales para brindar servicios ambientales, así como capacidad productiva de los bosques (DOF 2005). La deforestación, definida como la tala del bosque por acción del hombre para su conversión a otros usos, como la agricultura, ganadería o infraestructura (FAO 2010), o como la pérdida de la vegetación forestal por causas inducidas o naturales (ENAREDD+, 2015),

es uno de los principales promotores de la degradación del capital natural. Cuando desaparecen los árboles, también lo hacen mucho de lo existente en el bosque, desde microorganismos, hasta flora y fauna, además de ocasionar desequilibrio hidrológico, degradación de suelos y pérdida de su capacidad productiva (CONABIO 2006; SEMARNAT 2006; Marín *et al.* 2015).

La FAO (2015), reporta que durante los últimos 5 años a nivel mundial se han perdido cerca de 3.3 millones de hectáreas de bosques por año y con ellos todos los servicios ambientales de que proveen. A nivel mundial, México ocupa los primeros lugares en deforestación (entre el segundo, quinto y sexto según la fuente), donde los ecosistemas más afectados son las selvas y los bosques. Tan sólo en los últimos 10 años se han generado cifras que señalan que la pérdida de bosques y selvas a lo largo del territorio nacional va desde las 155 mil hectáreas hasta las 700 mil hectáreas (González-Espinosa *et al.* 2005; Lorenzen 2009; FAO 2010; Castro 2014). De cualquier forma, esta reducción de las superficies boscosas se traduce en pérdida de bienes y servicios ambientales, afectando directa o indirectamente la calidad de vida de las poblaciones.

La principal causa de la deforestación en México es el cambio de uso de suelo, donde un suelo forestal es usado con fines pecuarios o agrícolas (Torres-Rojo y Flores-Xolocotzi 2001; Lorenzen 2009; Greenpeace 2010). Además de esto, también la minería ha generado transformaciones ambientales importantes (Castro 2014), esto obedece a factores económicos, ya que estas actividades productivas generan ganancias a corto plazo sin olvidar que también existe la necesidad de satisfacer los requerimientos de la creciente población como alimento, vivienda y servicios, por mencionar algunos (SEMARNAT 2013).

La degradación del capital natural es un proceso muy complejo, donde incluso las áreas destinadas a la conservación como las Áreas Naturales Protegidas (ANPs), pueden presentar procesos de degradación y deforestación. Más de la mitad del territorio mexicano pertenece a ejidos o comunidades, de esta superficie al menos el 50% es forestal (bosques, selvas y matorrales), y en la mayoría de los casos se trata de sectores

de la población con alto grado de marginación (Reyes *et al.* 2012), para los que el aprovechamiento del bosque tiene importancia secundaria y es visto como complemento de la agricultura y ganadería (CDI-PNUD 2006), lo que se traduce en un alto grado de deterioro de los ecosistemas provocando a su vez el incremento en la pobreza de sus habitantes (Carabias *et al.* 2007).

1.1.3. La restauración ecológica

Cuando los ecosistemas han sido degradados hasta un punto en el que no es posible o difícilmente pueden recuperar su condición original por sí solos, es necesario implementar actividades de restauración ecológica/ambiental, como una estrategia para contrarrestar este problema (Meli y Carrasco-Carbadillo 2011). La restauración ecológica es definida como el proceso de asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (SER 2002), donde el objetivo es la conservación y reposición del capital natural. Por otro lado, Finegan (1993) y Machlis (1993) destacan que en algunos ecosistemas existe un nivel de degradación muy severo donde la recuperación ya no es posible.

La restauración ecológica, la teoría ecológica y la ecología de la restauración están fuertemente relacionadas y se pueden ver de forma jerárquica. La teoría ecológica considera conceptos y modelos matemáticos que explican los patrones y procesos que ocurren en los sistemas ecológicos; la ecología de la restauración, es el proceso científico de desarrollar la teoría para guiar la restauración y utilizarla para generar avances en el conocimiento de la ecología; mientras que la restauración ecológica es la práctica de restaurar sistemas ecológicos degradados (Palmer *et al.* 2006). Con todo esto debemos entender que la restauración de un ecosistema debe partir del entendimiento de los procesos ecológicos básicos, con el propósito de diseñar las técnicas adecuadas, además de incorporar elementos sociales y económicos con un enfoque adaptativo de los programas de acción (González-Espinosa *et al.* 2007).

Cualquier ecosistema posee una trayectoria ecológica que describe su patrón de desarrollo en el tiempo (Hernández *et al.* 2012), después de una perturbación esa trayectoria se pierde, por esta razón cuando se pretende llevar a cabo la restauración de un ecosistema degradado, adquiere importancia tener un ecosistema de referencia que sirva de modelo para la planificación de un proyecto de restauración ecológica y posteriormente pueda utilizarse en la evaluación de ese proyecto (SER 2002).

La restauración efectiva es una condición necesaria para una restauración exitosa y está basada en tres principios: replicación estructural/composicional, éxito funcional y durabilidad (Higgs 1997). Del mismo modo, Ruiz-Jaen y Aide (2005; 2006), señalan que los atributos del ecosistema que se deben medir para evaluar el éxito de una restauración son: estructura de la vegetación, diversidad de especies y procesos del ecosistema. Este enfoque multivariante proporciona una evaluación más completa de la trayectoria de la restauración del ecosistema restaurado.

Se consideran dos enfoques diferentes dentro de la restauración ecológica: la restauración pasiva que consiste en la eliminación de los agentes de perturbación a fin de permitir que el ecosistema se recupere de manera natural, dependiendo esencialmente de la sucesión ecológica (McIver y Starr 2001; Rey *et al.* 2008); y la restauración activa, aquella en la que el ser humano interviene activamente para acelerar la recuperación de los ecosistemas, mediante la implementación de acciones específicas (Rey *et al.* 2008). Los factores que permiten determinar que tipo de estrategia se utilizará (restauración activa/restauración pasiva) son: 1) la resiliencia del ecosistema, entendida como su capacidad de persistir en una trayectoria dada y con un conjunto de dinámicas frente a perturbaciones; 2) la historia de uso de la tierra; 3) el contexto del paisaje; 4) los objetivos a alcanzar y 5) los recursos disponibles (Holl y Aide 2011). Por consiguiente, la restauración activa se hace cada vez más necesaria dada la intensidad de uso de la tierra a escala global.

El restablecimiento de los ecosistemas degradados se puede dar de tres formas diferentes: recuperación, rehabilitación y restauración, cuyas diferencias radican en que

tanto se restituyen la estructura y funciones del ecosistema y el tipo de especies utilizadas ya sean nativas y/o exóticas (Bradshaw 1987; Machlis 1993; SER 2002; Lamb y Gilmour 2003; Vázquez *et al.* 2011).

1.1.3.1. La reforestación como un método de restauración activa

Una vez seleccionado el tipo de estrategia de restauración a utilizar (activa/pasiva) se debe elegir el método, siendo las reforestaciones la técnica de restauración activa más ampliamente utilizada (Rey *et al.* 2008). En México las reforestaciones más antiguas de que se tiene registro corresponden a las realizadas en calzadas principales y paseos de la Ciudad de México en el siglo XVIII (Pérez 2003). Sin embargo, no fue sino hasta principios del siglo XX que un grupo pequeño de científicos mexicanos comenzó a especular que la desaparición de los bosques representaría un desastre para los suelos de la nación y para el equilibrio ecológico. A raíz de esto se comenzaron a impulsar acciones de restauración como la reforestación y el mejoramiento de suelos, siendo esto último necesario para establecer dichas reforestaciones (Boyer 2007; Carabias *et al.* 2007).

De acuerdo a la estrategia conservacionista propuesta por los científicos, Miguel Ángel de Quevedo ordenó la reforestación de los alrededores de capitales de provincia como Pachuca, Querétaro, Zacatecas, Morelia, Cuernavaca y Toluca, promovió la creación de parques urbanos en la Ciudad de México e impulsó proyectos de reforestación en sus alrededores utilizando especies de eucaliptos, casuarinas, acacias, pinos y tamarix, entre otras (Martínez 1991; Boyer 2007). Por otro lado, los esfuerzos dirigidos a promover un manejo forestal sustentable y detener la deforestación y la degradación de los bosques por parte de ENAREDD+ (2015) se iniciaron apenas hace un par de décadas. En tiempos más recientes dentro de las acciones que se llevan a cabo en nuestro país para recuperar ecosistemas degradados se encuentran: la implementación de programas de reforestación, acciones de conservación y restauración de suelos forestales, así como acciones de sanidad forestal y el Programa de Plantaciones Forestales Comerciales (SEMARNAT 2014).

Aun cuando las reforestaciones han sido fuertemente criticadas dadas sus características típicas (monocultivos y estructuras simples) existen otros puntos de vista que defienden el hecho de que a través de ellas es posible la recuperación parcial de variables estructurales y funcionales de los ecosistemas al modificar las características abióticas del suelo forestal promoviendo el establecimiento de nuevas especies en el sotobosque (Ventura-Ríos *et al.* 2017).

Desde la creación de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en el 2001 (SEMARNAT 2001) se ha dado un fuerte impulso a las plantaciones forestales comerciales tanto para la industria como para la restauración ecológica (Rueda *et al.* 2012). La CONAFOR (2016), considera un listado de 146 especies forestales con potencial para la reforestación en México, definidas por su importancia económica, ecológica y social, principalmente. Por su parte, Vázquez *et al.* (2011) reconocen 240 especies de árboles y arbustos nativos con potencial para la restauración ecológica y la reforestación, de las cuales 233 son especies leñosas nativas de México y 7 son exóticas. El propósito del uso de especies nativas genera múltiples servicios ecosistémicos tanto para el bienestar humano como para el ecosistema. Asimismo, se tiene reportado que las especies más importantes de pino producidas son: *Pinus cembroides*, *Pinus durangensis*, *Pinus engelmanni*, *Pinus greggii*, *Pinus michoacana*, *Pinus montezumae*, *Pinus oaxacana*, *Pinus patula* y *Pinus pseudostrobus* (UACH 2010).

1.1.4. Materia orgánica

Dentro de la problemática de pérdida del capital natural, el suelo es una parte importante que sufre degradación por la pérdida de la cubierta vegetal, debido a esta degradación y dependiendo de sus causas, los suelos pueden presentar diversas características físicas (textura, estructura, estabilidad, humedad) y químicas (deficiencia o exceso de nutrimentos, alto o bajo pH, presencia de metales pesados o salinidad) (Wong y Bradshaw 2002), que limitan la recuperación o que esta tome demasiado tiempo. Por ejemplo, los suelos pueden estar tan compactados que no permitan el establecimiento de las raíces o la colonización de la fauna edáfica, además de ser un impedimento para

la percolación del agua. La estructura de las partículas del suelo puede permitir un excesivo drenaje, presentar problemas de retención de agua o una ausencia de materia orgánica. Una de las soluciones a diversas problemáticas de los suelos a largo plazo es la revegetación (restauración ecológica) (Dickinson 2002). La aportación de materia orgánica (MO) es de suma importancia en los procesos de recuperación de zonas degradadas, muchos de los suelos degradados o de zonas con desperdicios de minas presentan poca o prácticamente nula MO. La materia orgánica forma parte de la estructura física del suelo, especialmente bajando la densidad aparente e incrementando la capacidad de retención de humedad. De igual manera es el sustrato que alberga y sustenta el crecimiento de una cantidad enorme de microorganismos y fauna del suelo, los cuales descomponen la MO que es incorporada al suelo (Dickinson 2002).

La materia orgánica del suelo proviene de la producción primaria neta (PPN) incluyendo restos de plantas, cuerpos y excretas de animales y microorganismos. Los residuos de las plantas provenientes de la caída de hojarasca constituyen la fuente principal de MO (Raeb *et al.* 1996; Pan *et al.* 2011; Reyes *et al.* 2013). En el caso de los bosques, estos restos vegetales se clasifican en materia orgánica seca sobre el suelo compuestos principalmente por hojas, fragmentos de troncos, corteza, ramillas, flores y frutos, donde el 70% son hojas (Coleman y Crossley Jr. 2003; Lavelle y Spain 2001; Hättenschwiler *et al.* 2005; Lambers *et al.* 1998) y la que se localiza por debajo de éste (raíces gruesas y finas, etc.); su cantidad y naturaleza influyen en el proceso de edafogénesis y en el mantenimiento de la fertilidad edáfica (Zapata *et al.* 2007). Todos estos residuos aportan anualmente al suelo una gran cantidad de restos orgánicos, de 50 a 75 x 10⁹ Mg. (Navarro y Navarro 2003; Návar-Cháidez y Jurado-Ybarra 2009).

La materia orgánica protege al suelo de los cambios químicos y variaciones bruscas en el pH, además disminuye la evaporación con lo que incrementa la capacidad de retención del agua. Del mismo modo determina y condiciona el medio físico y biológico sobre el cual se desarrollan las plantas (Tamnhane 1978).

El tipo y cantidad de materia orgánica del suelo presenta una gran variabilidad espacial de un ecosistema a otro, y dentro de cada uno de ellos, tanto vertical como horizontalmente. El mayor contenido en materia orgánica se presenta en los horizontes superficiales y va disminuyendo con la profundidad, pero este contenido y su calidad es muy diferente según el ecosistema; así en un ecosistema forestal, el mantillo en continua acumulación y transformación, será la expresión más inmediata de la dinámica del ciclo orgánico (Labrador 2009).

La MO es de suma importancia para los microorganismos del suelo ya que estos la utilizan como fuente de energía y como materia prima de los elementos constituyentes de sus tejidos (Tamnhane 1978). Por otro lado, los microorganismos del suelo juegan un papel clave en el ciclo de nutrimentos de los ecosistemas ya que intervienen en la mineralización de la materia orgánica liberando de los compuestos orgánicos, los distintos componentes en forma inorgánica. Con ellos se cierra un ciclo muy complejo, integrado por el ciclo de cada elemento, donde una parte tiene lugar en el suelo (Porta *et al.* 2008; Djukic *et al.* 2010).

Por tanto la aportación de MO en zonas degradadas es de suma importancia; por lo que es necesario realizar estudios en lugares donde se han realizado algunos trabajos de restauración/rehabilitación/recuperación (reclamation) que evalúen la aportación de materia orgánica fresca y los procesos de descomposición de esta.

1.1.5. Producción y descomposición de hojarasca

En los sistemas terrestres, la producción de hojarasca constituye un proceso importante que controla el ciclo de nutrientes dentro de los ecosistemas forestales ya que es la principal vía de transferencia de materia orgánica muerta y nutrientes de la biomasa viva a los suelos (Dezseo y Chacón 2006; Karberg *et al.* 2008). La producción y descomposición de hojarasca son procesos en los que la materia orgánica se deposita y reduce en sus elementos constituyentes (Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial 2009). En los ecosistemas forestales, la fracción más importante de la hojarasca corresponde a las

hojas por ser los órganos más abundantes, el resto pueden ser fragmentos de troncos, corteza, ramillas, flores, frutos que han caído recientemente y son fácilmente reconocibles (Prause *et al.* 2003). Otros autores incluyen también a las raíces (hojarasca subterránea) (Hättenschwiler *et al.* 2005; Röderstein *et al.* 2005). En los bosques que se han desarrollado en suelos pobres en nutrientes, la hojarasca subterránea representa una fracción muy importante de la hojarasca total y en ocasiones incluso puede exceder a la fracción foliar (Röderstein *et al.* 2005).

La fracción foliar como componente dominante de la materia orgánica gruesa en el piso forestal, aparte de ser responsable de la fertilidad y formación del suelo, desempeña un papel importante en el ambiente físico y químico: intercepta la luz y regula los gradientes térmicos entre el suelo y la atmósfera; aumenta la captación de la lluvia; reduce la evaporación y por lo tanto, sirve de barrera física para muchos procesos y elementos que varían espacio temporalmente manteniendo la productividad de ecosistemas forestales (Facelli y Pickett 1991; Belmonte *et al.* 1998; Graca *et al.* 2005; Pérez *et al.* 2009).

La descomposición de la hojarasca es la principal fuente de fertilización natural en los ecosistemas forestales, más de la mitad de la absorción anual de nutrientes en los bosques es debido a la humificación de la hojarasca y el subsecuente reciclaje de estos nutrientes y representa la principal fuente de minerales disponibles (Del Valle 2003). La fracción foliar la cual representa el 70 % de la hojarasca de los bosques, está compuesta principalmente de grasas y ceras, carbohidratos solubles en agua, hemicelulosa, lignina, proteínas, fenoles y otros compuestos vegetales secundarios (Coleman y Crossley Jr. 2003; Lavelle y Spain 2001; Hättenschwiler *et al.* 2005; Lambers *et al.* 1998), estos compuestos representan dos fracciones con tasas de descomposición diferentes, la fracción lábil y la recalcitrante. La fracción lábil se descompone en semanas o meses, mientras de la recalcitrante puede tardar años o décadas. La proporción de la fracción lábil o recalcitrante varía dependiendo de la composición de las especies forestales presentes en un ecosistema, cualitativa y cuantitativamente interpretado como la suma de los biopolímeros componentes, principalmente carbohidratos, cutina, taninos y lignina. Las diferencias en la partición pueden afectar la calidad de los residuos producidos, y el

tiempo que transcurre entre la adquisición de nutrientes de carbono y minerales, y la producción de hojarasca (Facelli y Pickett 1991; Preston *et al.* 2000; Coleman y Crossley Jr. 2003).

A continuación, se presenta un modelo conceptual propuesto por Facelli y Pickett (1991), para analizar la dinámica de la hojarasca en un sitio dado.

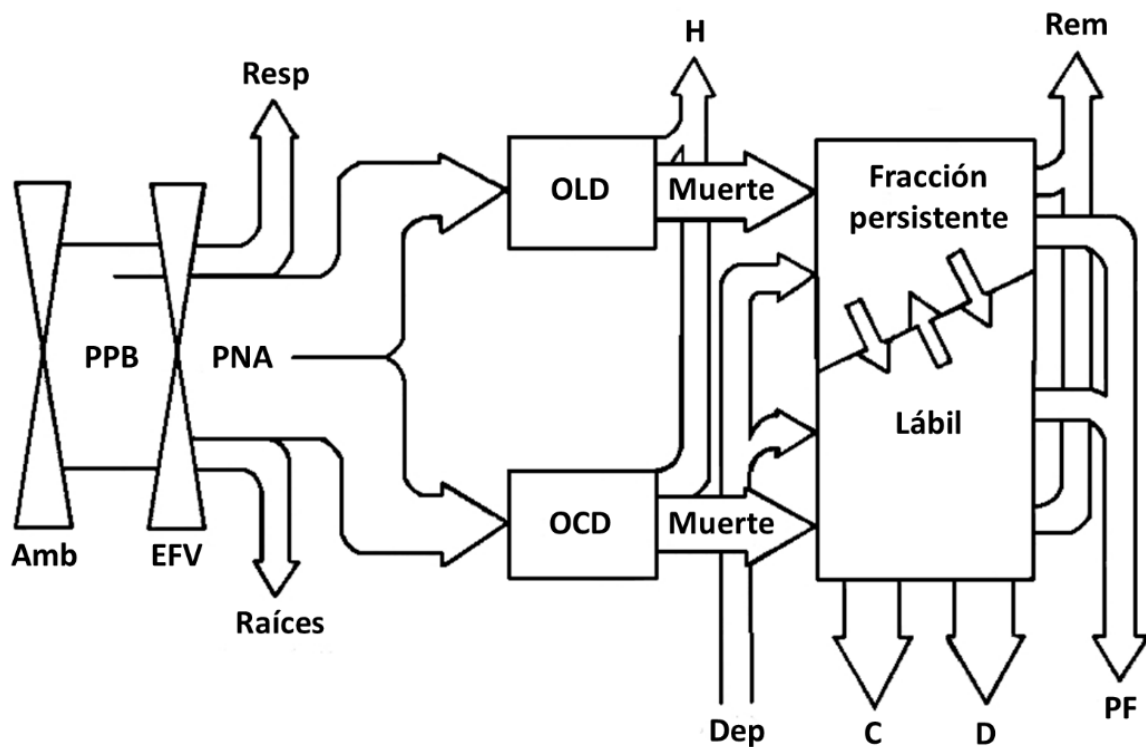


Figura 1. 1. Modelo conceptual de la dinámica de la hojarasca (modificado de Facelli y Pickett, 1991)

La Figura 1.1 muestra la complejidad de los procesos que determinan la acumulación de hojarasca y su descomposición. El entorno local (Amb) determina la Producción Primaria Bruta (PPB); una parte de la producción se pierde por la respiración (Resp), una proporción se asigna a las raíces y la biomasa restante (producción neta aérea, PNA) se asigna a los órganos ya sea de larga vida como troncos y ramas (órganos de larga duración, OLD) u órganos de corta duración (OCD). La asignación a la biomasa subterránea y la partición entre diferentes tipos de órganos aéreos están regulados por

el espectro de formas de vida en la comunidad (EFV). Antes de la muerte, una proporción de la biomasa es consumida por los herbívoros (H). La caída de órganos muertos de diferente origen produce dos tipos diferentes de hojarasca: fracción persistente y lábil. La hojarasca se acumula también por el depósito de la hojarasca producida fuera del sistema (Dep). Las flechas entre los dos tipos de hojarasca representan sus transformaciones por lixiviación, artrópodos y microorganismos, que aceleran (o, a veces retardan) la descomposición (D) y su consumo por invertebrados (C). La hojarasca también puede ser destruida por procesos físicos (PF) o removida por el viento o el agua (Rem) (Facelli y Pickett 1991).

La calidad de la hojarasca, la naturaleza (composición) de las comunidades de los organismos del suelo (macro y microorganismos), así como los componentes ambientales (temperatura, humedad), edáficos (textura, pH) y antrópicos (perturbación), son factores fundamentales (Figura 1.2) que influyen en la velocidad con la que la hojarasca es transformada (tasas de descomposición) y por lo tanto en el reciclaje de

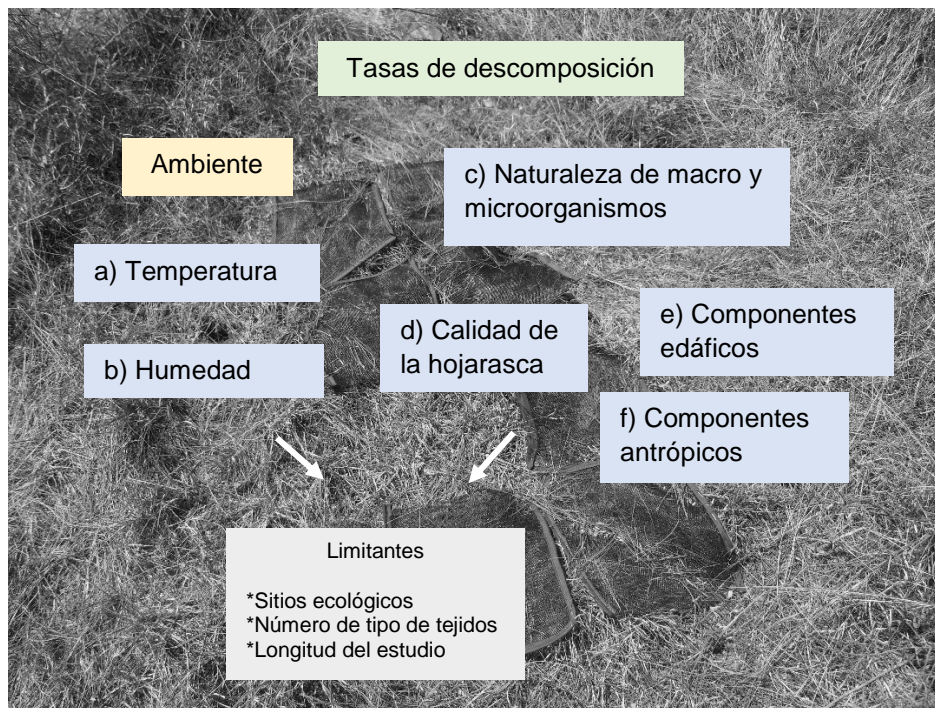


Figura 1. 2. Factores que influyen en las tasas de descomposición (Figura basada en Melillo *et al.* 1982; Wood 1989; Trofymow *et al.* 2002; Hättenschwiler *et al.* 2005; Labrador 2009; González *et al.* 2014).

nutrimentos (Melillo *et al.* 1982; Wood 1989; Trofymow *et al.* 2002; Hättenschwiler *et al.* 2005; Labrador 2009; González *et al.* 2014). Por tanto, la descomposición es un proceso biológico influenciado por factores abióticos (Brussaard 1994).

La calidad de la fracción foliar de la hojarasca, es una de las características que determinan en gran medida la velocidad de descomposición y por tanto la incorporación de MO al sistema. Varios autores han clasificada la descomposición en dos grandes rubros; fase temprana (lábil) y fase tardía (recalcitrante). En la fase temprana (hojarasca fresca) la falta de macroelementos como N, P y S pueden limitar la descomposición de la celulosa (es la primera en descomponerse), en esta fase la descomposición está relacionada positivamente con la concentración de N (Thomas y Prescott 2000; Berg 2000; Berg *et al.* 2010). Cuando desaparece la celulosa el componente más recalcitrante es la lignina, además los efectos de la concentración de N modifican completamente las tasas de descomposición, iniciándose la fase tardía (cuando la hojarasca está parcialmente descompuesta). En esta etapa la lignina determina la tasa de descomposición y es cuando la hojarasca se convierte en materia orgánica del suelo, donde una alta concentración de alta de N tendrá un efecto retardante en la descomposición de la lignina y por lo tanto en la hojarasca (Berg 2000; Berg *et al.* 2010). Berg (2000) menciona que la hojarasca fresca se descompone 0.1% por día en cambio el material más descompuesto solo 0.00001% por día, observándose que la tasa de descomposición decrece y la pérdida de masa acumulada tal vez alcance un valor límite. Este valor límite se asume como la suma de los procesos de descomposición resultando en la pérdida de la masa continúa de manera muy lenta sin cambios violentos en este patrón. Algunos autores mencionan que los valores se acercan a cero, la cual es modelada como una asíntota de una función matemática (Berg 2000). El valor límite, tal vez no represente un cese absoluto de la descomposición, pero puede representar un estado con una tasa de descomposición extremadamente baja por lo que es importante explorar los factores abióticos y bióticos que lo influncian (Berg *et al.* 2010).

La pérdida de masa está relacionada principalmente con la clase botánica y forma de vida; por lo tanto, la tasa de descomposición en orden decreciente es: pastos, caducifolios de hoja ancha, coníferas (de hoja caduca y de hoja perenne) y madera (Preston *et al.* 2000). En bosques templados, la hojarasca de acículas se descompone más lentamente que la hojarasca de latifoliadas, lo cual está relacionado con la cantidad de nitrógeno y lignina presente en los tejidos (Prescott *et al.* 2004). El efecto de la latitud en las tasas de descomposición no es estrictamente un efecto directo del clima (Coleman y Crossley Jr. 2003), en un sentido muy amplio, la descomposición incluye mecanismos físicos, químicos y biológicos que transforman la materia orgánica dentro de formas cada vez más estables. Sin embargo, puede darse la fractura o fragmentación de la hojarasca a través del viento, animales u otras estructuras, mediante la lixiviación de compuestos solubles en agua o transportados en ella (Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial 2009), pero esto no es considerado como descomposición de la materia orgánica.

Por lo tanto, el estudio de los procesos de producción y descomposición de la hojarasca se hacen imperativos en aquellas zonas que han sufrido degradación y en las que se han implementado algunas estrategias de restauración/rehabilitación/recuperación (reclamation). Actualmente existen varias técnicas desarrolladas para medir las tasas de descomposición, una de estas técnicas es la de las bolsas de descomposición (“litter bags”) que a pesar de ser un método criticado (Wieder y Lang 1982) es ampliamente utilizado ya que permite el registro de la pérdida de peso de la hojarasca en descomposición sobre la superficie del suelo y la posterior evaluación de la bioquímica del material en cuestión (Palma *et al.* 1998). Este método consiste en llenar bolsas de malla con hojarasca fresca y dejarlas en incubación sobre el suelo; las cuales se recogen en intervalos periódicos de tiempo para la medición de la descomposición de la hojarasca y de la masa restante sin descomponer. Un subconjunto de la muestra se debe de secar en una estufa para calcular más tarde la diferencia entre peso seco y húmedo. El tamaño de malla se elige generalmente para optimizar el acceso de todos los organismos del piso forestal y así mismo para reducir al mínimo la pérdida excesiva de partículas, aunque el tamaño de malla también puede ser manipulado para excluir a grupos funcionales de descomponedores, como por ejemplo las lombrices. El tamaño de malla muy pequeño

puede no sólo excluir a ciertos organismos, sino que también puede impedir la pérdida de partículas de suelo mineral (Karberg *et al.* 2008). El tamaño de la malla de la bolsa debe ser apropiado para el ecosistema bajo estudio. Si bien bolsas de 20 x 20 cm son comunes (Sala *et al.* 1999), en comunidades de plantas muy diversas o con plantas con grandes tamaños de hojas pueden usarse bolsas de mayores dimensiones. Las bolsas de descomposición se utilizan comúnmente con una sola especie, pero cuando se desea un experimento más realista, en las bolsas de descomposición pueden mezclarse de manera proporcional hojas e incluso pequeños restos de madera o estructuras reproductivas (Karberg *et al.* 2008).

Métodos de medición producción de hojarasca como las trampas y de medición de la descomposición de hojarasca como las bolsas de descomposición, permiten determinar la cantidad de hojarasca producida y su tasa de descomposición y por lo tanto cómo estos procesos se han modificado después de la aplicación de estrategias de restauración/rehabilitación/recuperación (reclamation), siempre que se tenga algún sitio de referencia con que comparar; así mismo hacer la comparación entre las comunidades de organismos del suelo que son de vital importancia en el proceso de descomposición.

1.1.6. Importancia de la fauna edáfica

Parte de la diversidad de los ecosistemas se encuentra en el suelo, las comunidades del suelo son tan diversas tanto en tamaño como en número de especies, las cuales hasta hoy día son pobremente entendidas, a pesar de los numerosos servicios ecosistémicos que proporcionan; por lo que es necesario el estudio de la composición de las comunidades de organismos del suelo. La diversidad del suelo esta compuesta por una serie de organismos que incluyen: los microscópicos como arqueas o arqueobacterias, bacterias, protistas, tardígrados, rotíferos, nemátodos, ácaros, colémbolos y enquitreidos; macroartrópodos como las hormigas, termitas, milipedos, miriápodos, etc. (Orgiazzi *et al.* 2016). Algunos organismos pueden utilizar el suelo de manera temporal ya sea para reproducirse o para pasar algún estado temprano de su vida (Christiansen 1964). El suelo es un subsistema que contiene diferentes niveles tróficos esenciales desde detritívoros,

herbívoros y depredadores (Palacios-Vargas e Iglesias 2004; Orgiazzi *et al.* 2016). La biota del suelo forma parte de sus propiedades biológicas y comprende aquellos organismos que pasan la mayor parte de su ciclo de vida en él (Palacios-Vargas y Mejía-Recamier 2007).

La importancia de la fauna edáfica radica en su papel como reguladores de procesos del ecosistema ya que realizan varias funciones vitales como: descomposición de materia orgánica y reciclaje de nutrientes. Todos los residuos, ya sean vegetales o animales son degradados fácilmente por la microflora del suelo, pero los tejidos de mayor estabilidad química requieren de la fauna edáfica para llevar a cabo el complejo proceso de descomposición (Swift *et al.* 1979; Palacios-Vargas e Iglesias 2004). Todos los organismos descomponedores fragmentan e ingieren hojarasca produciendo grandes cantidades de material fecal, lo que mejora la estabilidad de los agregados del suelo. Además, se ha demostrado que tienen un efecto significativo sobre la dinámica de la materia orgánica y la liberación de nutrientes. Por su amplia gama de hábitos alimenticios, airean y mezclan el suelo con la materia orgánica, mejorando su estructura. Otro proceso fundamental es la regulación de las poblaciones de otros organismos del suelo por los depredadores, mediante procesos de antagonismo o sinergia que permiten mantener un balance entre las poblaciones (Palacios-Vargas y Mejía-Recamier 2007; Perry *et al.* 2008).

La fauna del suelo se clasifica de acuerdo al tamaño de su cuerpo (Wallwork 1970; Swift *et al.* 1979; Wood 1989) de la siguiente forma: microfauna, que incluye organismos de menos de 0.1 mm; mesofauna que está constituida por individuos de entre 0.1 y 2 mm y macrofauna, los mayores de 2 mm (Figura 1.3). Estrada-Venegas (2007) menciona que en el suelo existen aproximadamente 25 taxas de artrópodos que intervienen en los procesos que en ese sistema se llevan a cabo. De éstos, los microartrópodos son los de mayor abundancia muchos tipos de suelos; su alimentación incluye desde bacterias, nematodos, hifas de hongos, larvas de insectos, líquenes, polen, algas y otros microartrópodos y ellos a su vez sirven de alimento a macroartrópodos como escarabajos, hormigas, arañas, etc. Dentro de los microartrópodos, los ácaros son el

grupo más numeroso (constituyendo entre el 70 y el 90% del total de la comunidad de microartrópodos) y el que tiene mayor distribución en el planeta, hallándose desde los 5000 m de altitud hasta las costas de los continentes presentando diversas estrategias adaptativas que les permiten vivir en todos los ecosistemas conocidos (Wallwork 1983; Hoffmann y López-Campos 2000; Coleman *et al.* 2004).

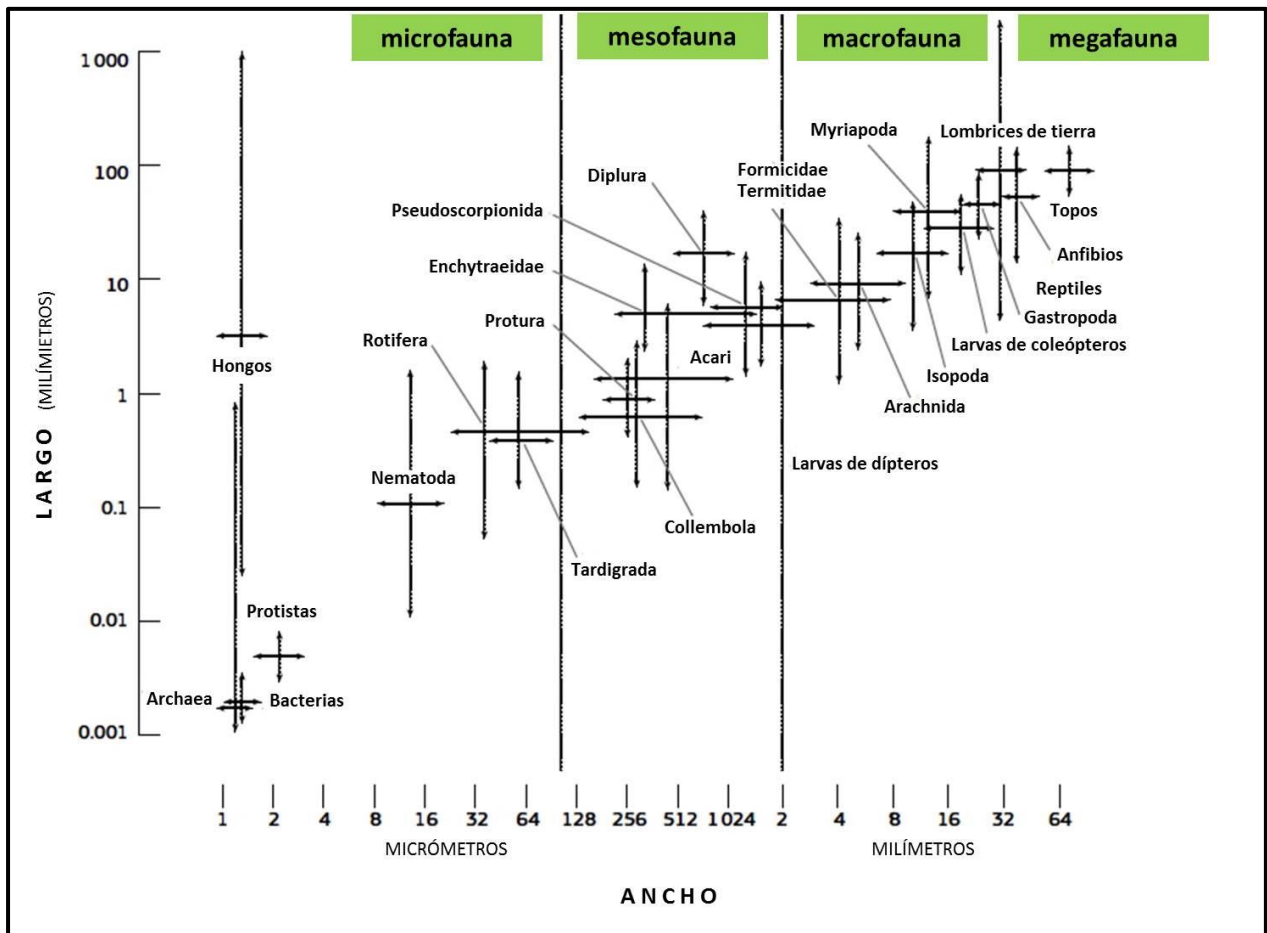


Figura 1. 3. Tamaño del cuerpo (largo y ancho) de los principales grupos de organismos del suelo (Orgiazzi *et al.* 2016).

1.1.6.1. Mesofauna

La mesofauna es una categoría zoológica que agrupa organismos de entre 0.1 a 2 mm de ancho (Swift *et al.* 1979) y 0.2 a 0.10 mm de longitud (Wallwork 1970). Incluye pequeñas hormigas (Hymenoptera) y termitas (Isoptera), pseudoescorpiones (Pseudoscorpionida), proturos (Protura), dipluros (Diplura), ciempiés (Chilopoda), sínfilos

(Symphyla), paurópodos (Pauropoda), tisanópteros (Thysanoptera), socópteros (Psocoptera), polixénidos (Polyxenida), enquitreidos (Enchytraeidae), colémbolos (Collembola) y ácaros (Acari) (Coleman y Crossley Jr. 2003; Palacios-Vargas e Iglesias 2004; Socarrás 2013) (Figura 1.4).

La mesofauna del suelo interviene en los procesos de descomposición de la materia orgánica (principalmente colémbolos y oribátidos) y reciclaje de nutrientes, principalmente en la mineralización del fósforo y el nitrógeno (García y Bello 2004). Sus heces retardan la liberación de nutrientes esenciales a las raíces de las plantas, además de servir de sustrato para una gran cantidad de microorganismos (Palacios-Vargas 2000).

La mesofauna es conocida como catalizador de la actividad microbiana porque facilita la diseminación de hongos, esporas y otros microorganismos; además son microingenieros que construyen galerías que favorecen la aireación e infiltración del agua mejorando las propiedades físicas del suelo (Socarrás 2013). La ausencia de mesofauna en un suelo puede reducir la velocidad de descomposición de la materia orgánica provocando pérdida de nutrientes por lixiviación (Hopkin 1997).

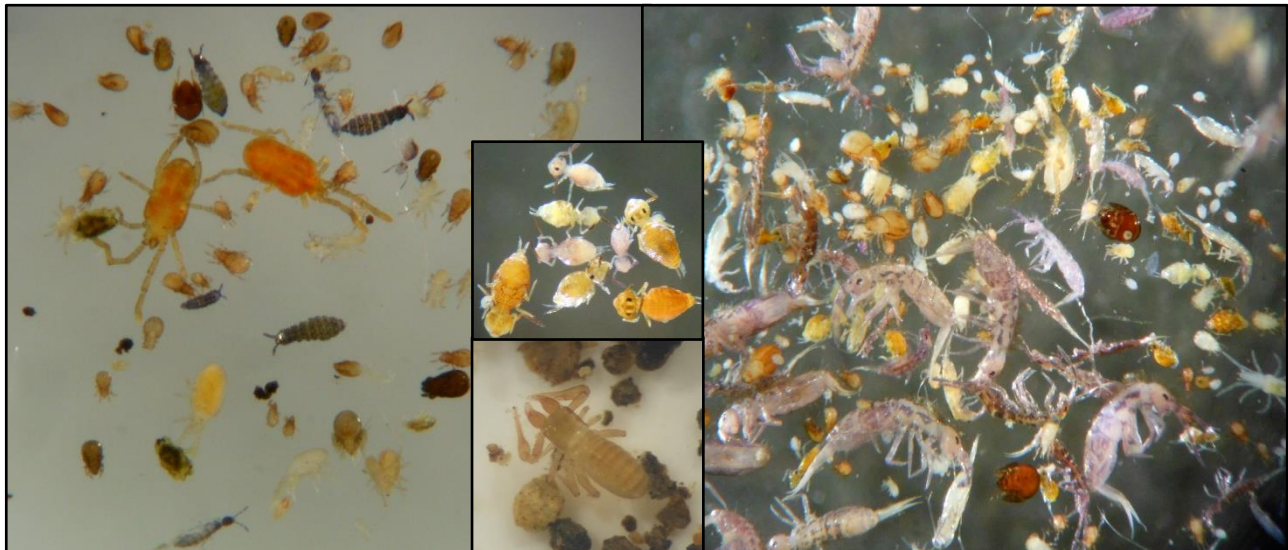


Figura 1. 4. Diversidad de mesofauna del suelo.

Collembola. Los colémbolos son los microartrópodos terrestres más abundantes encontrándose hasta 100,000 individuos por metro cuadrado. Miden entre 250 µm y 10 mm de longitud (Figura 1.3) y se caracterizan por presentar un órgano saltador (fúrcula) y un tubo ventral (colóforo) (Figura 1.5). La mayoría se alimentan de materia en descomposición e hifas y esporas de hongos, aunque existen también especies carnívoras. Considerando su afinidad por el suelo, los colémbolos se clasifican en tres tipos: euedáficos, los que viven principalmente en el suelo, hemiedáficos, los que habitan en las capas medias del suelo y la hojarasca, y epiedáficos, los que viven en la hojarasca. Los colémbolos son un elemento fundamental en las cadenas tróficas al servir de alimento para ácaros depredadores, hormigas y escarabajos (Palacios-Vargas 2000 y Coleman y Crossley Jr. 2003).

Tradicionalmente se han considerado dos divisiones de la clase Collembola: Arthropleona y Symphypleona *sensu lato*, de acuerdo a su morfología (e.g. cuerpo cilíndrico o globular). Actualmente se consideran 4 órdenes dentro de esta clase Collembola: Neelipleona, Symphypleona, Poduromorpha y Entomobryomorpha, (Deharveng 2004; Janssens y Christiansen 2011; Palacios-Vargas y Castaño 2014; Baquero y Jordana 2015; Bellinger *et al.* 2017). A nivel mundial se tienen registradas alrededor de 8,600 especies (Bellinger *et al.* 2017) y en México se tienen actualmente registros de 25 familias, 164 géneros y 1,058 especies (Cruz-Leal *et al.* 2016).

Los ácaros pertenecen a la subclase Acari y de acuerdo a Lindquist *et al.* (2009) se subdividen en dos superórdenes: Acariformes y Parasitiformes que a su vez incluyen diversos órdenes. Los Acariformes incluyen al orden Sarcoptiformes que contiene a los subórdenes Endeostigmata y Oribatida del que se deriva la Cohorte Astigmata (Norton 1998), y el orden Trombidiformes que a su vez incluye a los subórdenes Sphaerolichida y Prostigmata. Por su parte los Parasitiformes contienen a los órdenes Holothyrida, Opilioacarida, Ixodida y Mesostigmata. Éste último orden junto con especies del suborden Prostigmata, del suborden Oribatida y cohorte Astigmata (Pérez *et al.* 2014), pueden encontrarse frecuentemente conformando la fauna edáfica.

Mesostigmata. Estos ácaros son los menos abundantes de la mesofauna del suelo; sin embargo, juegan un papel importante regulando el tamaño de las poblaciones de otros microartrópodos (Díaz-Aguilar *et al.* 2013). Pueden encontrarse en la hojarasca, raíces, suelo, polvo casero, material en descomposición y detritos similares (Lindquist *et al.* 2009). Su tamaño va de 200 a 4500 μm . La mayoría son depredadores de vida libre (Figura 1.6 C) mientras que otros son parásitos o simbioses de aves, reptiles mamíferos y artrópodos (Pérez *et al.* 2014). Del mismo modo los hay que se alimentan de néctar, hongos y polen (Walter y Proctor 1999). De las 109 familias, 878 géneros y 11,424 especies que se tiene registro a nivel mundial (Zhang 2011), en México se han encontrado 50 familias, 158 géneros y 507 especies (Pérez *et al.* 2014).

Prostigmata. Incluyen una gran variedad de especies terrestres y acuáticas, así como diversos tipos son patógenos de plantas y animales (Pérez *et al.* 2014). Muchas especies son predadoras pero algunas familias contienen especies oportunistas que se alimentan de hongos y son capaces de reproducirse rápidamente después de una perturbación. Los prostigmatas son muy diversos tanto en tamaños, formas y colores (Figura 1.6 A y B), los de vida libre son depredadores que se alimentan de otros artrópodos y de sus huevecillos, las especies más pequeñas son nematófagas aunque ocasionalmente se alimentan de hongos. Algunos de estos ácaros pueden ingerir partículas mientras que otros pueden ingerir fluidos únicamente (Coleman y Crossley Jr. 2003). Este es el grupo de ácaros más diversificado, a nivel mundial se conocen 25800 especies (Zhang *et al.* 2011) de las que en México se han registrado 78 familias, 328 géneros y 1208 especies (Pérez *et al.* 2014).

Oribatida. Los ácaros oribátidos o Cryptostigmata, son un grupo ancestral, su existencia se remonta al período Devónico (Norton *et al.* 1988). La combinación de tres factores hacen a los ácaros oribátidos únicos entre la fauna del suelo: a) su gran abundancia, sus densidades pueden alcanzar varios cientos de miles de individuos por metro cuadrado (Norton 1990), forman uno de los grupos de microartrópodos más abundantes en el suelo, hojarasca, musgos, líquenes, troncos, hierbas (Pérez 1997), pueden habitar lugares con gran impacto humano (Aoki 1979), incluso en hojas muertas debajo del agua (Aoki 1964) o en el dorso de los gorgojos (Aoki 1966); b) su alto polimorfismo en estados juveniles

(Norton y Ermilov 2014) y c) una tasa reproductiva lenta comparada con otros microartrópodos, para pasar de huevo a adulto tardan aproximadamente de 1 a 3 años en climas templados y más de 7 años en climas fríos (Platt Jr. 2006).

Los ácaros oribátidos se alimentan de restos vegetales en descomposición, micelios y cuerpos fructíferos de los hongos que ahí crecen. En cuevas de México se ha encontrado que se alimentan del guano de los murciélagos (Palacios-Vargas 1994, Palacios-Vargas 2001). Tienen un exoesqueleto calcáreo y se cree que son capaces de asimilar el calcio que obtienen de los hongos con los que se alimentan. Su tamaño va de 0.1 a 2 mm aunque la mayoría van de los 300 a los 700 micrones (Norton 1990; Palacios-Vargas e Iglesias 2004). Los adultos presentan una amplia gama de esclerotización o mineralización del exoesqueleto que actúa como su principal defensa contra los depredadores y pueden presentar diferentes tonos de color café (Figura 1.7) e incluso llegar al negro (Norton 1990; Platt Jr. 2006).

Según Schatz *et al.* (2011), la riqueza mundial de oribátidos está constituida por 10, 312 especies, agrupadas en 171 familias y 1259 géneros. En nuestro país se han realizado pocos estudios sobre ácaros oribátidos por lo que, a pesar de su abundancia, de acuerdo a lo reportado por Pérez *et al.* (2014), la fauna de oribátidos mexicanos consta de 435 especies, es decir 4.2% del total existente en el mundo, incluidas en 105 familias y 251 géneros, cifras que no se correlacionan con la característica de megadiverso que tiene México para varios grupos de organismos.

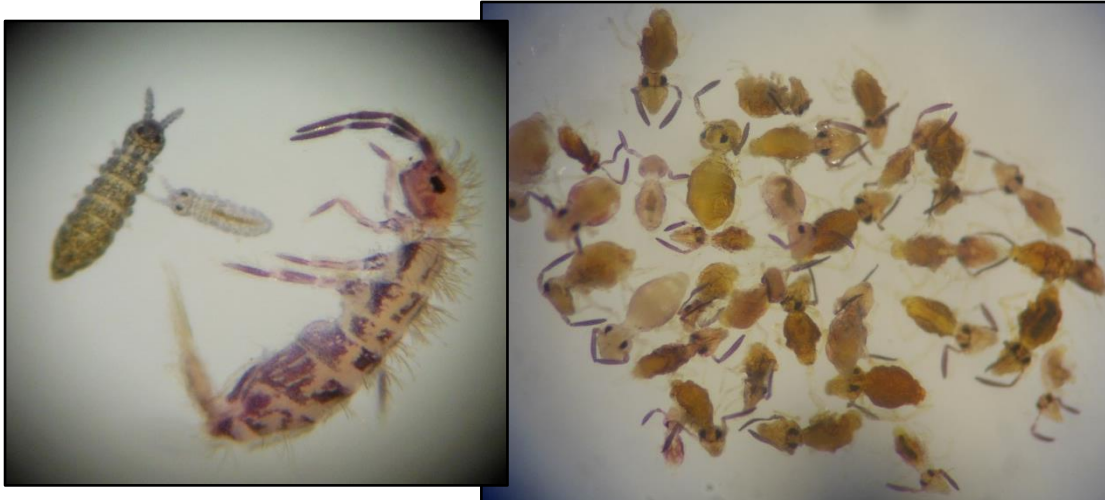


Figura 1. 5. Colémbolos.

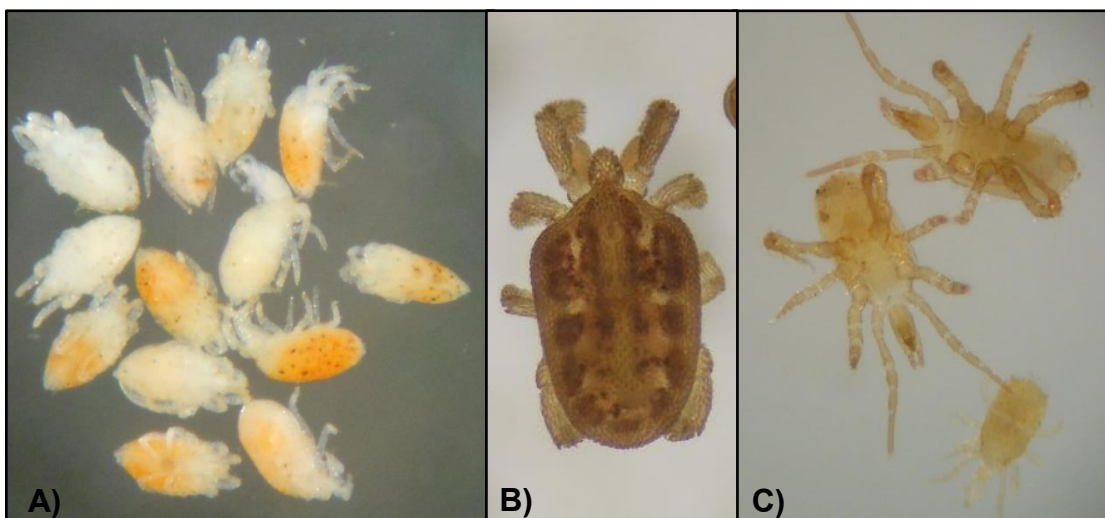


Figura 1. 6. A) y B) ácaros prostigmatas, C) ácaros mesostigmatas.



Figura 1. 7. Ácaros oribátidos.

1.1.7. Antecedentes de la comunidad de estudio El Porvenir, Hidalgo

El Porvenir pertenece a la unidad de manejo forestal 3014 Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo, tiene una superficie de 642,654.98 hectáreas y se inserta en la cuenca hidrológica Río Moctezuma.

En la década de los ochentas con el Programa de Comunidades Marginadas del COPLAMAR, se hicieron los primeros trabajos de reforestación y conservación de suelos en El Porvenir después de años de erosión ocasionada por la deforestación de sus bosques (CONAFOR 2012). Estos se reanudaron hasta el año de 1998 con el inicio del proyecto de restauración ecológica en la microcuenca “El Porvenir” cuyo objetivo inicial fue el de generar un modelo de mejoramiento, protección y conservación del ambiente que pudiera transferirse regionalmente en las zonas aledañas a la comunidad. Mediante el Programa de Desarrollo Regional Sustentable (PRODERS) del Valle del Mezquital. el capital proveniente de los programas Nacional de Reforestación y de Empleo Temporal (PRONARE y PET, respectivamente) y la participación de los diferentes niveles de gobierno, se llevó a cabo la reforestación del área, así como obras de conservación del suelo y agua (Varela 2002; CONAFOR 2010).

Actualmente, El Porvenir es una comunidad reconocida ampliamente por los trabajos de reforestación por parte de sus habitantes con especies exóticas, introducidas y nativas tales como: casuarina (*Casuarina* sp.), cedro (*Cupressus* sp.), eucalipto (*Eucalyptus* sp.) y diferentes especies de pino (*Pinus cembroides*, *P. patula*, *P. pseudostrobus* y *P. greggii*), siendo el *Pinus greggii* la especie con mayor tasa de crecimiento y que mejor se adaptó a las condiciones de adversidad que prevalecen en el sitio, lo cual dio como resultado una superficie de bosques de nueva generación de aproximadamente 300 hectáreas. De acuerdo con la CONAFOR (2012), el establecimiento de estas reforestaciones hasta ahora se puede catalogar como exitoso dado el alto porcentaje de supervivencia de árboles plantados (90%) lo que hizo a la comunidad de El Porvenir, merecedora del Premio Nacional al Mérito Forestal en su categoría de Conservación y Restauración Forestal en el año 2005.

A la fecha el paisaje ha cambiado, pasando de áreas desprovistas de vegetación (Figura 1.8), a áreas arboladas y revegetadas (Figura 1.9), no obstante, la comunidad de El Porvenir continúa trabajando para la conservación de sus recursos naturales (CONAFOR 2010). Existen pocos estudios en relación a cómo las reforestaciones han propiciado la producción de hojarasca y su posterior descomposición para mejorar las condiciones del suelo que han prevalecido por muchos años.



Figura 1. 8. Vista panorámica de las áreas desprovistas de vegetación.

Se han hecho estudios recientes en El Porvenir sobre estructura, diversidad vegetal y diversidad funcional en el sotobosque (Ventura 2016); diversidad faunística y su relación con la vegetación (Montoya 2016); no obstante, para tener una visión integral de los diferentes procesos y cambios en la zona rehabilitada, es necesario realizar estudios complementarios en la zona, entre ellos, determinar la producción de hojarasca, así como

sus tasas de descomposición, además de llevar a cabo la identificación de organismos intervienen en este último proceso; entre otras cosas. En base a lo anterior se plantearon los objetivos que a continuación se presentan.



Figura 1. 9. Vista panorámica con áreas reforestadas.

1.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la producción de hojarasca y descomposición de acículas, y la composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca, después de diferentes periodos de rehabilitación, en El Porvenir, Hidalgo.

1.2.2. Objetivos particulares

- ✓ Cuantificar la producción anual de hojarasca en tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades y un bosque de referencia con *Pinus cembroides*, para determinar la aportación de cada sistema.
- ✓ Determinar la tasa de descomposición anual (k) de acículas en tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades y un bosque de referencia con *Pinus cembroides*.
- ✓ Identificar y describir la composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca, en tres reforestaciones con *Pinus greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años) y un bosque de referencia con el pino nativo (*Pinus cembroides*), en El Porvenir, Hidalgo.

1.2.3. Hipótesis

- No existe diferencia en la producción de hojarasca de las tres reforestaciones y el bosque de referencia.
- La tasa de descomposición de la hojarasca después de un año de incubación en campo, no es diferente entre las cuatro áreas de estudio.
- Los cambios en pH, % humedad, temperatura y profundidad de la hojarasca, por efecto de las edades de las reforestaciones con *Pinus greggii*, no influyen en la composición de las comunidades de ácaros oribátidos.

1.3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

1.3.1. Localización del área de estudio

La zona de estudio se ubica en la comunidad de “El Porvenir” perteneciente al municipio de Santiago de Anaya, en el Estado de Hidalgo (Figura 1.10), al norte de la comunidad de Hermosillo, sobre el camino que va hacia la Florida y Lomas de Guillén. El sitio donde se llevó a cabo la presente investigación, es conocido localmente como “Centro Ecoturístico El Porvenir” y tiene una superficie aproximada de 4,966 ha. Se ubica dentro de las coordenadas geográficas extremas 20° 29' 24" y 20° 24' 36" latitud norte y los 98° 59' 24" y 98° 52' 12" longitud oeste, con una altitud que varía entre 1800 y 2300 msnm (INEGI, 2008).

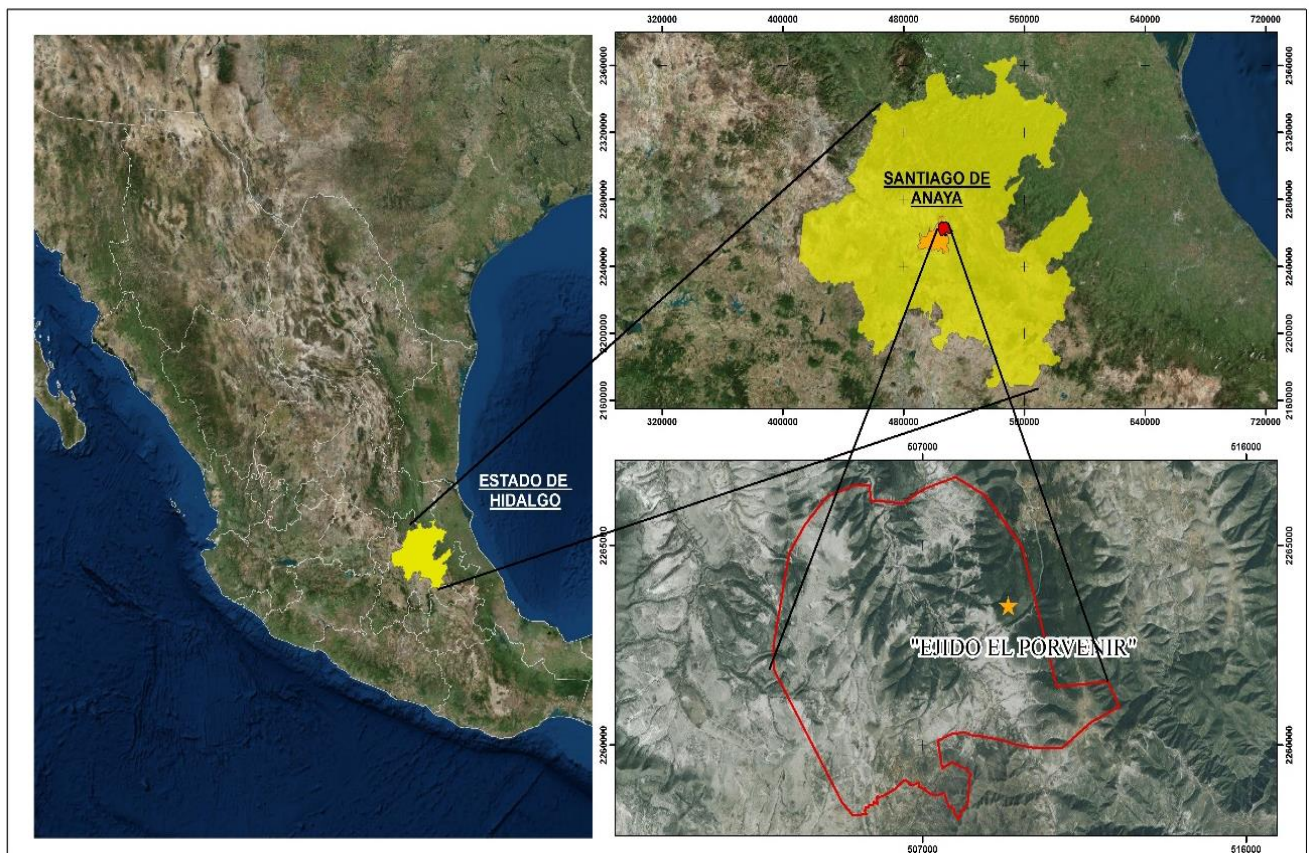


Figura 1. 10. Localización de la comunidad de “El Porvenir”, municipio de Santiago de Anaya, en el estado de Hidalgo.

1.3.2. Fisiografía

La superficie que corresponde al polígono de la comunidad de “El Porvenir” se encuentra situada sobre la Sierra Madre Oriental, la cual se extiende cerca de la costa occidental de nuestro país, con una dirección Noreste-Sureste; se inicia 50 Km, al sur del límite internacional con los Estados Unidos para terminar en el Río Santiago en Nayarit y el Eje Neovolcánico. Está formada en su mayor parte por rocas ígneas extrusivas. Originalmente era una gran meseta, pero millones de años de erosión crearon un paisaje con picos, mesetas, grandes cañones y barrancas. En su porción norte está más separada de la costa (300 Km); en su cambio en el sur reduce su anchura y se aproxima más al mar. Su altura media es de 2,250 m por su continuidad, sirve de barrera a la Mesa del Centro (INEGI 2008).

1.3.3. Clima

De acuerdo con SAGARPA (2001), el clima que predomina en el área de estudio es BS1kw, templado semiseco con un porcentaje de precipitación invernal menor al 5%, con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, la temperatura del mes más frío entre -3 y 18 °C, con régimen de lluvias de verano, según la clasificación de Köppen modificado por García (2004). Específicamente y de acuerdo a la información climatológica de CONAGUA-SMN (2015), para la estación 00013151 “El Encino”, la más cercana a El Porvenir, la temperatura media anual es de 15.3 °C y la precipitación promedio anual de 555.6 mm.

1.3.4. Edafología

De acuerdo a la clasificación de FAO-UNESCO (IUSS-ISRIC-FAO 2007), y según la carta edafológica del INEGI (2000), los tipos de suelo que se presentan en el área de estudio son el leptosol, cambisol y phaozem.

Leptosoles. Los leptosoles son suelos muy someros sobre roca continua y suelos extremadamente gravillosos y/o pedregosos. Los leptosoles son suelos azonales y particularmente comunes en regiones montañosas.

Estos se encuentran principalmente en tierras con altitud media o alta con topografía fuertemente disectada. Los leptosoles se encuentran en todas las zonas climáticas (muchos de ellos en regiones secas cálidas o frías), en particular en áreas fuertemente erosionadas. Son un recurso potencial para el pastoreo en estación húmeda y tierra forestal. Los leptosoles en pendientes de colinas generalmente son más fértiles que sus contrapartes en tierras más llanas.

Cambisoles. Los cambisoles combinan suelos con formación de por lo menos un horizonte subsuperficial incipiente. La transformación del material parental es evidente por la formación de estructura y decoloración principalmente parduzca, incremento en el porcentaje de arcilla, y/o remoción de carbonatos.

Suelos con por lo menos un principio de diferenciación de horizontes en el subsuelo evidentes por cambios en la estructura, color, contenido de arcilla o contenido de carbonato; Los cambisoles se caracterizan por meteorización ligera a moderada del material parental y por ausencia de cantidades apreciables de arcilla iluvial, materia orgánica, compuestos de Al y/o Fe. Los cambisoles también abarcan suelos que no cumplen una o más características de diagnóstico de otros GSR, incluyendo los altamente meteorizados. Se caracterizan por encontrarse en terrenos llanos a montañosos en todos los climas; amplio rango de tipo de vegetación.

Phaeozems. Los phaeozems se acomodan a suelos de pastizales relativamente húmedos y regiones forestales en clima moderadamente continental. Son suelos oscuros ricos en materia orgánica con materiales no consolidados, predominantemente básicos, eólicos. Se pueden encontrar climas cálidos a frescos (tierras altas tropicales) en regiones moderadamente continentales, suficientemente húmedas de modo que la mayoría de los años hay alguna percolación a través del suelo, pero también con períodos en los cuales

el suelo se seca; tierras llanas a onduladas; la vegetación natural es pastizal como la estepa de pastos altos y/o bosque.

Los phaeozems son suelos porosos, fértiles y son excelentes tierras agrícolas. En clima templado se siembran con trigo, cebada y vegetales junto con otros cultivos. En ellos la erosión eólica e hídrica son peligros serios.

1.3.5. Uso de suelo y vegetación

Dentro del área de estudio y de acuerdo a la serie V de INEGI, se diferencian 2 grandes unidades representativas de uso de suelo y/o vegetación (por su extensión dentro del área de estudio), el bosque de pino y el pastizal inducido. Para la descripción de usos de suelo, mismos que a continuación se describen, se tomó como base la Guía para la interpretación de cartografía específica de uso de suelo y vegetación (INEGI 2005):

Bosque de Pino: Es una comunidad siempre verde constituida por árboles del género *Pinus* con alturas promedio de 15 a 30 m. Los pinares tienen un estrato inferior relativamente pobre en arbustos, pero con abundantes gramíneas, condición que se relaciona con los frecuentes incendios y la tala inmoderada.

Pastizal inducido: Es un tipo de uso de suelo caracterizado por la presencia de gramíneas que se han introducido intencionalmente en una región y para su establecimiento y conservación se realizan algunas labores de cultivo y manejo. Estos pastizales son los que generalmente forman los llamados potreros.

No obstante lo anterior, el tipo de vegetación que pueden encontrarse en la comunidad de El Porvenir y sus alrededores es matorral xerófilo dominado por garrambullo (*Myrtillocactus geometrizans*), nopal (*Opuntia streptacantha*), mezquite (*Prosopis juliflora*), maguey (*Agave* spp.), yuca (*Yucca filifera*) y biznaga (*Echinocactus platyacanthus*) (SAGARPA, 2001). Al norte del centro de población, en las partes altas existen bosques naturales de encino (*Quercus pringlei*), pino (*P. cembroides*) y otros

producto de reforestaciones (*Pinus cembroides* y *Pinus greggii*), en asociación con táscate (*Juniperus flaccida*). Asimismo, es posible encontrar de manera aislada algunos individuos producto de los esfuerzos fallidos de reforestación como eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), casuarinas (*Casuarina* sp.), cedros (*Cupressus* sp.) y pinos (*Pinus patula* y *P. pseudostrobus*) (observación propia).

1.3.6. Hidrografía e hidrología

La comunidad de El Porvenir se encuentra inmersa en la región hidrológica clave RH26 Río Pánuco, en la cuenca hidrológica Río Moctezuma, subcuenca del Río Amajac que cubre el 34.90% de la superficie municipal y microcuenca El Porvenir. Las corrientes de agua más importantes que se presentan son: Gaxiohó-Canal, El Capulín, Sánchez, Canda, Senthe, Las Mecaas-San Nicolás (CONAGUA 2007); sin embargo, en el área de estudio no hay escurrimientos ni cuerpos de agua naturales permanentes, únicamente algunos arroyos temporales como el Dohorno en el oeste y el Rincón hacia la parte sureste, entre otros.

1.3.7. Fauna

La fauna silvestre en el área de estudio está representada por las siguientes especies, a) mamíferos: zorra (*Urocyon cinereargentus*), tlacuache (*Didelphis marsupialis*), cotoyo (*Canis latrans*) tejón (*Nasua narica*), ardilla (*Sciurus* sp.), conejo (*Sylvilagus floridanus*), cacomixtle (*Bassariscus astutus*), liebre (*Lepus californicus*), zorrillo (*Mephitis macroura*) rata y ratón (*Heteromys irroratus*, *Peromyscus difficilis*, *P. gratus*, *P. levipes*); b) anfibios y reptiles: ranas (*Hyla* spp.), sapos (*Bufo* spp.), víbora de cascabel (*Crotalus* sp.); c) aves: cuervo (*Corvus corax*), aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*), paloma (*Columba* sp.), (*Icterus parisorum*), codorniz (*Cyrtonyx montezumae*), carpintero (*Picoides scalaris*), lechuza (*Tyto alba* Scopoli.), calandria (*Icterus parisorum*, *I. wagleri*), mosquerito (*Empidonax* sp.), gorrión (*Passer domesticus*), mascarita (*Pyrocephalus rubinus*), zopilote (*Coragyps atratus*), cuitlacoche (*Toxostoma curvirostre*), verdugo (*Lanius ludovicianus*), colibrí (*Eugenes fulgens*) etc. (SAGARPA 2001; Montoya 2016).

1.4. LITERATURA CITADA

- Adelle, C. and M. Pallemmaerts. 2009. Sustainable Development Indicators. An overview of relevant framework program funded research and identification of further needs in view of EU and international activities. European Commission. Brussels. 123 p.
- Aoki, J. 1964. A new aquatic oribatid mite from Kauai Island. *Pac. Insects* 6(3): 483-488.
- Aoki, J. 1966. Epizoic symbiosis: an oribatid mite, *Symbioribates papuensis*, representing a new family, from cryptogamic plants growing on the backs of Papuan weevils (Acari: Cryptostigmata). *Pac. Insects* 8: 281-289.
- Aoki, J. 1979. Difference in sensitivities of oribatid families to environmental change by human impacts. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 16(3): 415-422.
- Baquero, E. y R. Jordana. 2015. Clase Collembola, Órdenes Poduromorpha, Entomobryomorpha, Neelipleona y Symphypleona. *Revista IDE@-SEA.* 36: 1-11.
- Bellinger, P. F., K. A. Christiansen and F. Janssens. 2017. Checklist of the Collembola of the World. (Disponible en línea en <http://www.collembola.org>) (Revisado el 30 de junio de 2017).
- Belmonte S., F., A. Romero D. y F. López B. 1998. Producción de hojarasca en especies de matorral mediterráneo y su relación con algunos factores ambientales. *Nimbus* 1-2: 5-16.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecol. Manag.* 133(1): 13-22.
- Berg, B., M. P. Davey, A. De Marco, B. Emmett, M. Faituri, S. E. Hobbie, M. B. Johansson, C. Liu, C. McClauherty, L. Norell, F. A. Rutigliano, L. Vesterdal, A. Virzo De S. 2010. Factors influencing limit values for pine needle litter decomposition: a synthesis for boreal and temperate pine forest systems. *Biogeochemistry* 100: 57-73.
- Boyer, C. R. 2007. Revolución y paternalismo ecológico: Miguel Ángel de Quevedo y la política forestal en México, 1926-1940. *Hist. Mexicana* 57(1): 91-138.
- Bradshaw, A. D. 1987. Restoration: An acid test for ecology. *In*: Jordan, W. R., M. E. Gilpin and J. D. Aber (eds). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological.* Cambridge University Press, New York. 433 p.

- Brussaard, L. 1994. Interrelationship between biological activities, soil properties and soil management. *Soil Biol. Biochem.* 15: 235-247.
- Carabias, J, V. Arriaga y V. Cervantes G. 2007. Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 80: 85-100.
- Castro, J. 2014. "Proponen diputados analizar el impacto ambiental de las mineras" en UNAM. Noticias. Noticias Nacionales. 10 de octubre de 2014. (Disponible en línea en http://www.agua.unam.mx/noticias/2014/nacionales/not_nac_octubre10_4.html) (Revisado el 29 de agosto de 2016).
- CDI-PNUD (Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2006. Informe sobre Desarrollo Humano de los Pueblos Indígenas de México 2006 (Versión electrónica base 2000). [En línea] Disponible en http://www.cdi.gob.mx/idh/informe_desarrollo_humano_pueblos_indigenas_mexico_2006.pdf (Revisado el 08 de septiembre de 2016).
- Christiansen, K. 1964. Bionomics of Collembola. *Ann. Rev. Entomol.* 9: 147-178.
- Coleman, D. C. and D. A. Crossley Jr. 2003. *Fundamentals of soil ecology*. Academic Press. Burlington, Massachusetts. 205 p.
- Coleman, D. C., D. A. Crossley Jr. and P. F. Hendrix. 2004. *Fundamentals of soil ecology*. Second Edition. Academic Press, San Diego. 386 p.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2006. *Capital natural y bienestar social*. CONABIO, Tlalpan, México D. F. 71 p.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal) Gerencia Estatal Hidalgo. 2012. Localidad "El Porvenir" del Ejido el Encino, Modelo de restauración de ecosistemas forestales y de participación social. Boletín CONAFOR.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Estudio Regional Forestal Valle del Mezquital Hgo. Asociación de Silvicultores de la Región del valle del Mezquital. (Disponible en línea en http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/9/2941_Estudio%20Regional%20Forestal%201304.pdf) (Revisado el 20 de septiembre de 2014).

- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2016. Reforestación - Fichas Técnicas. [En línea] Disponible en <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/reforestacion/fichas-tecnicas> (Revisado el 20 de septiembre de 2016).
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2007. Regiones Hidrológicas, escala 1:250,000. República Mexicana. Comisión Nacional del Agua. México.
- CONAGUA-SMN (Comisión Nacional del Agua-Servicio Meteorológico Nacional). 2015. Normales climatológicas de la estación 00013151 El Encino (Disponible en línea en http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75) (Revisado el 24 de febrero de 2016).
- Cruz-Leal, J. I., J. G. Palacios-Vargas, M. Montejo-Cruz. 2016. Importancia Nacional e Internacional de la Colección de Collembola (HEXAPODA) de la Facultad de Ciencias, UNAM. *Bol. Soc. Mex. Ento.* 2: 75-80.
- Deharveng, L. 2004. Recent advances in Collembola systematics. *Pedobiologia* 48: 415-433.
- Del Valle A., J. I. 2003. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del Pacífico Sur Colombiano. *Interciencia* 28: 443-449.
- Dezseo, N. and N. Chacón. 2006. Litterfall and nutrient input in undisturbed and adjacent fire disturbed forests of the Gran Sabana, Southern Venezuela. *Interciencia* 31(12): 894-899.
- Díaz-Aguilar, I., S. A. Quideau, H. C. Proctor, B. E. Kishckuk and J. R. Spence. 2013. Influence of stand composition on predatory mite (Mesostigmata) assemblages from the forest floor in western Canadian boreal mixedwood forests. *Forest Ecol. Manag.* 309: 105–114.
- Dickinson, N.M. 2002. Soil degradation and nutrients. *In*: Wong, M. H. and A. D. Bradshaw (eds) *The Restoration and Management of Derelict Land: Modern Approaches*. Hackensack, NJ, World Scientific. pp. 50 -65.
- Djukic I., F. Zehetner, A. Mentler and M. H. Gerzabek. 2010. Microbial community composition and activity in different alpine vegetation zones. *Soil Biol. Biochem.* 42: 155-161.
- DOF (Diario Oficial de la Federación. 21 de febrero de 2005). 2005. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Última reforma publicada DOF 31-10-2014.

(Disponible en línea en http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGDFS_311014.pdf) (Revisado el 13 agosto 2016).

ENAREDD+ (Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques, así como el papel de la gestión sostenible de los bosques y el aumento y conservación de los reservorios forestales de carbono). 2015. [En línea] Disponible en [http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/banner/Documents/ENAREDD+-consulta% 202015.pdf](http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/banner/Documents/ENAREDD+-consulta%202015.pdf) (Revisado el 20 de septiembre de 2016).

Estrada-Venegas, E. G. 2007. Los ácaros del suelo y su influencia en los procesos de descomposición. *In*: Ferrera-Cerrato, R. y A. Alarcón (eds). Microbiología agrícola: hongos, bacterias, micro y macrofauna, control biológico y planta-microorganismo. Trillas. México. pp. 273-293.

Facelli, J. M. and S. T. A. Pickett. 1991. Plant Litter: Its dynamics and effects on plant community structure. *Bot. Rev.* 57(1): 1-32.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: informe principal. Departamento Forestal-FAO. Roma, Italia. [En línea] Disponible en <http://www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf> (Revisado el 05 de septiembre de 2016).

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015: informe principal. Departamento Forestal-FAO. Roma, Italia [En línea] Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i4793s.pdf> (Revisado el 05 de septiembre de 2016).

Finegan, B. 1993. Procesos dinámicos en bosques naturales tropicales. Curso de bases ecológicas para la producción sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 25 p.

García A., A. y A. Bello. 2004. Diversidad de los organismos del suelo y transformaciones de la materia orgánica. Memorias. I Conferencia Internacional Eco-Biología del Suelo y el Compost. León, España. pp. 211-212.

García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Quinta edición. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. México. 250 p.

- González, G., D. J. Lodge, B. A. Richardson and M. J. Richardson. 2014. A canopy trimming experiment in Puerto Rico: the response of litter decomposition and nutrient release to canopy opening and debris deposition in a subtropical wet forest. *Forest Ecol. Manag.* In press.
- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial y L. Ruiz-Montoya. 2005. Diversidad biológica en Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur/COCYTECH/Plaza y Valdés, México D.F. 491 p.
- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz., S. C. Holz, J. M. Rey-Benayas y M. R. Parra-Vázquez. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 80: 11-23.
- Graca, M. A. S., F. Barlocher and M. O. Gessner. 2005. *Methods to Study Litter Decomposition a Practical Guide*. Springer, Netherlands. 329 p.
- Greenpeace. 2010. La deforestación y sus causas. (Disponible en línea en <http://www.greenpeace.org/mexico/es/Campanas/Bosques/La-deforestacion-y-sus-causas/>) (Revisado el 13 agosto 2016).
- Hättenschwiler, S., A. V. Tiunov and S. Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 36: 191-218.
- Hernández, A., B. Langdon y P. Ramírez de A. 2012. Plan de Restauración del Bosque Nativo Arauco. Segunda versión, Gerencia de Desarrollo, Forestal Arauco. Santiago de Chile, Chile. 69 p.
- Higgs E. 1997. ¿Qué es una Buena Restauración Ecológica? *Conserv. Biol.* 11(2): 1-8.
- Hoffmann, A. y G. López-Campos. 2000. Biodiversidad de los ácaros de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 230 p.
- Holl, K. D. and T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecol. Manag.* 261: 1558-1563.
- Hopkin, S. P. 1997. *Biology of the springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press, Oxford. 330 p.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2000. Edafología. Conjunto de datos vectoriales de la Carta Edafológica escala 1:250000. Serie I. Aguascalientes. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2005. Guía para la interpretación de cartografía específica de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250000, serie III. (Disponible en línea en http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/publicaciones/guias-carto/sueloyveg/1_250_III/Suelo_Vegeta.pdf) (Revisado el 18 de noviembre de 2014).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2008. Características edafológicas, fisiográficas, climáticas e hidrográficas de México. (Disponible en línea en http://www.inegi.org.mx/inegi/spc/doc/INTERNET/1-GEOGRAFIADÉMEXICO/MANUAL_CARAC_EDA_FIS_VS_ENERO_29_2008.pdf) (Revisado el 18 de noviembre de 2014).
- IUSS-ISRIC-FAO. 2007. Base referencial mundial del recurso suelo: marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma. 103 p. [En línea] Disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/a0510s/a0510s00.pdf> (Revisado el 16 de noviembre de 2014).
- Janssens, F. and K. A. Christiansen. 2011. Class Collembola Lubbock, 1870. *In*: Zhang, Z.-Q. (ed). Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa* 3148: 192-194. (Disponible en línea en <http://www.mapress.com/zootaxa/2011/f/zt03148p194.pdf>) (Revisado el 05 de junio de 2017).
- Karberg, N. J., N. A. Scott and C. P. Giardina. 2008. Methods for Estimating Litter Decomposition. *In*: Hoover, C. M. (ed). Field measurements for forest carbon monitoring. Springer, New York. pp.103-111.
- Labrador M., J. 2009. Dinámica de la materia orgánica en los agrosistemas. III Jornadas del Grupo de Fertilización de la SECH. Almería. 20 p.
- Lamb, D. and D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN Publications Services Unit, Cambridge. 110 p.

- Lambers, H., F. S. Chapin and T. L. Pons. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer Verlag, New York. 540 p.
- Lavelle, P. and A. V. Spain. 2001. *Soil Ecology*. Springer, Netherlands. 678 p.
- Lindquist, E. E., G. W. Krantz and D. E. Walter. 2009. Order Mesostigmata. *In*: Krantz, G. W. and D. E. Walter (eds). *A manual of Acarology*. Texas Tech University Press, Lubbock, Texas. pp. 124-232.
- Lorenzen, M. 2009. "La deforestación en México" en Reconecta. Ecosistemas. 11 de mayo de 2009. (Disponible en línea en <http://www.reconecta.com/perdiendo-nuestros-arboles/>) (Revisado el 29 de agosto del 2016).
- Machlis, G. 1993. Áreas protegidas en un mundo cambiante: Los aspectos científicos. *In*: Barzetti, V. (ed). *Parques y progreso. Áreas Protegidas y desarrollo económico en América Latina y el Caribe*. IV Congreso Mundial de Parques y Áreas Protegidas, Caracas, Venezuela. pp. 37-53.
- Marín C., M. A., V. Silva D., G. Linares F., A. M. Castagnino y J. A. Ticante R. 2015. La biodiversidad de los hongos ectomicorrízicos y su importancia para la conservación del bosque en la zona poblana del Parque Nacional Malintzi. *In*: Pulido F., G., S. Monks y M. López H. (eds). *Estudios en Biodiversidad, Volumen I*. Zea Books, Lincon, Nebraska. 250 p.
- Martínez G., L. 1991. Las áreas verdes de la Ciudad de México: una perspectiva histórica. *In*: López M. i. (ed.) *El arbolado urbano de la zona metropolitana de la Ciudad de México* UAM-Azcapotzalco, MAB-UNESCO, Instituto de Ecología. pp. 281-357.
- Mclver, J. and L. Starr. 2001. Restoration of degraded lands in the interior of Columbia River basin: passive vs. active approaches. *Forest Ecol. Manag.* 153: 15-28.
- Meli, P. y V. Carrasco-Carbadillo. 2011. *Manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la Selva Lacandona*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad, Tlalpan, México D.F. 62 p.
- Melillo, J. M., J. D. Aber and J. F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63(3): 621-626.
- Millennium Ecosystem Assessment Board. 2003. *Ecosystems and human well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D. C. 245 p.

- Montoya R., F. 2016. La rehabilitación forestal y su efecto sobre la diversidad vegetal y fauna silvestre en El Porvenir, Hidalgo. Tesis de Maestría. Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 109 p.
- Návar-Cháidez, J. J. y E. Jurado-Ybarra. 2009. Productividad foliar y radicular en ecosistemas forestales del noreste de México. *Rev. Mex. Cien. For.* 34(106): 89-106.
- Navarro B., S. y G. Navarro G. 2003. Química agrícola, el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Segunda edición. Mundi-Prensa, Madrid. 487 p.
- Norton, R. A. 1990. Acarina: Oribatida. *In*: Dindal, D. L. (ed). *Soil Biology Guide*. J. Wiley & Sons, New York. pp. 779-803.
- Norton, R. A. 1998. Morphological evidence for the evolutionary origin of Astigmata (Acari: Acariformes). *Exp. Appl. Acarol.* 22: 559-594.
- Norton, R. A. and S. G. Ermilov. 2014. Catalogue and historical overview of juvenile instars of oribatid mites (Acari: Oribatida). *Zootaxa* 3833(1): 001-132.
- Norton, R. A., P. M. Bonamo, J. D. Grierson and W. A. Shear. 1988. Oribatid mite fossils from a terrestrial Devonian deposit near Gilboa, New York. *J. Paleontol.* 62: 259-269.
- Norton, R. A., P. M. Bonamo, J. D. Grierson and W. A. Shear. 1988. Oribatid mite fossils from a terrestrial Devonian deposit near Gilboa, New York. *J. Paleontol.* 62: 259-269.
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica, firmado en la Conferencia de Naciones Unidas de Medio Ambiente y Desarrollo celebrada en Río de Janeiro en 1992. (Disponible en línea en <https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02>) (Revisado el 13 de junio de 2017).
- Orgiazzi, A., R. D. Bardgett, E. Barrios, V. Behan-Pelletier, M. J. I. Briones, J-L. Chotte, G. B. De Deyn, P. Eggleton, N. Fierer, T. Fraser, K. Hedlund, S. Jeffery, N. C. Johnson, A. Jones, E. Kandeler, N. Kaneko, P. Lavelle, P. Lemanceau, L. Miko, L. Montanarella, F. M. S. Moreira, K. S. Ramirez, S. Scheu, B. K. Singh, J. Six, W. H. van der Putten, D. H. Wall (eds). 2016. *Global Soil Biodiversity Atlas*.

- European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 176 p.
- Palacios-Vargas, J. G. 1994. Los ácaros oribátidos de México. *Anales Inst. Biol. Univ. Autón. México, Ser. Zool.* 65(1):19-32.
- Palacios-Vargas, J. G. 2000. Los colémbolos en los ecosistemas mexicanos. *Biodiversitas* 29: 12-15.
- Palacios-Vargas, J. G. 2001. La biodiversidad de los ácaros cavernícolas en México. *In: Vargas, M., O. J. Polaco y G. Zúñiga (eds). Contribuciones Entomológicas. Homenaje de la doctora Isabel Bassols Batalla. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. México.* pp. 105-112.
- Palacios-Vargas, J. G. y B. E. Mejía-Recamier. 2007. Técnicas de colecta, montaje y preservación de microartrópodos edáficos. *Las Presas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM. México.* 74 p.
- Palacios-Vargas, J. G. y G. Castaño M. 2014. Capítulo 14. Los colémbolos (Arthropoda: Hexapoda) como bioindicadores. *In: González Z., C. A., A. Vallarino., J. C. Pérez y A. M. Low-Pfeng (eds.). Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) – El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), México, D.F.* pp. 291-307.
- Palacios-Vargas, J. G. y R. Iglesias. 2004. Oribatei (Acari) *In: Llorente B., J., J. J. Morrone, O. Yáñez O. e I. Vargas F. (eds). Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Volumen IV. Facultad de Ciencias, UNAM, México D.F.* pp. 431-468.
- Palma, R. M., J. Prause, A. V. Fontanive and M. P. Jimenez. 1998. Litter fall and litter decomposition in a forest of the Parque Chaqueño Argentino. *Forest Ecol. Manag.* 106: 205-210.
- Palmer, M. A., D. Falk and J. B. Zedler. 2006. Ecological Theory and Restoration Ecology. *In: Falk, D. A., M. A. Palmer and J. B. Zedler (eds). Foundations of Restoration Ecology. SER/Island Press, Washington, D.C.* pp. 1-10.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A.

- D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045): 988-993.
- Pérez B., R. 2003. Políticas públicas y áreas verdes de la metrópoli mexicana. XI Reunión de historiadores mexicanos, estadounidenses y canadienses. Monterrey, Nuevo León.
- Pérez I., C. 1997. Acari, Oribatei, Gymnonota I. *In*: Ramos S, M. A. (ed). Fauna Ibérica, Vol. 9. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC, Madrid. 374 p.
- Pérez S., M., J. T. Arredondo M., E. Huber S. and J. J. Vargas H. 2009. Production and quality of senesced and green litterfall in a pine–oak forest in central-northwest Mexico. *Forest Ecol. Manag.* 258(7): 1307-1315.
- Pérez, T. M., C. Guzmán C., G. Montiel P., R. Paredes L. y G. Rivas. 2014. Biodiversidad de ácaros en México. *Rev. Mex. Biodivers.* 85: 399-407.
- Perry, D. A., R. Oren and S. C. Hart. 2008. *Forest Ecosystems*. 2nd. Ed. Johns Hopkins University Press. Baltimore. 606 p.
- Plascencia, R. L., A. Castallón B. y A. Raz-Guzmán. 2011. La biodiversidad en México su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias* 101: 36-43.
- Platt Jr., R. B. 2006. Habitat distribution of aquatic oribatid mites (Arthtopoda: Acari) in freshwater environments of Central and Northern New York State. Thesis of Master of Science Degree. College of Environmental Science and Forestry. Syracuse, New York. 114 p.
- Porta C., J., M. López Acevedo R. y R. M. Poch C. 2008. Introducción a la edafología, uso y protección del suelo. Mundi Prensa, España. 451 p.
- Prause, J., G. Arce C. y P. N. Angeloni. 2003. Variación mensual en el aporte de hojas de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina). *Revista de Ciencias Forestales Quebracho.* 10: 39-45.
- Prescott, C. E., L. L. Blevins and C. Staley. 2004. Litter decomposition in British Columbia forests: Controlling factors and influences of forestry activities. *BC Journal of Ecosystems and Management* 5(2): 44-57.
- Preston, C. M., J. A. Trofymow and the Canadian Intersite Decomposition Experiment Working Group. 2000. Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. *Can. J. Bot.* 78(10): 1269-1287.

- Raeb, I., U. Asan y O. Grozeb. 1996. Acumulación de CO₂ en la parte aérea de la biomasa de los bosques de Turquía y Bulgaria, en las últimas décadas. *In: Memorias XII Congreso Forestal Mundial*, Natalia, Turquía. pp. 121-128.
- Rey B., J. M., J. M. Bullock and A. C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front. Ecol. Environ.* 6(6): 329-336.
- Reyes C., S. A., J. Méndez G., J. A. Nájera L. y J. Cerano P. 2013. Producción de hojarasca en un rodal de *Pinus cembroides* Zucc. en Arteaga, Coahuila, México y su Relación con las variables climáticas. *RCHSCFA.* 19(1): 147-155.
- Reyes, J.A., J.P. Gómez, R.O. Muis, R. Zavala, G.A. Ríos y O. Villalobos. 2012. Atlas de Propiedad Social y Servicios Ambientales en México. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Cooperación Técnica Registro Agrario Nacional - Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. México. 157 pp.
- Rocha-Loredo., A. G. y N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 84: 1-12.
- Röderstein, M., D. Hertel and C. Leuschner. 2005. Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. *J. Trop. Ecol.* 21(5): 483-492.
- Rueda S., A., J. D. Benavides S., J. A. Prieto-Ruiz, J. T. Sáenz R., G. Orozco-Gutiérrez y A. Molina C. 2012. Calidad de planta producida en los viveros forestales de Jalisco. *Rev. Mex. Cien. For.* 3(14): 69-82.
- Ruiz-Jaen, M. C. y T. M. Aide. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured?. *Restor. Ecol.* 13(3): 569-577.
- Ruiz-Jaen, M. C. y T. M. Aide. 2006. An Integrated approach for measuring urban forest restoration success. *UFUG* 4: 55-68.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.

- Sala, O. E., R. B. Jackson, H. A. Mooney and R. W. Howarth. 1999. *Methods of ecosystem science*. Springer- Verlag, New York. 421 p.
- Sarukhán, J., J. Carabias, P. Koleff y T. Urquiza-Hass. 2012. *Capital Natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 91 p.
- Schatz, H., V. M. Behan-Pelletier, B. M. OConnor and R. A. Norton. 2011. Suborder Oribatida van der Hammen, 1968. *In*: Zhang, Z. Q. (ed.). *Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa* 3148: 141-148.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2001. Decreto por el que se crea la Comisión Nacional Forestal. *Diario Oficial*, miércoles 4 de abril de 2001. México. (Disponible en línea en <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/ver.aspx? grupo=4&articulo=302>) (Revisado el 20 de octubre de 2016).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. *La Gestión Ambiental en México*. SEMARNAT. México, D.F. 472 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental*. Edición 2012. Tlalpan, México D. F. 361 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. *El medio ambiente en México 2013-2014. Ecosistemas terrestres. Conservación, uso sustentable y recuperación de los ecosistemas terrestres*. [En línea] Disponible en http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/02_ecosistemas/2_5.html (Revisado el 05 de agosto de 2016).
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2002. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona. [En línea] Disponible en http://nau.edu/uploadedFiles/Centers-Institutes/ERI/_Forms/Resources/ser-primer.pdf (Revisado el 15 de agosto de 2016).

- Socarrás, A. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes*. 36(1): 5-13.
- Swift, M. J., O. W. Heal and J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. University of California Press, Berkeley. pp. 66-74.
- Tamnhane, R. V. 1978. *Suelos: Su química y fertilidad en zonas tropicales*. DIANA. México. 483 p.
- Thomas, K. D. and C. E. Prescott. 2000. Nitrogen availability in forest floors of three tree species on the same site: the role of litter quality. *Can. J. For. Res.* 30(11): 1698-1706.
- Torres-Rojo, J. M. and R. Flores-Xolocotzi. 2001. Deforestation and land use change in Mexico. *J. Sustainable For.* 12(1-2): 171-191.
- Trofymow, J. A., T. R. Moore, B. Titus, C. Prescott, I. Morrison, M. Siltanen, S. Smith, J. Fyles, R. Wein, C. Camiré, L. Duschene, L. Kozak, M. Kranabetter and S. Visser. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can. J. For. Res.* 32(5): 789-804.
- UACH (Universidad Autónoma Chapingo). 2010. Informe de evaluación externa de los apoyos de reforestación. Ejercicio fiscal 2009. SEMARNAT-CONAFOR. México. 140 p.
- Varela P., A. 2002. El manejo integral de la microcuenca "El Porvenir", Santiago de Anaya Hidalgo. SEMARNAT.
- Vázquez Y., C., A. I. Batis M., M. I. Alcocer S., M. Gual D. y C. Sánchez D. 2011. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. CONABIO, México D.F. 15 p.
- Ventura R., A. 2016. Reforestación: una estrategia empleada para rehabilitar zonas degradadas en El Porvenir, Hgo. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 121 p.
- Ventura-Ríos, A, F. O. Plascencia-Escalante, P. Hernández de la R., G. Ángeles-Pérez. y A. Aldrete. 2017. ¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México. *Bosque* 38(1): 55-66.
- Wallwork, J. A. 1970. *Ecology of soil animals*. McGraw-Hill. London. 283 p.
- Wallwork, J. A. 1983. Oribatids in forest ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 28: 109-130

- Walter, D. E. and H. C. Proctor. 1999. Mites: ecology, evolution and behaviour. University of NSW Press/CABI Publishing. Sydney/Wallingford. 322 p.
- Wieder, R. K. and G. E. Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63(6): 1636-1642.
- Wong, M. H. and A. D. Bradshaw. 2002. China: progress in the reclamation of degraded land. *In*: Perrow, M. R. and A. J. Davy (eds). Handbook of ecological restoration, Vol. 2 Restoration in practice. Cambridge University Press, Cambridge. 2 pp. 89-98.
- Wood, M. 1989. Soil Biology. Blackie, New York. 154 p.
- Zapata D., C. M., J. A. Ramírez, J. D. León P. y M. I. González H. 2007. Producción de hojarasca fina en bosques altoandinos de Antioquia, Colombia. *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín* 60(1): 3771-3784.
- Zhang, Z. Q. 2011. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. *In*: Zhang, Z. Q. (ed.). Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa* 3148: 99-103.
- Zhang, Z. Q., Q. H. Fan, V. Pesic, H. Smit, A. V. Bochkov, A. A. Khaustov, A. Baker, A. Wohltmann, T. Wen, J. W. Amrine, P. Beron, J. Lin, G. Gabrys y R. Husband. 2011. Order Trombidiformes Reuter, 1909. *In*: Zhang, Z. Q. (ed). Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa* 3148: 129-138.

CAPÍTULO II. PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y TASAS DE DESCOMPOSICIÓN DE ACÍCULAS EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO.

2.1. RESUMEN

En los sistemas forestales, la caída de hojarasca es la fuente principal de materia orgánica y su descomposición permite el reciclaje de nutrientes en el ecosistema. El estudio de estos procesos es de vital importancia para conocer cómo las acciones de rehabilitación de ecosistemas degradados influyen sobre estos procesos. Dentro de las 300 ha que comprende la zona reforestada de El Porvenir, estado de Hidalgo. Se seleccionaron cuatro diferentes condiciones; tres corresponden a áreas con diferentes edades de reforestación, 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y la cuarta es un sitio de referencia (SR) en una zona con remanentes de vegetación natural. Para cada condición se seleccionaron al azar 10 puntos de muestreo en los que se colocaron trampas de hojarasca, mediante las cuales se registró su producción mensual durante un año. En 4 de estos sitios se colocaron bolsas de descomposición con las que se estimó la tasa de descomposición por un periodo de 12 meses. La edad de la plantación tuvo un efecto positivo en la producción de hojarasca. La mayor producción se registró en R14 ($0.3099 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) mientras que la menor fue para R5 ($0.0436 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Las tasas de descomposición más alta y más baja corresponden a SR ($k= 0.676$) y R14 ($k= 0.229$). El mayor porcentaje promedio de apertura del dosel se registró para R5 (87.05%) y el menor en R14 (35.8%). Al final del periodo de incubación la concentración más alta de carbono orgánico se presentó en R12 y la menor en R5. Con respecto a N, el mayor contenido correspondió a R14 y el menor a R12.

Palabras clave: Edad de la reforestación, rehabilitación, sitio de referencia, bolsas de descomposición.

CHAPTER II. LEAF LITTER PRODUCTION AND DECOMPOSITION RATES OF NEEDLES IN AREAS UNDER REHABILITATION IN EL PORVENIR, HIDALGO.

ABSTRACT

In terrestrial systems, the leaf litter from trees is the main source of entry of organic matter and its decomposition allows the recycling of nutrients in the ecosystem. The study of these processes in under rehabilitation is of vital importance to determine how such actions are influencing the recovering of them. Within the 300 has that comprises the area reforested in El Porvenir, Hidalgo State. We selected four different conditions; three correspond to areas with different reforestation ages. 5, 12 and 14 year old (R5, R12 and R14) and the fourth is a reference site (SR), in an area with remnants of natural vegetation. For each condition 10 sampling points were selected in which litter traps were placed to quantify the litter production during one years. In 4 sampling points we were placed bags (litterbags) of decomposition to measure the rate of decomposition for a 12 months period. The reforestation age showed a positive effect of litter production. The largest litter production was recorded in R14 ($0.3099 \text{ kg m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) while the lowest was for R5 ($0.0436 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). The highest average canopy opening percentage was recorded for R5 (87.05%) and the lowest for R14 (35.8%). At the end of the incubation period the highest concentration of organic carbon was present in R12 and the lowest concentration in R5. With respect to N, the highest content corresponded to R14 and the lowest to R12.

Keywords: Reforestation age, rehabilitation, reference site, litter bags.

2.2. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres albergan y proporcionan un sinnúmero de bienes y servicios ambientales para el mantenimiento de la vida como la conocemos, además de ser indispensables para la supervivencia y el bienestar social (Sarukhán *et al.* 2012). Muchos de estos bienes y servicios se pierden a causa de diversas actividades antropogénicas de aprovechamiento y extracción a lo largo de los años, donde la pérdida de la cubierta vegetal trae consigo la erosión del suelo en detrimento de estos bienes y servicios. En la zona de El Porvenir, en el estado de Hidalgo se establecieron diversas reforestaciones con la finalidad de recuperar ecosistemas degradados en el área, situación originada por los factores mencionados anteriormente. Después de aproximadamente 14 años, el establecimiento de estas reforestaciones se ha catalogado como exitoso, ello basado únicamente en el porcentaje de supervivencia de árboles plantados (90%). Sin embargo, para evaluar el éxito o la trayectoria de cualquier trabajo de restauración la supervivencia no es el único atributo que debe ser evaluado, existen otros más tales como la estructura de la vegetación, diversidad de especies y los procesos del ecosistema.

Dentro de los procesos del ecosistema la producción y descomposición de hojarasca son claves para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. El flujo de nutrimentos en un ecosistema está determinado por los procesos de producción de hojarasca y su subsecuente descomposición, este último considerado uno de los procesos más importantes porque significa el aporte de nutrimentos al suelo (Aber y Melillo, 1991), mismo que se ve afectado por la destrucción de los ecosistemas naturales afectando a su vez el ciclo de nutrientes (Álvarez-Sánchez, 2001). En los sistemas terrestres, la hojarasca proveniente de los árboles es la vía principal de entrada de materia orgánica, entendida como todos los materiales que se encuentran en el suelo que son parte, o han formado parte de los organismos vivos y por lo tanto la fuente más importante del retorno de los nutrientes al suelo (Álvarez, 2005; Karberg *et al.* 2008; Chenu *et al.* 2015); mientras que la transformación de todos esos materiales, a través de una serie de procesos físico-químicos hasta reducirlos a sus constituyentes químicos elementales, es la descomposición (MacLean y Wein, 1978; Aerts, 1997). Las tasas de descomposición de

la hojarasca son controlados por tres factores principales: la temperatura, la humedad y la calidad de la hojarasca (Karberg *et al.* 2008).

Asimismo, la cantidad y naturaleza de la hojarasca tienen una importante relación con la formación del suelo y el mantenimiento de su fertilidad, de ahí que tanto la cuantificación de su producción como su composición sean importantes para comprender los ciclos de elementos en los bosques (Rai y Proctor, 1986; Couteaux *et al.* 1995; Facelli y Pickett, 1991). Por tanto, el estudio de estos procesos en ecosistemas en vías de recuperación es de vital importancia para conocer cómo es que las acciones emprendidas están influyendo en ellos (Lusk *et al.* 2001; Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial 2009; Castellanos-Barliza y León 2010; García-Velásquez *et al.* 2010; Riviera *et al.* 2013; Gaspar-Santos *et al.* 2015).

Es por ello que el objetivo de este capítulo es comparar el efecto de diferentes años de reforestación con *Pinus greggii* y un sitio de referencia de *Pinus cembroides*, sobre la producción de hojarasca y su posterior descomposición.

2.3. OBJETIVOS

- ✓ Cuantificar la producción anual de hojarasca, en tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades y un bosque de referencia con *Pinus cembroides*, para determinar la aportación de cada sistema.
- ✓ Determinar la tasa de descomposición anual (k) de acículas en tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades y un bosque de referencia con *Pinus cembroides*.

2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1. Área de estudio

La zona de estudio se ubica en la comunidad de “El Porvenir” en la parte central del municipio de Santiago de Anaya, Estado de Hidalgo (Figura 2.1), inmerso en la Sierra Madre Oriental, cerca de los límites con el Eje Neovolcánico, a una altitud que oscila entre 1800 y 2300 m, entre las coordenadas geográficas extremas 20° 29' 24” y 20° 24' 36” latitud norte y los 98° 59' 24” y 98° 52' 12” longitud oeste. El clima que predomina en la zona es templado semiseco con lluvias en verano, la temperatura media anual de 15.3 °C y precipitación promedio anual de 555.6 mm (SAGARPA, 2001; CONAGUA-SMN, 2015). Los tipos de suelo que predominan en el área de estudio son leptosol, cambisol y phaozem (IUSS-ISRIC-FAO, 2007).

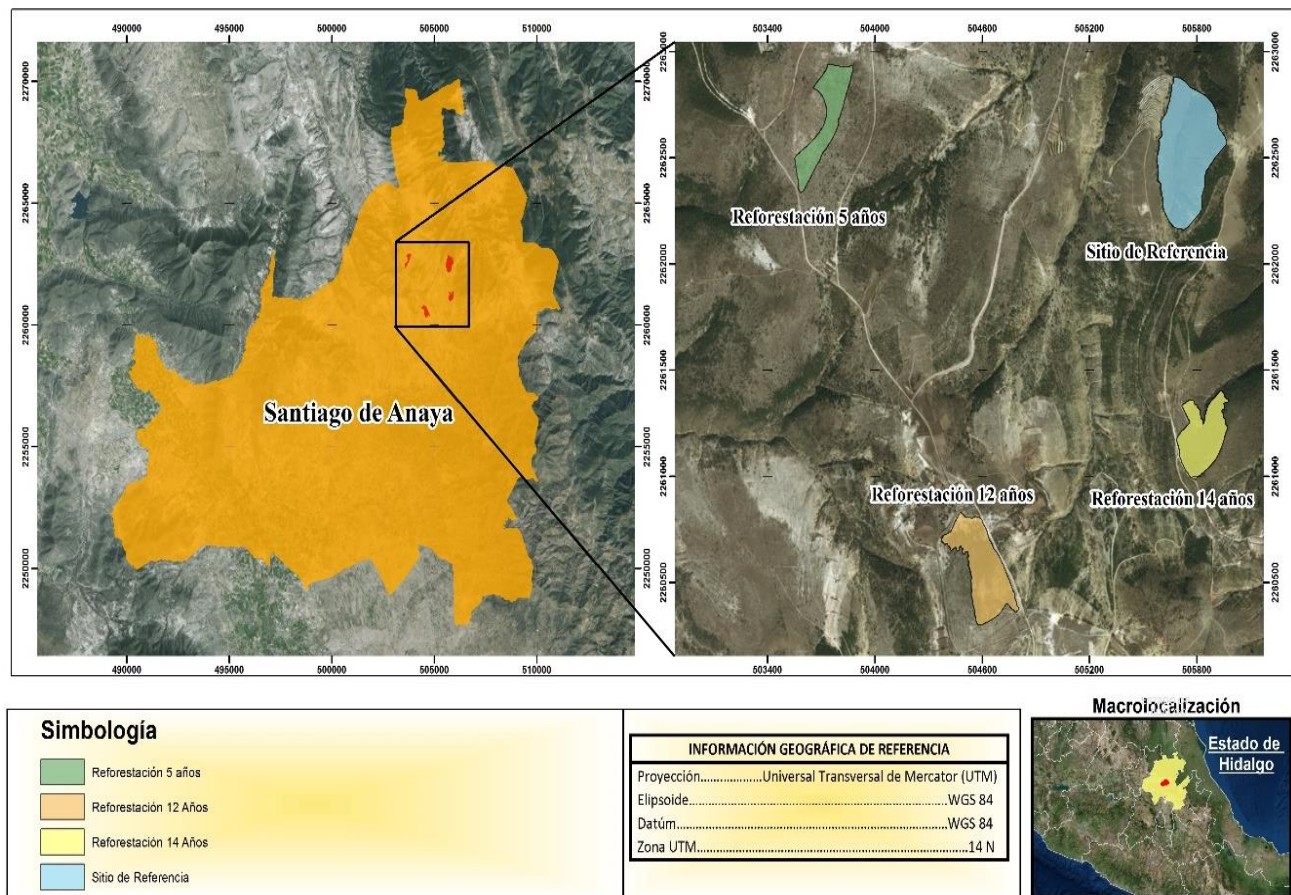


Figura 2. 1. Distribución de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

2.4.2. Establecimiento de los sitios de muestreo

Dentro de las aproximadamente 300 ha reforestadas en la zona de El Porvenir, se eligieron tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades: 5, 12 y 14 años, que pertenecen a la UMAFOR 13040 (CONAFOR, 2010), las mismas donde se llevaron a cabo los estudios de estructura y diversidad del sotobosque (Ventura, 2016; Ventura-Ríos *et al.* 2017) y fauna silvestre (Montoya, 2016). Además, se identificó un sitio de referencia en un área aledaña a las reforestaciones, la cual presenta remanentes de vegetación natural dominada por *Pinus cembroides* en asociación con *Juniperus flaccida* (Figura 2.2). Algunas de las características de las distintas condiciones se presentan en el Cuadro 2.1.

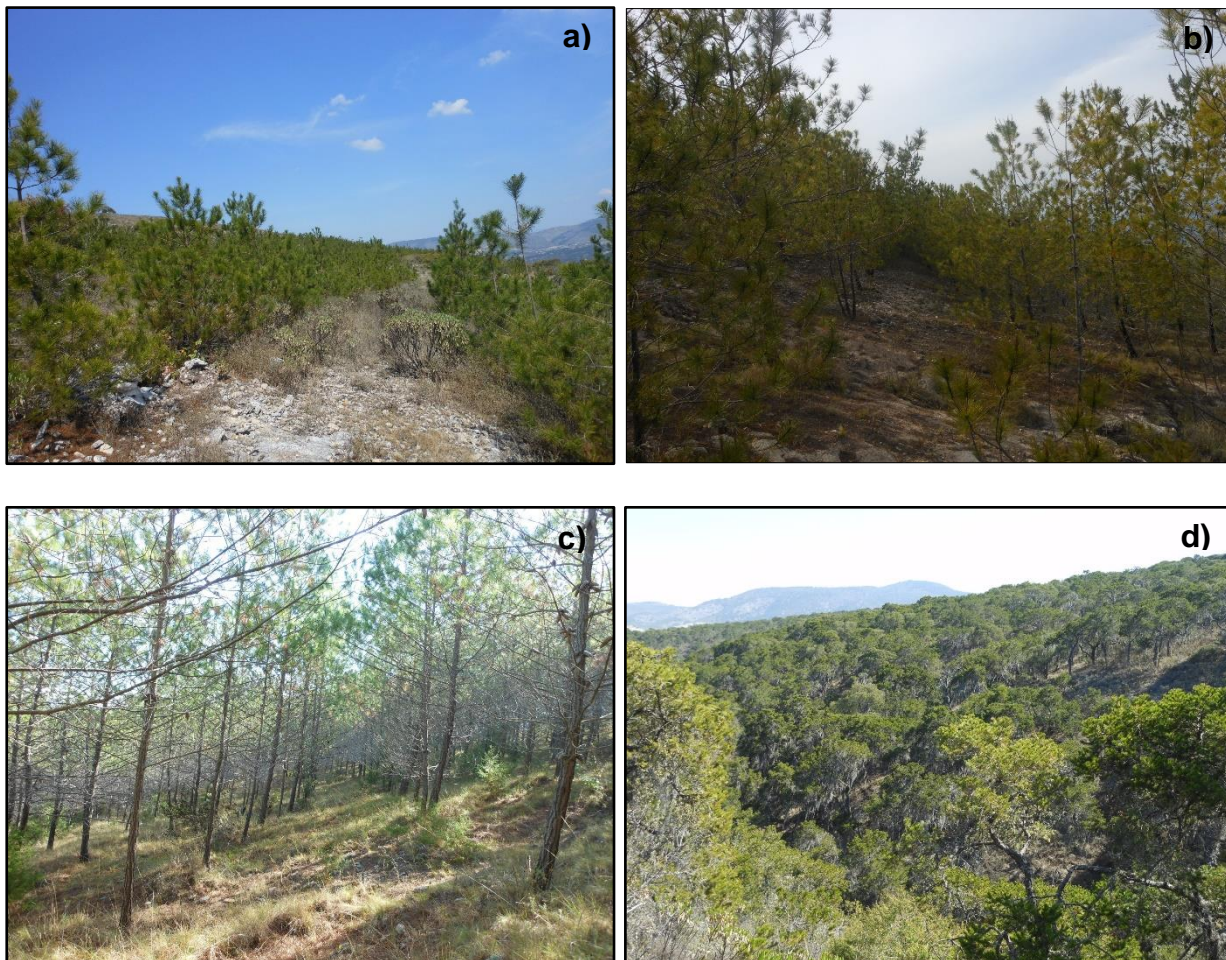


Figura 2. 2. Condiciones seleccionadas en El Porvenir, Hidalgo: reforestaciones con *Pinus greggii* (R5, R12 y R14) y sitio de referencia con *Pinus cembroides* (SR).

Cuadro 2. 1. Caracterización de las tres reforestaciones y el sitio de referencia donde se evaluaron: producción de hojarasca y descomposición de acículas, en El Porvenir, Hidalgo (Montoya 2016).

Condición	Densidad (No. árboles ha ⁻¹)	Altura promedio (m)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Diámetro normal promedio (cm)
R5	1106	2.94	0.91	3.24
R12	563	7.87	8.67	14.01
R14	1462	9.95	21.24	13.6
SR	722	4.09	6.51	10.72

Mediante un recorrido de campo y la toma de coordenadas geográficas a través de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) marca Garmin modelo GPSmap 62s, se delimitaron las superficies de los polígonos correspondientes a las 3 reforestaciones y el sitio de referencia. Para la reforestación de 5 años (R5) la superficie es de 6.64 ha aproximadamente, para las de 12 (R12) y 14 años (R14), son de 9.97 y 7.25 ha respectivamente. La superficie delimitada en el caso del sitio de referencia (SR) es de 17.59 ha. En cada una de las cuatro condiciones, se establecieron 10 puntos de muestreo ubicados en las superficies de manera aleatoria (Figura 2.3), en los que se medieron posteriormente la producción de hojarasca y descomposición de acículas. La aleatorización se realizó en el Sistema de Información Geográfica (SIG) elaborado en el software ArcGIS 10 (ESRI, 2011) con ayuda de la herramienta random points.

Las variables ambientales precipitación, temperatura y granizo fueron obtenidas de las normales climatológicas de la estación meteorológica 00013151 “El Encino”, la cual se encuentra en El Porvenir a una altitud de 2,092 m.s.n.m. y cuenta con datos que van de 1951 al 2010 (CONAGUA-SMN, 2015).

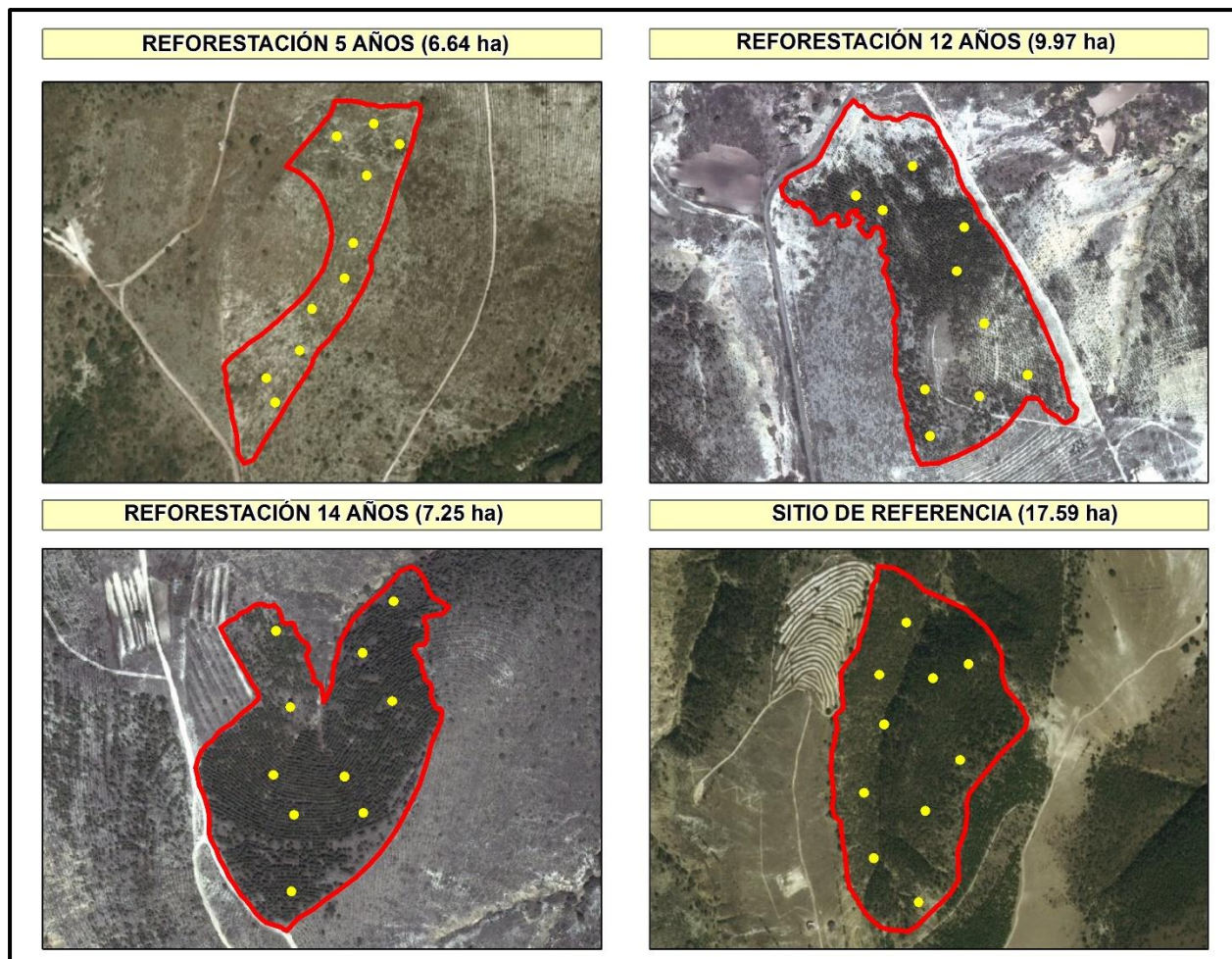


Figura 2. 3. Ubicación de las trampas de hojarasca en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

2.4.3. Producción de hojarasca

Para la estimación de hojarasca que ingresó a los sitios de estudio, se utilizaron colectores de forma circular para interceptar la caída de ésta (Figura 2.4). Los colectores se construyeron con tubos de PVC hidráulico de media pulgada, poliducto de media pulgada y tela de tull; con un área de colecta de 0.5 m² (80 cm de diámetro). Se colocaron 10 de estas trampas de hojarasca distribuidas al azar en cada reforestación y en el SR instalándose un total de 40 trampas, debido a la diferencia de alturas de los árboles y a fin de evitar la acumulación de agua (Zapata *et al.* 2007), las trampas se colocaron a 1 m sobre el nivel del suelo. El material interceptado se colectó cada 30 días (González *et al.*

2008) los días 22 de cada mes durante un periodo de un año a partir de febrero del 2015 y hasta enero del 2016. El material colectado se almacenó en bolsas de papel debidamente identificadas para su transporte y posterior manejo (Gutiérrez *et al.* 2012).



Figura 2. 4. Trampa de hojarasca

En gabinete, el material colectado se separó en sus diversos componentes: acículas, ramillas, corteza, heno, vegetación asociada, yemas, táscate, estructuras reproductivas y misceláneos (aquí se incluyeron componentes de difícil identificación) para estimar la contribución relativa de las distintas fracciones de la hojarasca (Quinto *et al.* 2007). Cada uno de los componentes se secó en el laboratorio del Postgrado en Ciencias Forestales del Colegio de Postgraduados en una estufa de circulación forzada (marca Shel Lab) a 70° C hasta obtener peso constante (aproximadamente a las 48 h) (Prause *et al.* 2003). Posteriormente los componentes se pesaron en una balanza digital Ohaus® con 0.01 g

de precisión y fueron registrados para calcular la tasa de caída por componente en $\text{g m}^{-2} \text{mes}^{-1}$.

2.4.3.1. Análisis estadístico

Para la determinación de las diferencias estadísticas en la producción de hojarasca total entre SR, R5, R12 y R14 y debido a la distribución de los datos (no presentan una distribución normal) se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (KW) con un 95% de confiabilidad (Kruskal y Wallis, 1952), bajo la hipótesis de que la producción de hojarasca no es diferente entre condiciones. Si la prueba mostró diferencias estadísticas significativas, para conocer qué condiciones difieren entre sí, se procedió a realizar un análisis *post hoc* con la prueba Nemenyi para comparaciones múltiples con el método de Tukey-Kramer al 95 % de confiabilidad. También se realizaron análisis de correlación de Pearson para comprobar las posibles relaciones entre la producción de hojarasca y variables climatológicas precipitación, temperatura media, temperatura máxima y temperatura mínima. Los análisis estadísticos se realizaron con el software R versión 3.2.5 (R Core Team, 2016).

2.4.4. Tasa de descomposición de acículas

Para calcular la tasa de descomposición de las acículas, en las diferentes condiciones, se utilizó el método de bolsas de descomposición (Coleman y Crossley Jr., 2003; Graca *et al.* 2005), elaboradas de malla sombra con una medida de 30 x 30 cm con una abertura de malla de 2 mm cuyos bordes se cocieron con bies de poliéster para dar rigidez y se cerraron para evitar pérdidas (Figura 2.6).

En los mismos 10 sitios en donde se colocaron trampas de hojarasca, se establecieron de manera aleatoria cuatro lotes de descomposición, dando un total de 16 lotes (Figura 2.5).

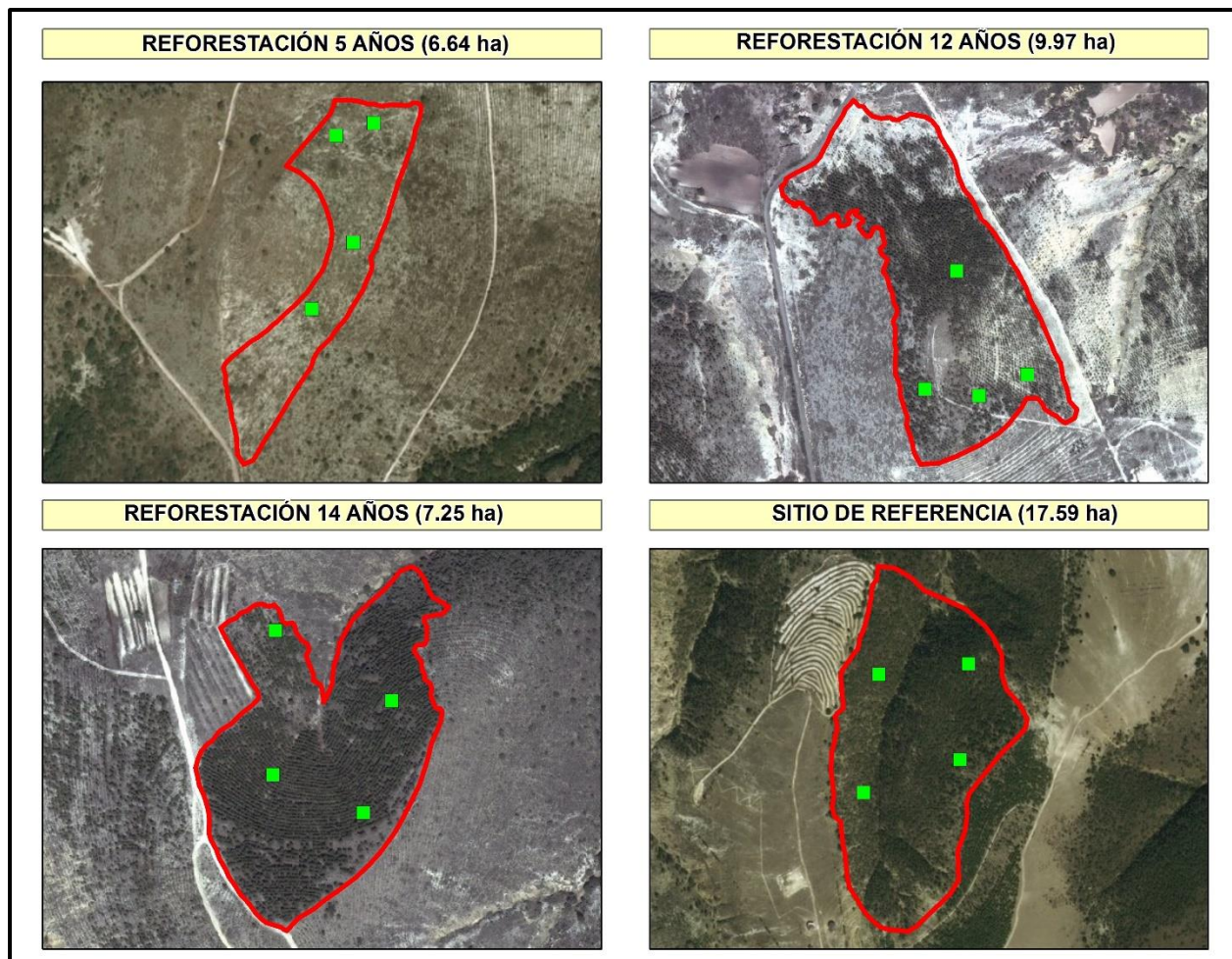


Figura 2. 5. Ubicación de los lotes de descomposición en cuatro de los diez sitios de muestreo de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Las bolsas de descomposición se llenaron con 10 g de muestras compuestas de acículas recién caídas (Hirobe *et al.* 2004; Martínez, 2014) que fueron previamente colectadas de cada sitio de SR, R5, R12 y R14, de la capa superficial depositada en el piso forestal durante el mes de enero del 2016 y secadas a temperatura ambiente para homogeneizar su contenido de humedad (Martínez, 2014). Los lotes de descomposición se colocaron el 22 de enero del 2016 y se orientaron al Norte de las trampas de hojarasca en un arreglo de tres por cuatro (Figura 2.6), seis bolsas llenas y seis vacías (para evaluar el error por acarreo de material al interior de las bolsas) colocadas al azar y fijadas al suelo con clavos para evitar su movimiento. A los 30, 90, 150, 210, 270 y hasta 365 días, las bolsas de descomposición se retiraron de manera aleatoria (una bolsa llena y una vacía) de cada lote de descomposición y colocadas en bolsas de papel debidamente identificadas.



Figura 2. 6. Bolsas de descomposición.

Las muestras colectadas después de su incubación en campo fueron llevadas al laboratorio del Postgrado en Ciencias Forestales del Colegio de Postgraduados. Se secaron en una estufa de circulación forzada (marca Shell Lab) a 70° C hasta obtener peso constante (aproximadamente a las 72 h) para obtener el peso seco residual de cada muestra. Los pesos se obtuvieron en una balanza digital Ohaus® con 0.01 g de precisión. La pérdida de peso de la hojarasca de las bolsas de descomposición se determinó para todas las muestras en cada periodo. A partir de esos valores se estimaron las tasas de descomposición k mediante el modelo de decaimiento exponencial simple negativo (Olson, 1963) cuya fórmula es:

$$k = - \left[\ln \left(\frac{X_t}{X_0} \right) \right] / t$$

Donde X_0 y X_t , corresponden al peso seco de las acículas al inicio del experimento y en un tiempo determinado, respectivamente; t es el tiempo transcurrido en días.

Los valores de k se obtuvieron a través de una regresión para cada condición mediante un algoritmo elaborado en el software “R” versión 3.2.5 (R Core Team, 2016). Estos correspondieron a tasas de descomposición diarias por lo que se transformaron en valores anuales (k diaria multiplicada por 365). Una vez obtenidos las tasas de descomposición para cada condición, se calculó el tiempo necesario para la descomposición del 50% (vida media) y 99% de las acículas, así como el tiempo de residencia mediante las siguientes ecuaciones (Olson 1963):

$$T_{0.5} = \frac{0.6931}{k} \qquad T_{0.95} = \frac{3}{k} \qquad T_{0.99} = \frac{5}{k}$$

2.4.5. Análisis de la composición de las acículas

Antes del establecimiento de los lotes de descomposición, a las muestras de acículas se les determinó el contenido de C, N, celulosa, hemicelulosa y lignina para conocer los contenidos iniciales (en el tiempo 0), lo mismo se llevó a cabo para cada uno de los diferentes tiempos de incubación en campo (30, 90, 150, 210, 270 y 365 días).

Para efectuar los diferentes análisis, para cada fecha de colecta se realizaron muestras compuestas (las cuatro bolsas colectadas por condición se mezclaron), debido a que la cantidad de material no era suficiente para obtener 10 g por condición y para cada periodo de incubación. Dichas muestras se pulverizaron en un molino marca Pulvex modelo 100 mini, en el Laboratorio del Postgrado en Ciencias Forestales (Figura 2.7).

El carbono se analizó en el Laboratorio Central Universitario de la Universidad Autónoma Chapingo, para lo cual se requirieron 10 g de cada muestra. El método para determinar

carbono orgánico fue Walkley & Black, mientras que para nitrógeno se hizo el digestado con mezcla diácida y determinado por arrastre de vapor Kjeldahl (Matissek *et al.* 1998).

La celulosa, hemicelulosa y lignina (10 g por muestra por periodo evaluado) se analizaron en el Laboratorio de Nutrición Animal del Postgrado en Ganadería del Colegio de Postgraduados, con Tecnología ANKOM a través del método FDN, que determina la Fibra Detergente Neutra, que es el residuo fibroso (predominantemente hemicelulosa, celulosa y lignina) que queda después de disolver con detergente neutro los compuestos presentes en el contenido celular junto con sustancias de la pared celular de fácil digestión en una solución detergente (ANKOM, 2017).

Paralelamente se tomaron fotografías hemisféricas con una cámara NIKON COLPIX® y una lente Fisheye Converter FC-E8 en los sitios de muestreo de cada condición donde se ubicaron los lotes de descomposición. La cámara se colocó a 1 m sobre el suelo (Figura 2.8). Todas las fotografías fueron tomadas bajo condiciones adecuadas de luminosidad, es decir, ninguna de ellas reflejando el sol, ni con poca luz. Las fotografías fueron procesadas en el software Hemisfer 2.13 (WSL 2016), para determinar la apertura del dosel.



Figura 2. 7. Molido de acículas para análisis de C, N, celulosa, hemicelulosa y lignina.



Figura 2. 8. Nivelación de cámara para toma de fotografías hemisféricas.

2.4.5.1. Análisis estadístico

Debido a que los datos no presentaron una distribución normal, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (KW) con un 95% de confiabilidad (Kruskal y Wallis, 1952), bajo la hipótesis de que no hay diferencias estadísticas entre condiciones para la producción de hojarasca y la tasa de descomposición. Si la prueba mostró diferencias estadísticas significativas, se procedió a realizar un análisis *post hoc* con la prueba Nemenyi para comparaciones múltiples con el método de Tukey-Kramer al 95 % de confiabilidad. Los análisis estadísticos se hicieron en el software R versión 3.2.5 (R Core Team, 2016).

2.5. RESULTADOS

2.5.1. Producción de hojarasca

La producción de hojarasca en las cuatro condiciones analizadas presentó variaciones temporales y espaciales. La producción más alta se presentó en la reforestación de mayor edad (R14) con $0.3099 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, seguida de R12 donde se estimaron $0.199 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, para SR fue de $0.177 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y por último $0.0436 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en la reforestación de menor edad (R5) (Figuras 2.9 y 2.10).

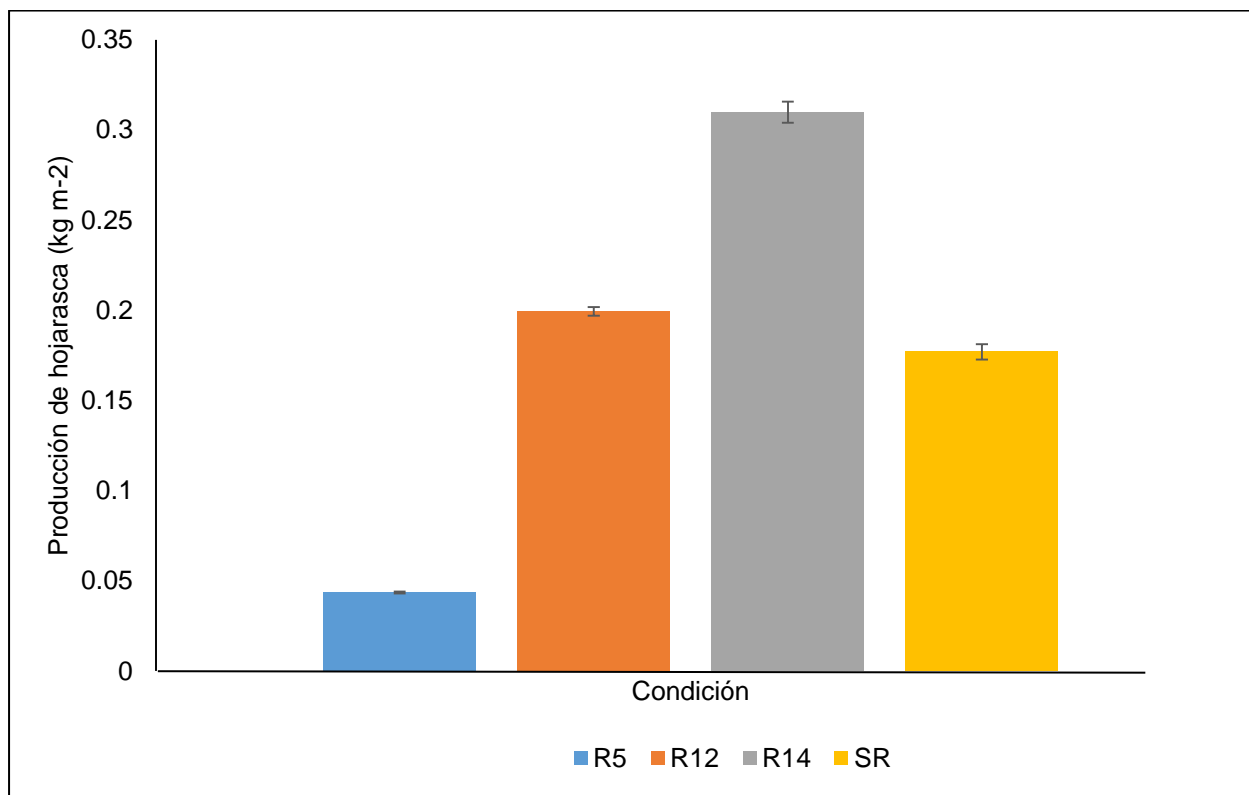


Figura 2. 9. Producción anual de hojarasca en las cuatro condiciones de estudio, 3 reforestaciones de diferente edad (R5, R12 y R14 años) y un sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

El análisis de Kruskal-Wallis (Figura 2.10) mostró diferencias estadísticas significativas de producción de hojarasca entre R5, R12, R14 y SR ($X^2=21.171$, $p \leq 0.000097$). La prueba de Tukey y Kramer (Nemenyi) mostró que existen diferencias estadísticas

significativas de producción de hojarasca entre R5 y R12 ($p \leq 0.023$) y entre R5 y R14 ($p \leq 0.00003$). Aun cuando la reforestación de menor edad muestra un 49 % mayor densidad arbórea que R12, presentó 63% menor altura, 89% menor área basal y 77% menos de diámetro normal, respectivamente. En cuanto a R5 respecto de R14, la densidad arbórea es 24% mayor en la reforestación más vieja, la altura un 70% mayor también, 96% más de área basal y 76% mayor diámetro normal (Cuadro 2.1, Montoya 2016).

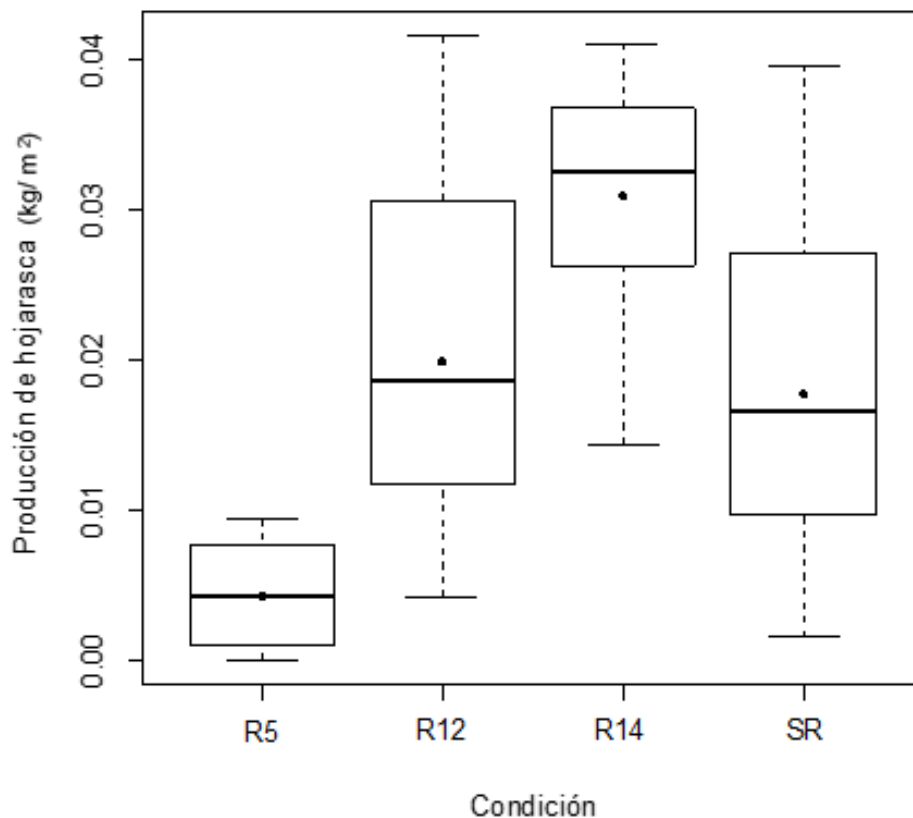


Figura 2. 10. Producción anual de hojarasca en las reforestaciones de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

En cuanto a la proporción de cada componente de la hojarasca, las acículas representaron el mayor porcentaje para todas las condiciones. En las reforestaciones R5, R12 y R14, las acículas tienen una mayor representatividad que en SR (37%), constituyendo un 90.8%, 92.2% y 87.89% para R5, R12 y R14, respectivamente (Figura 2.11).

En la reforestación más joven (R5) de El Porvenir, después de las acículas, la hojarasca estuvo constituida principalmente por restos vegetales de especies diferentes a *Pinus greggii* a los que se denominó vegetación asociada (la mayor producción de las cuatro condiciones) y misceláneos, con 3.4% y 3%, respectivamente. En cuanto a producción de estructuras reproductivas, aunque la hubo, fue la menor de todas las condiciones (1.2%) al igual que la de ramillas que incluso tuvieron menos representatividad (0.5%). Los demás componentes, yemas, corteza, táscate y heno, en ese orden, constituyeron solo el 1%.

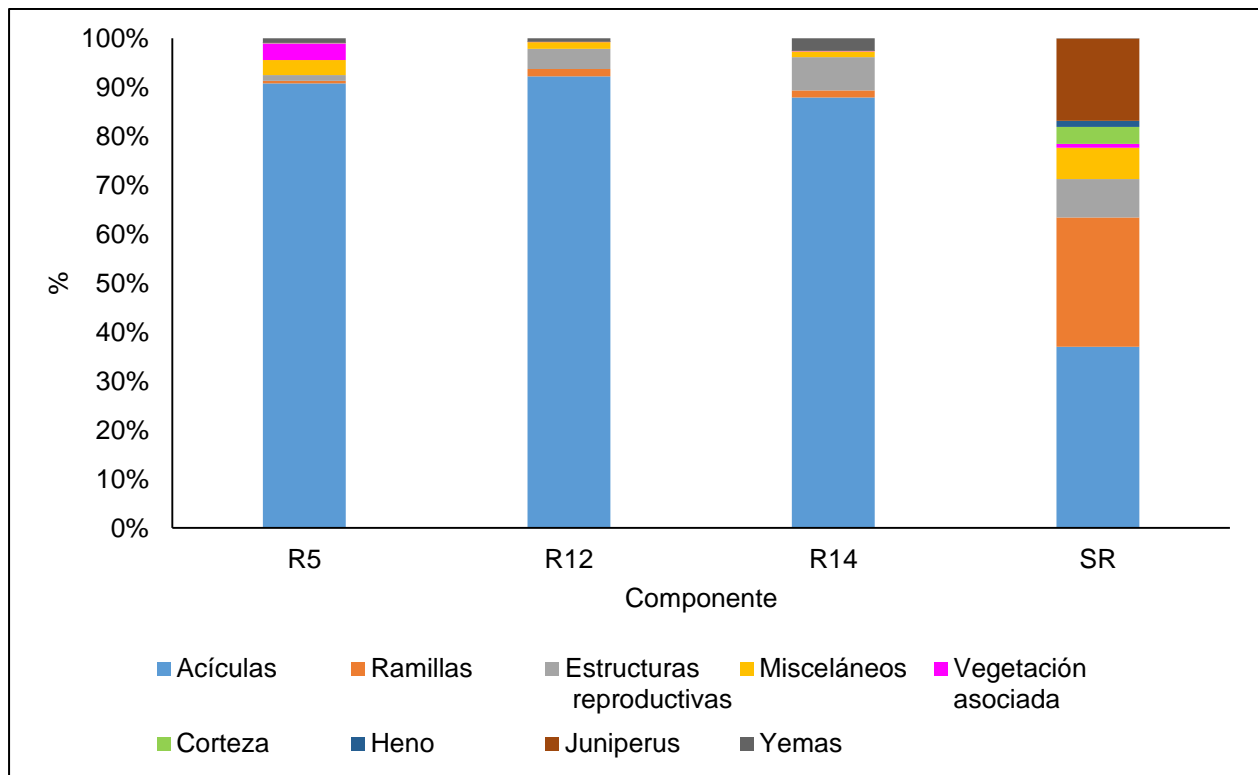


Figura 2. 11. Porcentaje de aporte por componente al total de la hojarasca colectada en cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.

De las cuatro condiciones, en R12 se presentó la mayor producción de acículas. Las estructuras reproductivas y ramillas constituyeron el 4.1% y 1.5%, respectivamente, mientras que hubo menos del 1% de cada componente restante de la hojarasca aquí colectada. Por su parte, R14 presentó un comportamiento muy similar al de R12, aunque en este caso hubo una mayor producción de yemas (2.6%) debido a la edad de la reforestación.

En cuanto a la producción total anual de hojarasca en SR, el segundo componente más importante fueron las ramillas con un 26.4%, seguidas de táscate (16.8%); posteriormente estructuras reproductivas, misceláneos, corteza y heno, representados por 7.8%, 6.4%, 3.4% y 1.2%, respectivamente. El resto de los componentes (vegetación asociada y yemas), constituidos por menos del 1 % cada uno. La mayor producción de ramillas, estructuras reproductivas, misceláneos, corteza, heno y táscate, se registraron en esta condición (Figura 2.11).

Se observó una variación temporal en la producción mensual de hojarasca entre las condiciones analizadas. La menor variación mensual se presentó en R5, como se acotó anteriormente fue la condición que presentó la menor producción de hojarasca de todas las condiciones. Entre los meses de mayor (junio) y menor (diciembre) producción de hojarasca, la diferencia entre estas dos fechas fue mínima para R5 (siendo esta de 0.0056 kg m⁻²). En el resto de las reforestaciones R12, R14 y el SR, la mayor y menor producción de hojarasca se observó en los meses de abril y diciembre, donde para R12 esta diferencia fue de 0.027 kg m⁻²; en R14 la diferencia fue mayor que en R12 con 0.058 kg m⁻², mientras que para SR esta fue de 0.052 kg m⁻², similar a R14 (abril y diciembre). Como se puede apreciar, en el mes de abril se presentaron picos de producción en SR, R14 y R12 lo que se debió en parte a una fuerte granizada ocurrida el día 26 de mayo, 4 días después de la colecta correspondiente al mes de mayo (Figura 2.12).

De acuerdo con el análisis de correlación Pearson, existe correlación significativa en sentido positivo entre las variables climatológicas temperatura media, temperatura máxima, temperatura mínima (Figura 2.13 a) y precipitación (Figura 2.13 b) con la producción mensual de hojarasca con la producción de hojarasca mensual, al menos en *Pinus greggii*. De manera particular para el caso de R5, esta correlación se presenta con todas las variables evaluadas (Cuadro 2.2); mientras que tanto R12 como R14 presentan correlación significativa solamente entre la temperatura media y máxima con la caída de hojarasca. Por su parte el sitio de referencia (SR) no presenta correlación significativa alguna con las variables ambientales consideradas.

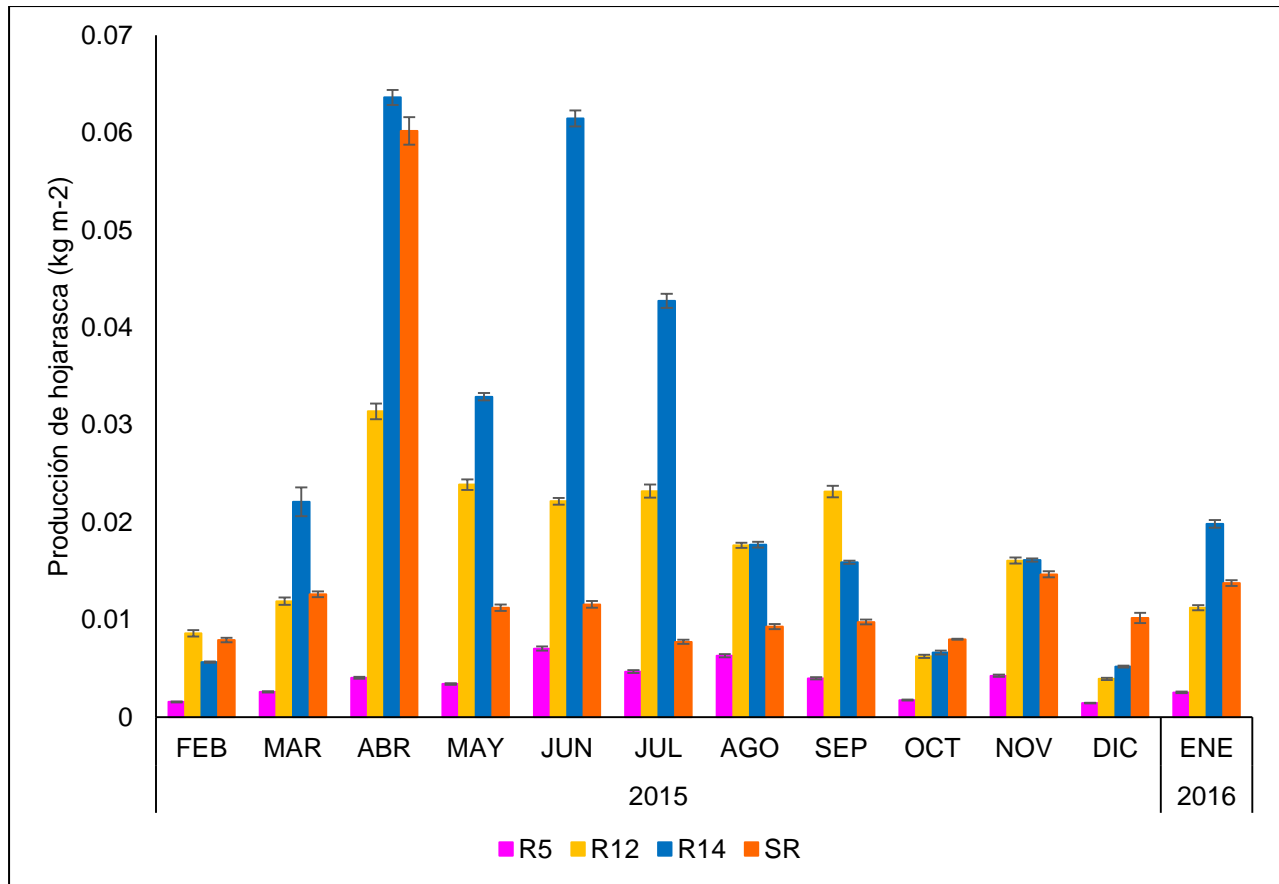


Figura 2. 12. Producción de hojarasca mensual en cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.

Cuadro 2. 2. Análisis de correlación entre la producción de hojarasca, en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo, con la precipitación mensual (ppt), temperatura media (Tmedia), temperatura máxima (Tmáxima) y temperatura mínima (Tmínima).

Condición	ppt (mm)		Tmedia (°C)		Tmáxima (°C)		Tmínima (°C)	
	r	p	r	p	r	p	r	p
R5	0.66	0.0204*	0.59	0.0424*	0.62	0.0312*	0.66	0.0196*
R12	0.43	0.1599	0.81	0.0016*	0.77	0.0034*	0.46	0.1299
R14	0.27	0.4031	0.75	0.0051*	0.83	0.0009*	0.31	0.3338
SR	-0.27	0.3986	0.33	0.2883	0.25	0.4264	-0.19	0.5553

r=coeficiente de correlación de Pearson, p=probabilidad ($\alpha=0.05$). El asterisco (*) indica correlación significativa

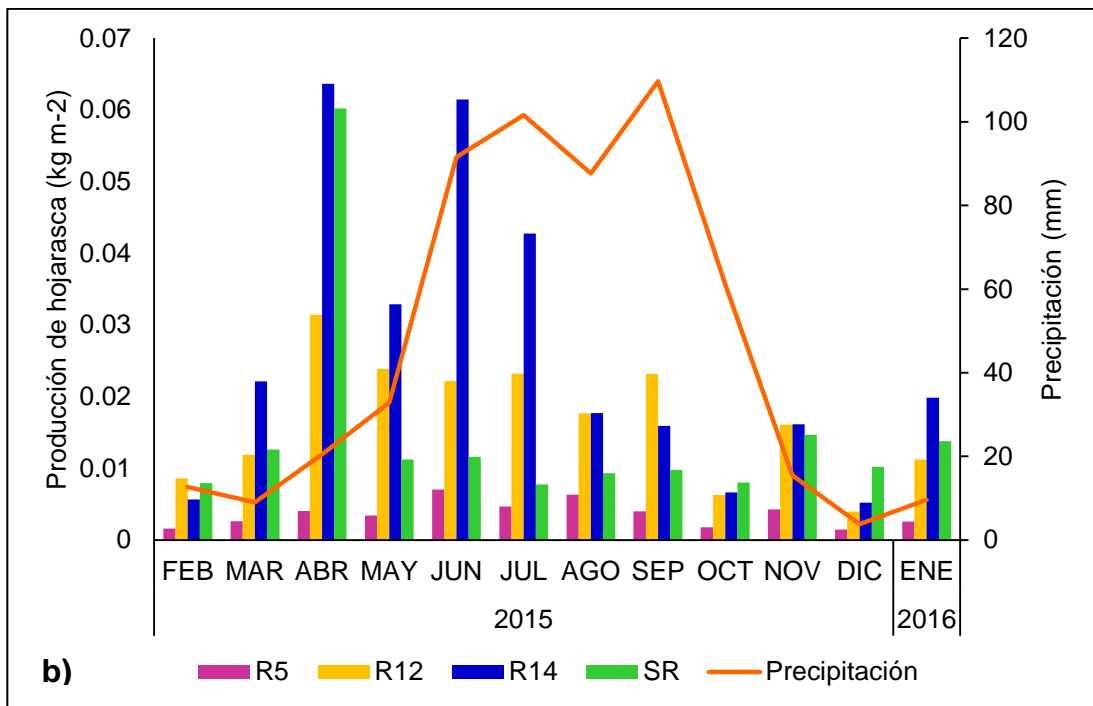
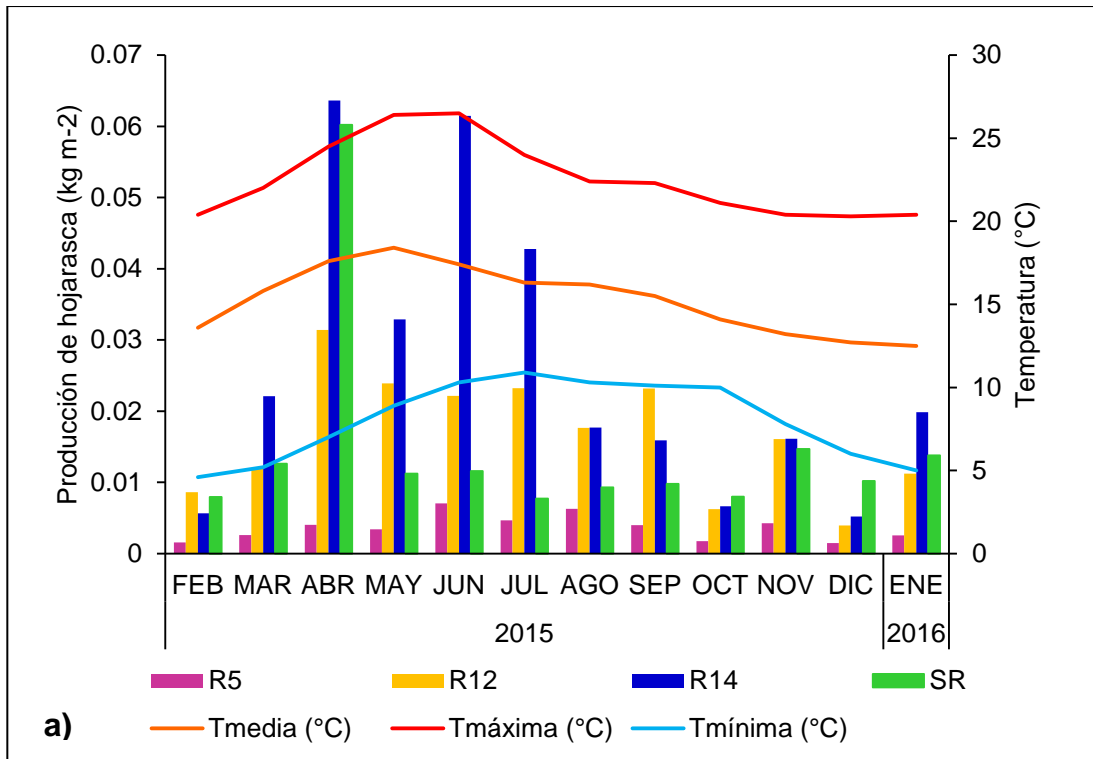


Figura 2. 13. Producción mensual de hojarasca en las cuatro condiciones estudiadas con respecto a la a) temperatura media, máxima y mínima y b) precipitación media en El Porvenir, Hidalgo.

2.5.2. Tasa de descomposición de acículas

Una vez transcurrido el tiempo de incubación de las muestras de acículas (365 días) y de acuerdo a los resultados obtenidos para las tasas de descomposición mediante la fórmula de Olson (1963), el valor más alto correspondió al obtenido en el bosque de referencia dominado por *Pinus cembroides* ($k = 0.676$), seguido de la reforestación más joven de *Pinus greggii* ($k = 0.353$). Las tasas de descomposición en R12 y R14 fueron las que menos diferencia presentaron entre sí con valores de $k = 0.265$ y $k = 0.229$, respectivamente (Cuadro 2.3). El análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre las tasas de descomposición de las condiciones ($\chi^2=11.206$, $p \leq 0.01066$). La prueba de Tukey y Kramer (Nemenyi) mostró diferencias significativas entre las tasas de descomposición de SR y R14 ($p \leq 0.0098$) (Figura 2.14).

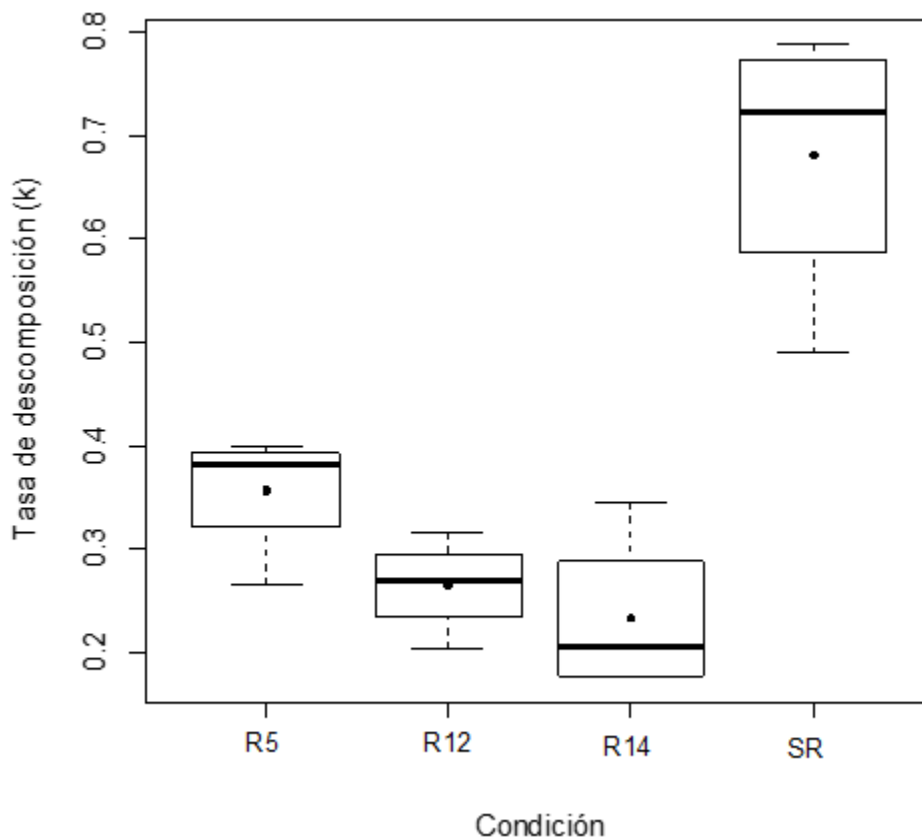


Figura 2. 14. Tasas de descomposición en las reforestaciones de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

Sin embargo, respecto a la masa remanente registrada al término del periodo de incubación, la más alta fue para R12 con el 75.30%, aunque mantuvo una pérdida de masa constante y muy similar a la masa remanente final en R14 (75.07%). En los primeros 30 días de incubación en SR ocurrió la mayor pérdida de masa, no obstante, a que tuvo dos periodos en los que prácticamente no hubo descomposición (a diferencia de R5 y R14 que presentó un solo periodo), el valor más bajo de masa remanente se obtuvo para esta condición y fue de 57.77% (Figura 2.15).

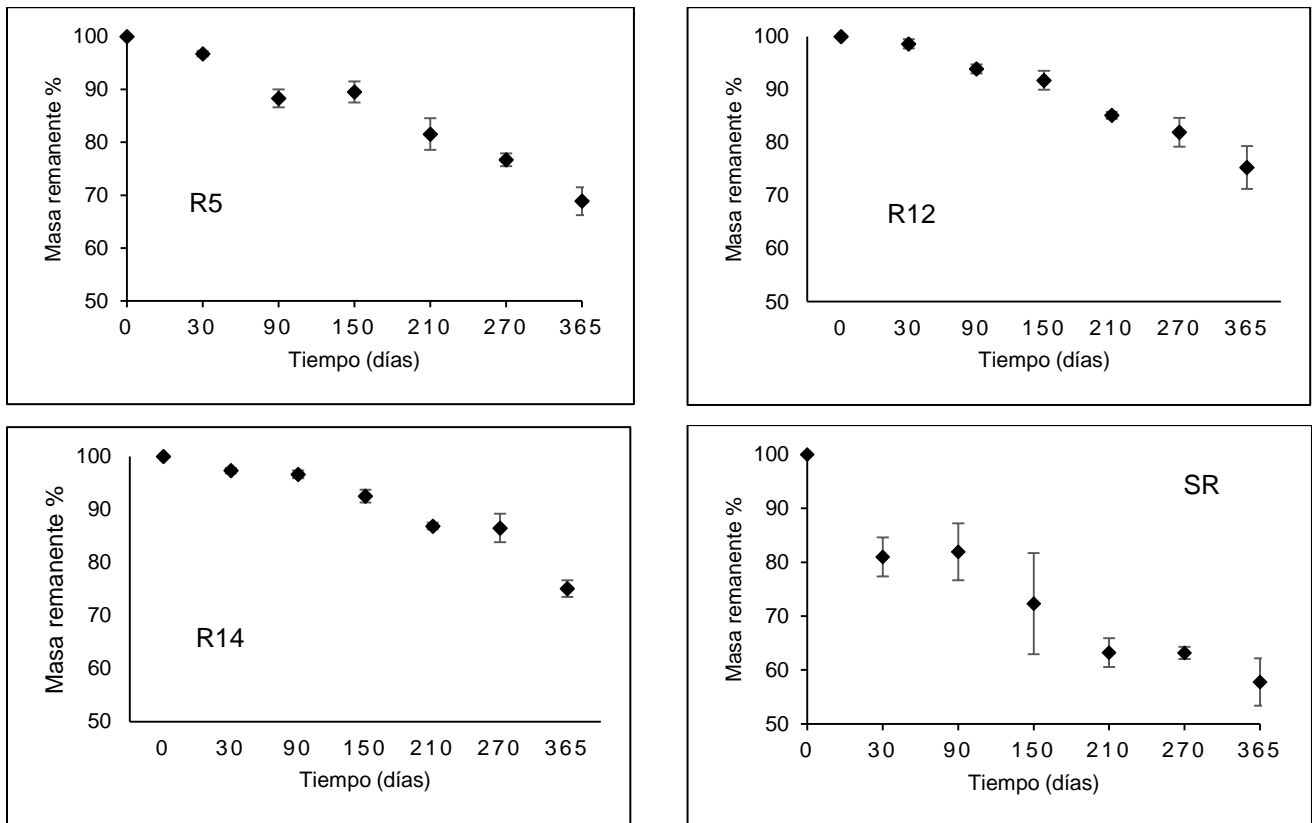


Figura 2. 15. Porcentajes promedio de masa remanente en función del tiempo de incubación de las muestras de acículas de *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, y *Pinus cembroides* en SR, en El Porvenir, Hidalgo.

A partir de los resultados del análisis de regresión de la masa remanente con respecto al tiempo se obtuvieron las ecuaciones que se ajustan al modelo de descomposición para cada condición (Figura 2.16).

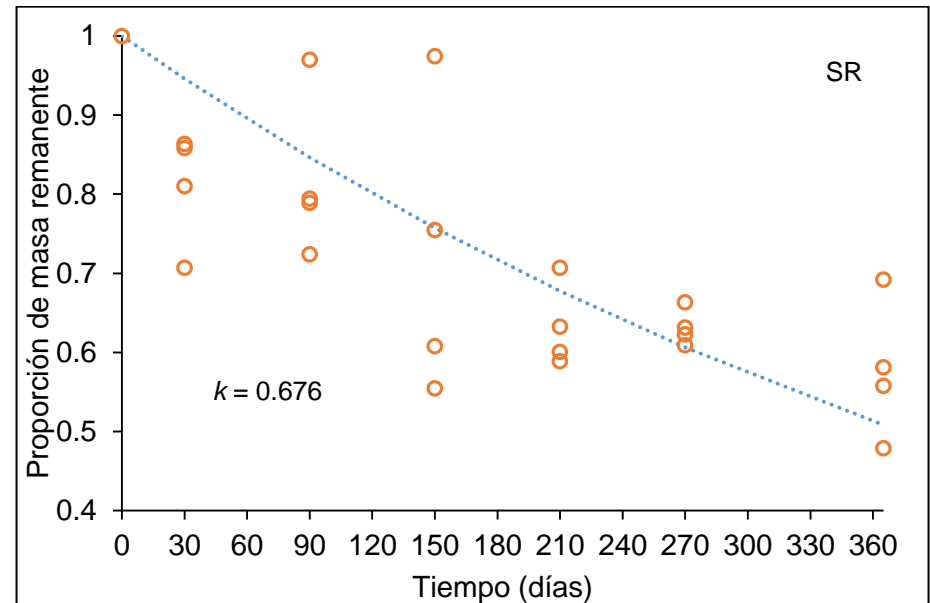
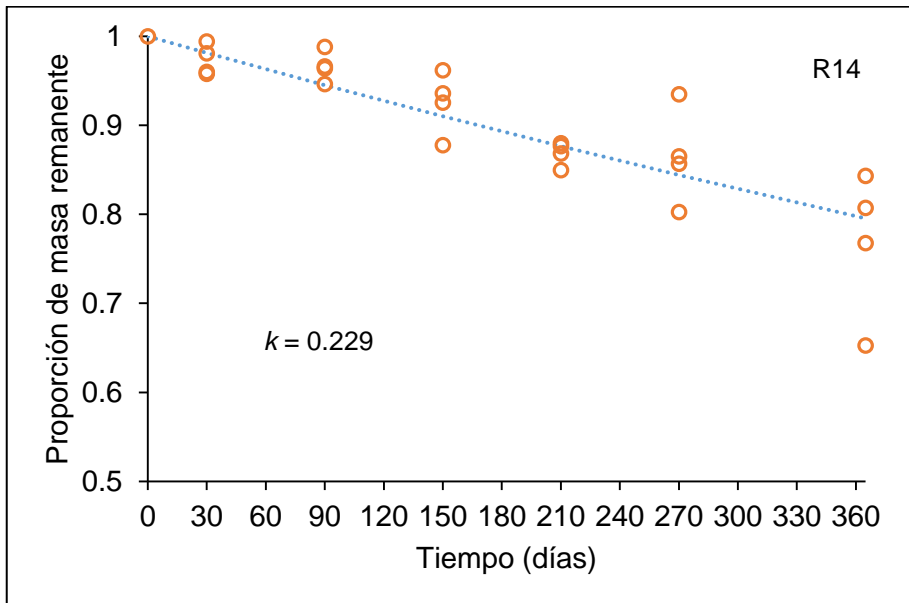
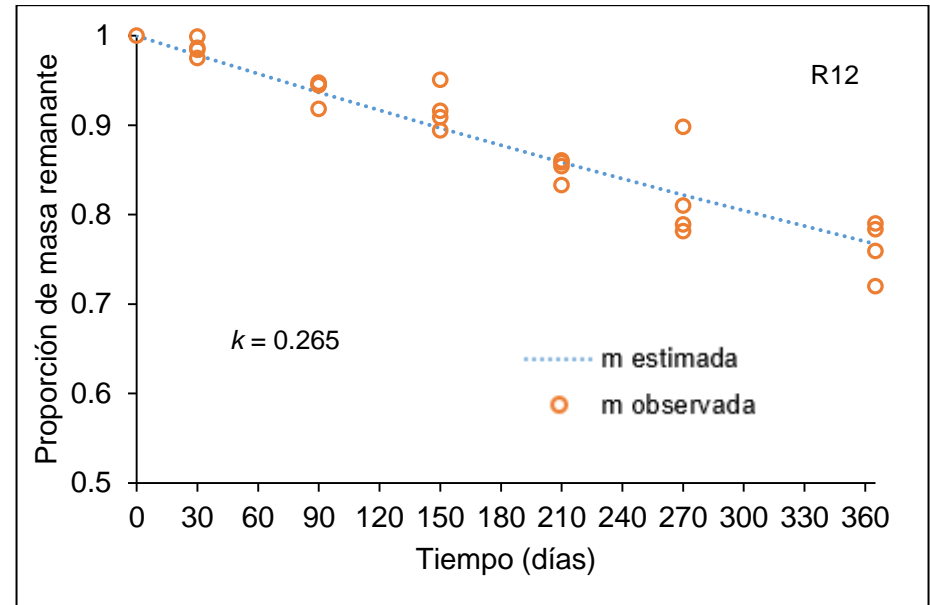
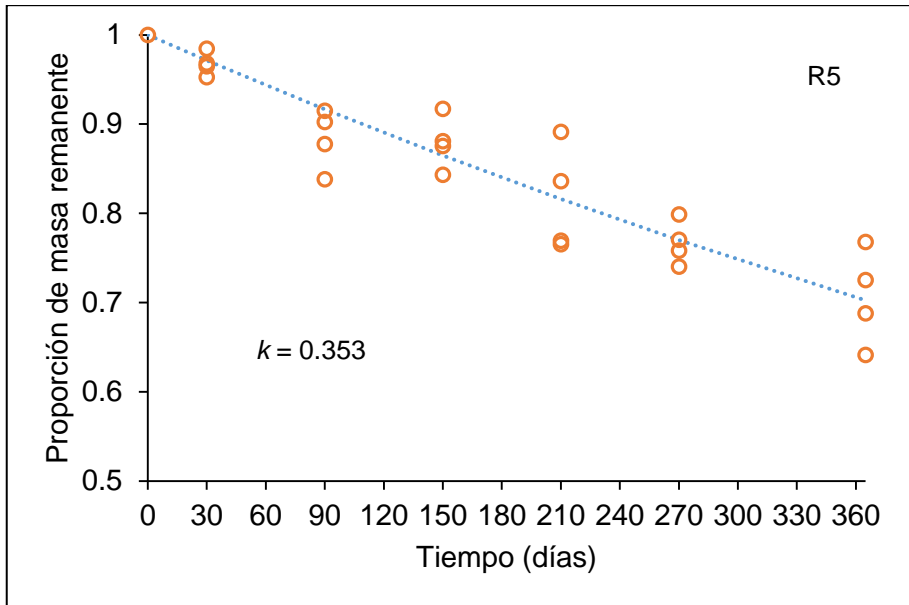


Figura 2. 16. Relación entre la masa remanente y el tiempo de incubación durante un año de las muestras de acículas de *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, y *Pinus cembroides* en SR, en El Porvenir, Hidalgo.

Cuadro 2. 3. Tasas de descomposición (k), masa remanente después de un año de incubación y tiempo necesario para que desaparezca el 50, 95 y 99% de la masa de las acículas de *Pinus cembroides* en SR y *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Masa remanente (%)	k (año ⁻¹)	Pérdida del 50% de masa (años)	Pérdida del 95% de masa (años)	Pérdida del 99% de masa (años)
R5	68.88	0.353	1.96	8.49	14.15
R12	75.30	0.265	2.61	11.32	18.86
R14	75.07	0.229	3.03	13.11	21.84
SR	57.77	0.676	1.02	4.43	7.39

SR Sitio de referencia de *Pinus cembroides* R14, R12 y R5 reforestaciones de *Pinus greggii* de 14, 12 y 5 años respectivamente.

El tiempo necesario para que desaparezca el 50 % de la masa de las acículas en SR es de 1.02 años (el menor de los tiempos calculados); mientras que en R14 se requiere del triple de tiempo, es decir, serían necesarios poco más de 3 años. Sin embargo, para que se pierda el 95% de la masa, esta reforestación requiere de 10 años más. Por otro lado, para que se descomponga el 99% de la masa de las acículas, se requieren 7.39 años en la condición natural, seguida de la reforestación más joven que requeriría el doble de tiempo (14.15 años); por su parte las acículas en las reforestaciones R12 y R14, tardarían 18.86 y 21.84 años, respectivamente para poder reducir en un 99% su masa.

En relación con las aperturas del dosel calculadas con el software Hemisfer (Figura 2.17), el mayor porcentaje promedio se registró para R5 con un 87.05%, el menor en R14 donde la apertura fue del 35.8%; mientras que para las otras dos condiciones SR y R12 la apertura calculada promedio fue igual (51.35%).

Por otro lado, no se detectó una tendencia clara en el comportamiento de las concentraciones de carbono después de los distintos tiempos de incubación en campo (Figura 2.18, a), aunque en general se encontró una disminución en las concentraciones de carbono finales con respecto a los valores iniciales, con excepción de los registrados para R12 (Cuadro 2.4). Al final del periodo de incubación se encontró que la concentración más alta de carbono orgánico se presentó en R12 (49.14%) el cual tenía el valor inicial más bajo que el resto de las condiciones (40.56%). En las demás

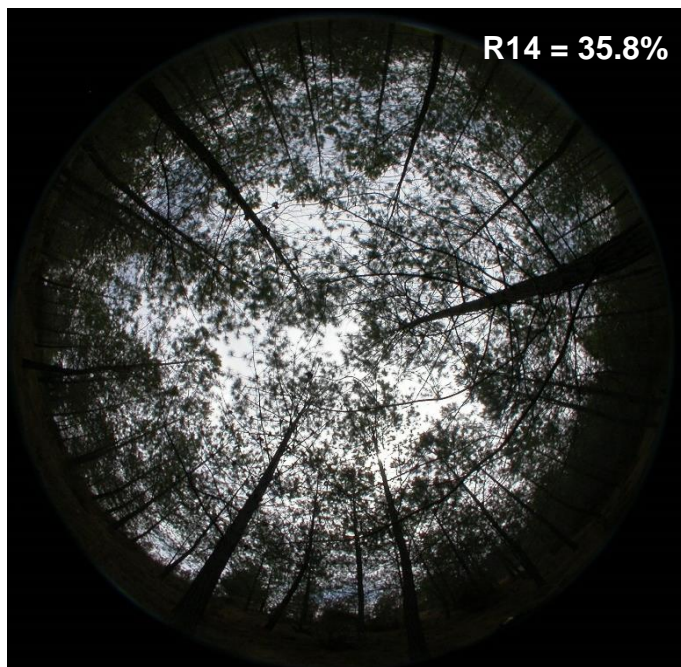
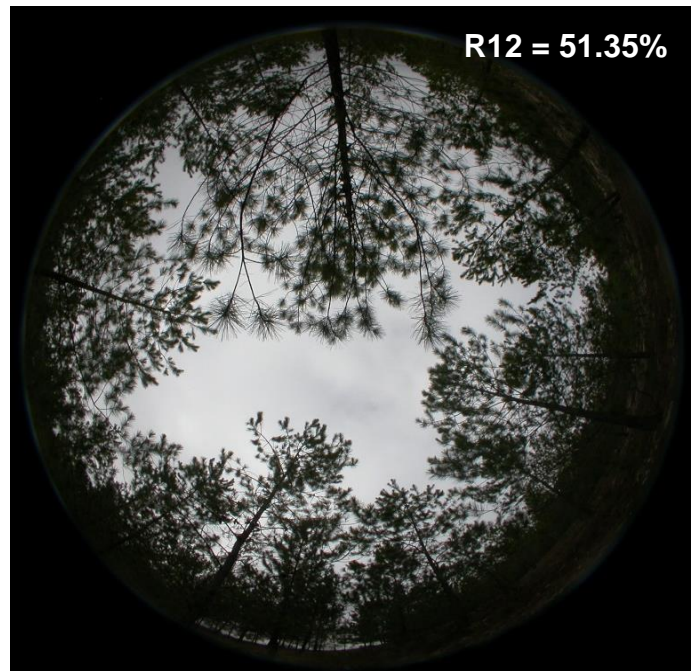


Figura 2. 17. Fotografías hemisféricas de la apertura del dosel en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

condiciones el valor final de la concentración de carbono siempre fue inferior al inicial, donde después de 365 días la menor concentración ocurrió en SR (35.88%), no obstante las fluctuaciones en los contenidos de C con respecto a R14 fueron muy similares. Caso

contrario a lo observado para C ocurre con los valores de contenido de N, en los que la tendencia es al alza conforme incrementa también el tiempo de descomposición (Figura 2.18, b), siendo este incremento más notorio en R14. La concentración menor inicial registrada fue en R12 con 0.69%, mientras que la mayor se obtuvo en el sitio de referencia (SR) con 1.18%, después de 365 días de incubación en estas dos condiciones dichos valores incrementaron su concentración a 0.89% y 1.3%, respectivamente. Sin embargo, el registro más alto obtenido al final del experimento correspondió a las muestras cosechadas en la reforestación de mayor edad (R14-1.53%), ligeramente superior a SR (1.3%); mientras que el más bajo fue de 0.89% para R12. La mayor diferencia entre las concentraciones de N inicial y final se presentó en R14 (0.76%) y la menor en SR (0.12%).

Cuadro 2. 4. Porcentajes promedio de carbono y nitrógeno, y relación C:N al inicio y fin del periodo de incubación en campo de las acículas de *Pinus cembroides* en SR y *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	%C		%N		C:N	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
R5	52.26	47.58	0.93	1.06	56.19	44.89
R12	40.56	49.14	0.69	0.89	58.78	55.21
R14	53.04	38.61	0.77	1.53	68.88	25.23
SR	42.9	35.88	1.18	1.3	36.36	27.6

SR Sitio de referencia de *Pinus cembroides*; R17, R15 y R8 reforestaciones de *Pinus greggii* de 14, 12 y 5 años respectivamente; %MO: porcentaje de materia orgánica; %CO: porcentaje de carbono orgánico; %N: porcentaje nitrógeno; C:N; relación carbono-nitrógeno; Inicial: tiempo 0; Final: después de 365 días de incubación en campo.

Con respecto a la relación C:N, la tendencia para las cuatro condiciones evaluadas fue a la baja. El cociente inicial más alto (68.88) y más bajo (36.36), correspondieron a R14 y SR, respectivamente; mientras que el final del estudio el más alto (55.21) y el más bajo (25.23), se presentaron en R12 y R14, los cuales presentaron la menor y mayor diferencia entre los valores inicial y final, respectivamente. Los cocientes con menor fluctuación entre cada periodo de incubación evaluado ocurrieron en la reforestación de menor edad (Figura 2.18, c).

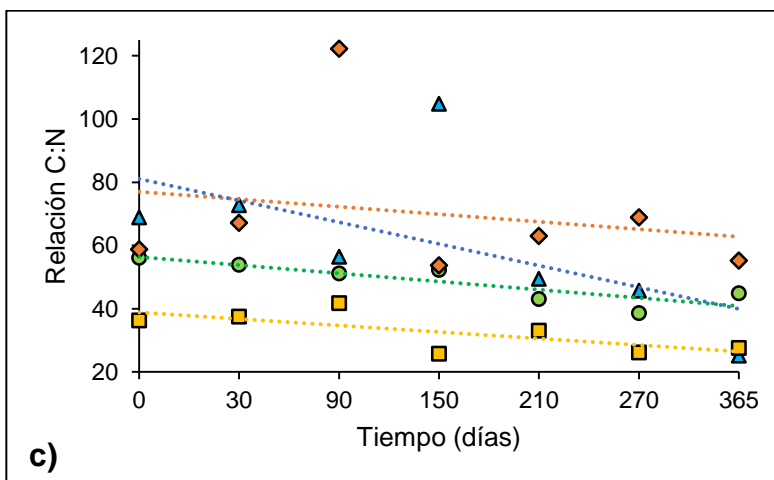
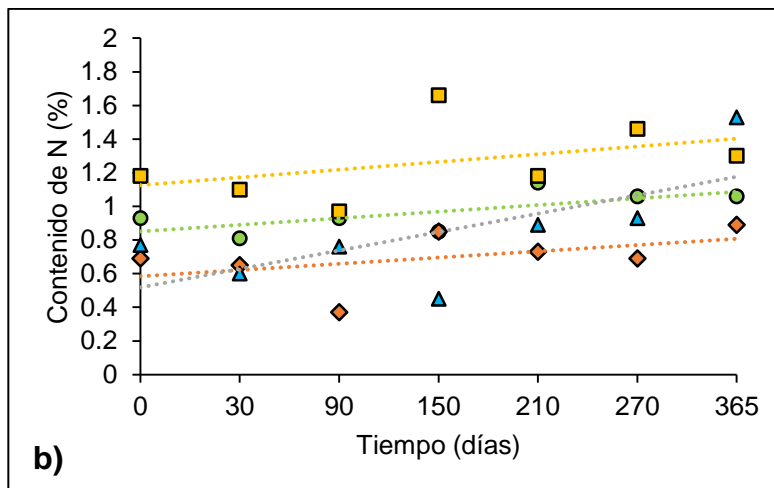
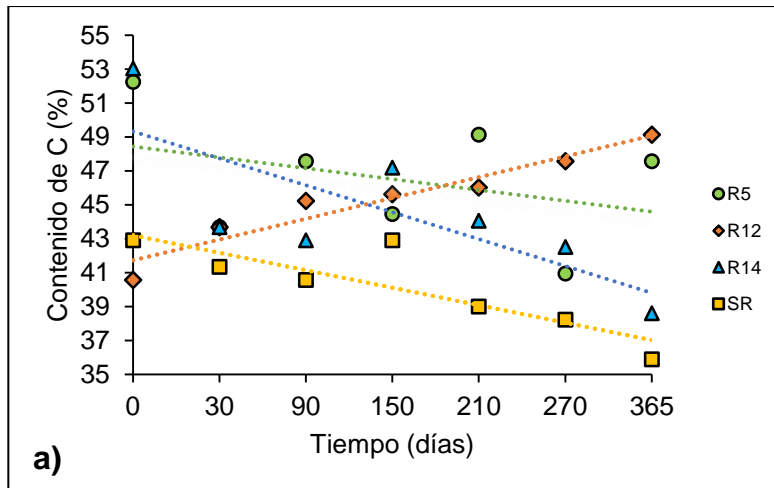


Figura 2. 18. Porcentajes promedio de **a)** carbono, **b)** nitrógeno y **c)** relación C:N obtenidos después de diferente tiempos de incubación de las muestras de acículas de *Pinus cembroides* en SR y *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.

Las características en cuanto a la composición inicial (al momento de establecer el estudio) de las acículas de *Pinus cembroides* presentaron diferentes valores respecto a las acículas de *Pinus greggii* (Cuadro 2.5).

Cuadro 2. 5. Calidad de las acículas de *Pinus cembroides* (SR) y *Pinus greggii* (R5, R12 y R14), al inicio del periodo de incubación en campo, en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	MS	Ceniza	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Nitrógeno	Relación Lignina:N
	%						
R5	94.53	6.99	19.53	6.35	31.84	0.93	34.24
R12	94.3	5.69	22.65	5.3	31.16	0.69	45.16
R14	94.23	4.07	23.59	3.25	30.70	0.77	39.87
SR	94.05	7.69	21.46	6.88	28.13	1.18	23.84

MS: materia seca

De manera general, las acículas de *Pinus greggii* (reforestaciones), contienen más lignina que las de *Pinus cembroides*, caso contrario a lo que ocurre con los contenidos de hemicelulosa (Cuadro 2.5). En relación a los cambios en la composición de las acículas de ambas especies, después del periodo de incubación en campo podemos destacar, que la mayor variación de los componentes estudiados (valores iniciales y finales) se presentó en los contenidos de hemicelulosa. Estos disminuyeron en más de un 50% en promedio, con excepción de R14, condición en la que más bien se presentó un incremento (Cuadro 2.6). Los porcentajes de celulosa decrecieron con excepción de R12 (Figura 2.19 b), mientras que la lignina implicó un incremento para R12, R14 y SR (Figura 2.19 c).

Cuadro 2. 6. Calidad de las acículas de *Pinus cembroides* en SR y *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, después de un año de incubación en campo, en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	MS	Ceniza	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Nitrógeno	Relación Lignina:N
	%						
R5	94.25	9.43	19.46	2.75	31.14	1.06	29.67
R12	93.14	6.76	23.69	2.27	34.58	0.89	38.67
R14	95.29	6.21	22.15	5.46	37.63	1.53	24.59
SR	93.35	13.99	21.31	3.81	31.07	1.3	23.90

MS: materia seca

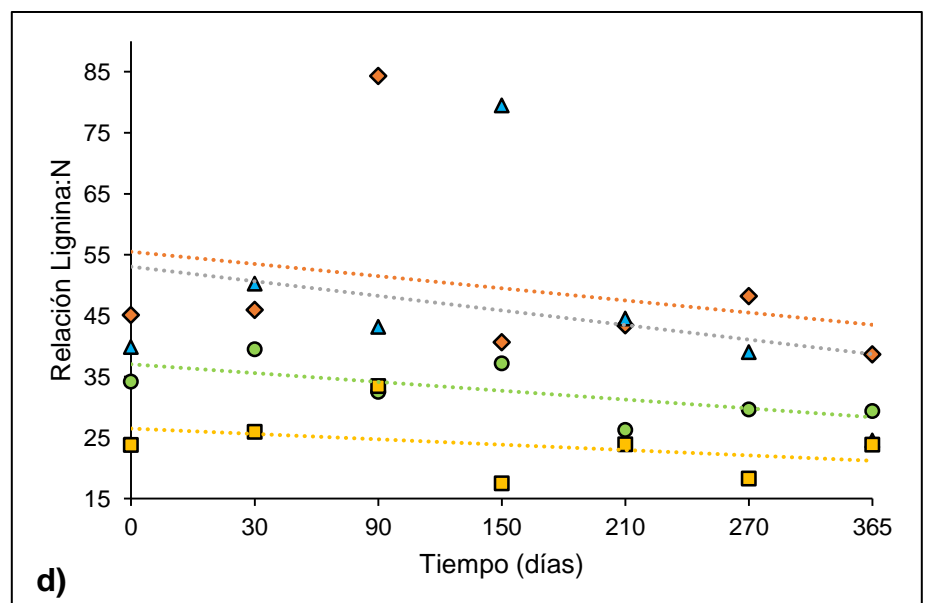
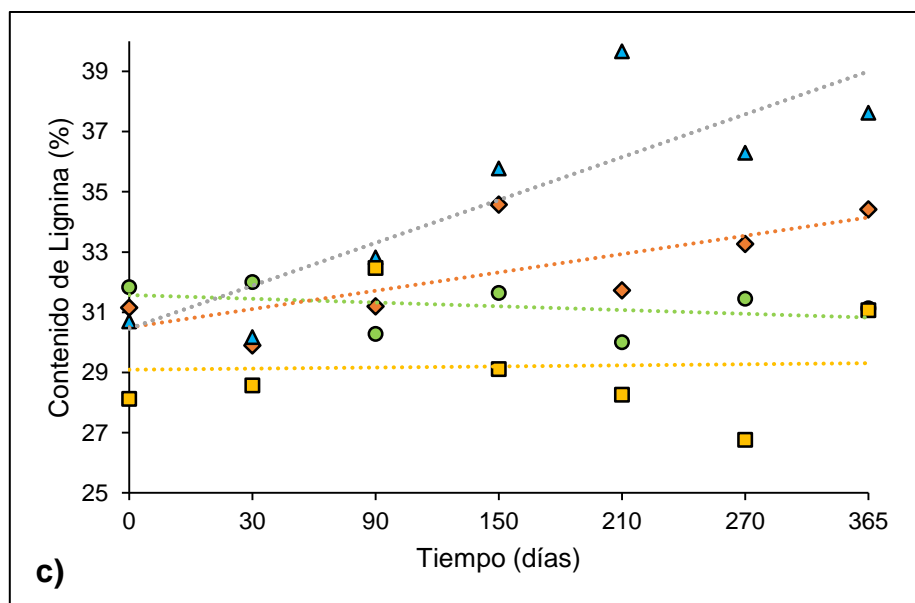
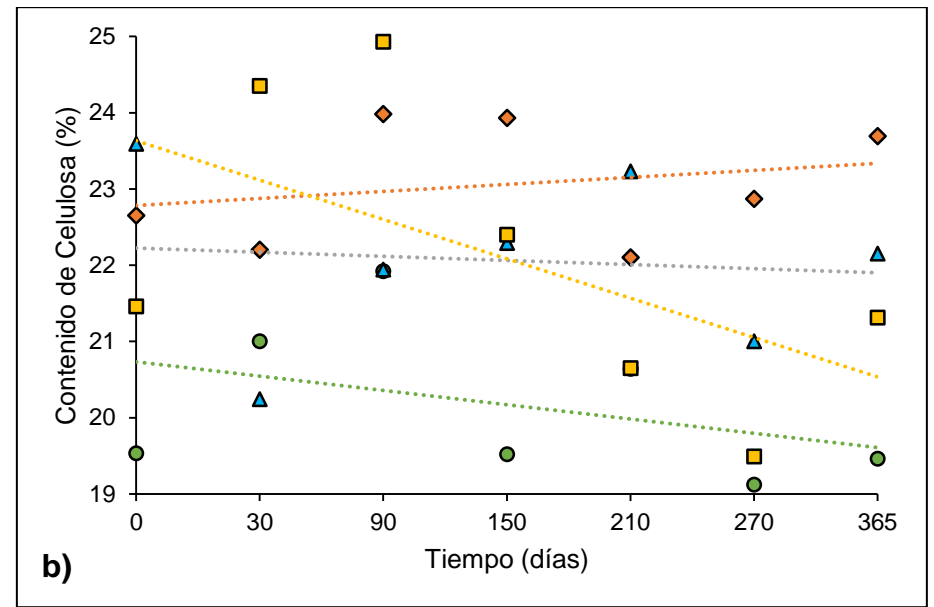
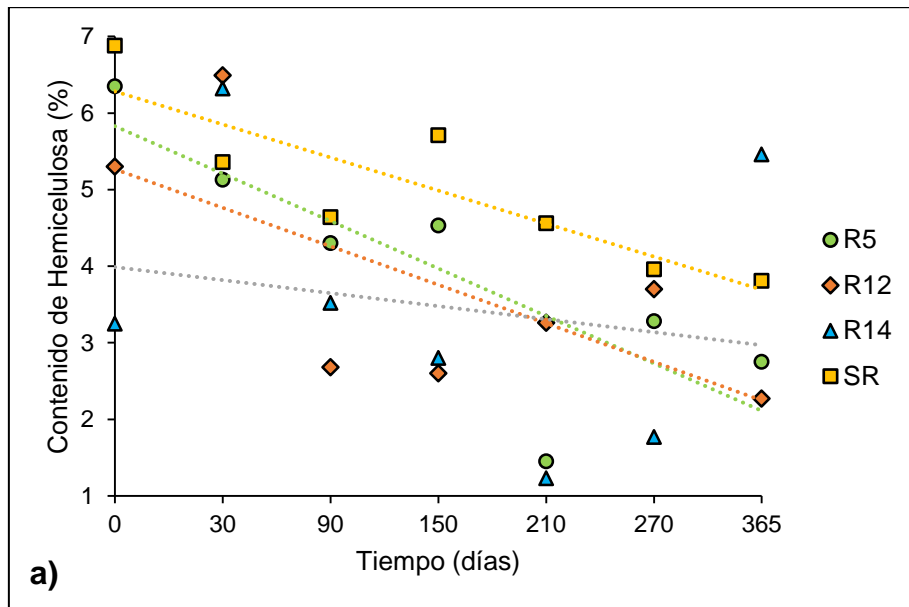


Figura 2. 19. Porcentajes promedio de a) hemicelulosa, b) celulosa, c) lignina y d) relación Lignina:N obtenidos después de diferente tiempos de incubación de las muestras de acículas de *Pinus cembroides* en SR y *Pinus greggii* en R5, R12 y R14, en El Porvenir, Hidalgo.

En cuanto a la relación Lignina:N, todos los cocientes al final del periodo fueron menores a los iniciales con excepción de SR (Cuadro 2.6), que más bien presentó un ligero incremento aunque la tendencia en general fue también a la baja (Figura 2.19 d). Particularmente, SR desde el inicio del período de incubación mantuvo los cocientes más bajos y al mismo tiempo fue la condición con menor variación durante todo el período de incubación, mientras que R12 y R14 mostraron comportamientos similares. Los registros más altos tanto inicial como final, los obtuvo R12 (Cuadro 2.6). Por su parte la concentración de hemicelulosa, aun cuando presenta muchas fluctuaciones entre los diferentes periodos de incubación para una misma condición y entre condiciones (Figura 2.19 a), muestra de manera general una tendencia a la baja, siendo la reforestación de mayor edad la que registró la menor concentración inicial y al mismo tiempo la mayor al final del período de incubación.

2.6. DISCUSIÓN

2.6.1. Producción de hojarasca

La producción de la hojarasca es un proceso dinámico, el cual está relacionado con una serie de factores como la fenología de las plantas, la estructura de la comunidad, edad de los árboles, densidad, área basal, especies dominantes, cambios sucesionales, además de variables ambientales y climatológicas tales como temperaturas extremas y fuertes lluvias, dadas por la altitud, latitud, estación del año, así como las características del micrositio; todos ellos juegan un papel importante en esas variaciones espacio – temporales de deposición de hojarasca entre los sitios (González *et al.* 2008; Návar-Cháidez y Jurado-Ybarra, 2009; Pan *et al.* 2011).

Návar-Cháidez y Jurado-Ybarra (2009), reportan en reforestaciones con *Pinus cembroides*, una producción de hojarasca mayor a la estimada en El Porvenir (0.288 kg m⁻² año⁻¹ y 0.177 kg m⁻² año⁻¹, respectivamente). En el mismo estudio se cuantificó la producción de hojarasca para *Pinus cembroides* (0.220 kg m⁻² año⁻¹), creciendo en asociación con otras especies de pinos, de igual manera superando ligeramente la producción registrada en el presente estudio. Estos valores de producción se registraron en una zona que presenta precipitaciones y temperaturas ligeramente mayores (600 mm y 17° C) a las de El Porvenir (555.6 mm y 15.3 °C), siendo éstos, algunos de los factores ambientales que podrían tener un efecto en la producción; sin embargo, las densidades o área basal no se indican en dicho estudio.

La edad, la densidad y la especie arbórea pueden tener una gran influencia en la producción de hojarasca. Por ejemplo, en reforestaciones de 17 años de edad se reportó una mayor caída de hojarasca para *Pinus greggii* (0.107 kg m⁻² año⁻¹) que para *P. cembroides* (0.0976 kg m⁻² año⁻¹) aun cuando *P. cembroides* tenía una densidad mayor (1703 árboles ha⁻¹ más que en *P. greggii* con 679 árboles ha⁻¹) (Gutiérrez *et al.* 2012). En El Porvenir la densidad de *P. cembroides* es de 722 árboles ha⁻¹ y la de *P. greggii* es de 1462 árboles ha⁻¹ en la reforestación de mayor edad. Con base en lo anterior, podemos inferir que la densidad no se considera factor determinante incluso tratándose de la

misma especie como lo sugiere además lo reportado por Gunadi (1992), quien estimó 0.4 y 0.9 kg m⁻² año⁻¹ en plantaciones de *P. merkusii* con densidades de 310 y 230 árboles ha⁻¹, respectivamente.

La producción de hojarasca en las reforestaciones fue mayor a medida que la edad de éstas incrementó (R14>R12>R5), donde este aumento en la acumulación de hojarasca puede atribuirse a la etapa sucesional d un sitio, a la mayor producción de biomasa viva y por lo tanto un incremento en la caída de biomasa foliar (Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial, 2009), además de que la caída de hojarasca está estrechamente relacionada con el crecimiento y productividad del bosque (Wang *et al.* 2007).

En El Porvenir, la mayor producción de hojarasca se registró en las reforestaciones con *Pinus greggii* con respecto a *P. cembroides*, esto se debe en parte a que la fenología de ambas especies es diferente. En primer lugar, *P. greggii* tiene una mayor tasa de crecimiento (Gutiérrez *et al.* 2012), mayores dimensiones en altura, diámetro normal y diámetro de copa, y con ello más volumen y área de copa. Del mismo modo, la caducidad de acículas de *P. greggii* es mucho mayor que la de *P. cembroides*, aproximadamente 2 y 3 años respectivamente (comentario personal), esto se debe a que la segunda especie ha desarrollado adaptaciones o estrategias de supervivencia en ambientes deficitarios de agua (Farjón *et al.* 1997; Constante-García *et al.* 2009). Todo esto debe tomarse en cuenta al hablar de producción anual, ya que probablemente en el caso de *P. greggii* no haya mucha variación de un año a otro, sin embargo, para *P. cembroides* el resultado podría variar (comentario personal).

La producción de hojarasca para ambas especies en estudio fue variable donde la mayor caída ocurrió en el mes de abril y la menor en diciembre, lo cual es una respuesta natural, como lo sustenta Prause *et al.* (2003), en cualquier tipo de bosque la mayor caída de hojarasca se produce en un momento determinado en el año, donde el comportamiento de una especie está determinado por la ocurrencia de las fases fenológicas como consecuencia de los estímulos de los elementos del clima, principalmente la temperatura y la precipitación, tendiendo implicaciones en los procesos ecológicos y funciones del

ecosistema al alterar la cantidad de materia orgánica que se pueda incorporar al ciclo de nutrientes, modificando las características del piso forestal (Prause *et al.* 2003). Debido a que existen este tipo de variaciones es importante su evaluación particular por condición de estudio y determinar estas aportaciones de materia orgánica que se incorpora al sistema, así como su posterior descomposición, para tener un panorama integral sobre cómo estos procesos se han modificado después de la aplicación de estrategias de restauración.

En lo que respecta a la proporción de cada componente de la hojarasca, las acículas resultaron el más importante para todas las condiciones, coincidiendo parcialmente con lo planteado por Sala *et al.* (1999), quienes mencionan que el tejido de la hoja puede representar el 70% o más de los residuos sobre el suelo en bosques, comparado con el resto compuesto por tallos, ramas pequeñas, conos y semillas. Algunos estudios en reforestaciones de 19 años con *P. greggii* reportan que el 92.3% de la hojarasca esta representada por acículas (Gutiérrez *et al.* 2012), proporción similar a la estimada en R12 (92.2% una reforestación 7 años menor) en El Porvenir; por otro lado, estos mismos autores reportan 94.3% de acículas en reforestaciones de 19 años de *P. cembroides*, cifra 60.7% más alta que la obtenida en El Porvenir para un bosque de mayor edad con dicha especie (SR).

La producción anual de hojarasca es mayor durante el desarrollo del rodal hasta el cierre de copas, y luego se mantiene constante durante un largo período y disminuye en rodales maduros (Pan *et al.* 2011). En el presente estudio, la mayor cobertura en el dosel se presentó en la reforestación de mayor edad (R14) con aproximadamente el 64.2 %, es decir, el cierre de copas aún no ocurre; por lo que, en este caso no se considera un factor limitante en la producción de hojarasca de acuerdo a lo citado por Pan *et al.* (2011). Por su parte en SR a pesar de ser un bosque maduro, debido a las condiciones adversas del sitio y a las características de la especie (de porte bajo comparada con otras especies de pinos) difícilmente el cierre del dosel se presentará.

En El Porvenir los picos de producción de hojarasca parecen no tener relación con la variación mensual de precipitaciones, lo cual coincide con lo señalado por Dezzeo y Chacón (2006), y lo reportado por Martínez (2014), quienes tampoco encontraron relación entre la producción de hojarasca y la precipitación media. Por otro lado, la precipitación sí tiene un efecto en la producción de hojarasca desde el punto de vista fisiológico; ya que la producción de biomasa depende de la cantidad de lluvia que reciben las plantas durante la fase de crecimiento (Pavón y Briones 2000).

A pesar de que existe una variación en la producción de hojarasca entre las diferentes condiciones, esto se debe a la influencia de diferentes factores bióticos y abióticos, así como a la fenología de las especies, la cuantificación de las tasas de producción de hojarasca y el análisis de la calidad de la misma, son claves para describir los cambios que se producen en un bosque al ser perturbado o degradado; por lo tanto, si se tiene la mayor cantidad de información posible para un ecosistema dado y se llevan a cabo monitoreos por periodos determinados de tiempo, esto permitiría plantear acciones o estrategias de rehabilitación oportunas (Sizer *et al.* 2000) y de igual manera para la evaluación de sitios donde se han realizado trabajos de restauración o rehabilitación.

2.6.2. Tasas de descomposición de acículas

Las tasas de descomposición de hojas de varias plantas contenidas en bolsas de descomposición, muestran una mayor correlación con la temperatura que con la humedad del suelo (Isaac y Nair 2005). Por lo tanto, la descomposición es relativamente alta en bosques tropicales y muy lenta en tundras, lo cual está relacionado también con la temperatura (Swift *et al.* 1979), sin embargo, se tiene registro de que a temperaturas extremadamente bajas o altas la descomposición es inhibida (Witkamp 1966; Didham 1997). En el caso particular de El Porvenir, las temperaturas oscilan entre 12 y 18 °C (no se consideran extremas), mientras que la precipitación promedio es de 555.6 mm, por lo que se considera que en el presente estudio, la temperatura es quien determina en mayor medida la velocidad de descomposición. Respecto a las tasas de descomposición de acículas entre las cuatro condiciones en El Porvenir, la más alta obtenida correspondió

al bosque natural (SR) con una $k= 0.676$ seguida de R5, $k= 0.353$ y finalmente las reforestaciones de mayor edad (R12 y R14) con valores de $k= 0.265$ y $k= 0.229$, respectivamente. En el caso de la reforestación de 5 años y el SR, las tasas de descomposición son mayores probablemente debido a la gran apertura del dosel (lo que permite una mayor entrada de luz solar, aumentando la temperatura del suelo) , para el caso de R5, además las altas temperaturas que se pueden alcanzar en el suelo descubierto (el suelo no presenta una capa de hojarasca como en las demás condiciones) y la poca acumulación de hojarasca (al presentar la mayor tasa de descomposición) en SR, contrario a lo que ocurre en las otras dos condiciones (R12 y R14), donde hay una mayor producción de hojarasca, la apertura del dosel es menor y donde ocurre una baja descomposición lo que puede resultar en la acumulación de hojarasca y limitación de nutrientes para los productores primarios, como lo indican Didham (1998) y Melillo *et al.* (1982).

A diferencia de lo que reporta Martínez (2014), en El Porvenir los contenidos de C y N, no varían con la edad del rodal, puesto que los valores de la reforestación de menor edad no son los menores, ni los mayores los de R14. La relación C:N se ha considerado como un índice de la calidad de la hojarasca que permite predecir la velocidad de descomposición (Heal *et al.* 1997). Si la concentración de C en la hojarasca es alta y la de N baja (lo que implica una relación C:N alta), más N será inmovilizado por la fauna edáfica y habrá menos disponibilidad del mismo para ser asimilado por las plantas, lo que significa una lenta descomposición. De manera opuesta, con una concentración mayor de N, el inmovilizado será menos y por lo tanto el disponible para las plantas será mayor. Según Wedderburn y Carter (1999), restos vegetales con bajas cantidades de lignina y C:N presentan una mayor pérdida de masa en menor tiempo como es el caso del sitio de referencia (SR) en El Porvenir, en contraste con las concentraciones de estos compuestos (lignina, celulosa, hemicelulosa, N) en las reforestaciones, demostrando que la especie es uno de los factores determinantes tanto en la producción de hojarasca como en su descomposición, debido a las diferencias en la calidad de la hojarasca.

Martínez (2014), reporta contenidos de carbono en acículas de *Pinus patula* (49.2%) más altos que los que presentaron las hojas de *Quercus* spp. (47.9%) y de otras latifoliadas (45.8%), mientras que para los mismos casos los contenidos de nitrógeno fueron 0.9%, 0.8% y 1.2%, respectivamente; es decir, mayor contenido de nitrógeno en otras latifoliadas que en *Pinus*. En El Porvenir los contenidos de carbono fueron en general, más altos en las acículas de *Pinus greggii* que en las de *Pinus cembroides*, al igual que los contenidos de N, dando como resultado relación C:N más altas en *P. greggii* y haciendo más lenta la descomposición. Otros estudios reportan que en los primeros meses de incubación, las cantidades de celulosa disminuyeron y las de lignina aumentaron Claudino *et al.* (2008), lo cual es parcialmente parecido a lo sucedido en El Porvenir, esto se debe a que en etapas iniciales hay una rápida reducción de sustancias solubles como azúcares, almidones y proteínas, seguidos de polisacáridos, celulosa, hemicelulosa y por último lignina que permanecen relativamente estables (Lähdesmäki y Piispanen, 1988; Wedderburn y Carter, 1999). Además, altas concentraciones de celulosa y lignina, afectan el ataque de los microorganismos al formar parte importante del carbono orgánico que no puede ser utilizado de inmediato por dichos microorganismos, reduciendo la velocidad de descomposición (Gallardo y Merino, 1993; Turruella *et al.* 2002).

Las concentraciones de celulosa y lignina para SR donde la especie dominante es *Pinus cembroides*, fueron menores (28.13% y 21.46%, respectivamente) que las de *Pinus greggii* (30.70% y 23.59%, respectivamente, para el caso de R14 e.g.), lo que puede explicar la mayor tasa de descomposición en la primera especie, ya que la descomposición es más rápida en hojarasca de mejor calidad, es decir, menos lignificada y con mayor contenido nutrimental (Prescott *et al.* 1992), lo cual explica en parte por qué las tasas de descomposición en SR son las más altas al ser un bosque compuesto predominantemente por *Pinus cembroides* el cual tiene menor contenido de celulosa y ligninas que *Pinus greggii* y adicionalmente las condiciones ambientales, principalmente la temperatura, lo que puede estar favoreciendo una mayor velocidad de descomposición en el SR, aun cuando la producción de hojarasca en esta condición es mayor que en R5 y menor que las otras dos reforestaciones (R12 y R14), sin embargo la calidad de las

acículas y las condiciones ambientales hacen más lento el proceso de descomposición y por lo tanto el reciclado de nutrimentos. Lo anterior podemos corroborarlo en el tiempo necesario para que el 99% de la masa de las acículas se descomponga, que en SR fue de 7.4 años comparado con el requerido para las reforestaciones (14, 18.9 y 21.9 años en R5, R12 y R14, respectivamente). Desde el punto de vista del reciclado de nutrimentos al tener tasas de descomposición más altas en el SR se deduce que la aportación de nutrimentos sucede en un periodo de tiempo menor que en el resto de las condiciones. Sin embargo, desde el punto de vista de protección del suelo, en SR y R5, al tener una menor producción de hojarasca y en particular a la calidad de la hojarasca en *P. cembroides*, la acumulación de hojarasca en el piso forestal es mínima, por lo que el impacto de la erodabilidad podría estar afectando la disponibilidad de dichos nutrimentos. Por lo anteriormente mencionado se hace necesario considerar otros estudios que permitan seguir recabando la mayor información posible de los procesos que se llevan a cabo en la zona de estudio.

2.7. CONCLUSIONES

La caída de hojarasca presentó variaciones espaciales y temporales en El Porvenir, Hidalgo con una mayor producción en la reforestación de mayor edad, y durante los meses de abril a julio. La mayor producción de hojarasca se registró en la reforestación de 14 años de edad (R14); mientras que la menor producción se presentó en la de 5 años (R5). El sitio de referencia (SR) mostró una producción intermedia entre R5 y R12, detectando diferencias estadísticas significativas únicamente entre R5 y R12, y entre R5 y R14. Por su parte, la tasa de descomposición de hojarasca disminuyó con la edad de la reforestación. Sin embargo, la tasa más alta se presentó en el sitio de referencia (SR). A pesar de que la cantidad de hojarasca producida en el sitio de referencia no difirió de la registrada en la reforestación de mayor edad, la tasa de descomposición k observada si fue mayor en el primero. Lo anterior implica que si bien el proceso de incorporación de materia orgánica (hojarasca) se ha recuperado hasta alcanzar cantidades similares al sitio de referencia, las poblaciones de descomponedores aún están en proceso de estructuración.

2.8. LITERATURA CITADA

- Aber, J. D. and J. M. Melillo. 1991. Terrestrial ecosystems. Saunders College Publishing, Philadelphia. 429 pp.
- Aerts, R. 1997. Climate leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.
- Álvarez, S. 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas* 14(2): 17-29.
- Álvarez-Sánchez, J. 2001. Descomposición y ciclo de nutrientes en Ecosistemas terrestres de México. *Acta Zool. Mex.* 1: 11-27.
- ANKOM. 2017. Neutral Detergent Fiber in Feeds - Filter Bag Technique (for A200 and A200I) (Disponible en línea en https://www.ankom.com/sites/default/files/document-files/Method_6_NDF_A200.pdf) (Revisado el 26 de julio de 2017).
- Castellanos-Barliza, J. and J. D. León P. 2010. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 59(1): 113-128.
- Chenu, C., C. Rumpel and J. Lehmann. 2015. Methods for studying soil organic matter: nature, dynamics, spatial accessibility, and interactions with minerals. *In*: Eldor, A. P. (ed). Soil microbiology, ecology and biochemistry. Fourth edition. Academic Press, Waltham, Massachusetts. 573 p.
- Claudino, G. T., L. C. Assis and E. Nahas. 2008. Decomposition of the Rubber tree *Hevea brasiliensis* litter at two depths. *Chil. J. Agr. Res.* 68: 128-135.
- Coleman, D. C. and D. A. Crossley Jr. 2003. Fundamentals of soil ecology. Academic Press. Burlington, Massachusetts. 205 p.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Estudio Regional Forestal Valle del Mezquital Hgo. Asociación de Silvicultores de la Región del valle del Mezquital. (Disponible en línea en http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/9/2941_Estudio%20Regional%20Forestal%201304.pdf) (Revisado el 20 de septiembre de 2014)
- CONAGUA-SMN (Comisión Nacional del Agua-Servicio Meteorológico Nacional). 2015. Normales climatológicas de la estación 00013151 El Encino (Disponible en línea

en http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75) (Revisado el 24 de febrero de 2016).

- Constante-García, V., J. Villanueva-Díaz, J. Cerano-Paredes, E. H. Cornejo-Oviedo y S. Valencia-Manzo. 2009. Dendrocronología de *Pinus cembroides* Zucc. y reconstrucción de precipitación estacional para el Sureste de Coahuila. *Ciencia For. Méx.* 34(106): 1-39.
- Couteaux, M. M, P. Bottner and B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends Ecol. Evol.*10: 63-66.
- Dezseo, N. and N. Chacón. 2006. Litterfall and nutrient input in undisturbed and adjacent fire disturbed forests of the Gran Sabana, Southern Venezuela. *Interciencia* 31(12): 894-899.
- Didham, R. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. *In*: Laurence, W. F. and R. O. Bierregaard, (eds). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. pp. 55-70.
- Didham, R. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116(3): 397-406.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2011. *ArcGIS for Desktop: Release 10*. Redlands, California, U.S.A.
- Facelli, J. M. and S. T. A. Pickett. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community. *Bot. Rev.* 57: 1-32.
- Farjón, A., J. A. Pérez de la Rosa y B. T. Styles. 1997. *Guía de Campo de los Pinos de México y América Central*. The Royal Botanic Gardens, Kew producido en auspicio con el Instituto Forestal de Oxford, Universidad de Oxford. 151 p.
- Gallardo, A. and J. Merino. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southeast Spain: influence of substrate quality. *Ecology* 74(1): 721-727.
- García-Velásquez, L. M., A. Ríos-Quintana y L. J. Molina-Rico. 2010. Estructura, composición de hojarasca en el suelo, en dos sitios de un bosque nublado andino (reforestado y en sucesión espontánea) en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia. *Actu. Biol.* 32(93): 147-164.

- Gaspar-Santos, E. S., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y J. D. Álvarez-Solis. 2015. Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios del sur de la Sierra Madre de Chiapas, México. *Bosque* 36(3): 467-480.
- González R., H., I. Cantú S., R. G. Ramírez L., M. V. Gómez M., T. G. Domínguez G., J. Bravo G. and R. K. Maiti. 2008. Spatial and seasonal litterfall deposition Pattern in the Tamaulipan thorscrub, Northeastern Mexico. *Int. J. Agric. Environ & Biotech.* 1(4): 177-181.
- Graca, M. A. S., F. Barlocher and M. O. Gessner. 2005. *Methods to study litter decomposition a practical guide.* Springer, Netherlands. 329 p.
- Gunadi, B. 1992. Litterfall, litter turnover and soil respiration in two pine forest plantations in Central Java, Indonesia. *J. Trop. For. Sci.* 6(3): 310-322.
- Gutiérrez V., M. H., J. Méndez G., C. Flores L., J. A. Ramírez D. y B. N. Gutiérrez V. 2012. Caída de hojarasca en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. y *Pinus cembroides* Zucc., en Coahuila, México. *Rev. Fitotec. Mex.* 35(2): 123-133.
- Heal. O. W., J. M. Anderson and M. J. Swift. 1997. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. *In: Candish, G. and K. E. Giller (eds). Driven by nature: Plant litter quality and decomposition.* University Press, Cambridge. pp. 3-32.
- Hirobe, M., J. Sabang, B. K. Bhatta and H. Takeda. 2004. Leaf-litter decomposition of 15 tree species in a lowland tropical rain forest in Sarawak: decomposition rates and initial litter chemistry. *J. For. Res.* 9: 341-346.
- Isaac, S. R. and M. A. Nair. 2005. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. *Soil Biology & Biochemistry.* 37: 1656-1664.
- IUSS-ISRIC-FAO. 2007. Base referencial mundial del recurso suelo: marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. Primera actualización. *Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103.* FAO, Roma. 103 p. [En línea] Disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/a0510s/a0510s00.pdf> (Revisado el 16 de noviembre de 2014).
- Karberg, N. J., N. A. Scott and C. P. Giardina. 2008. Methods for estimating litter decomposition. *In: Field measurements for forest carbon monitoring.* Hoover, C. M. (Ed.). Springer. New York. pp.103-111.

- Kruskal, W. H. and W. A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47(260): 583-621.
- Lähdesmäki, P. and R. Piispanen. 1988. Degradation products and the hydrolytic enzyme activities in the soil humification processes. *Soil Biol. Biochem.* 20:287-292.
- Lusk, C. H., C. Donoso, M. Jiménez, C. Moya, G. Oyarce, R. Reinoso, A. Saldaña, P. Villegas y F. Matus. 2001. Descomposición de hojarasca de *Pinus radiata* y tres especies arbóreas nativas. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 74: 705-710.
- MacLean, D. A. and R. W. Wein. 1978. Weight loss and nutrient changes in decomposing litter and forest floor material in New Brunswick forest stands. *Can. J. Bot.* 56(21): 2730–2749.
- Martínez C., B. E. 2014. Descomposición de la fracción foliar de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. y dinámica de la producción de hojarasca en un bosque manejado, en el estado de Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 112 p.
- Matissek, R., F. Schnepel y G. Steiner. 1998. Análisis de los alimentos: fundamentos, métodos y aplicaciones. Editorial Acribia S.A. Zaragoza-España.
- Melillo, J. M., J. D. Aber and J. F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63(3): 621-626.
- Montoya R., F. 2016. La rehabilitación forestal y su efecto sobre la diversidad vegetal y fauna silvestre en El Porvenir, Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 109 p.
- Návar-Cháidez, J. J. y E. Jurado-Ybarra. 2009. Productividad foliar y radicular en ecosistemas forestales del noreste de México. *Rev. Cien. For. Mex.* 34(106): 89-106.
- Olson, J. S. 1963. Energy Storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2): 322-331.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045): 988-993.

- Pavón, N. P. and O. Briones. 2000. Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in Mexico. *Plant Ecology* 146: 131-136.
- Prause, J., G. Arce C. y P. N. Angeloni. 2003. Variación mensual en el aporte de hojas de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina). *Quebracho*. 10: 39-45.
- Prescott, C. E., J. P. Corbin and D. Parkinson. 1992. Immobilization and availability of N and P in the forest floors of fertilized Rocky Mountain coniferous forests. *Plant and Soil* 143: 1-10.
- Quinto M., H., Y. A. Ramos P. y D. Abadía B. 2007. Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un bosque pluvial tropical en Salero, Chocó, Colombia. *Biodiversidad*. 26(1): 28-41.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [En línea] Disponible en <http://www.R-project.org/>
- Rai, S. N. and J. Proctor. 1986. Ecological studies on four rainforests in Karnataka, India. II. Litterfall. *Journal of Ecology* 74: 455-463.
- Riviera V., R., L. Soto P., C. A. Núñez C., B. de Jung, Ma. G. Hernández R. y J. A. B. Ordóñez D. 2013. Producción y tasa de descomposición de hojarasca en acahuals de selva caducifolia en Chiapas. *Rev. Mex. Cien. For.* 4(20): 20-30.
- Rocha-Loredo., A. G. y N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 84:1-12
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.
- Sala, O. E., R. B. Jackson, H. A. Mooney and R. W. Howarth. 1999. *Methods of ecosystem science*. Springer- Verlag, New York. 421 p.
- Sarukhán, J., J. Carabias, P. Koleff y T. Urquiza-Hass. 2012. *Capital Natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación*. Comisión

- Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Tlalpan, México D. F. 91 p.
- Sizer, N. C., E. V. J. Tanner and I. D. Kossmann F. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. *J. Trop. Ecol.* 16: 853-863.
- Swift, M. J., O. W. Heal and J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. University of California Press. Berkeley. 372 p.
- Turruella P., E., M. Carrión R., F. Martínez y N. Companioni C. 2002. *Manual de abonos orgánicos para la agricultura urbana en Cuba*. INIFAT. La Habana, Cuba. 75 p.
- Ventura R., A. 2016. *Reforestación: una estrategia empleada para rehabilitar zonas degradadas en El Porvenir, Hgo.* Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 121 p.
- Ventura-Ríos, A, F. O. Plascencia-Escalante, P. Hernández de la R., G. Ángeles-Pérez. y A. Aldrete. 2017. ¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México. *Bosque*. 38(1): 55-66.
- Wang, Q., S. Wang, B. Fan and X. Yu. 2007. Litter production, leaf litter decomposition and nutrient return in *Cunninghamia lanceolata* plantations in south China: effect of planting conifers with broadleaved species. *Plant Soil*. 297:201-211.
- Wedderburn, M. E. and J. Carter. 1999. Litter decomposition by four functional tree types for use in silvopastoral systems. *Soil Biol. Biochem.* 31(3): 455-461.
- Witkamp, M. 1966. Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora and microbial respiration. *Ecology*. 47: 194-201.
- WSL (Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research). 2016. Hemisfer: software designed to estimate the leaf area index (LAI) and the light regime from hemispherical photographs. Swiss. [En línea] Disponible en http://www.wsl.ch/dienstleistungen/produkte/software/hemisfer/download_EN.
- Zapata D., C. M., J. A. Ramírez, J. D. León P. y M. I. González H. 2007. Producción de hojarasca fina en bosques altoandinos de Antioquia, Colombia. *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín*. 60(1): 3771-3784.

CAPÍTULO III. COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DE ÁCAROS ORIBÁTIDOS EN ÁREAS BAJO REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HIDALGO.

3.1. RESUMEN

Los ácaros oribátidos están asociados a la descomposición de la materia orgánica y son particularmente abundantes y diversos. Se ha estudiado la composición de sus comunidades en diferentes tipos de bosques, sin embargo, se desconoce si reforestaciones de diferentes edades, resultado de la rehabilitación del bosque, tienen un efecto sobre la estructuración de sus comunidades. En este estudio evaluamos el efecto de tres reforestaciones con *Pinus greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años) y un bosque de referencia con el pino nativo (*Pinus cembroides*), sobre la composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca, en El Porvenir, Hidalgo. Se identificaron un total de 66 especies diferentes de ácaros oribátidos comprendidas dentro de 47 géneros y 31 familias. Se observaron diferencias en la abundancia, riqueza de especies y composición de las comunidades de ácaros oribátidos entre las diferentes edades de las reforestaciones y el sitio de referencia. El contenido de humedad, la profundidad y el pH de la hojarasca fueron importantes variables que explicaron las variaciones de la composición de las comunidades de ácaros oribátidos tanto en las reforestaciones como en el sitio de referencia, lo cual refleja diferentes preferencias de hábitat de los ácaros oribátidos. Diferentes especies fueron significativos indicadores ecológicos en cada una de las edades de las reforestaciones, lo que sugiere que cada estado sucesional alberga especies de ácaros oribátidos adaptadas a cada etapa. El sitio de referencia albergó una comunidad de ácaros oribátidos muy diferente a la de las reforestaciones, reflejando las características del bosque natural. Las edades de reforestación influyeron en la composición de las comunidades de ácaros oribátidos, lo que resalta la importancia de las reforestaciones en dicha composición y en la conservación de la biodiversidad de ácaros oribátidos de la hojarasca.

Palabras clave: Oribatida, edad de la reforestación, *Pinus greggii*, sitio de referencia, hojarasca, NMS.

CHAPTER III. COMPOSITION OF THE COMMUNITIES OF ORIBATID MITES IN AREAS UNDER REHABILITATION, IN EL PORVENIR, HIDALGO.

ABSTRACT

Oribatid mites are associated with the decomposition of organic matter and are particularly abundant and diverse. The composition of their communities has been studied in different types of forests, however, it is unknown whether reforestations of different ages, as a result of forest rehabilitation, have an effect on the composition of their communities. In this study we evaluated the effect of three reforestations with *Pinus greggii* of different ages (5, 12 and 14 years) and a reference forest with the native pine (*Pinus cembroides*), on the composition of the litter oribatid mite communities, in El Porvenir, Hidalgo. A total of 66 different species of oribatid mites were identified; comprised of 47 genera and 31 families. We observed differences in the species abundance, richness and composition of the oribatid mite communities between the different ages of the reforestations and the reference site. The moisture content, the depth and the pH of the litter were important variables that explained the variations on the composition of the communities of the oribatid mites, both in the reforestations and in the reference site, which reflects different habitat preferences of the oribatid mites. Different species were significant ecological indicators in each reforestation site, which suggests that each successional state hosts species of oribatid mites adapted to each stage. The reference site hosted an oribatid mites community very different from that of the reforestations, reflecting the characteristics of the natural forest. The ages of reforestations influenced the composition of the oribatid mite communities, which highlights the importance of reforestation in such composition and in the conservation of oribatid mites biodiversity in litter.

Key words: Oribatida, reforestation age, *Pinus greggii*, reference site, leaf litter, NMS.

3.2. INTRODUCCIÓN

En el suelo se encuentran un sin número de organismos que desempeñan diferentes funciones dentro del ecosistema. Entre ellos se encuentra la mesofauna, la cual, participa en los procesos de la mineralización del carbono y nutrientes y proporciona recursos para la producción primaria (Wallwork 1970; Swift *et al.* 1979; Luxton 1982; Mikola *et al.* 2002; Coleman y Crossley Jr. 2003). Los principales componentes de la mesofauna son los ácaros oribátidos y los colémbolos, en términos tanto del número de individuos como de especies (Petersen y Luxton 1982; Vu y Nguyen 2000; Scheu *et al.* 2005), llegando a representar entre el 85 y 90% del total de microartrópodos que se encuentran en el suelo (Hope 2003). Los ácaros oribátidos también conocidos como ácaros del musgo, ácaros escarabajo, ácaros blindados o Cryptostigmata, pertenecen a la subclase Acari, suborden Oribatida (Lindquist *et al.* 2009). Están asociados a la materia orgánica y son particularmente abundantes y diversos tanto en el suelo como en la hojarasca también pueden estar presentes en ecosistemas acuáticos y semiacuáticos (Norton 1990; Walter y Proctor 1999).

Durante el proceso de la descomposición de la materia orgánica, los ácaros oribátidos juegan un papel importante, debido a su participación conjunta con la micoflora del suelo, produciendo un efecto sinérgico, donde los ácaros oribátidos realizan una labor previa de fragmentación mecánica de la hojarasca, favoreciendo la actividad de la micoflora, la cual es la responsable de la mineralización de la materia orgánica (Harding y Stuttar 1974; Swift *et al.* 1979; Luxton 1982; Laroche *et al.* 1988; Scheu *et al.* 2005). Además, regulan las poblaciones de hongos y bacterias (Stuart 2011) favoreciendo así la mineralización e inmovilización de nutrimentos en el suelo (Bhattacharya 1984; Behan-Pelletier 1999; Coleman y Crossley Jr. 2003; Iturrondobeitia *et al.* 2004); son dispersores de bacterias y de hongos, ya sea por acarrearlas en la superficie de su cuerpo o al alimentarse de ellas, sobreviviendo al paso por el tracto digestivo (Klironomos y Kendrick 1995). De acuerdo con Norton (1985), los ácaros oribátidos son el grupo de microartrópodos más importante desde el punto de vista de los efectos directos e indirectos sobre la formación y el mantenimiento de la estructura del suelo, debido a que al producir bolas fecales (pellets) contribuyen en la aireación del suelo y a la formación de los agregados.

El restablecimiento de los ecosistemas degradados incrementa la biodiversidad y los servicios ecosistémicos por medio de la recuperación, rehabilitación y restauración, las diferencias en estas opciones radican en que tanto se restituye la estructura y función del ecosistema y el efecto del tipo de especies utilizadas, ya sean nativas y/o exóticas puedan tener sobre la biodiversidad (Bradshaw 1987; Machlis 1993; SE, 2002; Lamb y Gilmour 2003; Vázquez *et al.* 2011). La restauración ecológica inicia la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (SER 2002), a través de dos enfoques diferentes: la restauración pasiva la cual permite que el ecosistema se recupere de manera natural, por sucesión ecológica (McIver y Starr 2001; Rey *et al.* 2008) y la restauración activa, la cual implica la intervención del hombre para acelerar la recuperación del ecosistema, por sucesión asistida o dirigida (Rey *et al.* 2008). La reforestación es la práctica de restauración activa que se utiliza ampliamente en nuestro país para la recuperación de suelos degradados, en la que una de las principales especies utilizadas es el *Pinus greggii* Engelm debido a su alta capacidad de adaptación a condiciones limitantes de humedad y rápido crecimiento (López y Muñoz 1991; Ramírez-Herrera *et al.* 2005; Gómez-Romero *et al.* 2012).

A pesar de que la restauración ecológica está vinculada con principios de la ecología y los cambios de la estructura y composición de las comunidades de organismos durante la recuperación del ecosistema perturbado. Al respecto, Álvarez-Sánchez (2001) señala que en nuestro país no se han realizado estudios en donde se relacionen procesos ecológicos paralelamente a la restauración de ecosistemas forestales, además de que no se conoce la amplia diversidad de organismos del suelo y el efecto que la rehabilitación pudiera tener sobre ellos. A la fecha, la diversidad y la composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca solo se han estudiado en diferentes tipos de bosques, por ejemplo, sin manejo (Vu y Nguyen 2000; Zaitsev *et al.* 2002; Sylvain y Buddle 2010; Murvanidze y Mumladze 2014) y con manejo (Lindo y Visser 2004; Déchéne y Buddle 2009); no obstante, se desconoce cómo es que las comunidades de ácaros oribátidos cambian en diferentes estados sucesionales de un bosque bajo un proceso de restauración.

Después de años de degradación, en 1998 en la zona de El Porvenir, Hidalgo se llevó a cabo la reforestación de una superficie aproximada de 300 ha con *Pinus greggii*, una especie exótica al área de estudio, además de haberse construido obras de conservación del suelo y captación de agua. A pesar de que la restauración de las áreas reforestadas ha sido exitosa, se desconocen los efectos que las reforestaciones con *Pinus greggii* de diferentes edades, tienen sobre la fauna del suelo y la influencia que estos organismos tienen sobre los procesos ecológicos. En El Porvenir se han realizado algunas investigaciones sobre estructura del dosel, diversidad vegetal y diversidad funcional en el sotobosque (Ventura-Ríos *et al.* 2017) y sobre la diversidad faunística y su relación con las diferentes edades de las reforestaciones (Montoya 2016). Sin embargo, se desconoce el efecto que tienen las diferentes edades de las reforestaciones sobre la diversidad y la composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca. Es por ello que el objetivo de este capítulo es el siguiente:

3.3. OBJETIVO

Identificar y describir la composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca, en tres reforestaciones con *Pinus greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años) y un bosque de referencia con el pino nativo (*Pinus cembroides*), en El Porvenir, Hidalgo.

3.4. MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1. Área de estudio

La zona de estudio se ubica en la comunidad de “El Porvenir” perteneciente al municipio de Santiago de Anaya, en el centro del Estado de Hidalgo, en la región geocultural conocida como el Valle del Mezquital. El sitio donde se llevó a cabo el presente trabajo de investigación es conocido localmente como “Centro Ecoturístico El Porvenir”, y tiene una superficie aproximada de 4,966 ha. Se ubica dentro de las coordenadas geográficas 20° 29' 24" y 20° 24' 36" latitud norte y los 98° 59' 24" y 98° 52' 12" longitud oeste, entre los 1800 y 2300 msnm. Se encuentra enclavado dentro de la Sierra Madre Oriental, cerca de los límites con el Eje Neovolcánico (INEGI 2008).

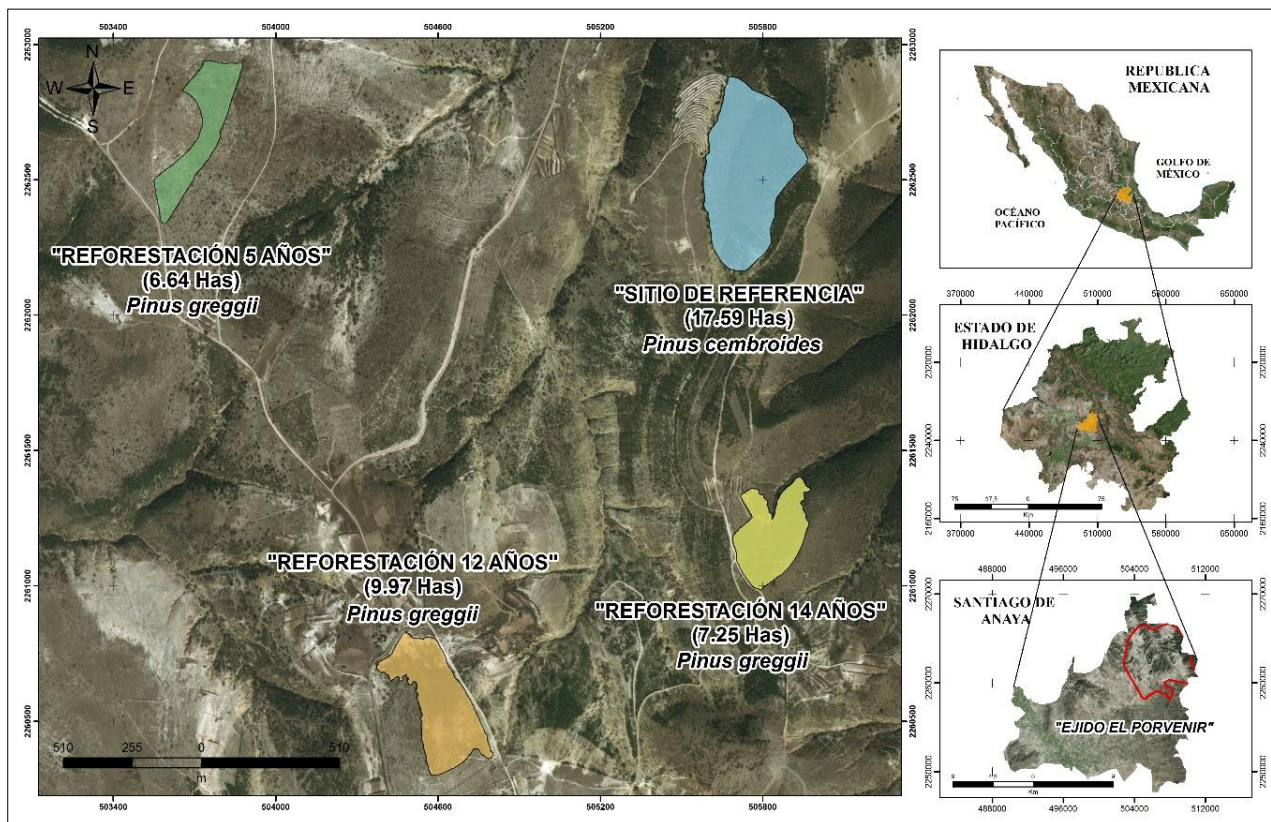


Figura 3. 1. Localización del área de estudio.

En la zona predomina un clima templado semiseco con lluvias en verano y un porcentaje de precipitación invernal menor al 5%, la temperatura media anual entre 12 y 18 °C, la precipitación promedio anual es de 555.6 mm (SAGARPA 2001; García 2004; CONAGUA-SMN 2015). Los tipos de suelo en el área de estudio son generalmente leptosoles, mismos que se caracterizan por ser muy someros sobre roca continua y extremadamente gravillosos y/o pedregosos, son suelos azonales y particularmente comunes en regiones montañosas (INEGI 2000).

El tipo de vegetación que pueden encontrarse en la comunidad de El Porvenir y sus alrededores es matorral xerófilo dominado por garambullo (*Myrtillocactus geometrizans*), nopal (*Opuntia streptacantha*), mezquite (*Prosopis juliflora*), maguey (*Agave* spp.), yuca (*Yucca filifera*) y biznaga (*Echinocactus platyacanthus*) (SAGARPA 2001). Al norte del centro de población, en las partes altas existen bosques naturales de encino (*Quercus pringlei*) y pino (*Pinus cembroides*) y otros producto de reforestaciones (*Pinus cembroides* y *Pinus greggii*), en asociación con táscate (*Juniperus flaccida*). Asimismo, es posible encontrar de manera aislada algunos individuos producto de los esfuerzos fallidos de reforestación como eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), casuarinas (*Casuarina* sp.), cedros (*Cupressus* sp.) y pinos (*Pinus patula* y *Pinus pseudostrobus*).

3.4.2. Selección de sitios de muestreo

La delimitación de los sitios de muestreo se realizó mediante un recorrido de campo y con el empleo de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) marca Garmin modelo GPSmap 62s, se calcularon las superficies de los polígonos correspondientes a tres reforestaciones de *Pinus greggii* de 5, 12 y 14 años y un sitio de referencia compuesto por vegetación natural, donde la especie predominante es *Pinus cembroides*. La superficie de la reforestación de 5 años (R5) fue de 6.64 ha aproximadamente, la de las reforestaciones de 12 (R12) y 14 años (R14), de 9.97 y 7.25 ha respectivamente, mientras que el sitio de referencia (SR) ocupó una superficie de 17.59 ha. En cada una de las áreas de las cuatro condiciones, se ubicaron geográficamente 8 puntos de muestreo

seleccionados de manera aleatoria (Figura 3.2), con ayuda de la herramienta creación de puntos aleatorios (random points) del software ArcGIS 10 (ESRI 2011).

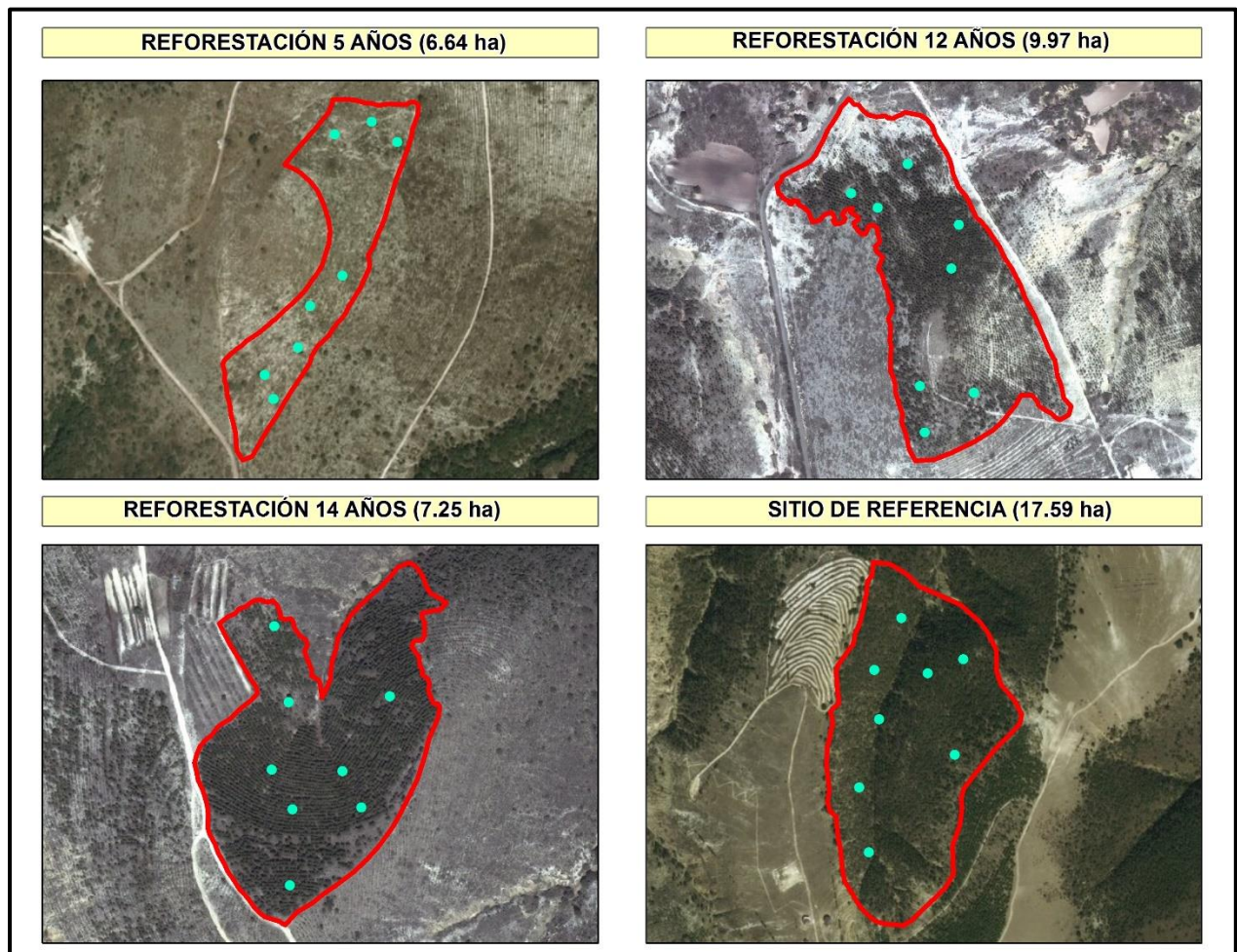


Figura 3. 2. Superficies y ubicación de los sitios de muestreo donde se colectó la hojarasca para la extracción de ácaros oribátidos en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

3.4.3. Muestreo de los ácaros oribátidos

El muestreo de la hojarasca para el estudio de los ácaros oribátidos se realizó en el mes de octubre de 2015. El día 11 se colectaron las muestras correspondientes a las reforestaciones de 5, 12 y 14 años y el día 12 se muestrearon las del sitio de referencia. En cada punto de muestreo se tomaron dos muestras adyacentes entre sí (Crossley Jr. y Blair 1991), la primera muestra se utilizó para la extracción de los ácaros oribátidos y

se extrajo con la ayuda de un cilindro de PVC de 10 cm de diámetro. Las muestras se tomaron donde hubo presencia de hojarasca, para el caso de R5 se colectaron debajo de los árboles, que fue el sitio donde se encontró acumulada la hojarasca. Alrededor de cada cavidad se tomaron tres mediciones de la temperatura y de la profundidad de la hojarasca (Figura 3.3).



Figura 3. 3. Muestreo de la hojarasca con cilindros de PVC y toma de datos de variables de la hojarasca.

Una vez extraída la muestra, al cilindro se le colocaron, una tapa inferior y una superior herméticas para evitar alteraciones de la muestra y posteriormente dichas muestras se mantuvieron en un lugar fresco. La segunda muestra se extrajo con la ayuda de un cuchillo y fueron almacenadas en bolsas ziploc resellables, estas muestras se utilizaron para medir pH y contenido de humedad. Datos adicionales de la temperatura del aire y humedad fueron registrados por medio de un medidor meteorológico Kestrel 3000 de

bolsillo. Una vez terminado el muestreo, las muestras fueron trasladadas al laboratorio de Ecología de Suelos del Postgrado en Edafología del Colegio de Postgraduados.

3.4.4. Extracción e identificación taxonómica de ácaros oribátidos

Una vez en el laboratorio se procedió a la extracción de los organismos presentes en la hojarasca, las muestras que no se extrajeron el mismo día, se almacenaron a 5 °C (Edwards 1991). Para la extracción se utilizó la técnica propuesta por Berlese en 1905 y modificada por Tullgren en 1917 por la adición de una fuente de luz, conocida como embudos de Berlese-Tullgren (Vázquez 1999). Este sistema de extracción consta de un embudo, un contenedor con una malla de alambre donde se coloca la muestra, un foco como fuente de calor y un vial al final del embudo que contiene alcohol al 70% (Figura 3.4). Se trata de un método basado en el tropismo negativo, el calor generado por el foco



Figura 3. 4. Embudos Berlese-Tullgren para la extracción de microartrópodos edáficos.

suspendido sobre el embudo crea un gradiente de temperatura que produce la desecación progresiva de la muestra lo que hace que la fauna edáfica al tratar de escapar de los cambios de temperatura y humedad generados en la muestra, atraviese la malla y resbale por las paredes del embudo hasta caer en un frasco colector con alcohol al 70%. Es uno de los métodos más eficientes para los estudios cualitativos y cuantitativos de muestras de suelo, hojarasca, musgo, líquenes, madera en descomposición y otros sustratos, además de que su eficiencia de extracción es mayor al 80% y se recomienda para inventarios de especies de microartrópodos en suelos de bosques de coníferas (van Straalen y Rijninks 1982; Crossley Jr. y Blair 1991; Edwards 1991; Palacios-Vargas y Mejía-Recamier 2007).

Las muestras se dejaron aproximadamente 5 días para extraer la totalidad de los especímenes contenidos en la hojarasca. La extracción del total de las muestras terminó en un lapso de 2 semanas. Posteriormente, se llevó a cabo la separación y clasificación de morfotipos de los ácaros oribátidos encontrados utilizando un microscopio estereoscópico marca Zeiss Stemi 2000-C; se montó aproximadamente el 14% de los especímenes (464), para llevar a cabo su identificación taxonómica. Especímenes de cada morfotipo fueron montados en laminillas con líquido de montaje Hoyer y se pusieron a secar en un horno a 45 °C. Otro medio de montaje que se utilizó fue el DMHF (dimetil hidantoína formaldehído), una resina sintética soluble en agua, misma que requiere solo un día de secado a temperatura ambiente; antes de ser montados los ácaros oribátidos tuvieron que ser aclarados en ácido láctico debido a su alta esclerotización. Los especímenes de gran tamaño fueron identificados en preparaciones temporales utilizando ácido láctico y un portaobjeto cóncavo. Al terminar su identificación taxonómica, los ácaros fueron almacenados en alcohol al 70% (Norton y Behan-Pelletier 1991; Walter y Proctor 2001; Ermilov *et al.* 2015). La identificación se hizo a nivel de género o especie, cuando fue posible, utilizando un microscopio óptico marca Leica, modelo DM1000 y diversas claves impresas y/o en línea (Balogh y Balogh 1992a; Balogh y Balogh 1992b; Walter y Proctor 2001; Walter 2006; Weigmann 2006; Lindquist *et al.* 2009; Zhang 2011; Schatz *et al.* 2011). Una vez finalizada la identificación se realizó el conteo de las abundancias de los ácaros oribátidos incluyendo únicamente a los adultos debido a la

dificultad que representa la identificación de estados inmaduros (prelarva, larva, protoninfa, deutoninfa y tritoninfa) y a que la mayoría de las especies sólo se ha descrito el estado adulto (Behan-Pelletier 1999); por lo que, no se conocen todos los estados inmaduros para todas las especies (Norton y Ermilov 2014).

3.4.5. Variables ambientales

Las muestras de hojarasca tomadas adyacentemente a las del cilindro, se dividieron en dos partes iguales: una parte se utilizó para el análisis de pH y la otra para determinar el contenido de humedad en la muestra. Los análisis se llevaron a cabo en el laboratorio de Física de Suelos del Postgrado en Edafología del Colegio de Postgraduados.

La hojarasca que se utilizó para medir el pH se dejó secar a temperatura ambiente durante 72 h y posteriormente fueron trituradas finamente en un molino Moulinex (Figura 3.5). Para la determinación de pH, se pesaron 5 g por muestra (en una balanza digital Mettler PC 2000 con 0.01 g de precisión) y se mezclaron con una solución salina 0.01 M



Figura 3. 5. Molido de la hojarasca para la determinación de pH y determinación del peso seco para calcular el % de humedad.

de CaCl_2 , para evitar fluctuaciones en los valores de pH, utilizando una relación 1:10 (Davey y Conyers 1988), posteriormente se agitó manualmente durante un minuto y se dejó reposar por 15 minutos, así hasta completar una hora. Una vez concluido este

proceso, se midió el pH en la dilución de cada muestra con un pH-metro marca Conductronic modelo PC45.

El contenido de humedad de la hojarasca, se determinó por el método gravimétrico o secado en estufa (Countryman y Dean 1979; Norum y Miller 1984), para lo cual definimos el contenido de humedad en la hojarasca como la proporción del agua libre e higroscópica expresada en porcentaje con respecto al peso seco. En porcentaje de humedad en la hojarasca se registró pesando la muestra en peso húmedo, en una balanza digital Mettler PC 2000 con 0.01 g de precisión y después se procedió a secarla en una estufa de circulación forzada (marca THELCO) a 70°C hasta obtener un peso constante (aproximadamente a las 48 h), posteriormente se registró el peso seco y se aplicó la siguiente ecuación (Norum y Miller 1984):

$$CHH = \frac{PA}{PS} * 100$$

Donde

$$PA = PH - PS$$

CHH es el contenido de humedad en la hojarasca expresado en %; PA es el peso en gramos del agua libre e higroscópica existente en la muestra; PH es el peso húmedo de la muestra y PS es el peso seco de la muestra.

3.4.6. Análisis estadístico

Debido a que los datos de abundancia de ácaros oribátidos no presentan una distribución normal, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia del 95 %, bajo la hipótesis nula de que los valores de las abundancias no difieren entre condiciones. Para conocer qué medias de las abundancias entre condiciones difieren entre sí, se realizó un análisis *post hoc* con la prueba Nemenyi para comparaciones múltiples con el método de Tukey-Kramer al 95 % de confiabilidad; considerándose diferencias significativas cuando $p < 0.05$ (Sokal y Rohlf 1995). El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo en el lenguaje de programación estadístico R versión 3.2.5 (R Core Team, 2016) y el paquete PMCMR (Pohlert 2016).

La riqueza de especies de ácaros oribátidos en las distintas condiciones (R5, R12, R14 y SR) se compararon utilizando curvas de rarefacción basadas en individuos (Buddle *et al.* 2005) utilizando el paquete *vegan* (Oksanen *et al.* 2016) en el software estadístico R versión 3.2.5 (R Core Team 2016). Debido a que la riqueza de las especies es muy sensible al tamaño de muestra, las curvas de rarefacción generan valores comparables de riqueza de especies debido a que ajustan la estimación a un mismo número de individuos colectados (esfuerzo de muestreo) colectados en las diferentes condiciones; esto es lo que se conoce como esfuerzo de muestreo o niveles comparables de abundancia (Colwell *et al.* 2004; Buddle *et al.* 2005). Adicionalmente se determinó si el muestreo fue suficiente para hacer las comparaciones de diversidad de ácaros oribátidos adecuadas en las cuatro condiciones, lo cual es indicado cuando las curvas de rarefacción comienzan a estabilizarse (Buddle *et al.* 2005).

Cuando existen numerosas variables que están asociadas a un mismo sitio de muestreo, es necesario el uso de técnicas multivariadas para su estudio. Se han propuesto diversas técnicas de ordenación; sin embargo, la técnica de escalamiento multidimensional no-métrico (NMS), es el método más eficaz de ordenación para el estudio de la composición de comunidades (McCune *et al.* 2002), NMS representa en un espacio geométrico de pocas dimensiones (2 o 3) la cercanía entre un conjunto de sitios (McCune *et al.* 2002; Peck 2010). A partir de una matriz de sitios y especies de ácaros oribátidos, se calculó la matriz de disimilaridad X , esta matriz indica que tan iguales son cada par de sitios (R5, R12, R14 y SR) utilizando para ello la similaridad entre sus especies de ácaros oribátidos. Los datos fueron transformados a raíz cuadrada (R^2), con la finalidad de reducir los efectos de las especies dominantes y se usó la distancia de disimilaridad de Sorensen (Bray-Curtis) para calcular la matriz de semejanza entre sitios. NMS se calculó utilizando el software estadístico PC-ORD, versión 5.0 (McCune y Mefford 2006). Se eligió el número apropiado de ejes que mejor representaron la variación en los datos y se analizó el estrés final, que entre 10 y 20 indica una buena ordenación de los datos de la comunidad ecológica (McCune *et al.* 2002). NMS puede relacionar los ejes resultantes de la ordenación con distintas variables explicativas para indicar el efecto de éstas sobre los sitios y especies (Peck 2010). Se utilizaron algunas variables ambientales

relacionadas con las características de la hojarasca de cada sitio (Cuadro 3.1), para determinar la correlación (r de Pearson) que éstas pudieran tener sobre las condiciones y las comunidades de ácaros oribátidos.

Cuadro 3. 1. Valores promedio de las variables ambientales de la hojarasca y otras variables medias en los sitios de muestreo de las reforestaciones con *Pinus greggii* de diferentes edades (R5, R12, R14) y un sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

Propiedades	R5	R12	R14	SR
Variables de la hojarasca				
Profundidad (cm)	2.3 (0.1)	5.1 (0.9)	4.2 (0.5)	1.8 (0.3)
Temperatura (°C)	19.7 (0.5)	21.5 (0.3)	21.1 (0.3)	21.9 (0.6)
Humedad (%)	50.0 (4.2)	67.6 (9.5)	58.3 (7.3)	28.7 (4.0)
pH (0.01 M CaCl ₂)	5.0 (0.2)	4.4 (0.2)	4.9 (0.3)	6.0 (0.1)
Otras variables				
Temperatura del aire (°C) ¹	26.1 (1.7)	31.0 (0.7)	27.1 (0.5)	26.1 (0.6)
Humedad Relativa del aire (%) ¹	76.4 (3.7)	58.3 (2.3)	64.1 (1.8)	64.1 (2.9)
Pendiente (%)	22.5 (1.9)	49.4 (7.6)	53.1 (3.3)	63.3 (11.5)
Apertura del dosel ²	87.05	51.35	35.8	51.35

Nota:¹Variables tomadas al momento del muestreo. ²Variable calculada con el software Hemisfer 2.13.

El procedimiento de permutación de respuestas múltiple (MRPP) se utilizó para detectar diferencias significativas entre los grupos, en este caso entre las comunidades de los ácaros oribátidos asociados con los diferentes años de reforestación y el sitio de referencia. El MRPP se basa en similitudes dentro del grupo y genera tres valores estadísticos para probar la significancia: el valor T indica separación entre grupos (valores altos indican una fuerte separación), el valor A (homogeneidad dentro del grupo) indica la similitud entre las unidades de muestra dentro de un grupo ($A = 1$ cuando todas las unidades de muestra son idénticas dentro de cada grupo y $A = 0$ cuando las muestras dentro de un grupo son completamente diferentes) y la significancia del p value (McCune *et al.* 2002). Para el análisis de MRPP, se usó la medida de distancia de Sorensen (Bray-Curtis) y se realizó utilizando el software estadístico PC-ORD, versión 5.0 (McCune y Mefford 2006).

Con el propósito de identificar las especies indicadoras de cada condición se llevó a cabo un análisis de especies indicadoras (ISA) estimando el valor indicador de especies (IndVal) propuesto por Dufrêne y Legendre (1997). El propósito de este método es evaluar el grado de especificidad del hábitat de una especie, es decir, la exclusividad a un hábitat particular y el grado de frecuencia o de ocurrencia dentro del mismo hábitat, ambos parámetros son medidos independientemente para cada especie y expresados con un valor porcentual. El valor indicador (IndVal) es el resultado de la alta frecuencia y abundancia de una especie particular en un hábitat dado; IndVal oscila entre cero (sin indicación) y 100 (indicación perfecta) (McCune y Mefford 2006). Las especies de ácaros oribátidos fueron consideradas como "indicadores" de una condición si el valor de $p \leq 0.05$ y el porcentaje de indicación (IndVal) >0.35 . Para el cálculo del valor indicador de especies (IndVal) se utilizó la función 'IndVal' del programa "Labdsv" de la librería de R (R Core Team 2016).

3.5. RESULTADOS

3.5.1. Abundancia de ácaros oribátidos

Un total de 3390 ácaros oribátidos fueron colectados, encontrándose 66 especies comprendidas dentro de 47 géneros y 31 familias. De estas, se encontraron 449 individuos (13.24%) y 24 especies en R5, 1273 individuos (37.55%) y 41 especies en R12, 876 individuos (25.84%) y 31 especies en R14 y 792 individuos (23.36%) y 38 especies en SR. Del total de especies, 17 pertenecen a los ácaros oribátidos inferiores y 49 especies a los ácaros oribátidos superiores. Las familias mejor representadas en las cuatro condiciones fueron Oppiidae con 565 individuos (16.66%), Suctobelbidae con 536 (15.81%), Brachychthoniidae con 462 individuos (13.63%), Scheloribatidae con 372 individuos (10.97%) y Tectocepheidae compuesta por 316 especímenes (9.32%), mismas que en conjunto suman el 66.40% del total de los ácaros oribátidos encontrados. La especie con mayor abundancia fue *Poecilochthonius ca. spiciger* (Brachychthoniidae), que por sí sola contribuye al 10.9% (370 individuos) del total registrado, seguida de *Tectocepheus velatus sarekensis* y *Suctobelbella (Suctobelbella) sp. 3* que contribuyen al 9.3% (316 individuos) y 9.2% (312 individuos), respectivamente. *Oppiella nova* ocupa el cuarto lugar con un total de 298 individuos (8.8%). Las especies que presentaron menor abundancia, únicamente 1 individuo por especie (0.03%) fueron: *Gilarovella demetrii*, *Epilohmannia pallida pallida*, *Sphaerochthonius ca. suzukii*, *Cosmochthonius desaussurei*.

El análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre las abundancias de ácaros oribátidos de las reforestaciones (R5, R12, R14) y el sitio de referencia (SR) ($X^2=8.2664$, $p \leq 0.04081$). La prueba de Tukey y Kramer (Nemenyi) mostró que existen diferencias significativas entre las abundancias de R5 y R12 ($p \leq 0.03$). Aunque no hubo diferencias estadísticas entre R5 y R14 ($p \leq 0.16$), y R5 y SR ($p \leq 0.40$), la abundancia media de los ácaros oribátidos en R12 tendió a ser más alta (Figura 3.6).

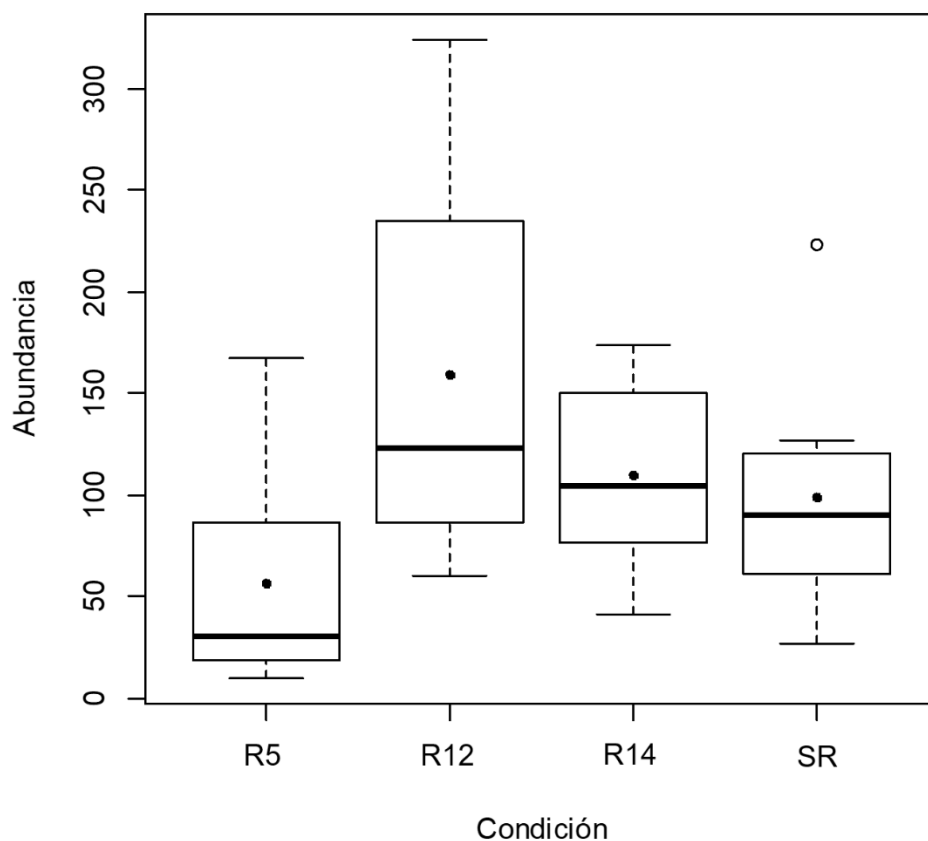


Figura 3. 6. Abundancias de ácaros oribátidos de la hojarasca en las reforestaciones de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

El porcentaje de las especies más abundantes por condición fueron para R5 *Poecilochthonius ca. spiciger* (31%), *Scheloribates* sp. 1 (12%), *Tectocephus velatus sarekensis* (11%) (Figura 3.7); en el caso de R12, las especies con mayor presencia fueron *Oppiella nova* (18%), *Poecilochthonius ca. spiciger* (11%) y *Suctobelbella (Suctobelbella)* sp. 3 (10%) (Figura 3.8); en R14, *Suctobelbella (Suctobelbella)* sp. 3 (18%), *Tectocephus velatus sarekensis* (13%) y *Ramusella (Ramusella)* sp. (12%) (Figura 3.9) y finalmente para SR, *Tectocephus velatus sarekensis* (17%), *Scheloribates* sp. 2 (15%) y *Scheloribates* sp. 1 (9%) (Figura 3.10).

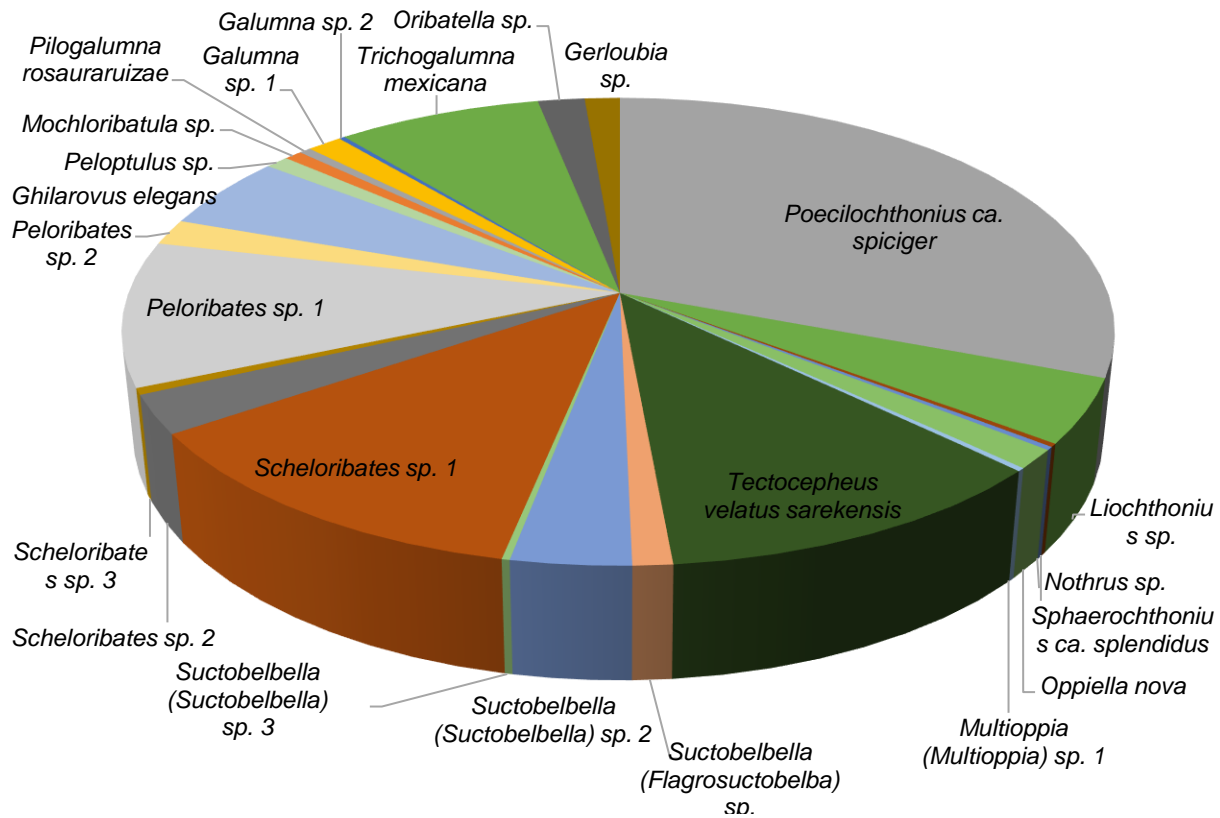


Figura 3. 7. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en R5 en El Porvenir, Hidalgo.

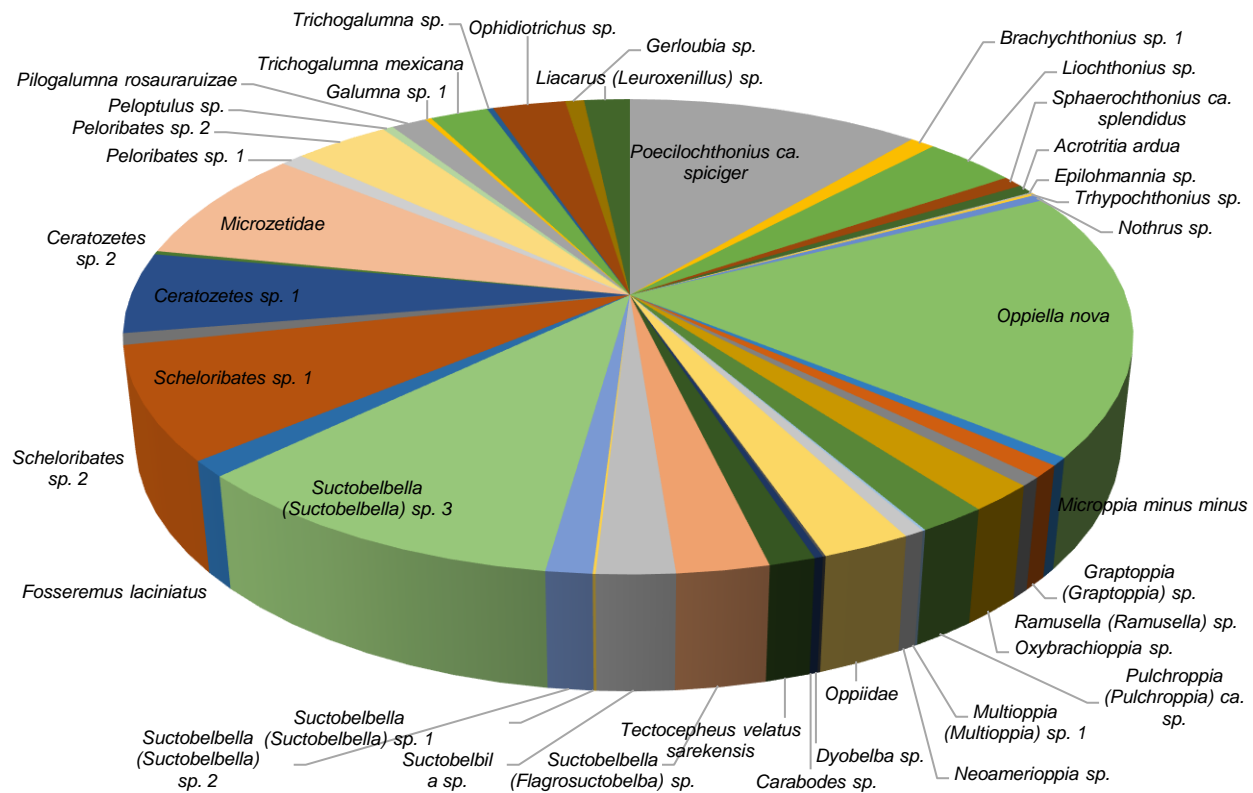


Figura 3. 8. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en R12 en El Porvenir, Hidalgo.

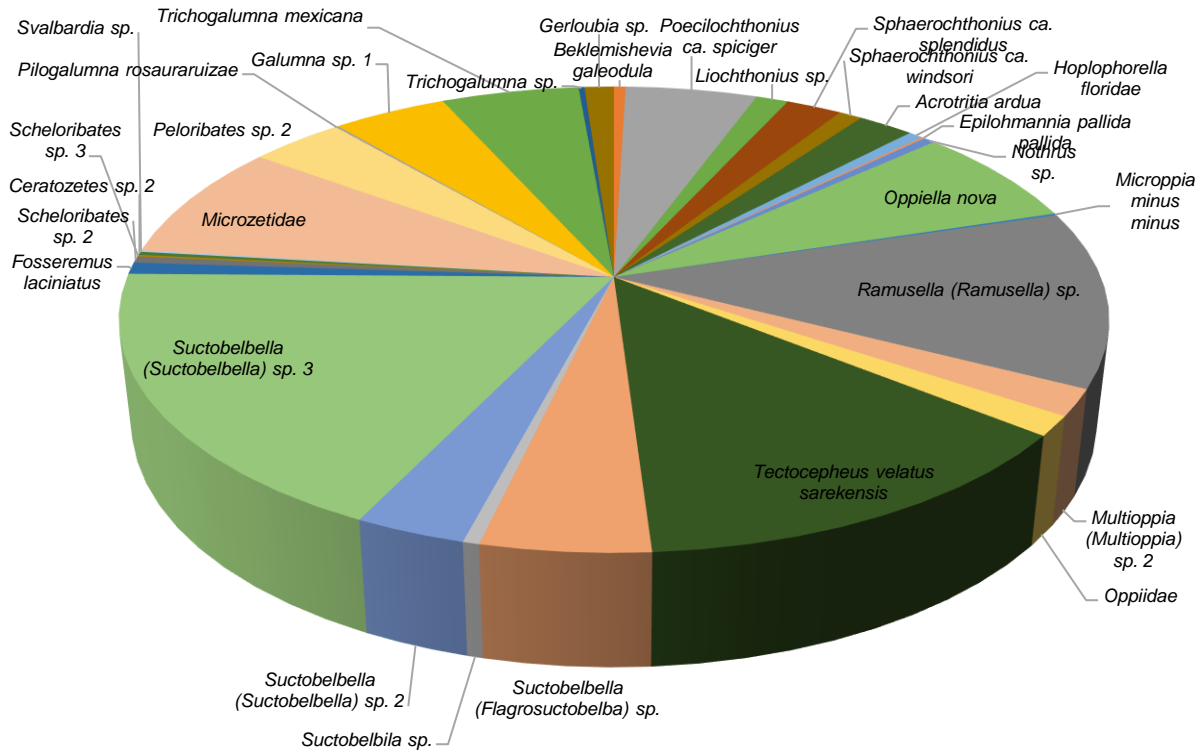


Figura 3. 9. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en R14 en El Porvenir, Hidalgo.

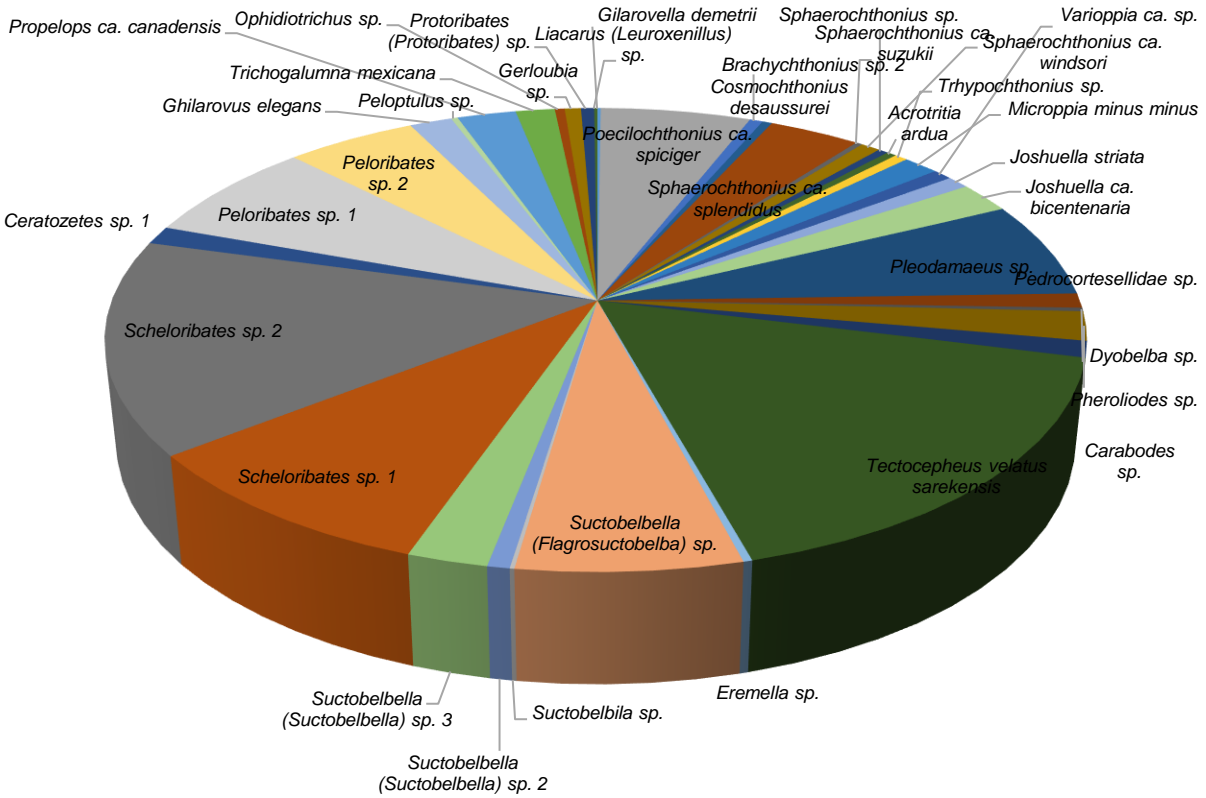


Figura 3. 10. Porcentaje de especies de ácaros oribátidos en SR en El Porvenir, Hidalgo.

De las 66 especies registradas en El Porvenir, 3 especies de ácaros oribátidos que representan el 4.5% del total, solamente se hallaron en R5; en R12 solo siete especies (10.6%) fueron exclusivas de esta condición; cinco especies (7.57%) solo se encontraron en R14 y 14 especies (21.21%) son exclusivas de SR (Cuadro 3.2). Por otro lado, 10 especies que corresponden al 15.15% del total pueden encontrarse en todas las condiciones y 5 especies solo se hallaron presentes en cualquiera de las reforestaciones con *Pinus greggii*.

Cuadro 3. 2. Especies exclusivas de las reforestaciones de diferente edad y el sitio de referencia en El Porvenir, Hidalgo.

R5	R12	R14	SR
<i>Mochloribatula</i> sp.	<i>Brachychthonius</i> sp. 1	<i>Beklemishevia galeodula</i>	<i>Gilarovella demetrii</i>
<i>Galumna</i> sp. 2	<i>Epilohmannia</i> sp.	<i>Hoplophorella floridae</i>	<i>Brachychthonius</i> sp. 2
<i>Oribatella</i> sp.	<i>Graptoppia (Graptoppia)</i> sp.	<i>Epilohmannia pallida pallida</i>	<i>Cosmochthonius desaussurei</i>
	<i>Oxybrachioppia</i> sp.	<i>Multioppia (Multioppia)</i> sp. 2	<i>Sphaerochthonius ca. suzukii</i>
	<i>Pulchroppia (Pulchroppia)</i> ca. sp.	<i>Svalbardia</i> sp.	<i>Sphaerochthonius</i> sp.
	<i>Neoamerioppia</i> sp.		<i>Varioppia</i> ca. sp.
	<i>Suctobelbella (Suctobelbella)</i> sp. 1		<i>Joshuella striata</i>
			<i>Joshuella ca. bicentenaria</i>
			<i>Pleodamaeus</i> sp.
			Pedrocortesellidae
			<i>Pheroliodes</i> sp.
			<i>Eremella</i> sp.
			<i>Propelops ca. canadensis</i>
			<i>Protoribates (Protoribates)</i> sp.

A través de este estudio se obtuvieron un total de 4 nuevos registros para México de acuerdo a los listados de Hoffmann y López-Campos (2002), Palacios-Vargas e Iglesias (2004) y Subías (2017), siendo estas *Gilarovella demetrii* (Lange, 1974), *Beklemishevia galeodula* (Zachvatkin, 1945), *Epilohmannia pallida pallida* (Wallwork, 1962) y *Fosseremus laciniatus* (Berlese, 1905). Así mismo se estima que al menos 7 de las 66 especies encontradas en El Porvenir podrían tratarse de especies aun sin describir; sin embargo, es necesario llevar a cabo una revisión más exhaustiva a cada una de ellas (Anexo 1).

3.5.2. Riqueza de ácaros oribátidos

La comparación de la riqueza de ácaros oribátidos a través de las curvas de rarefacción basadas en individuos se estandarizó a un mismo tamaño de muestra de 449 individuos. De acuerdo con las curvas de rarefacción estimadas (Figura 3.11), la mayor riqueza de especies se encontró en R12 y SR, con 37 y 36 especies, respectivamente; mientras que la menor riqueza se observó en R5 con un total de 24 especies. R14 presentó una riqueza de especies intermedia entre R12 y R5 (28 especies). Estas estimaciones de riqueza sugieren una relación entre la riqueza de ácaros oribátidos y la condición, con una notable influencia de los años de reforestación sobre la misma. Las curvas de rarefacción de las cuatro condiciones no se estabilizaron (Figura 3.11); sin embargo, siguieron una forma curvilínea que es una buena indicación de que el muestreo fue suficiente para hacer las comparaciones apropiadas de la riqueza entre las diferentes edades de reforestación y el sitio de referencia.

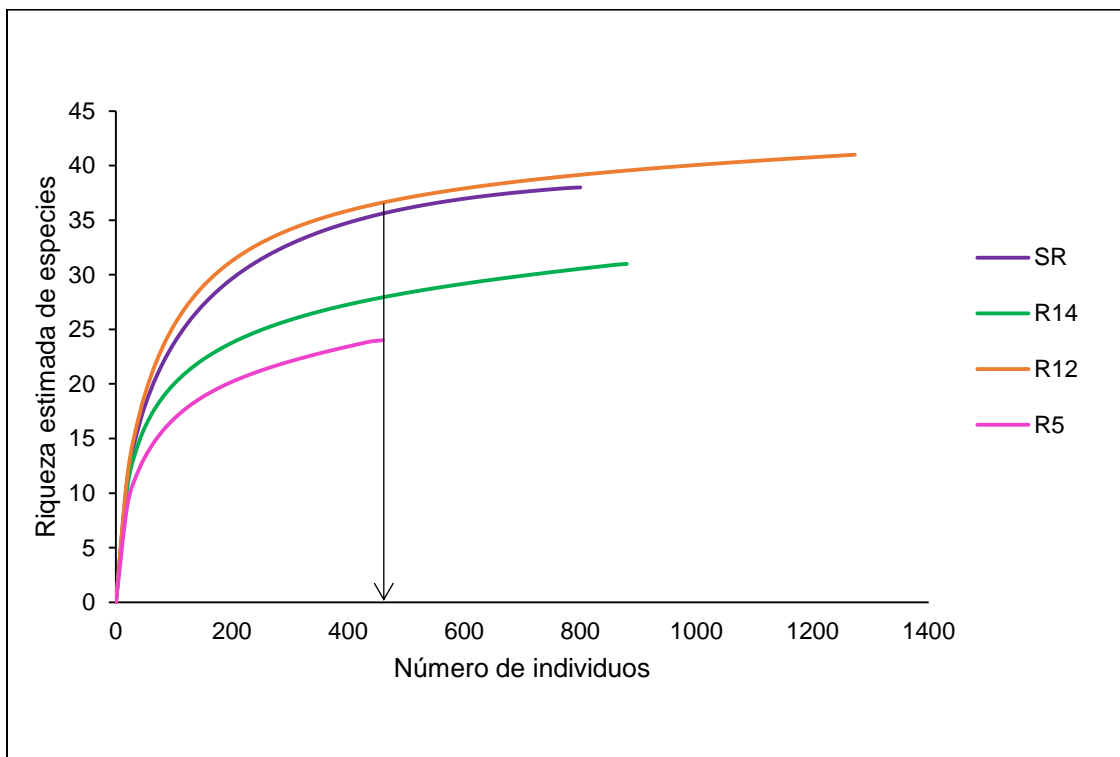


Figura 3. 11. Curvas de rarefacción basadas en individuos de la riqueza de especies de ácaros oribátidos de la hojarasca estandarizados por un tamaño de muestra de 449 individuos, indicado por la flecha, en las reforestaciones (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

3.5.3. Composición de las comunidades de ácaros oribátidos

La ordenación NMS produjo una solución de tres dimensiones para explicar la composición de las comunidades de los ácaros oribátidos de la hojarasca en las cuatro condiciones estudiadas. El estrés final fue de 14.64 obtenido después de 250 interacciones y la variación total explicada en los datos fue del 78%; la mayoría de la variación se explica para el eje 2 (28%) y el eje 3 (38%). Se observó un patrón de agrupamiento de las comunidades en las reforestaciones de R12 y R14 en oposición a las condiciones de R5 y SR (Figura 3.12). De acuerdo con el análisis de MRPP, el patrón de las comunidades de ácaros oribátidos de las reforestaciones R12 y R14 difirió significativamente de las comunidades de R5 ($A=0.067$, $p=0.0009$ y $A=0.095$, $p=0.0002$, respectivamente). El SR donde domina *Pinus cembroides* muestra una tendencia a agruparse entre sí y se aparta de las reforestaciones con *Pinus greggii*, indicando una diferencia significativa con R5 ($A=0.059$, $p=0.018$), R12 ($A=0.118$, $p=0.002$) y R14 ($A=0.134$, $p=0.0008$), lo cual muestra que la composición de las comunidades de ácaros oribátidos es muy distinta a la de las reforestaciones. Sin embargo, a pesar de que R12 y R14 comparten un mismo cuadrante fueron significativamente diferentes una de la otra ($A=0.036$, $p=0.029$).

Al considerar en la ordenación (NMS) cuatro variables de la hojarasca como fueron: profundidad, temperatura, humedad y pH, se observó una correlación significativa del eje 2 con el % de humedad ($r=-0.715$) y el pH ($r=0.651$) y con el eje 3 estuvo correlacionada la profundidad ($r=0.573$). Estos resultados estuvieron en concordancia con la especie arbórea presente en cada condición, ya que el % de humedad y la profundidad de la hojarasca fueron mayores en las reforestaciones R12 y R14, en comparación con R5 y SR. Por otro lado, el pH fue más alto en el SR en comparación con las reforestaciones. Estas tres variables están determinando la composición de las comunidades de ácaros oribátidos, al influir directamente en las características de su hábitat.

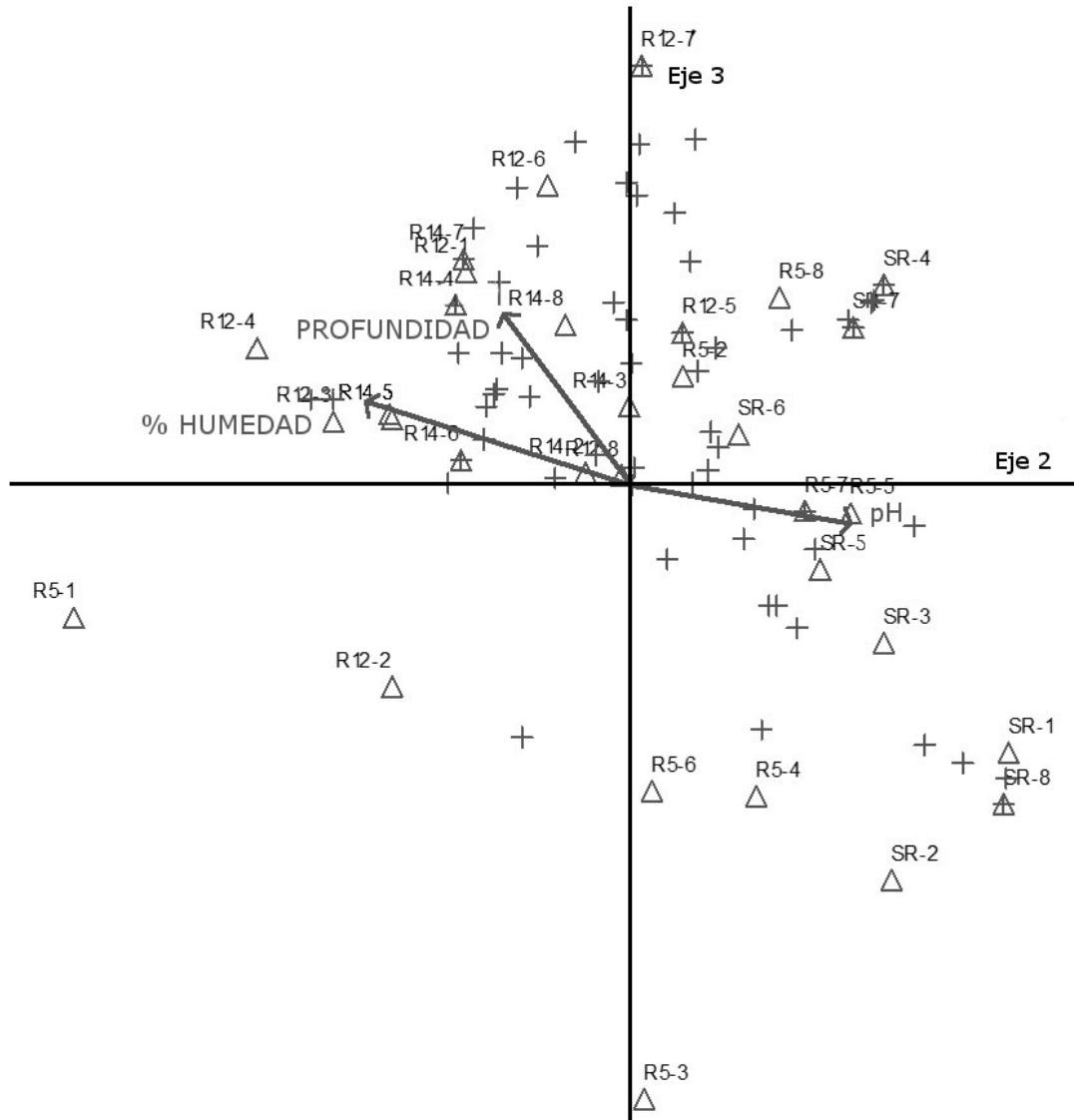


Figura 3. 12. Ordenación de la estructura de las comunidades de ácaros oribátidos a través del método de análisis multidimensional no-métrico (NMS) utilizando los ejes 2 y 3.

3.5.4. Especies indicadoras

El análisis de ISA detectó especies indicadoras para R12, R14 y SR y en el caso de R5 sólo una especie resultó ser indicadora para esta condición (Cuadro 3.3). En total se identificaron 14 especies indicadoras, R12 y SR tuvieron 5 especies indicadoras cada una y en R14 solo se encontraron 3 especies. En cada condición se encontró un excelente indicador, en R12 fue *Oppiella nova* (IndVal=67.8, $p=0.003$), mientras que en

R14 fue *Galumna* sp. (IndVal=71.1, $p=0.001$) y en SR se encontró a *Schelorbates* sp. 2 (IndVal=71.7, $p=0.002$). A pesar de no ser una especie abundante, en R5 *Mochloribatula* sp. fue la única especie indicadora para esa condición (IndVal=37.5, $p=0.046$).

Cuadro 3. 3. Valores indicadores de las especies de ácaros oribpatidos de la hojarasca en las reforestaciones de diferente edad (R5, R12 y R14) y un sitio de referencia (SR) en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Especie indicadora	Valor indicador (VI)	p-value
R5	<i>Mochloribatula</i> sp.	0.3750	0.046
	<i>Oppiella nova</i>	0.6783	0.003
	<i>Liacarus (Leuroxenillus)</i> sp.	0.4783	0.012
R12	<i>Pilogalumna rosauraruizae</i>	0.4250	0.049
	<i>Oxybrachioppia</i> sp.	0.3750	0.048
	<i>Pulchroppia (Pulchroppia)</i> ca. sp.	0.3750	0.050
R14	<i>Galumna</i> sp.1	0.7109	0.001
	<i>Acrotritia ardua</i>	0.5542	0.025
	<i>Suctobelbella (Suctobelbella)</i> sp. 3	0.5064	0.016
SR	<i>Schelorbates</i> sp.2	0.7170	0.002
	<i>Joshuella striata</i>	0.6250	0.001
	<i>Joshuella</i> ca. <i>bicentenaria</i>	0.5000	0.012
	<i>Peloribates</i> sp.1	0.5000	0.016
	<i>Sphaerochthonius</i> ca. <i>splendidus</i>	0.4224	0.037

3.6. DISCUSIÓN

La diversidad de ácaros oribátidos de la hojarasca en El Porvenir fue alta no obstante que se trata de una zona con condiciones ambientales agrestes, la abundancia y riqueza de especies se encuentran por arriba de lo reportado por Iglesias (2006) quien identificó 20 especies, 15 familias y 19 géneros en el municipio de San Salvador, colindante con Santiago de Anaya. En nuestro estudio, las especies de las familias Oppiidae, Suctobelbidae, Brachychthoniidae, Scheloribatidae y Tectocepheidae dominaron los conjuntos de ácaros oribátidos. La ausencia de especies de las familias Xylobatidae, Thyrisomidae, Hypochthoniidae y Lohmanniidae fue notable, dado que se reportaron por Iglesias (2006) en San Salvador, Hidalgo. Para el estado de Hidalgo no se han reportado especies de las familias de ácaros inferiores (Macropylina) como Ctenacaridae, Brachychthoniidae, Cosmochthoniidae, Sphaerochthoniidae y Nothridae, las cuales fueron encontradas en El Porvenir, lo que proporciona nuevos registros para el estado de Hidalgo.

De acuerdo con Behan-Pelletier (1999) la dominancia de especies de las familias Brachychthoniidae, Tectocepheidae y Oppiidae es encontrada frecuentemente en sitios de perturbación reciente o en hábitats sucesionales tempranos. En el presente estudio ácaros de las familias Brachychthoniidae y Oppiidae se encontraron en mayor abundancia en las reforestaciones en comparación con el SR. En este estudio *Poecilochthonius ca. spiciger* (Brachychthoniidae) fue una de las especies más abundantes encontradas en R5 y R12, lo cual indica un efecto de la restauración sobre las abundancias de ácaros oribátidos. Por otra parte, la especie *Liochthonius sp.* (Brachychthoniidae), asociada con incendios, (Gil-Martín y Subías 1998; Jiménez 1998) fue una de las más abundantes en R5, siendo coincidente con lo reportado por Norton (1994) quien considera que Brachychthoniidae incluye a especies pioneras y tolerantes a la sequía o condiciones similares.

Tanto *Tectocepheus velatus sarekensis* como *Oppiella nova* son especies cosmopolitas (Kaneko 1988; Fujikawa 1999; Caballero e Iturrondobeitia 2000; Fujita y Fujiyama 2001;

Hajmová y Smrz 2001) por lo que no fue sorprendente haberlas encontrado en El Porvenir. Stoica *et al.* (2011) catalogan a estas mismas especies como de alta plasticidad ecológica y baja exigencia y reportan una alta abundancia de dichas especies en sitios alterados. *Tectocephus velatus sarekensis* fue una especie muy abundante en R5 y R14 así como en el SR, lo cual no fue sorprendente. No obstante que *Oppiella nova* es una especie catalogada como cosmopolita, no se encontró registro alguno de esta especie en el bosque natural (SR).

En adición, el SR tiene diferentes particularidades en su mantillo forestal, lo que se vio reflejado en la composición de las especies que se encontraron ahí. Por ejemplo, Berlese (1910) menciona a *Cosmochthonius plumatus* como una especie que solo habita en presencia de musgo, el cual es común encontrar en el SR, siendo la única condición en la que fue encontrada otra especie del mismo género (*Cosmochthonius desaussurei*), misma que de acuerdo al listado sistemático de Subías (2017), sólo se distribuye en México, aunque no se tenía registrada para el estado de Hidalgo (Palacios e Iglesias 2004).

Se encontraron diferencias significativas en la riqueza estimada de especies de los ácaros oribátidos entre las reforestaciones de diferentes edades, pero no entre R12 y SR, a pesar de que la abundancia media fue más alta en R12 que en SR. Es conocido que la riqueza de especies de los organismos del suelo aumenta con la complejidad del ecosistema y la heterogeneidad en la estructura y composición del suelo (Anderson 1978; McIntosh *et al.* 2016). La riqueza más baja de especies en R5 podría deberse a que se trata de la condición con suelos menos profundos, lo que puede conducir a una diferenciación de nichos inferior debido a que la distribución vertical de microartrópodos puede verse restringida por reducción de la profundidad de hojarasca y del suelo (Anderson 1978).

Pinzón *et al.* (2011) y Díaz *et al.* (2013) reportan una mayor riqueza de arañas y ácaros mesostigmata en el mantillo forestal de los bosques de coníferas, lo anterior puede en parte explicar la mayor abundancia y riqueza de especies en R12 debido a que tuvo la

mayor acumulación de hojarasca (5.2 cm en promedio) en comparación con R5 y R14 (2.3 y 4.2 cm, respectivamente). Una mayor acumulación de hojarasca como en R12 puede contener diferentes biotas del suelo (Green *et al.* 1993) por crear diversos microhábitats dentro de los horizontes L, F y H (Anderson 1978). Por otro lado, SR presento una mayor riqueza de especies, siendo la condición que cuenta con mayor complejidad estructural comparada con la de las reforestaciones (Montoya 2016). La cobertura de musgo en SR posiblemente contribuyó a una mayor riqueza de especies y la presencia de una alta cantidad de especies exclusivas, a pesar de la poca profundidad de la hojarasca; debido a que la heterogeneidad en el suelo se ve incrementada por la presencia de musgos creando diferentes microhábitats específicos y recursos alimenticios que son favorables para los ácaros oribátidos (Čoja y Bruckner 2003; Wehner *et al.* 2016). Con respecto a la presencia de especies exclusivas, Genoy *et al.* (2013) mencionan que una mayor cantidad de organismos exclusivos son encontrados en bosques naturales comparados con otras condiciones.

Las comunidades de ácaros oribátidos se diferenciaron por edades de las reforestaciones y especie arbórea dominante según lo indicado por el análisis de MRPP. Estas diferencias se debieron principalmente a las características de la hojarasca que cada especie de pino proporciona al mantillo forestal (NMS, Figura 3.12). La edad de las reforestaciones generalmente mantiene una diferente diversidad (Ventura-Ríos *et al.* 2017) y una plantación comparada con un bosque nativo propicia diferencias en la abundancia y composición de organismos del suelo (Covarrubias 1993). El SR tuvo una comunidad de ácaros oribátidos distinta a la de las reforestaciones lo cual indica que la especie arbórea puede afectar directamente esta relación ecológica. Nuestros resultados mostraron que tanto la edad de las reforestaciones como la especie arbórea influyeron en la estructura y composición de las comunidades de ácaros oribátidos de la hojarasca. Entre las reforestaciones (R5, R12 y R14) se observaron diferencias significativas entre las comunidades de ácaros oribátidos y estas diferencias pueden ser explicadas por las características fisiológicas de la especie introducida (*Pinus greggii*) con fines de rehabilitación, y por la edad en sus distintos estados sucesionales, lo cual da lugar a

diferencias en las características del mantillo forestal como son el % de humedad, profundidad de la hojarasca, temperatura y pH.

Se ha demostrado que varios factores abióticos se correlacionan con la presencia de ciertas especies de ácaros del suelo, entre ellos la temperatura y la humedad (Huhta y Hänninen 2001), la profundidad (Laganière *et al.* 2009) y el pH (Huhta y Niemi 2003), siendo propiedades importantes en la estructuración de las comunidades de ácaros de la hojarasca (Díaz-Aguilar *et al.* 2013). En este estudio, los patrones de asociación entre la estructura de las comunidades de ácaros oribátidos y las características de la hojarasca indicaron que el % de humedad, profundidad y pH influyeron significativamente en la composición de las comunidades de ácaros oribátidos. La influencia de un alto % de humedad sobre las comunidades de ácaros oribátidos en R12 y R14 puede estar relacionada con los requerimientos de humedad de esas comunidades, algunas especies de ácaros oribátidos generalmente prosperan bien en regiones de alto contenido de humedad (Sheela y Haq 1991). La escasez de humedad del suelo puede influir en la migración vertical de los ácaros oribátidos, dado que los ácaros se mueven con los cambios de humedad (Metz 1971) lo que les permite acceder a otros hábitats del suelo. De acuerdo con Senickzac (1980), hay especies de ácaros oribátidos que generalmente tienen bajos requerimientos en cuanto a humedad relativa y calidad de alimento (hojarasca sin transformar) y tienden a poblar las capas superficiales del suelo. Lo anterior podría explicar las diferencias de las comunidades de ácaros oribátidos de R5 y SR en comparación con las de R12 y R14, lo cual sugiere que las especies de oribátidos de las comunidades de R5 y SR presenten una alta adaptación a nichos ecológicos de baja humedad.

Nuestros resultados mostraron que las comunidades de oribátidos están correlacionadas con la profundidad de la capa de hojarasca, ya que el vector de profundidad en la ordenación NMS señaló que las comunidades de ácaros oribátidos son diferentes tanto en R12 y R14, así como en R5 y SR, estas últimas caracterizándose por una capa de hojarasca muy somera. El mayor espesor de la hojarasca bajo la especie arbórea de *P. greggii* en R12 y R14 sugiere una complejidad estructural de microhábitats que pueden

proporcionar nichos especializados que son favorables a los ácaros de movimiento lento como son los ácaros oribátidos (Wehner *et al.* 2016), lo que indica que los mantillos forestales de diferentes espesores formados por las diferentes edades de reforestación soportan diferentes comunidades de ácaros oribátidos. Al respecto, Anderson (1975) menciona que los microhábitats en las diferentes capas del mantillo forestal parecen proporcionar condiciones bastante estables para sus habitantes y albergar una gran diversidad de microartrópodos que pueden coexistir en pequeña escala.

El pH del suelo es una variable importante que también explica las diferencias en la estructura de las comunidades de ácaros en los bosques naturales (Huhta y Niemi 2003; Díaz-Aguilar *et al.* 2013) y perturbados (Huhta y Niemi 2003). Los ácaros tienen una amplia gama de preferencias de pH que varían de 2.9 a 7.6 (van Straalen y Verhoef 1997). En la ordenación NMS, se observó claramente una correlación entre el pH de la hojarasca en las diferentes condiciones y la composición de las comunidades de ácaros oribátidos. El pH promedio de la hojarasca de las reforestaciones en este estudio fue de 5.0 en R5, 4.4 en R12 y 4.9 en R14 y aunque los valores de pH estaban dentro de un rango relativamente estrecho, hubo una correlación significativa entre el pH y la edad de las reforestaciones y por consiguiente con la composición de las comunidades de los ácaros oribátidos. Por el contrario, el SR se correlacionó con valores de pH más altos (6.0) observándose una estructura de sus comunidades completamente diferente a la de las reforestaciones.

Iturrondobeitia *et al.* (2004) mencionan una preferencia de pH tendiente a la acidez en las especies generalistas, aquellas que no requieren de un hábitat específico (Villagómez *et al.* 2017). Sin embargo, en este estudio, las especies generalistas no presentan dicho comportamiento puesto que *T. velatus sarekensis* y *Peloribates* sp. se encontraron tanto en *Pinus greggii* (con pH ligeramente más ácidos) como en *Pinus cembroides* (con pH más alcalino). Otros estudios reportan diferentes comportamientos de especies consideradas como preferentemente de suelos ácidos y que después han sido catalogadas como basófilas y viceversa (Saloña 1998; Saloña e Iturrondobeitia 1993, Iturrondobeitia *et al.* 1997; van Straalen y Verhoef 1997); así mismo se reportan otras

especies que no muestran preferencia por el pH (van Straalen y Verhoef 1997), lo cual sugiere que además del pH, podrían estar influyendo de manera conjunta otros factores como son el Ca y el Mg (Huhta *et al.* 1982; Iturrondobeitia *et al.* 2004); en los ácaros oribátidos los carbonatos de calcio y oxalatos de magnesio son componentes necesarios para su esclerotización (Huhta *et al.* 1982).

Especies del género *Oppiella* se consideran indicadoras de acidez en bosques de pino (Hågvar 1990) y *Oppiella nova* fue únicamente hallada en R12, la condición con mayor acidez registrada. Por otra parte, *Sphaerochthonius splendidus* es considerada una especie basófila, sin embargo, en El Porvenir fue encontrada en las cuatro condiciones, resaltando el hecho de que la hojarasca en las reforestaciones es ácida y en el SR es básica, siendo esta la condición donde se encontró en mayor abundancia dicha especie. El género *Brachychthonius* contiene especies indicadoras de acidez del suelo (Hågvar y Amundsen 1981; Hågvar 1984; Hågvar 1990), especies de *Brachychthonius* conjuntamente con la especie *Poecilochthonius ca. spiciger* mostraron una preferencia por los pH bajos, indicado por su abundancia en las reforestaciones en comparación con SR. De la presencia de especies exclusivas de ácaros oribátidos en el SR, se puede mencionar que estas especies están adaptadas a vivir en lugares con altos pH, bajos % de humedad y poca profundidad de la hojarasca; condiciones ambientales que son cambiadas cuando se utiliza una especie introducida en una práctica con fines de rehabilitación, induciendo cambios en las comunidades de los organismos del suelo.

El análisis de especies indicadoras (ISA) mostró que diferentes especies fueron significativos indicadores ecológicos en cada edad de reforestación y en el SR. La naturaleza distintiva de las especies de ácaros oribátidos indicadores por edad de reforestación sugiere que cada estado sucesional tiene características únicas del hábitat y, por lo tanto, son importantes para la conservación de diferentes especies de ácaros oribátidos. Sorprendentemente, una de las especies indicadoras de R12 fue *Oppiella nova*, la cual es catalogada como especie cosmopolita (Kaneko 1988); sin embargo, en el bosque natural (SR) esta no fue registrada. Diversos autores catalogan como indicadoras a especies de las familias Oppiidae y Brachychthoniidae por considerarlas

sensibles a distintos impactos, pudiendo llegar a desaparecer, aun cuando para otros autores esto no debería ser así puesto que se trata de especies generalistas que son sensibles a impactos pero no de origen humano (Aoki 1979; Garay a Nataf 1982; Hoy 1990; Jiménez 1998). Los ácaros oribátidos se caracterizan por tener tasas metabólicas bajas, lento desarrollo, baja fecundidad y por lo tanto una baja capacidad para incrementar su población en poco tiempo, aunado a esto pocos ácaros oribátidos presentan modificaciones que les permitan evadir fácilmente condiciones de estrés (Crossley 1977; Behan-Pelletier 1999), lo que los hace organismos vulnerables y por lo tanto pueden ser excelentes bioindicadores de un área bajo restauración.

3.7. CONCLUSIONES

Los resultados indicaron que los años de reforestación forman distintas comunidades de ácaros oribátidos y el SR tiene una comunidad de ácaros oribátidos muy diferente a la de las reforestaciones, característica del bosque natural. Las diferencias entre las especies arbóreas *P. greggii* vs. *P. cembroides* confirieron diferentes características a la hojarasca del mantillo forestal, como fueron % de humedad, profundidad de la hojarasca y pH, las cuales se correlacionaron directamente con la composición de las comunidades de ácaros oribátidos. Las edades de reforestación influyeron significativamente en la abundancia, riqueza de especies y presencia de especies indicadoras de los ácaros oribátidos, lo que resalta la importancia de las reforestaciones en la estructuración de las comunidades y en la conservación de la biodiversidad de ácaros oribátidos de la hojarasca.

3.8. LITERATURA CITADA

- Álvarez-Sánchez, J. 2001. Descomposición y ciclo de nutrientes en ecosistemas terrestres de México. *Acta Zool. Mex.* 1: 11-27.
- Anderson, J. M. 1975. The enigma of soil animal species diversity. *In*: Vanek, J. (ed). *Proceedings of the 5th International Colloquium on Soil Zoology. Progress in Soil Zoology, 1973, Academia; Prague.* pp. 51-58.
- Anderson, J. M. 1978. Inter- and intra-habitat relationships between woodland Cryptostigmata species diversity and the diversity of soil and litter microhabitats. *Oecologia* 32: 341-348.
- Aoki, J. 1979. Difference in sensitivities of oribatid families to environmental change by human impacts. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 16(3): 415-422.
- Balogh, J. and P. Balogh. 1992a. The oribatid mites genera of the world. Vol. I. Hungarian National Museum Press. Budapest. 263 p.
- Balogh, J. and P. Balogh. 1992b. The oribatid mites genera of the world. Vol. II. Hungarian National Museum Press. Budapest. 375 p.
- Behan-Pelletier, V. M. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agr. Ecosyst. Environ.* 74: 411-423.
- Berlese, A. 1910. Acari nuovi. *Manipulus V. Redia* 6: 199-234.
- Bhattacharya, T. 1984. Role of microarthropods in the decomposition process with special reference to oribatid mites. *In*: Dash, M. C., B. K. Senapati and P. C. Mishra (eds). *Proceedings of the National Seminar on Organic Waste Utilization and Vermicomposting, School of Life Sciences, Sambalpur University, Jyoti Vihar, Odisha.*
- Bradshaw, A. D. 1987. Restoration: An acid test for ecology. *In*: Jordan, W. R., M. E. Gilpin and J. D. Aber (eds). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological.* Cambridge University Press, New York. 433 p.
- Buddle, C. M., J. Beguin, E. Bolduc, A. Mercado, T. E. Sackett, R. D. Selby, H. Varady-Szabo and R. M. Zeran. 2005. The importance and use of taxon sampling curves for comparative biodiversity research with forest arthropod assemblages. *Can. Entomol.* 137: 120-127.

- Caballero, A. I. y J. C. Iturrondobeitia. 2000. Aportaciones al conocimiento de la especie *Tectocepheus velatus* (Michael, 1880) (Acari: Oribatida: Tectocepheidae). Boln. Asoc. esp. Ent. 24(3-4): 9-13.
- Čoja, T. and A. Bruckner. 2003. Soil microhabitat diversity of a temperate Norway spruce (*Picea abies*) forest does not influence the community composition of gamasid mites (Gamasida, Acari). Eur. J. Soil Biol. 39: 79-84.
- Coleman, D. C. and D. A. Crossley Jr. 2003. Fundamentals of soil ecology. Academic Press. Burlington, Massachusetts. 205 p.
- Colwell, R. K., C. X. Mao and J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology 85(10): 2717-2727.
- CONAGUA-SMN (Comisión Nacional del Agua-Servicio Meteorológico Nacional). 2015. Normales climatológicas de la estación 00013151 El Encino (Disponible en línea en http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75) (Revisado el 24 de febrero de 2016).
- Countryman, C. M. and W. A. Dean. 1979. Measuring moisture content in living chaparral: a field user's manual. Gen Tech. Rep. PSW-36. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. Forest Service, USDA, Berkeley, California. 28 p.
- Covarrubias, R. 1993. Comparació de fauna de microartrópodos, entre bosque nativo y plantaciones de *Pinus radiata* de reemplazo, en biotopos equivalentes. Acta Ent. Chilena 18: 41-51.
- Crossley Jr., D. A. and J. M. Blair. 1991. A high-efficiency, "low-technology" Tullgren-type extractor for soil microarthropods. Agr. Ecosyst. Environ. 34: 187-192.
- Crossley, D. A. 1977. The roles of terrestrial saprophagous arthropods in forest soils: current status of concepts. In: Mattson, W. J. (ed). The Role of Arthropods in Forest Ecosystems. Springer-Verlag, New York. pp. 49-56.
- Davey, B.G. and M. K., Conyers. 1988. Determining the pH of acid soils. Soil Sci. 146:141–150.
- Déchêne, A. D. and C. M. Buddle. 2009 Effects of experimental forest harvesting on oribatid mite biodiversity. Forest Ecol. Manag. 258(7): 1331-1341.
- Díaz-Aguilar, I., S. A. Quideau, H. C. Proctor, B. E. Kishckuk and J. R. Spence. 2013. Influence of stand composition on predatory mite (Mesostigmata) assemblages

- from the forest floor in western Canadian boreal mixedwood forests. *Forest Ecol. Manag.* 309: 105-114.
- Dufrêne, M. and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.
- Edwards, C. A. 1991. The assessment of populations of soil-inhabiting invertebrates. *Agr. Ecosyst. Environ.* 34: 145-176.
- Ermilov, S. G., U. Y. Shtanchaeva, B. Bayartogtokh and L. S. Subías. 2015. The Oribatid Mite Genus *Lopholiodes* (Acari, Oribatida) with Description of a New Species. *Neotrop. Entomol.* 44: 580-587.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2011. ArcGIS for Desktop: Release 10. Redlands, California, U.S.A.
- Fujikawa, T. 1999. Individual variations of two reared oribatid species, *Tectocepheus velatus* (Michael, 1880) and *Oppiella nova* (Oudemans, 1902). *Edaphologia* 62: 11-46.
- Fujita, M. and S. Fujiyama. 2001. How can the minor species, *Tectocepheus minor* (Oribatida), dominate *T. velatus* in a no-tillage crop field?. *Pedobiologia* 45: 36-45.
- Garay, I. and L. Nataf. 1982. Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. *In: Bornkamm, R., J. A. Lee and M. R. D. Seaward (eds). Urban Ecology. The 2nd European Ecological Symposium 1(21): 201-207.*
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Quinta edición. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. México. 250 p.
- Genoy J., Yina Mabel, J. A. Castillo F. y T. Bacca. 2013. Ácaros oribátidos presentes en seis sistemas de uso del suelo en Obonuco, Pasto (Nariño). *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat.* 17(2): 60-68.
- Gil-Martín, J. y L. S. Subías. 1998. Estudio faunístico de los Oribátidos (Acari, Oribatida) de pinares incendiados de un sector de la cara Sur de la Sierra de Gredos (Ávila). *Boln. Asoc. esp. Ent.* 22: 185-210.

- Gómez-Romero, M., J. C. Soto-Correa, J. A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, J. Villegas y R. Linding-Cisneros. 2012. Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia* 46: 795-807.
- Green, R. N., R. L. Trowbridge and K. Klinka. 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Sci. Monogr.* 29: 1-49.
- Hågvar, S. 1984. Six common mite species (Acari) in Norwegian coniferous forest soils: Relations to vegetation types and soil characteristics. *Pedobiologia.* 27: 355-364.
- Hågvar, S. 1990. Reactions to soil acidification in microarthropods: Is competition a key factor?. *Biol. Fertil. Soils* 9: 178-181.
- Hågvar, S. and T. Amundsen. 1981. Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. *Oikos* 37: 7-20.
- Hajmová, M. and J. Smrz. 2001. Reproductive and nutritional biology of *Tectocepheus velatus* (Acari: Tectocepheidae) in different biotopes. *In: Halliday, R. B., D. E. Walter, H. C. Proctor, R. A. Norton and M. J. Colloff (eds). Acarology: Proceedings of the 10th International Congress.* CSIRO Publishing, Melbourne. pp. 255-261.
- Harding, D. J. L. and R. A. Stuttard. 1974. Microarthropods. *In: Dickinson, C. H. and G. J. F. Pugh (eds). Biology of plant litter decomposition.* Academic Press. New York. pp. 489-532.
- Hoffmann, A. y M. G. López-Campos. 2002. Acari. *In: Llorente B., J. J. Morrone (eds). Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento, Vol. III, CONABIO-Ecosur-UNAM-BAYER, México, D.F.* pp. 223-276.
- Hope, G. D. 2003. Of mites and men... and springtails: a study of soil microarthropods in the Sicamous Creek Alternativa Silvicultural Systems Project. Kamloops Forest Region. Kamloops, B. C. Canada.
- Hoy, J. B. 1990. Long-Term Effects of Lindane on the Oribatid Community in a Pine Plantation. *Environ. Entomol.* 19(4): 898-900.
- Huhta, V. and R. Niemi. 2003. Communities of soil mites (Acarina) in planted birch stands compared with natural forests in central Finland. *Can. J. Forest Res.* 33: 171-180.
- Huhta, V. and S. M. Hänninen. 2001. Effects of temperature and moisture fluctuations on an experimental soil microarthropod community. *Pedobiologia* 45: 279-286.

- Huhta, V., R. Hyvönen, A. Koskenniemi and P. Vilkkamaa. 1982. Role of pH in effect of fertilization on Nematoda, Oligochaeta and microarthropods. *In*: Lebrun, H. M. André, A. de Medts, C. Grégoire-Wibo and G. Wauthy (eds). Proceedings of the VIII International Colloquium of Soil Zoology. Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Iglesias M, R. 2006. Ácaros oribátidos de dos agroecosistemas con riego contrastante en San Salvador Hgo. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, México, D.F. 108 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2000. Edafología. Conjunto de datos vectoriales de la Carta Edafológica escala 1:250000. Serie I. Aguascalientes. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2008. Características edafológicas, fisiográficas, climáticas e hidrográficas de México. (Disponible en línea en http://www.inegi.org.mx/inegi/spc/doc/INTERNET/1-GEOGRAFIADÉMEXICO/MANUAL_CARAC_EDA_FIS_VS_ENERO_29_2008.pdf) (Revisado el 18 de noviembre de 2014).
- Iturrondobeitia, J. C., A. I. Caballero y J. Arroyo. 2004. Avances en la utilización de los Ácaros Oribátidos como indicadores de las condiciones edáficas. *Munibe* 21: 71-91.
- Iturrondobeitia, J. C., M. Saloña, J. Pereda, A. I. Caballero and Ma. C. Andrés. 1997. Oribatid mites as an applied tool in studies on bioindication: a particular case. *Abh. Ber. Naturkundemus Görlitz*. 69(6): 85-96.
- Jiménez, A. 1998. Alteración, evolución temporal y recuperación tras los incendios forestales de la comunidad acarológica en un medio forestal. Tesis Doctoral. Departamento Zoología y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra. Pamplona. 390 p.
- Kaneko, N. 1988. Life history of *Oppiella nova* (Oudemans) (Oribatei) in cool temperate forest soils in Japan. *Acarologia* 29(2): 215-221.
- Klironomos, J. N. and W. B. Kendrick. 1995. Stimulative effects of arthropods on endomycorrhizas of sugar maple in the presence of decaying litter. *Funct. Ecol.* 9: 528-536.

- Laganière, J., D. Paré and R. L. Bradley. 2009. Linking the abundance of aspen with soil faunal communities and rates of belowground processes within single stands of mixed aspen–black spruce. *Appl. Soil Ecol.* 41: 19-28.
- Lamb, D. and D. Gilmour. 2003. *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests.* IUCN Publications Services Unit, Cambridge. 110 p.
- Larochelle, L., F. Pagé, C. Beauchamo y G. Lemieux. 1988. Papel de la mesofauna en la dinámica de transformación de la materia leñosa aplicada al suelo. *Agrosol* 91: 2-21.
- Lindo, Z. and S. Visser. 2004. Forest floor microarthropod abundance and oribatid mite (Acari: Oribatida) composition following partial and clear-cut harvesting in the mixedwood boreal forest. *Can. J. For. Res.* 34: 998-1006.
- Lindquist, E. E., G. W. Krantz and D. E. Walter. 2009. Classification. *In:* Krantz, G. W. and Walter D. E. (eds). 3th ed. *A Manual of Acarology.* Texas Tech University Press, Lubbock, Texas. pp. 97-103.
- López U., J., A. Muñoz O. 1991. Selección familiar por tolerancia a sequía en *Pinus greggii* Engelm. I. Evaluación en plántula. *Agrociencia* 5(2): 133-140.
- Luxton, M. 1982. General ecological influence of the soil fauna on decomposition and nutrient circulation. *Oikos* 39: 355-357.
- Machlis, G. 1993. Áreas protegidas en un mundo cambiante: Los aspectos científicos. *In:* Parques y progreso. UICN, BID. IV Congreso mundial de parques y áreas protegidas, Caracas, Venezuela. pp. 37-53.
- McCune, B. and M. Mefford. 2006. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 5.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- McCune, B., J. B. Grace and D. L. Urban. 2002. *Analysis of Ecological Communities.* MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. pp. 125-142.
- McIntosh, A. C. S., S. E. Macdonald and S. A. Quideau. 2016. Understory Plant Community Composition is Associated with Fine-Scale Above- and Below-Ground Resource Heterogeneity in Mature Lodgepole Pine (*Pinus contorta*) Forests. *Plos One* 11(3): 1-17.
- McIver, J. and L. Starr. 2001. Restoration of degraded lands in the interior of Columbia River basin: passive vs. active approaches. *Forest Ecol. Manag.* 153: 15-28.

- Metz, L. J. 1971. Vertical movement of Acarina under moisture gradients. *Pedobiologia*. 11: 262-268.
- Mikola, J., R. D. Bardgett and K. Hedlund. 2002. Biodiversity, ecosystem functioning and soil decomposer food webs. *In: Loreau, M., S. Naeem and P. Inchausti (eds). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford. pp. 169-180.
- Montoya R., F. 2016. La rehabilitación forestal y su efecto sobre la diversidad vegetal y fauna silvestre en El Porvenir, Hidalgo. Tesis de Maestría. Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 109 p.
- Murvanidze, M. and L. Mumladze. 2014. Oribatid mite (Acari: Oribatida) diversity in different forest stands of Borjom-Kharagauli National Park (Georgia). *PJA* 3(4): 257-276.
- Norton, R. A. 1985. Aspects of the biology and systematics of soil arachnids particularly saprophagous and mycophagous mites. *Quaest. Entomol.* 21, 523–541.
- Norton, R. A. 1990. Acarina: Oribatida. *In: Dindal, D. L. (ed). Soil Biology Guide*. J. Wiley & Sons, New York. pp. 779-803.
- Norton, R. A. 1994. Evolutionary aspects of oribatid mites life histories and consequences for the origin of the Astigmata. *In: Houck, M. A. (ed). Mites: ecological and evolutionary analyses of life-history patterns*. Chapman Hall, New York. pp. 99-135.
- Norton, R. A. and S. G. Ermilov. 2014. Catalogue and historical overview of juvenile instars of oribatid mites (Acari: Oribatida). *Zootaxa* 3833(1): 001-132.
- Norton, R. A. and V. M. Behan-Pelletier. 1991. Calcium carbonate and calcium oxalate as culicular hardening agents in oribatid mites (Acari: Oribatida). *Can. J. Zool.* 69: 1504-1511.
- Norum, R. A. and M. Miller. 1984. Measuring Fuel Moisture Content in Alaska: Standard Methods and Procedures. Gen. Tech. Rep. PNW-171. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Forest Service, USDA, Fairbanks, Alaska. 34 p.

- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens and H. Wagner. 2016. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-5.
- Palacios-Vargas, J. G. y B. E. Mejía-Recamier. 2007. Técnicas de colecta, montaje y preservación de microartrópodos edáficos. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 74 p.
- Palacios-Vargas, J. G. y R. Iglesias M. 2004. Oribatei (Acari). *In*: Bousquets, J. L., J. J. Morrone, O. Y. Ordoñez y I. V. Fernández (eds). Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 4: 431-468.
- Peck, J. E. 2010. Multivariate Analysis for Community Ecologists: Step-by-Step using PC-ORD™. MjM Software Design. Oregon. 160 p.
- Petersen, H. and M. Luxton. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos*. 39: 287-388.
- Pinzón, J., J. R. Spence and D. W. Langor. 2011. Spider assemblages in the overstory, understory, and ground layers of managed stands in the western boreal mixedwood forest of Canada. *Environ. Entomol.* 40: 797-808.
- Pohlert, T. 2016. The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). R package version 4.1.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [En línea] Disponible en <http://www.R-project.org/>.
- Ramírez-Herrera, C., J. J. Vargas-Hernández y J. López-Upton. 2005. Distribución y Conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*. *Acta Bot. Mex.* 72: 1-16.
- Rey B., J. M, J. M. Bullock and A. C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front. Ecol. Environ.* 6(6): 329-336.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuena

- Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.
- Saloña, M. I. 1998. Estudio taxonómico y ecológico de los Oribátidos edáficos de varios ecosistemas de Vizcaya y zonas afines. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad del País Vasco, Leioa, Bilbao.
- Saloña, M. I. and J. C. Iturrondobeitia. 1993. A Comparative Study of the Soil Mite Communities (Acari) of Wooded and Unwooded Areas in the Basque Country, Northern Spain. *In*: Watkins, C. (ed). Ecological Effects of Afforestation. Studies in the history and ecology of afforestation in Western Europe. Wallingford, Oxon. pp:153-163.
- Schatz, H., V. M. Behan-Pelletier, B. M. OConnor and R. A. Norton. 2011. Suborder Oribatida van der Hammen, 1968. *In*: Zhang, Z. Q. (ed). Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. Zootaxa 3148: 141-148.
- Scheu, S., L. Ruess and M. Bonkowski. 2005. Interactions between microorganisms and soil micro and mesofauna. *In*: Buscot, F. and A. Varma (eds). Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions. Springer. Berlin. pp. 253-275.
- Senickzac, S. 1980. The morphology of juvenile stages of moss mites of the family Scheloribatidae Grandjean, 1953 (Acari, Oribatei) I. Acta Zool. Cracov. 24(11): 487-500.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2002. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona. [En línea] Disponible en http://nau.edu/uploadedFiles/Centers-Institutes/ERI/_Forms/Resources/ser-primer.pdf (Revisado el 15 de agosto de 2016).
- Sheela, K. and M. A. Haq. 1991. Oribatid mites as bioindicators of soil moisture. *In*: Veeresh, G. K., D. Rajagopal and C. A. Viraktamath (eds). Advances in Management and Conservation of soil fauna. Oxford and IBH Publishing CO. Pvt. LTD, New Delhi. pp. 871-876.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1995. Biometry: the principles and practice of statistic in biological research. W. H. Freeman. New York. 887 p.

- Stoica, D. L., O. Ivan and A. Calugar. 2011. Biological indicators for determinatios of soil degradation and rehabilitation measures of former mining sites. Calimani Mountains - Romania. *In: 11th Internacional Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2011. Ecology and Environmental Protecction. Conference Proceedings. Vol. 3. Sofía (Bulgaria). STEF92 Technology Ltd., 2011. pp. 207-214.*
- Stuart C., F., P. A. Matson and P. M. Vitousek. 2011. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Second Ed. Springer. New York. 529 p.
- Subías, L. S. 2017. Listado Sistemático, Sinonímico y Biogeográfico de los Ácaros Oribátidos (Acariformes: Oribatida) del Mundo (excepto fósiles). Universidad Complutense. Madrid. 598 p.
- Swift, M. J., O. W. Heal and J. M. Anderson. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. University of California Press, Berkeley. 372 p.
- Sylvain, Z. A. and C. M. Buddle. 2010. Effects of forest stand type on oribatid mite (Acari: Oribatida) assemblages in a southwestern Quebec forest. *Pedobiologia*. 53(5): 321-325.
- van Straalen, N. M. and H. A. Verhoef. 1997. The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *J Appl Ecol*. 34: 217-232.
- van Straalen, N. M. and P. C. Rijninks. 1982. The efficiency of Tullgren apparatus with respect to interpreting seasonal changes in age structure of soil arthropod populations. *Pedobiologia* 24: 197-209.
- Vázquez Y., C., A. I. Batis M., M. I. Alcocer S., M. Gual D. y C. Sánchez D. 2011. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. CONABIO, México D.F. 15 p.
- Vázquez, M. M. 1999. Catálogo de los ácaros oribátidos edáficos de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, D. F. 126 p.
- Ventura-Ríos, A, F. O. Plascencia-Escalante, P. Hernández de la R., G. Ángeles-Pérez. y A. Aldrete. 2017. ¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México. *Bosque* 38(1): 55-66.

- Villagómez, F. R. Iglesias y J. G. Palacios-Vargas. 2017. Los ácaros oribátidos (Acari: Oribatei) de los estratos edáficos y arbóreos de la selva alta perennifolia de los Tuxtlas, Veracruz. *Entomol. Mex.* 4: 28-34.
- Vu, Q. M. and T. T. Nguyen. 2000. Microarthropod community structures (Oribatei and Collembola) in Tam Dao National Park, Vietnam. *J. Biosci.* 25(4): 379-386.
- Wallwork, J. A. 1970. *Ecology of soil animals*. McGraw-Hill. New York. 283 p.
- Walter, D. E. 2006. *Invasive Mite Identification: Tools for Quarantine and Plant Protection*, Lucid v.3.3, Colorado State University, Ft. Collins, and USDA/APHIS/ PPQ Center for Plant Health Science and Technology, Raleigh. [En línea] Disponible en <http://%20lucidcentral.org/keys/v3/mites/> (Revisado el 2 de diciembre de 2015).
- Walter, D. E. and H. C. Proctor. 1999. *Mites: ecology, evolution and behaviour*. University of NSW Press/CABI Publishing. Sydney/Wallingford. 322 p.
- Walter, D. E. and H. C. Proctor. 2001. *Mites in Soil: an interactive key to mites & other soil microarthropods*. ABRS Identification Series. CSIRO Publishing. Collingwood, Victoria. (Disponible en línea en http://www.publish.csiro.au/web_cds_demo/mites/userguide.htm) (Revisado el 18 de enero de 2016).
- Wehner, K., R. A. Norton, N. Blüthgen and M. Heethoff. 2016. Specialization of oribatid mites to forest microhabitats-the enigmatic role of litter. *Ecosphere* 7(3): 1-19.
- Weigmann, G. 2006. Hornmilben (Oribatida). *Die Tierwelt Deutschlands Begründet 1925 von Friedrich Dahl* 76. Teil. Goecke & Evers, Keltern. 520 p.
- Zaitsev, A. S., M. Chauvat, A. Pflug and V. Wolters. 2002. Oribatid mite diversity and community dynamics in a spruce chronosequence. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1919-1927.
- Zhang, Z. Q. 2011. Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa* 3148: 1-237. (Disponible en línea en <http://www.mapress.com/zootaxa/list/2011/3148.html>).

CONSIDERACIONES FINALES

Es importante realizar diversos estudios integrales en los que se pueda contrastar información obtenida a partir de áreas en vías de restauración/rehabilitación/recuperación (reclamation) con aquellas que conserven condiciones lo más naturales posibles (sitios de referencia), con la finalidad de conocer cómo es que diferentes acciones encaminadas a dicho fin (obras de conservación de suelo y agua, reforestaciones, exclusión del o los agentes de disturbio, etc.) pudieran llegar a modificar el ecosistema original.

En sitios con problemas severos de erosión y presencia de cárcavas como es el caso de la comunidad de El Porvenir, es necesario implementar programas de restauración ecológica que optimicen el restablecimiento de cobertura vegetal y protección de suelos, para lo cual se requiere seleccionar especies tolerantes a condiciones extremas de sitios degradados, evaluando especies con capacidad de crear condiciones microambientales que favorezcan estas condiciones extremas y en el mejor de los casos que dichas especies sean nativas o cuando las circunstancias no lo permitan (en el caso de El Porvenir los comuneros eligieron *Pinus greggii* por tener una mayor tasa de crecimiento que la especie nativa), hacer el cambio gradual una vez que en las primeras etapas de la restauración se hayan creado micrositios favorables para el establecimiento de especies endémicas como *Pinus cembroides*.

En el presente estudio se observaron diferencias en cuanto a producción de hojarasca, descomposición de acículas y abundancias, riqueza y composición de comunidades de ácaros oribátidos por efecto del cambio de la especie arbórea.

ANEXOS

Anexo 1. Abundancias relativas de ácaros oribátidos de la hojarasca de las tres reforestaciones (R5, R12 y R14) y el sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hidalgo.

FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE	R5	R12	R14	SR
Ctenacaridae ²	<i>Gilarovella</i>	<i>demetrii</i> (Lange, 1974) ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.06 (0.06)
Ctenacaridae	<i>Beklemishevia</i>	<i>galeodula</i> (Zachvatkin, 1945) ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.44 (0.31)	0.0 (0.0)
Brachychthoniidae ²	<i>Poecilochthonius</i>	ca. <i>spiciger</i> ³	12.90 (9.92)	10.46 (4.35)	6.14 (4.28)	2.72 (2.38)
Brachychthoniidae	<i>Brachychthonius</i>	sp. 1 ³	0.0 (0.0)	1.78 (1.51)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Brachychthoniidae	<i>Brachychthonius</i>	sp. 2 ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.27 (0.18)
Brachychthoniidae	<i>Liochthonius</i>	sp. ³	10.0 (10.0)	3.61 (2.70)	1.36 (1.06)	0.0 (0.0)
Cosmochthoniidae ²	<i>Cosmochthonius</i>	<i>desaussurei</i> (Mahunka, 1982) ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.33 (0.22)
Sphaerochthoniidae ²	<i>Sphaerochthonius</i>	ca. <i>splendidus</i> ³	1.25 (1.25)	0.48 (0.33)	2.17 (0.79)	3.26 (0.71)
Sphaerochthoniidae	<i>Sphaerochthonius</i>	ca. <i>suzukii</i> ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.11 (0.11)
Sphaerochthoniidae	<i>Sphaerochthonius</i>	ca. <i>windsori</i> ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.57 (0.57)	1.31 (0.88)
Sphaerochthoniidae	<i>Sphaerochthonius</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.21 (0.14)
Euphthiracaridae	<i>Acrotritia</i>	<i>ardua</i> (Koch, 1841)	0.0 (0.0)	0.71 (0.19)	2.64 (1.33)	0.21 (0.14)
Phthiracaridae	<i>Hoplophorella</i>	<i>floridae</i> (Jacot, 1933) ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.49 (0.49)	0.0 (0.0)
Epilohmanniidae	<i>Epilohmannia</i>	<i>pallida pallida</i> (Wallwork, 1962)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.11 (0.11)	0.0 (0.0)
Epilohmanniidae	<i>Epilohmannia</i>	sp.	0.0(0.0)	0.04 (0.04)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Trhypochthoniidae	<i>Trhypochthonius</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	0.28 (0.21)	0.0 (0.0)	0.95 (0.89)
Nothridae ²	<i>Nothrus</i>	sp. ³	0.13 (0.13)	0.28 (0.20)	0.47 (0.34)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Oppiella</i>	<i>nova</i> (Oudemans, 1902)	1.56 (0.66)	19.24 (6.06)	9.23 (5.39)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Micropippa</i>	<i>minus minus</i> (Paoli, 1908)	0.0 (0.0)	0.37 (0.21)	0.13 (0.13)	1.08 (1.08)
Oppiidae	<i>Graptoppia</i> (<i>Graptoppia</i>)	sp. ³	0.0 (0.0)	0.52 (0.35)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Ramusella</i> (<i>Ramusella</i>)	sp.	0.0 (0.0)	0.59 (0.42)	9.99 (6.14)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Oxybrachioppia</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	2.87 (1.67)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Varioppia ca.</i>	sp. ^{3*}	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.59 (0.59)
Oppiidae	<i>Pulchroppia</i> (<i>Pulchroppia</i>)	sp. ³	0.0 (0.0)	1.07 (0.77)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Multioppia</i> (<i>Multioppia</i>)	sp. 1 ³	0.16 (0.16)	0.14 (0.14)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Multioppia</i> (<i>Multioppia</i>)	sp. 2 ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	1.59 (1.28)	0.0 (0.0)
Oppiidae	<i>Neoamerioppia</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	0.94 (0.66)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Oppiidae			0.0 (0.0)	1.20 (1.20)	0.86 (0.86)	0.0 (0.0)
Gymnodamaeidae	<i>Joshuella</i>	<i>striata</i> (Wallwork, 1972) ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	1.63 (0.64)
Gymnodamaeidae	<i>Joshuella</i>	ca. <i>bicentenaria</i>	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	3.85 (1.97)
Gymnodamaeidae	<i>Pleodamaeus</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	3.24 (2.67)
Damaeidae ²	<i>Dyobelba</i>	sp. ^{3*}	0.0 (0.0)	0.14 (0.14)	0.0 (0.0)	0.15 (0.11)
Pedrocortesellidae ^{3*}			0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.79 (0.79)
Pheroliodidae ²	<i>Pheroliodes</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	2.20 (2.20)

Carabodidae	<i>Carabodes</i>	sp.*	0.0 (0.0)	0.25 (0.25)	0.0 (0.0)	0.89 (0.89)	
Tectocephidae	<i>Tectocephus</i>	<i>velatus sarekensis</i> (Trägårdh, 1910) ³	11.44 (4.75)	1.87 (1.13)	12.57 (6.01)	16.34 (7.06)	
Eremellidae ²	<i>Eremella</i>	sp. ^{3*}	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.60 (0.46)	
Suctobelbidae ²	<i>Suctobelbella</i> (<i>Flagrosuctobelba</i>)	sp. ³	1.03 (0.70)	2.20 (0.70)	4.62 (0.81)	4.58 (2.08)	
Suctobelbidae	<i>Suctobelbilla</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	1.04 (1.04)	0.39 (0.39)	0.16 (0.16)	
Suctobelbidae	<i>Suctobelbella</i> (<i>Suctobelbella</i>)	sp. 1 ³	0.0 (0.0)	0.08 (0.08)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	
Suctobelbidae	<i>Suctobelbella</i> (<i>Suctobelbella</i>)	sp. 2 ³	2.45 (1.84)	1.60 (0.47)	2.63 (0.87)	0.46 (0.29)	
Suctobelbidae	<i>Suctobelbella</i> (<i>Suctobelbella</i>)	sp. 3 ³	0.50 (0.50)	13.64 (5.46)	19.61 (5.08)	2.02 (1.11)	
Damaeolidae ²	<i>Fosseremus</i>	<i>laciniatus</i> (Berlese, 1905) ³	0.0 (0.0)	0.63 (0.50)	0.66 (0.58)	0.0 (0.0)	
Schelorbitidae	<i>Schelorbitates</i>	sp. 1	16.38 (9.37)	5.91 (3.77)	0.0 (0.0)	7.44 (2.74)	
Schelorbitidae	<i>Schelorbitates</i>	sp. 2	1.59 (1.42)	1.59 (1.25)	0.56 (0.32)	19.15 (4.88)	
Schelorbitidae	<i>Schelorbitates</i>	sp. 3	0.15 (0.15)	0.0 (0.0)	0.19 (0.19)	0.0 (0.0)	
Ceratozetidae	<i>Ceratozetes</i>	sp. 1	0.0 (0.0)	2.90 (2.21)	0.0 (0.0)	0.99 (0.73)	
Ceratozetidae	<i>Ceratozetes</i>	sp. 2	0.0 (0.0)	0.20 (0.14)	0.15 (0.15)	0.0 (0.0)	
Ceratozetidae	<i>Svalbardia</i>	sp. ^{3*}	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.07 (0.07)	0.0 (0.0)	
Microzetidae			0.0 (0.0)	4.45 (2.78)	7.39 (5.18)	0.0 (0.0)	
Haplozetidae	<i>Peloribates</i>	sp. 1	17.07 (10.57)	1.54 (1.23)	0.0 (0.0)	12.15 (5.23)	
Haplozetidae	<i>Peloribates</i>	sp. 2	1.30 (1.30)	4.48 (2.22)	4.06 (1.78)	5.94 (2.94)	
Zetomotrichidae ²	<i>Ghilarovus</i>	<i>elegans</i> (Mahunka, 1983) ³	4.84 (3.21)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.98 (0.50)	
Phenopeloidea ²	<i>Peloptulus</i>	sp. ³	0.52 (0.52)	0.76 (0.47)	0.0 (0.0)	0.27 (0.27)	
Phenopeloidea	<i>Propelops</i>	<i>ca. canadensis</i> ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	2.47 (2.47)	
Mochlozetidae ²	<i>Mochloribatula</i>	sp. ^{3*}	0.92 (0.61)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	
Galumnidae	<i>Pilogalumna</i>	<i>rosauraruizae</i> (Villagómez y Palacios-Vargas, 2013) ³	0.66 (0.50)	1.48 (0.71)	0.10 (0.10)	0.0 (0.0)	
Galumnidae	<i>Galumna</i>	sp. 1	1.52 (1.06)	0.16 (0.10)	3.99 (1.47)	0.0 (0.0)	
Galumnidae	<i>Galumna</i>	sp. 2	0.13 (0.13)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	
Galumnidae	<i>Trichogalumna</i>	<i>mexicana</i> (Villagómez y Palacios-Vargas, 2013) ³	6.60 (2.70)	3.81 (2.36)	4.89 (2.54)	1.25 (0.82)	
Galumnidae	<i>Trichogalumna</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	0.31 (0.27)	0.22 (0.22)	0.0 (0.0)	
Oribatellidae ²	<i>Ophidiotrichus</i>	sp. ³	0.0 (0.0)	1.40 (1.30)	0.0 (0.0)	0.17 (0.17)	
Oribatellidae	<i>Oribatella</i>	sp.	5.00 (3.07)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	
Oribatulidae	<i>Gerlobia</i>	sp. ³	1.91 (1.41)	1.57 (1.23)	1.71 (1.48)	0.69 (0.69)	
Protoribatidae ²	<i>Protoribates</i> (<i>Protoribates</i>)	sp. ³	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.39 (0.39)	
Liacaridae ²	<i>Liacarus</i> (<i>Leuroxenillus</i>)	sp. ³	0.0 (0.0)	3.44 (1.96)	0.0 (0.0)	0.10 (0.10)	
TOTAL ¹	31	47	66	24	41	31	38

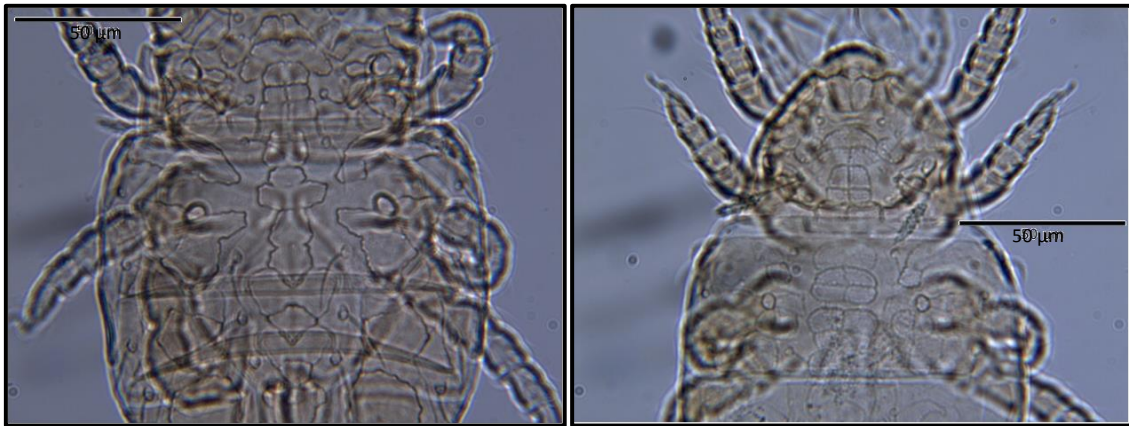
Nota: los valores de abundancia relativa son promedios (n=32) y el error estándar entre paréntesis. ¹ Número total de familias, géneros y especies registrados. ² Familias no registradas para el estado de Hidalgo. ³ Especies no registradas para el estado de Hidalgo. * Probables especies sin describir.

Anexo 2. Anexo fotográfico de algunas de las especies identificadas que se encontraron en El Porvernir, Santiago de Anaya, Hidalgo.



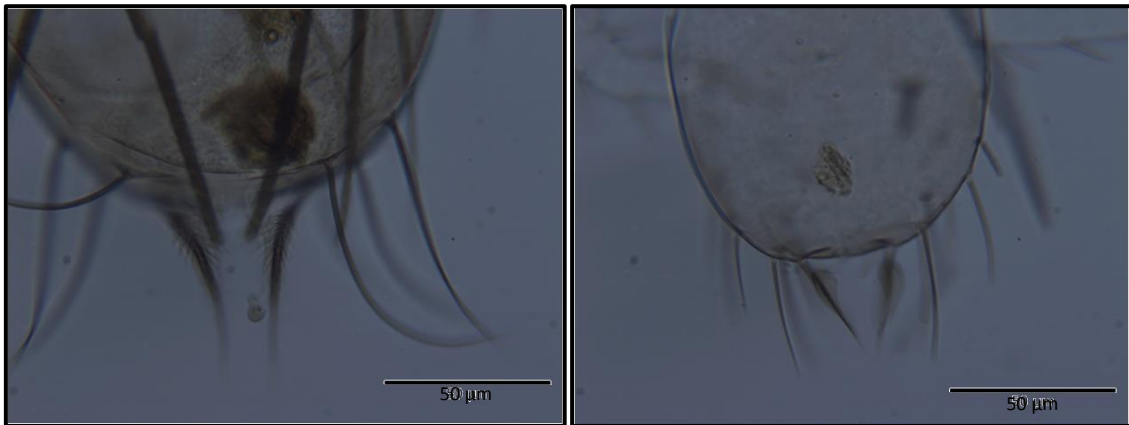
Acrotitia ardua
Familia: Euphthiracaridae

Trhypochthonius sp.
Familia: Trhypochthoniidae



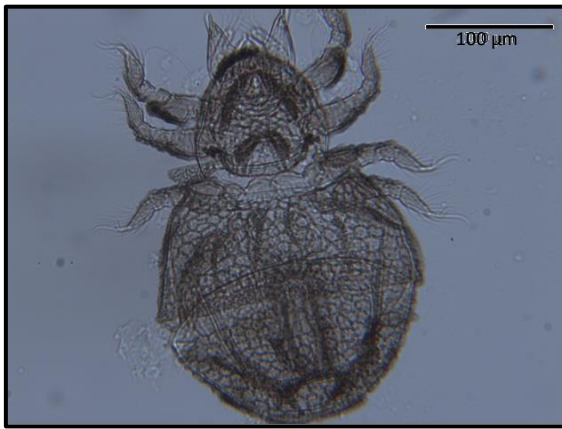
Poecilochthonius ca. *spiciger*
Familia: Brachychthoniidae

Brachychthonius sp. 1
Familia: Brachychthoniidae

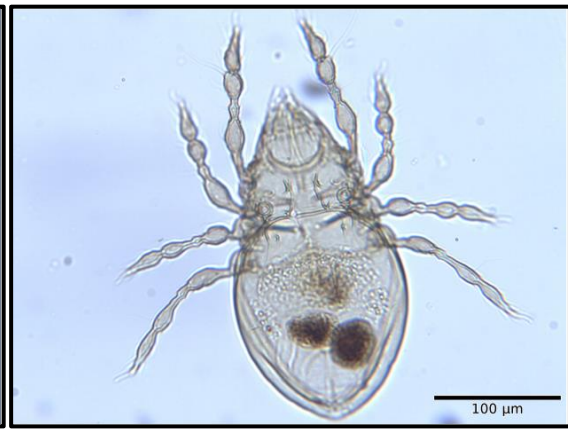


Beklemishevia galeodula
Familia: Ctenacaridae

Gilarovella demetrii
Familia: Ctenacaridae



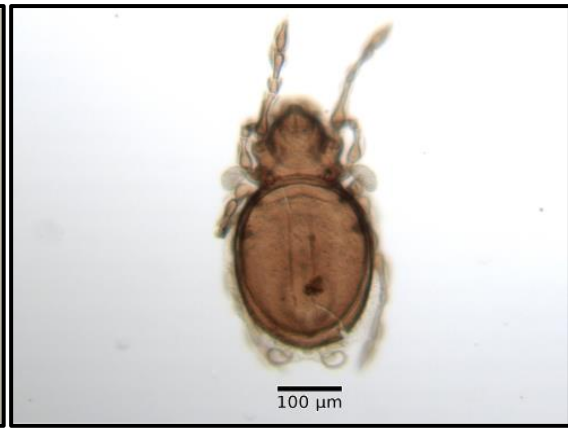
Sphaerochthonius ca. splendidus
Familia: Sphaerochthoniidae



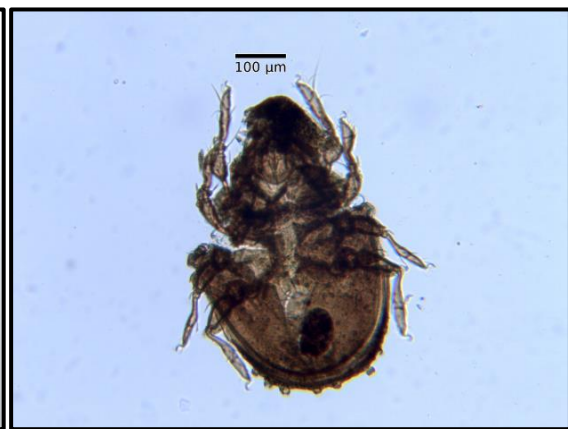
Oppiella nova
Familia: Oppiidae



Familia: Microzetidae



Pleodamaeus sp.
Familia: Gymnodamaeidae



Carabodes sp.
Familia: Carabodidae



Cosmochthonius desaussurei
Familia: Cosmochthoniidae



Nothrus sp.
Familia: Nothridae



Dyobelba sp.
Familia: Damaeidae



Familia: Pedrocortesellidae



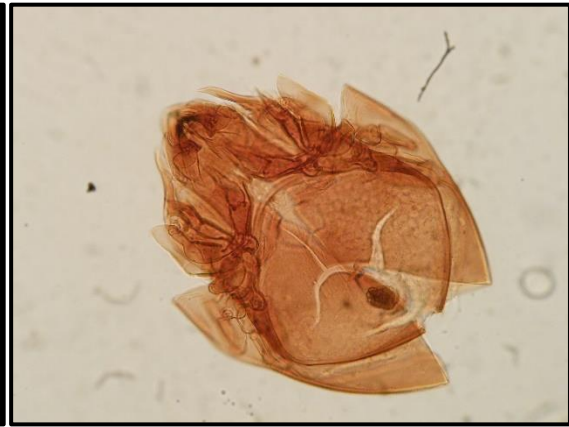
Epilohmannia sp.
Familia: Epilohmanniidae



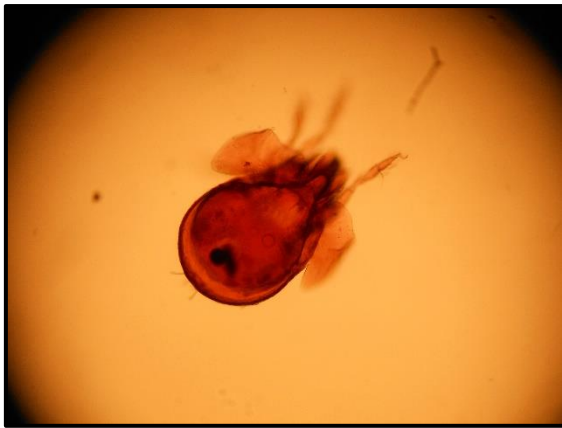
Eremella sp.
Familia: Eremellidae



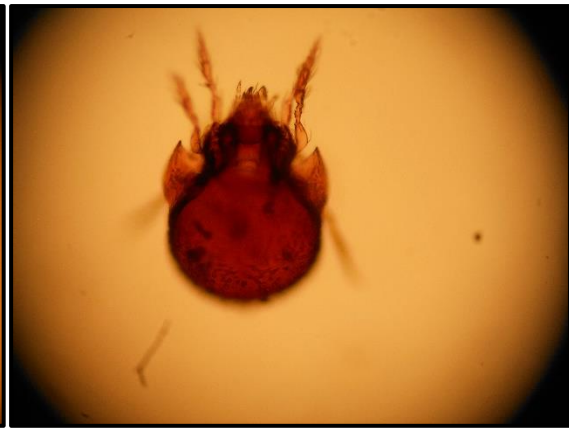
Ophidiotrichus sp.
Familia: Oribatellidae



Oribatella sp.
Familia: Oribatellidae



Pelotulus sp.
Familia: Phenopeloidea



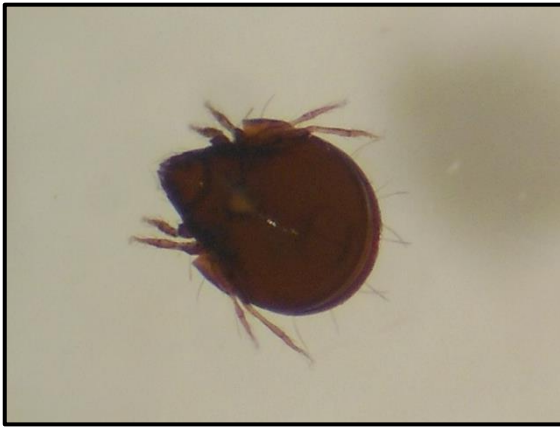
Propelops ca. *canadensis*
Familia: Phenopeloidea



Liacarus (*Leuroxenillus*) sp.
Familia: Liacaridae



Ghilarovus elegans
Familia: Zetomotrichidae



Peloribates sp.1
Familia: Haplozetidae



Hoplophorella floridae
Familia: Phthiracaridae



Galumna sp.1
Familia: Galumnidae



Trichogalumna mexicana
Familia: Galumnidae



Tectocephus velatus sarekensis
Familia: Tectocephidae



Pilogalumna rosauraruizae
Familia: Galumnidae