



Universidad Autónoma Metropolitana

Unidad Iztapalapa

**Influencia de la frecuencia del humedecimiento y de los
microartrópodos de costras biológicas y suelo en la descomposición del
mantillo de un ecosistema semiárido mexicano**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN BIOLOGÍA**

Presenta

Biól. Jessica Miguel De La Cruz

Director: Dr. Noé Manuel Montaña Arias (UAM-Iztapalapa)
Asesores: Dra. Rosalva García Sánchez (FES-Zaragoza, UNAM)
M. en C. María del Carmen Herrera Fuentes (UAM-Iztapalapa)

Ciudad de México, abril de 2017

La Maestría en Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al
Padrón de Posgrados de Excelencia del CONACyT

Esta tesis se realizó en el **Laboratorio de Biosistemática de Leguminosas** del Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I) y en el **Laboratorio de Zonas Áridas** de la Unidad en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (FES-Zaragoza), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), bajo la tutoría de:

Dr. Noé Manuel Montaña Arias (Director, Departamento de Biología, UAM-I)

Dra. Rosalva García Sánchez (Asesora externa, FES Zaragoza, UNAM)

M. en C. María del Carmen Herrera Fuentes (Asesora interna, UAM-I)

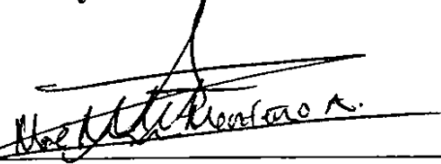
El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

Bióloga Jessica Miguel De La Cruz

El día 28 de abril del 2017

Comité Tutorial y Sínodo

Director: Dr. Noé Manuel Montaña Arias

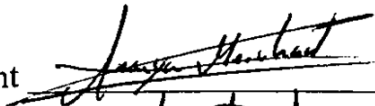


Asesora externa: Dra. Rosalva García Sánchez

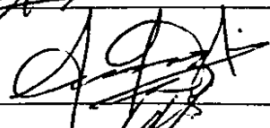


Asesora interna: M. en C. María del Carmen Herrera Fuentes

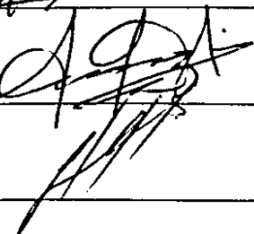
Sinodal: Dr. Carlos Antonio Anaya Merchant



Sinodal: Dra. Angélica Jiménez Aguilar



Sinodal: M. en B. Jesús Campos Serrano



DEDICATORIA

A mi madre

Elvira De La Cruz Martinez, me acompañaras toda la vida. Siempre recordare tu último mensaje. “*Que todo salga bien hasta el final*”. A mi padre, gracias por la vida que me dieron juntos.

A mis hermanos

Daniel, Elvira y Esther. Siempre estaremos juntos. Gracias por tanto amor.

A la vida que me regalo amigos

Aracely, Nadia Tzayaka, Sandra y Sergio

Cuando mi mente no podía ver nada, apareciste tú, con los brazos abiertos, solo para estar conmigo y me diste mejores días en el peor momento de mi vida. Gracias por permanecer.

A Gabriela, Roció, Eduardo y Christian a pesar de la distancia la amistad es incondicional.

A Guadalupe López Campos

Gracias por tantas atenciones y palabras de aliento. Aprendí que la enseñanza va de la mano con la calidez humana.

A Víctor Valencia

Si me vuelvo a quedar sin nada sé que te tengo a ti. Juntos lograremos grandes cosas. Gracias por tanto amor.

“...no hay que llegar primero, pero hay que saber llegar.”

José Alfredo Jiménez

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para realizar mis estudios de Maestría (CVU/Becario 565760/301965).

A la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, por el apoyo, espacio y formación académica en el Posgrado de la Maestría en Biología.

Al Dr. Noé Manuel Montaña Arias, Director de esta Tesis, por el apoyo incondicional durante el desarrollo de esta tesis, agradezco su ayuda en la colecta de material en el campo y en el manejo de los resultados, así como en el escrito de la tesis, principalmente por su paciencia y disposición en todo momento.

A la Dra. Rosalva García Sánchez, Asesora de esta Tesis, por todo su apoyo en la colecta de campo, en la realización del experimento en el invernadero y por el espacio otorgado en el Laboratorio de Zonas Áridas de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM; así como por sus valiosos comentarios y sugerencias para mejorar la presentación de esta tesis.

A la M. en C. María del Carmen Herrera Fuentes, Asesora de esta Tesis, le agradezco también el apoyo y disposición para el manejo de la información y determinación taxonómica de los microartrópodos, así como por todas sus observaciones para el mejoramiento del escrito.

A mis sinodales: Dr. Carlos Antonio Anaya Merchant (Escuela Nacional de Estudios Superiores, UNAM campus Morelia), Dra. Angélica Jiménez Aguilar (UAM-Xochimilco) y M. en B. Jesús Campos Serrano (UAM-Iztapalapa) es por la revisión a esta tesis, así como sus correcciones, comentarios y sugerencias que enriquecieron el contenido de la misma.

Al Dr. Francisco Gutiérrez Mendieta, Coordinador de la Maestría en Biología, por todo el apoyo administrativo y la facilitación de los recursos económicos para la impresión de la tesis.

Al Dr. Miguel Ángel Armella Villalpando, quien como Coordinador de la Maestría en su momento, facilitó mi asistencia a cursos extracurriculares y congresos nacionales, esto contribuyó a mi formación académica y permitió la difusión de los resultados de esta tesis.

A la Bióloga Guadalupe López Campos le agradezco mucho la impartición del curso de *Acarología*, así como todo su apoyo y disposición en la enseñanza de las técnicas de preparación y preservación de las laminillas de los ácaros, además de la facilitación del material y espacio de trabajo en el Laboratorio de Acarología "Anita Hoffmann" de la Facultad de Ciencias de la UNAM. Su ayuda en la identificación taxonómica de los ácaros fue fundamental para el desarrollo de este trabajo.

Al Dr. Ignacio Mauro Vázquez Rojas, también de la Facultad de Ciencias de la UNAM, le agradezco el apoyo brindado y la impartición del curso de *Acarología*, y por la revisión de las preparaciones de ácaros. Su ayuda en la identificación taxonómica de los ácaros fue también muy valiosa para culminar este trabajo. De la misma manera, al M. en C. Ricardo Iglesias le agradezco su valiosa ayuda para la determinación taxonómica de los Oribatidos, así como su ayuda en la preparación de los especímenes de este grupo para su montaje.

Al Dr. Carlos Anaya Merchant (ENES, UNAM campus Morelia), le agradezco la impartición de un curso sobre "descomposición en ecosistemas tropicales secos", sus comentarios y el tiempo dedicado a discutir algunas ideas sobre el análisis de resultados; así como por facilitarme material bibliográfico sobre fauna edáfica y descomposición.

Al Dr. Gerardo Cruz Flores (FES-Zaragoza, UNAM) le agradezco por el espacio otorgado en su laboratorio para el procesamiento de las muestras de mantillo.

A las Biólogas Abigail Mendieta Morales, Karla Patricia Ortega Sales y Zanni Hernández Pérez por su ayuda en la colecta del material biológico en campo; asimismo, les agradezco su disposición para ayudarme en el pesado trabajo en campo.

Al M. en B. Eduardo Chimal por toda su ayuda en el trabajo de campo, con el análisis estadístico de los datos y por sus comentarios en torno a esta investigación, los cuales sin duda enriquecieron la escritura de esta tesis.

A la Biól. Susana Padrón por su ayuda en el montaje del experimento dentro del invernadero de la FES-Zaragoza, UNAM.

A mis compañeras de laboratorio: Azucena Ramírez, María del Carmen Navarro y Carolina Patricio, gracias por su disposición para la coordinación del tiempo y espacio dentro del laboratorio, así como por las actividades académicas que desarrollamos juntas.

A mis amigos y compañeros de la Maestría: Yazmín Uribe, Leonardo Paz, Alejandro Navarrete, Laura González e Ivonne Escamilla, con quienes formé un buen equipo de trabajo y compartí tiempo de discusión académica y recreativa.

RESUMEN

En ecosistemas áridos y semiáridos, la precipitación detona la actividad de plantas, costras biológicas (CB), microartrópodos y la descomposición. Se analizó la frecuencia y el volumen de la precipitación de 1960 a 2009 reportados por cinco estaciones meteorológicas dentro de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán- Cuicatlán, Puebla. La precipitación mostró un patrón estacional definido y sin cambios durante 49 años; sin embargo, durante el periodo de máxima precipitación (junio-septiembre), la frecuencia de los eventos disminuyó significativamente de 10 a 7 eventos mensuales, con una tendencia a reducirse hasta en un 50% (5 eventos/mes) al 2019. Este cambio en la frecuencia de la precipitación se simuló en un experimento de laboratorio para evaluar su efecto en las comunidades de microartrópodos y la descomposición de mantillo con y sin la presencia de costras biológicas. Se colocaron bolsas de descomposición sobre tres diferentes sustratos: CB colectadas bajo la copa de *Mimosa luisana* (CB-IR), CB de espacios abiertos fuera de ésta copa (CB-FIR) y en el suelo de áreas abiertas (SAA). Se aplicaron dos tratamientos de humedecimiento: i) Alta frecuencia (10 eventos/mes), y ii) Baja frecuencia (5 eventos/mes), ambos recibieron 76mm/mes, con siete réplicas. Los microartrópodos se extrajeron del mantillo en las bolsas mediante embudos tipo Berlese y se estimó la densidad, riqueza y diversidad de los taxa colectados. Los cambios en la comunidad de microartrópodos en el mantillo durante la descomposición se evaluaron con el índice de similitud de Jaccard. Para explorar la relación entre los taxa de microartrópodos y la pérdida de masa y concentración de C_{total} y N_{total} del mantillo, se aplicó un análisis de componentes principales. Las familias registradas fueron: Oribatulidae, Ceratozeteidae y Cymbaeremaeidae, Caligonellidae, Tydeidae, Erythraeidae, Liposcelidae, e Isotomidae, así como el orden Araneae. Al inicio del experimento, el mantillo fue más rico en familias de microartrópodos, la baja frecuencia de humedecimiento promovió la dominancia de algunos taxa, lo que favoreció la inequidad en las comunidades de microartrópodos al final del experimento. La densidad total de microartrópodos y las familias: Caligonellida, Oribatulidae, Liposcelidae se relacionaron con la pérdida de mantillo. Isotomidae se relacionó con el C_{total} al inicio del experimento y no se observó alguna otra relación con los nutrientes. La mayor pérdida de masa del mantillo se registró en CB-IR y CB-FIR, en comparación con el SAA. La constante de descomposición (k), en ambas frecuencias de humedecimiento, fue mayor en las CB (CB-IR= -0.000929; CBFIR= -0.000913) que en el SAA (-0.000657), pero el tratamiento con menor frecuencia de humedecimiento tuvo los valores más bajos (CB-IR= -0.000754; CB-FIR= -0.000715; SAA= -0.000445). En conclusión, las comunidades de microartrópodos fueron vulnerables al cambio en la frecuencia de humedecimiento; sin embargo, esto difirió entre taxa y dependió del tiempo de la descomposición. Este cambio afectó la composición de taxa de microartrópodos, lo que probablemente impactó en la descomposición del mantillo. Asimismo, las CB favorecen la descomposición del mantillo en comparación con el suelo desprovisto de CB, lo que podría significar que las CB amortiguan el efecto de un cambio en las frecuencias de precipitación sobre la descomposición del mantillo en este ecosistema semiárido mexicano.

PALABRAS CLAVE: Biocostras, Fauna edáfica, Pulsos de lluvia, Valle de Zapotitlán

ABSTRACT

In the semiarid Valley of Zapotitlán, Puebla, Mexico, rainfall detonates the activity of plants, biocrusts (CB), microarthropods, and litter decomposition. We analyzed the frequency and volume of rainfall from 1960 to 2009 reported by five weather stations within the Biosphere Reserve of Tehuacan-Cuicatlán, Puebla. The precipitation showed a seasonal pattern well defined and not change along 49 years; however, during the period of maximum rainfall (June-September), the frequency of precipitation events showed a significant trend to decrease from 10 to 7 monthly events, which may be reduced to 50% (5 events per month) for 2019. The changes in rainfall frequency were simulated in a laboratory experiment to evaluate its effect on communities of microarthropods and litter decomposition, with and without presence of biocrusts. Litterbags with litter were placed on three different substrates: CB collected under the canopy of *Mimosa luisana* (CB-IR), CB outside it (CB-FIR) and soil of open areas (SAA). Two wetting treatments were applied: i) High frequency (10 events/month), and ii) Low frequency (5 events/month), both received 76 mm/month. The microarthropods were extracted from litter with Berlese funnels and the density, richness and diversity of each collected taxa were estimated. The changes in the communities of microarthropods were evaluated using similarity index of Jaccard. To explore the relationship among taxa of microarthropods, and mass loss and C_{total} and N_{total} concentrations of litter, a principal components analysis was applied. Taxa recorded were: Oribatulidae, Ceratozeteidae and Cymbaeremaeidae, Prostigmata, Caligonellidae, Tydeidae, Erythraeidae, Liposcelidae, Isotomidae and order Araneae. At the beginning of the experiment, the litter was richer in microarthropods families; the low wetting frequency promotes the dominance of some taxa, which favored inequality in communities of microarthropods at the end of the experiment. The total density of microarthropods and the families: Caligonellida, Oribatulidae, Liposcelidae were related to the mass loss of litter. Isotomidae was related to C_{total} at the beginning of the experiment, but was not observed some other relationship with the nutrients. The constant of decomposition (k) for both wetting frequencies was higher on the CB (CB-IR = -0.000929; CBFIR = -0.000913) than on the SAA (-0.000657), but treatment with less wetting frequent had the lowest values (CB-IR = -0.000754; CB-FIR = -0.000715; SAA = -0.000445). In conclusion, the communities of microarthropods were vulnerable to changes in the wetting frequency; however; this differed among taxa and decomposition times. The change affects the species composition of microarthropods, which probably modifies the litter decomposition. In addition, CB favor the litter decomposition compared with soil without CB, which highlands that the CB mitigate the negative impacts of a change in the frequency of precipitation on litter decomposition in this Mexican semi-arid ecosystem.

KEY WORDS: Biocrusts, Litter decomposition, Rain pulses, Semiarid ecosystems, Soil fauna, Zapotitlán Valley.

ÍNDICE GENERAL

| | Pág. |
|--|-------------|
| Resumen | <i>i</i> |
| Abstract | <i>ii</i> |
| 1. Introducción | 1 |
| 2. Antecedentes | 4 |
| 2.1 Costras biológicas de suelo en México | 4 |
| 2.2 Microartrópodos y costras biológicas en zonas áridas y semiáridas | 5 |
| 2.3 Importancia de los microartrópodos y su papel en la descomposición | 6 |
| 2.4 Interacción entre la precipitación, descomposición y fauna del suelo | 9 |
| 3. Justificación | 14 |
| 4. Preguntas de investigación | 15 |
| 5. Hipótesis | 15 |
| 6. Objetivos | 16 |
| 7. Materiales y métodos | 17 |
| 7.1 Descripción del área de estudio | 17 |
| 7.2 Análisis de la precipitación y niveles de humedecimiento para el experimento | 19 |
| 7.3 Colecta de costras biológicas, suelo y mantillo en el campo | 20 |
| 7.4 Diseño del experimento de descomposición del mantillo | 21 |
| 7.4.1 Preparación y limpieza del mantillo | 22 |
| 7.4.2 Preparación de las bolsas de descomposición | 22 |
| 7.4.3 Cálculo de los niveles de humedecimiento para el experimento | 23 |

| | |
|--|-----------|
| 7.4.5 Preparación de las “camas experimentales” de descomposición | 24 |
| 7.4.6 Colocación del experimento de descomposición | 25 |
| 7.4.7 Evaluación de la descomposición | 25 |
| 7.5 Cambios en la comunidad de microartrópodos durante la descomposición | 26 |
| 7.6 Caracterización química del mantillo al inicio y durante el experimento | 27 |
| 7.7 Análisis estadístico de los datos | 28 |
| 8. Resultados | 30 |
| 8.1 Análisis de los patrones de precipitación | 30 |
| 8.2 Comunidades de microartrópodos durante la descomposición del mantillo | 35 |
| 8.2.1 Densidad y riqueza taxonómica | 35 |
| 8.2.2 Cambios en la composición de las comunidades de microartrópodos | 46 |
| 8.3 Descomposición del mantillo | 47 |
| 8.4 Caracterización química del mantillo | 51 |
| 8.5 Relación entre sustrato, humedecimiento, microartrópodos y descomposición | 53 |
| 9. Discusión | 58 |
| 9.1 Cambios históricos en los patrones de precipitación | 58 |
| 9.2 Comunidades de microartrópodos durante la descomposición del mantillo | 61 |
| 9.3 Descomposición y cambios en la calidad química del mantillo | 65 |
| 9.4 Efecto de los tratamientos de humedecimiento y CB sobre la comunidad de microartrópodos y la descomposición. | 68 |
| 10. Conclusiones | 75 |
| 11. Literatura citada | 78 |
| 12. Anexos | 98 |

Índice de abreviaturas

CB: Costras biológicas / biocostras

IR: Isla de recursos

CB-IR: Costras biológicas en islas de recursos formadas por *M. luisana*

CB-FIR: Costras biológicas fuera de islas recursos formadas por *M. luisana*

SAA: Suelo de área abierta

MO: Materia orgánica

1. INTRODUCCIÓN

Las CB son resultado de una asociación entre cianobacterias, líquenes, musgos, hepáticas, partículas minerales y materia orgánica del suelo, que se establecen en los primeros centímetros sobre la superficie del suelo (Belnap, 2003). En los ecosistemas semiáridos, son de particular importancia porque pueden llegar a cubrir hasta un 70% del suelo sin vegetación (Rivera-Aguilar *et al.*, 2006; Rosentreter *et al.*, 2008). Los componentes de las CB enriquecen al suelo con carbono (C) y nitrógeno (N); el N es fijado por las cianobacterias y posteriormente incorporado al suelo, los musgos de las CB pueden fijar y adicionar C hasta en un 300% con respecto a suelos sin CB (Belnap, 2002; Belnap y Lange, 2003). Además, las CB favorecen la agregación y mejoran la estructura del suelo evitando su erosión (Eldridge y Leys, 2003), por lo que contribuyen a aumentar la infiltración del agua durante los periodos de lluvia y a incrementar la humedad del suelo (Belnap, 2006; Jiménez *et al.*, 2009), esto debido a que las CB responden rápidamente a los pulsos de lluvia aumentando su actividad metabólica (Belnap *et al.*, 2004).

En el valle semiárido de Zapotitlán, Puebla, México, se ha documentado que las CB están dentro de islas de recursos (IR) formadas por *Mimosa luisana* Brandegees (Leguminosae). Las islas de recursos son formadas por un árbol o arbusto que proveen un mayor conjunto de recursos para otros organismos que las áreas de las rodanas (Reynolds *et al.*, 1999). *M. luisana* al formar IR contribuye a la retención de mantillo, que es la capa de residuos orgánicos que yacen sobre la superficie del suelo (Nuñez, 1998; Pérez-Suárez *et al.*, 2012). Asimismo, las CB en las IR formadas por *M. luisana*, contribuyen también a la incorporación de C y N al suelo (Rivera-Aguilar *et al.*, 2009; Sandoval-Pérez, 2011; Yépez-Hernández, 2011; Miguel, 2013; Sandoval-Pérez *et al.*, 2016). Asimismo, las CB tanto fuera como dentro de las IR de *M. luisana*, reducen la incidencia de la radiación solar, erosión del suelo y retienen agua durante

los episodios de lluvia (Belnap *et al.*, 2004; Sandoval-Pérez *et al.*, 2016). Las CB podrían funcionar como “micro-islas de recursos” (Sandoval-Pérez, 2011) o como “mantos de fertilidad” (Sandoval-Pérez *et al.*, 2016), ya que además de incorporar C y N, atrapan mantillo sobre su superficie favoreciendo el reciclaje de éstos nutrimentos en el suelo. La materia orgánica del suelo bajo las CB en IR de *M. luisana* (CB-IR) y bajo las CB fuera de éstas IR (CB-FIR) tiene una mayor calidad, en comparación con las áreas sin CB (Miguel, 2013), y son además, un microhábitat para los microartrópodos en estos ecosistemas (Hernández, 2006; Belnap, 2003; Darby *et al.*, 2009; Miguel, 2013; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014).

Los microartrópodos tienen un tamaño que varía de 0.1 a 2 mm y se les considera parte de la microfauna y mesofauna edáfica (Kladienko, 2001; Palacios-Vargas y Recamier, 2007). Estos están estrechamente relacionados con la descomposición del mantillo que se encuentra sobre el suelo (Nuñez, 1998; Pérez-Súarez *et al.*, 2012) e inclusive sobre las CB (Sandoval-Pérez *et al.*, 2016). Los microartrópodos fragmentan y transforman el mantillo a partículas orgánicas de menor tamaño que son físicamente susceptibles al ataque de los microorganismos (Lavelle *et al.*, 1996; Chapin *et al.*, 2002; Barajas-Guzmán y Álvarez-Sánchez, 2003; Fragoso y Rojas, 2010; Soong y Nielsen, 2016).

Otro factor que influye en la actividad de los microartrópodos y en el proceso de descomposición de la materia orgánica es el clima, ya que sus elementos como la temperatura y precipitación afectan los procesos biológicos que ocurren en el suelo (Austin *et al.*, 2004; Collins *et al.*, 2008). Los episodios de lluvia poco frecuentes característicos de las zonas áridas y semiáridas, conocidos como “pulsos”, son importantes detonadores de la actividad fisiológica de las plantas y organismos del suelo (Huxman *et al.*, 2004; Collins *et al.*, 2008). En consecuencia, es posible que la distribución temporal de la lluvia tenga una influencia significativa sobre la variación de la descomposición, en donde el tamaño y la frecuencia de los

eventos de precipitación, al regular el humedecimiento del suelo, se han propuesto como controles importantes de los procesos biológicos y de los flujos del C en ecosistemas áridos y semiáridos (Huxman *et al.*, 2004; Ye *et al.*, 2016). Así, las comunidades de microartrópodos también son influenciadas por el patrón de precipitación característico de éstos ecosistemas, que implica temporadas de lluvia con largos periodos de sequía intermedios que podrían afectar la actividad de los microartrópodos. Poco se sabe del impacto de los cambios en los patrones de precipitación en las comunidades de fauna del suelo y su repercusión en la descomposición. Entender cómo los eventos de lluvia, al modificar el humedecimiento del suelo, afectan la descomposición del mantillo es relevante, debido al posible cambio de los regímenes de lluvia a escalas locales y regionales relacionado al cambio climático (Solomon *et al.*, 2009).

Se conoce poco acerca de la actividad de los microartrópodos y su función ecológica como descomponedores del mantillo en los ecosistemas semiáridos (Álvarez-Sánchez, 2001; Brown *et al.*, 2001; Fragoso *et al.*, 2001). Los estudios más recientes documentan la riqueza y diversidad de microartrópodos en CB de ecosistemas áridos y semiáridos de México (Miguel, 2013; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014); no obstante, ninguno evalúa el papel de los microartrópodos que habitan las CB en la descomposición del mantillo. Asimismo, no se ha evaluado la actividad de los microartrópodos con respecto a la variabilidad de los episodios de lluvia y de humedecimiento en los ecosistemas semiáridos.

Por lo anterior, el objetivo general de esta tesis fue evaluar, de manera experimental, la influencia del humedecimiento sobre las comunidades de microartrópodos de las CB y su impacto en la descomposición del mantillo en un ecosistema semiárido del Valle de Zapotitlán, localizado en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

2. ANTECEDENTES

2.1 Costras biológicas de suelo en México

En México, los primeros estudios sobre CB de suelo son recientes y fueron realizados en Baja California Sur, en donde Maya y López-Cortez *et al.* (2002) describen la composición taxonómica de las CB, y posteriormente en este mismo sitio, López-Cortez *et al.* (2010) describieron las comunidades de cianobacterias en CB. Jiménez-Aguilar (2005) y Jiménez-Aguilar *et al.* (2009) caracterizaron y determinaron los componentes de las CB en San Luís Potosí en relación al manejo de los pastizales semiáridos. Para el caso específico del Valle de Zapotitlán, en Puebla, se ha descrito principalmente el efecto de las CB en la germinación de semillas (Rivera Aguilar *et al.*, 2005), así como la distribución y composición taxonómica de las CB (Rivera Aguilar *et al.*, 2006; 2009). Más recientemente, Yépez-Hernández (2011) cuantificó las comunidades microbianas asociadas a las CB dentro y fuera de IR formadas por *M. luisana*. Asimismo, Sandoval-Pérez *et al.* (2016) determinó la dinámica del C y N, así como la composición de las CB bajo y fuera de la copa de *M. luisana*, que están constituidas por cianobacterias, líquenes y musgos, pero en diferente proporción (Anexo 1). Miguel (2013) reportó que las CB dentro y fuera de IR de *M. luisana* tienen mayor riqueza y abundancia de microartrópodos que las CB de áreas abiertas, particularmente durante la estación de lluvias. Lo que permite suponer una fuerte asociación entre los microartrópodos que habitan las CB y los periodos de humedecimiento en este ecosistema. Otro sitio en México, donde se ha estudiado a los microartrópodos asociados a las CB fue los matorrales cracicaules de Baja California Sur, en donde Villarreal-Rosas *et al.* (2014) describen las comunidades de microartrópodos en diferentes tipos de CB de un matorral desértico.

Otros estudios han indicado que las CB en ecosistemas áridos y semiáridos juegan un papel clave para el desarrollo de los microorganismos y la fauna edáfica, así como para sus interacciones tróficas (Belnap, 2001). Por ejemplo, Lalley *et al.* (2006) en el desierto de Namib y Neher *et al.* (2009) en el desierto de Colorado, mencionan que las comunidades de artrópodos son favorecidas en presencia y abundancia por la estructura y composición de las CB.

2.2 Microartrópodos y costras biológicas en zonas áridas y semiáridas

Los microartrópodos más abundantes en el suelo de ecosistemas áridos y semiáridos, son ácaros y colémbolos (Estrada-Venegas, 2007); mientras que otros grupos muy importantes pero menos abundantes y también considerados microartrópodos son Diplura, Protura y Thysanura (Harding y Stuttard, 1974). Acari está representado en su mayoría por Prostigmata y Oribatida (Cepeda y Whitford, 1990; Soong y Nielsen, 2016). Estrada-Venegas *et al.* (1988) mencionan que en el valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán la diversidad de ácaros es muy alta, y reportan que Prostigmata es el grupo más abundante de microartrópodos del suelo. En la región del Valle de Zapotitlán, Miguel (2013) registró que Oribatida es más abundante en los suelos cubiertos con CB, seguido por Prostigmata y Mesostigmata; además de otros grupos también abundantes en las CB como Psocóptera y Colembola.

Las comunidades de microartrópodos en el suelo de ecosistemas áridos y semiáridos pueden ser relativamente ricas en especies adaptadas al clima extremo que caracteriza a estos ambientes (Wallwork, 1972; 1982). Por ejemplo, algunas especies de colémbolos están perfectamente adaptadas a las condiciones áridas (Loring *et al.*, 1988), tal es el caso de *Folsomides californicus*, una especie de colémbolo registrado en CB de los matorrales de Baja California Sur, México, que puede entrar por largo periodo en una fase inactiva llamada criptobiosis (Palacios-Vargas y Villarreal-Rosas, 2013).

La estructura porosa de las CB representa un refugio y sus componentes bióticos una fuente de alimento para los microartrópodos (Shepherd *et al.*, 2002; Neher *et al.*, 2009). Por ejemplo, algunas especies de ácaros especialistas pueden alimentarse de los musgos (Gerson, 1969; Hoffmann y Riverón, 1992); de igual manera, algunos ácaros oribátidos tienen preferencia por hábitats colonizados por líquenes (Seyd y Seaward, 1984). Además, la forma de los musgos y líquenes proporciona espacios entre sus tallos que pueden ser aprovechados como microhábitat por la microfauna, como los nematodos, protozoarios, rotíferos, pequeños moluscos y tardígrados (Darby *et al.*, 2007). Miguel (2013) sugiere que las CB del Valle de Zapotitlán, ofrecen una mayor cantidad de recursos (materia orgánica de mejor calidad, nutrimentos y humedad) atractivos para la fauna del suelo, debido a que en las CB, tanto dentro de IR formadas por *M. luisana*, como fuera de éstas IR, se registró una mayor densidad y riqueza de taxa en comparación con los suelos de áreas abiertas sin costra.

Los microartrópodos obtienen alimento de esqueletos de cactáceas, excremento de herbívoros o del mantillo (MacKay, 1991; Steinberger, 1991; Arriaga y Maya, 2007). En el desierto Chihuahuense se observó que la densidad de microartrópodos se relaciona directamente con la acumulación de hojarasca en el suelo (Santos *et al.*, 1978). El mantillo se puede acumular directamente sobre el suelo (Martínez-Yrizar *et al.*, 1999), bajo la copa de las plantas, en áreas abiertas, o bien sobre las CB (Sandoval-Pérez *et al.*, 2016), y representa un reservorio de nutrimentos que la fauna del suelo puede aprovechar (Santos y Whitford, 1981).

2.3 Importancia de los microartrópodos y su papel en la descomposición

En los ecosistemas semiáridos la información disponible sobre la descomposición y el impacto de la fauna del suelo en las tasas de descomposición es muy escasa (Montaña *et al.*, 1988; Cepeda-Pizarro, 1993; Álvarez-Sánchez y Becerra, 1996; Yahdjian *et al.*, 2006; Arriaga y

Maya 2007; Martínez-Yrizar *et al.*, 2007, García-Palacios *et al.*, 2013), los trabajos relacionan frecuentemente la descomposición con la actividad de un sólo grupo de fauna, generalmente mesofauna (*e.g.* termitas) y los aspectos ecológicos sobre la actividad de la fauna del suelo en la descomposición aún se desconocen (Montaño *et al.*, 2016). En México, los estudios sobre descomposición se concentran en ecosistemas templados o tropicales lluviosos; estos han correlacionado los cambios en las tasas de descomposición con la variación en la humedad y el tipo de mantillo (Álvarez-Sánchez, 2001; Fragoso y Rojas, 2010; Martínez-Falcón *et al.*, 2015). En Baja California Sur se comparó la tasa de descomposición del mantillo proveniente de cinco especies, sugiriendo que la radiación y la precipitación son los factores más relevantes en este proceso (Arriaga y Maya, 2007). En el desierto Sonorense se reporta también que la tasa de descomposición es probablemente resultado de una combinación de varios factores que actúan simultáneamente, tal como la radiación solar, que afecta la degradación de la lignina y de la calidad de la hojarasca, de igual manera se observó una alta actividad de termitas capaces de descomponer una fracción importante del mantillo (Martínez-Yrizar *et al.*, 2007). Además, cabe resaltar que ninguno de los estudios mencionados, ha evaluado el papel de los microartrópodos que habitan las CB en la descomposición del mantillo de ambientes semiáridos.

Varios autores indican que la función de los degradadores es crítica para los ciclos del C, N y otros nutrimentos. El traslado de partículas orgánicas, la fragmentación y la remoción de las partículas orgánicas en el suelo, así como la depredación, son mecanismos por los cuales los microartrópodos intervienen y regulan la descomposición. Los microartrópodos realizan principalmente tres acciones: *a)* Fragmentar el mantillo y con esta actividad reducen su tamaño; por ejemplo, los macrofitófagos consumen tejido de hojas recién caídas y no atacadas aún por microorganismos (Soong y Nielsen, 2016). Se ha demostrado que los oribátidos contribuyen de manera vital en la trituración de hojarasca en los bosques (Estrada-Venegas, 2007); mientras que

los ácaros prostigmátidos y mesostigmatidos no pueden ingerir partículas grandes de alimento, ya que tienen piezas bucales adaptadas para perforar los tejidos (Seastedt, 1984; Krantz y Walter, 2009), por lo que dependen de la acción de los fragmentadores. *b)* Ingerir y pasar por el tracto digestivo el material orgánico, lo que aporta al suelo deyecciones y secreciones orgánicas que son ricas en amonio (Teuben y Verhoef, 1992), y que son más susceptibles al ataque microbiano (Lavelle *et al.*, 1992); asimismo, algunos oribátidos se alimentan de las heces fecales de otros animales, incluso llegan a consumir sus propios desechos para hacer más eficiente la adquisición de nutrimentos o para alimentarse de los microorganismos que colonizan sus heces (Estrada-Venegas, 2007). *c)* La depredación y el control de poblaciones de microorganismos; los microartrópodos depredadores de bacterias pueden llegar a establecer relaciones mutualistas indirectas a través de nematodos bacteriófagos, que actúan como intermediarios, las bacterias mantienen las poblaciones de nematodos adecuadas para los microartrópodos y, a su vez, los microartrópodos regulan las poblaciones de nematodos (Moore, 1988; Estrada-Venegas, 2007; Soong y Nielsen, 2016). Algunas especies de ácaros microfitófagos se alimentan de algas y esporas de hongos y pueden tener un efecto sobre la biomasa fúngica (Seastedt, 1984). Los zoófagos son depredadores de organismos más pequeños (Harding y Stuttard, 1974); por ejemplo, los ácaros que depredan colémbolos (Ferguson y Joly, 2002) y otros más grandes (macrofauna) como los pseudoescorpiones y arácnidos depredan colémbolos y algunos insectos maduros o en estado larvario (Lensing *et al.*, 2005), lo que en consecuencia regula el equilibrio en sus comunidades (Moore *et al.*, 1988; Frago y Rojas, 2010; Soong y Nielsen, 2016).

La mayoría de los microartrópodos, especialmente los ácaros, tienen la capacidad de cambiar su dieta, según la disponibilidad o la calidad del alimento (Siepel, 1992; Siepel y De Ruiter-Dijkman, 1993). Después de la caída de hojarasca y de su acumulación en el suelo, ésta es aprovechada como alimento por los microartrópodos en función de su calidad, definida como

su nivel de enriquecimiento nutrimental, por esto la velocidad a la que ocurre la descomposición depende también de la calidad del mantillo (Vanderbilt *et al.*, 2008; Soong y Nielsen, 2016).

La calidad del mantillo es un factor importante para el desarrollo de las comunidades de microartrópodos que participan en la descomposición. Las tasas de descomposición se han relacionado con la densidad (Santos *et al.*, 1978) y con la composición de la fauna del suelo (Varela *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2009). Algunas familias de ácaros oribatidos se han asociado con el mantillo, donde prevalecen de manera favorable en la materia orgánica en descomposición (Lindo y Winchester, 2007). García-Palacios *et al.* (2013) proporcionan evidencia fehaciente de que la fauna del suelo promueve las tasas de descomposición. Seastedt (1984) muestra que la eficiencia de asimilación de la materia orgánica por la fauna del suelo puede variar desde 5% hasta 70%, en condiciones controladas, con un impacto importante en la mineralización del C.

2.4 Interacción entre la precipitación, descomposición y fauna del suelo

El efecto de los factores bióticos sobre las tasas de descomposición se ven influenciados por los elementos del clima como: la temperatura, radiación solar, y el volumen y la frecuencia de la precipitación. La temperatura afecta la composición y actividad de los descomponedores; por ejemplo, una disminución drástica de la temperatura del suelo reduce las poblaciones microbianas modificando la liberación de nutrientes (Trofymow *et al.*, 2002). Otros autores indican que la humedad del suelo, determinada por la distribución de la lluvia, es un factor regulador de la descomposición al influir en las comunidades microbianas y en la lixiviación de compuestos, generando así una mayor disponibilidad de nutrientes que son requeridos por las plantas y la fauna del suelo. También se ha documentado que cuando la precipitación aumenta, las tasas de descomposición se aceleran; en este sentido, en un bosque tropical seco de México, mediante un estudio a largo plazo (Anaya *et al.*, 2012), reportaron que una mayor frecuencia y

volumen de los eventos de precipitación favorecen significativamente las tasas de descomposición.

Existen pocos estudios sobre la descomposición en ecosistemas áridos y semiáridos; sin embargo, se reporta que la tasa de descomposición está principalmente influenciada por la radiación solar, la composición física y química del mantillo y el humedecimiento debido a la lluvia (Schaefer *et al.*, 2009; Pérez-Suárez *et al.*, 2012; Montaña *et al.*, 2016). La radiación favorece la pérdida de peso de la hojarasca al acelerar la degradación de algunos compuestos químicos como la lignina (Day *et al.*, 2007; Gallo *et al.*, 2009). También, se ha observado que cuando el matillo está mezclado con el suelo, esto puede influir positivamente en su descomposición (Lee *et al.*, 2014). Hewins *et al.*, (2013) reportaron que, en el desierto Chihuahuense, la mezcla de suelo y hojarasca facilita la colonización bacteriana, la cual también está potenciada por un incremento en la disponibilidad de agua, por lo que se crea un microclima húmedo que incrementa la velocidad de la descomposición del mantillo.

Aunque se conoce muy poco sobre el efecto de la cantidad (volumen) y frecuencia de la precipitación en las tasas de descomposición en ecosistemas áridos y semiáridos, está claramente establecido que los eventos de humedecimiento, pueden aumentar o disminuir la actividad metabólica de los descomponedores (Collins *et al.*, 2008) y afectar el funcionamiento del ecosistema (Ye *et al.*, 2016). Así, en el valle semiárido de Zapotitlán, la densidad y riqueza de los microartrópodos en las CB también fueron favorecidas por el humedecimiento durante la estación de lluvias (Miguel, 2013), lo que permite suponer que esto podría repercutir sobre la descomposición. En un ecosistema semiárido de pino-encino en San Luis Potosí, México, el incremento de la lluvia favoreció las tasas de descomposición (Pérez-Suárez *et al.*, 2012), aunque esto también puede depender de la calidad del mantillo (Arriaga y Maya, 2007; Martínez-Yrizar *et al.*, 2007). En este contexto, Lee *et al.* (2014) simularon, en condiciones de laboratorio,

dos pulsos de precipitación para evaluar su efecto en la descomposición de la hojarasca y de una mezcla de suelo-hojas, con la misma cantidad de agua; en este experimento aplicaron un humedecimiento pequeño-frecuente y uno largo-poco frecuente, reportando que los dos favorecieron la pérdida de masa sin importar el tipo de mantillo. Sin embargo, cuando el humedecimiento fue frecuente, la actividad microbiana aumentó en la mezcla suelo-hojas, sugiriendo que el humedecimiento es importante para la descomposición y que ésta también depende del suelo como regulador de la dinámica hídrica.

En los ecosistemas áridos y semiáridos, además de que la lluvia es estacional, las precipitaciones son irregulares, episódicas y ocasionalmente intempestivas; así, en la mayoría de los casos la precipitación ocurre en pulsos (Austin *et al.*, 2004, Reynolds *et al.*, 2008). Los pulsos son eventos efímeros de precipitación (Weltzin y Tissue, 2003), de manera que su frecuencia, aún durante la estación de lluvias, puede generar periodos largos de sequía. La actividad en los ecosistemas áridos y semiáridos está determinada principalmente por la dinámica de esos pulsos, es decir por la cantidad, frecuencia y duración de los episodios de precipitación (Belnap *et al.*, 2004; Schwinning y Sala, 2004, Collins *et al.*, 2014), los cuales determinan el humedecimiento y los procesos ecológicos. La actividad fisiológica de las CB (Huxman *et al.*, 2004) y el crecimiento de las plantas depende de los pulsos de humedecimiento (Moreno-Gómez *et al.*, 2012; Moreno-Rodríguez y Bullock, 2014), por lo que las precipitaciones escasas y espaciadas que ocurren en los ecosistemas áridos y semiáridos ejercen un fuerte control sobre el desarrollo de las plantas y la composición de la biota edáfica (Chesson *et al.*, 2004). Por ejemplo, los microartrópodos del suelo y en las CB en el valle semiárido de Zapotitlán aumentan su densidad durante los periodos de lluvia (Miguel, 2013).

El papel de la variabilidad de la precipitación en los ecosistemas semiáridos es cada vez más importante porque las predicciones a nivel mundial apuntan hacia un cambio en la

temperatura y precipitación (Solomon *et al.*, 2009). El IPCC (2013), con base en las tendencias mundiales, indica que la temperatura media global podría aumentar entre 1.0 y 3.5 °C en el año 2100, impactando los patrones espaciales y temporales de la precipitación. El Instituto Nacional de Ecología en México, reporta que el aumento de la temperatura generado por las emisiones de CO₂ podría alterar los eventos de precipitación extrema (un menor número de días de lluvia y más periodos de sequía), asociados a un régimen irregular en la precipitación. También hay evidencia de que el clima en México y en varios de sus ecosistemas exhibe fluctuaciones distintas a las registradas años antes (García, 2003; Méndez *et al.*, 2007; Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Semarnat, 2012). Sin embargo, esta perspectiva es reciente, y en general está basada en modelos globales que no permiten conocer el efecto local o regional que el cambio en la precipitación podría causar sobre el ciclaje del C en los ecosistemas (Méndez *et al.*, 2007), y en particular se desconoce cómo la variabilidad de la precipitación afecta la actividad y estructura de las comunidades de los descomponedores.

Un cambio en el volumen o frecuencia de la precipitación y su consecuencia en el humedecimiento, podría limitar la supervivencia de organismos poco tolerantes al estrés hídrico y favorecer a las especies adaptadas a este tipo de hábitat (Valiente-Banuet, 1991; Miranda, 2007; Ye *et al.*, 2016), modificando a largo plazo la variabilidad en los ecosistemas áridos y semiáridos. Asimismo, esto puede promover un efecto cascada en los niveles tróficos hasta provocar un cambio en las comunidades de microartrópodos (Whitford, 1996; Whitford y Sobhy, 1999; Miranda, 2007), debido a que la fauna edáfica es susceptible a estos cambios, y no todos los taxa responden de igual manera a la entrada de agua durante los periodos de lluvia (Mackay *et al.*, 1986). Así, por ejemplo, algunos artrópodos adaptados a las condiciones de los ecosistemas áridos y semiáridos podrían sobrevivir (Wallwork 1972; Cepeda y Whiford, 1990); sin embargo, otros podrían cambiar su actividad o buscar refugios apropiados para evitar la

deseccación (Whitford, 1996). Estos cambios en las comunidades de la fauna del suelo además podrían impactar las tasas de descomposición y la circulación de los nutrientes (Verhoef y Brussaard, 1990; Bradford *et al.*, 2008). No obstante, en los ecosistemas semiáridos no se conoce la respuesta de la mayoría de los microartrópodos a los cambios en la precipitación.

Ante los escenarios anteriores, las CB, como un componente frecuente en los ecosistemas áridos y semiáridos y con características estructurales como hábitat para la fauna y funcionales como la de enriquecer al suelo con nutrientes y protegerlo de la desecación, podrían tener un papel crítico en la descomposición. Además, las CB pueden aumentar su actividad metabólica cuando se humedecen, lo que permite que el suelo permanezca húmedo por más tiempo (Belnap *et al.*, 2004). De acuerdo con esta propiedad, las CB en suelos áridos y semiáridos contribuyen positivamente en la actividad de los descomponedores, favoreciendo la densidad de la fauna y beneficiando a algunas taxa como ocurre con los microartrópodos (Lensing *et al.*, 2005; Miguel 2013). Esto sugiere que el humedecimiento podría también regular la densidad y actividad de los microartrópodos en las CB. Los escenarios climáticos actuales podrían impactar de manera negativa el funcionamiento de las CB y a los organismos asociados a ellas, y en consecuencia afectar los procesos de circulación de nutrientes como la descomposición del mantillo.

Entender la relación entre la humedad y los microartrópodos de las CB, así como su efecto en la descomposición es relevante, ya que las estimaciones futuras del clima indican una mayor variabilidad de la lluvia a escalas locales y regionales, debido al cambio climático (Solomon *et al.*, 2009; Sáenz-Romero *et al.*, 2010). Así, es posible que los pulsos de humedad puedan influenciar la descomposición del mantillo en estos ambientes y, ante estas condiciones, las CB podrían potenciar la descomposición, porque además de ser un microhábitat para los microartrópodos, incrementan la retención de humedad y la infiltración en comparación con el suelo sin vegetación y sin costras en los ambientes áridos y semiáridos (Belnap *et al.*, 2004).

3. JUSTIFICACIÓN

Los estudios sobre los microartrópodos de las CB y su función en la descomposición del mantillo en ecosistemas áridos y semiáridos son escasos a nivel mundial y en particular en México; esto es aún más notable cuando el 60% del territorio del país corresponde a regiones áridas y semiáridas. Existen sólo dos estudios sobre microartrópodos en CB en México; el primero registró la presencia de taxa en CB de un matorral de Baja California Sur (Villarreal-Rosas *et al.* 2014) y el segundo documentó la densidad y riqueza de taxa de fauna en CB dentro y fuera de IR formadas por *M. luisana* en el Valle semiárido de Zapotitlán, Puebla (Miguel 2013). Ambos estudios sugieren que las CB son un microhábitat para los microartrópodos en los ecosistemas semiáridos, pero no evaluaron la relación entre la actividad de los microartrópodos de las CB y la descomposición, y menos aún el cómo las CB podrían regular la descomposición ante diferentes escenarios de humedad producto de la variabilidad en la precipitación. En los ecosistemas semiáridos la lluvia en pulsos determina el humedecimiento incluso en la estación de lluvias, afectando así la actividad de la biota, como ocurre con las CB y los microartrópodos. Las estimaciones de cambio climático indican una reducción de la precipitación en los ecosistemas áridos y semiáridos (Sáenz-Romero *et al.*, 2010); sin embargo, esta predicción es a gran escala y se desconoce su efecto a menor escala, en regiones donde el clima es determinante para la distribución de especies únicas, como es el caso del Valle de Zapotitlán.

Este estudio contribuye al conocimiento sobre los microartrópodos de las CB en el Valle de Zapotitlán, y evalúa experimentalmente su impacto en la descomposición del mantillo para predecir cómo podría ser afectada a largo plazo por un cambio en la precipitación y, por lo tanto, en el humedecimiento del suelo en el valle semiárido de Zapotitlán, Puebla, México.

4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Existe un cambio en el patrón histórico de la precipitación dentro del Valle Tehuacán-Cuicatlán?
2. ¿Cómo un cambio en el humedecimiento modificaría la estructura de las comunidades de microartrópodos de las costras biológicas y la descomposición del mantillo?
3. ¿Cuál es el efecto de los microartrópodos de las costras biológicas y del suelo sobre la descomposición del mantillo?

5. HIPÓTESIS

H.1 De acuerdo con las tendencias climáticas globales, se espera detectar un cambio negativo en el patrón de precipitación dentro del Valle de Zapotitlán.

H.2 El cambio en el patrón de precipitación podría modificar el humedecimiento, por lo que se espera que disminuya la actividad de microartrópodos y cambie la estructura de sus comunidades, desacelerando la descomposición. En donde las CB-IR y CB-FIR amortiguarán el efecto negativo del humedecimiento.

H.3 Si las costras biológicas dentro de las IR formadas por *M. luisana* (CB-IR) favorecen la abundancia, riqueza y diversidad de microartrópodos, se espera que éstas incrementen la descomposición del mantillo en relación con las CB fuera de la IR (CB-FIR) y con el suelo sin costra (SAA).

6. OBJETIVOS

General

Determinar la influencia del humedecimiento y de los microartrópodos de las costras biológicas y del suelo en la descomposición del mantillo en el ecosistema semiárido del Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

Particulares

1. Describir las principales tendencias históricas de la precipitación en el Valle de Zapotitlán para definir el nivel de humedecimiento y su potencial cambio.
2. Evaluar el efecto del humedecimiento en la estructura de las comunidades de microartrópodos de costras biológicas y suelo, y sobre las tasas de descomposición.
3. Relacionar los cambios en las comunidades de microartrópodos presentes en costras biológicas y suelo, con la descomposición del mantillo y el humedecimiento.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 Descripción del área de estudio

El Valle semiárido de Zapotitlán se ubica en los 18° 20' de latitud Norte y 97° 28' de longitud Oeste, dentro de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. La Reserva está entre dos complejos montañosos, la Sierra Madre del Sur y la Sierra de Zongolica que es la principal barrera para la llegada de las precipitaciones (Valiente-Banuet, 1991). El Valle se localiza al Sureste del estado de Puebla, éste pertenece a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur y a la provincia florística del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. El Valle está limitado por la Sierra de Zapotitlán, la Sierra de Atzingo y Mihuatepec al Este y por los cerros Pajaritos y Chacateca al Norte, el cerro Corral de Piedra al Sur y el cerro La Mesa al Oeste (Zavala-Hurtado, 1982). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen modificada por García (1981), el clima del Valle de Zapotitlán es seco semiárido (BS₀hw (e) gw), con una marcada estación de lluvias en el verano, con cuatro meses lluviosos que corresponden al periodo de junio a septiembre. La precipitación media anual es 480 mm y su temperatura promedio anual es 21°C (Arias-Toledo *et al.*, 2001).

La diversidad y endemismos hacen del Valle de Tehuacán-Cuicatlán una región con gran valor ecológico, debido a que el 13% de las 2621 especies de plantas vasculares que presenta son endémicas (Dávila *et al.*, 2002). La vegetación dominante del Valle de Zapotitlán es el matorral xerófilo (Rzedowsky, 1979; Zavala-Hurtado, 1982) y en las partes más húmedas la selva baja caducifolia (Valiente-Banuet, 1991). La vegetación se presenta en forma de parches formados por plantas de las familias Agavaceae, Cactaceae y Leguminosae. Una especie dominante o codominante en estas comunidades vegetales es *Mimosa luisana* (Leguminosae), es endémica de la región (Martínez- Martínez-Bernal y Grether, 2006), forma islas de recursos

(IR) (Camargo-Ricalde *et al.*, 2002; 2003; 2010), tiene importancia cultural, económica y ecológica para la región (Dhillion y Camargo-Ricalde, 2005; Moreno-Calles y Casas, 2010).

Con base en estudios previos realizados en el Valle de Zapotitlán (García-Oliva, 1991; Sandoval-Pérez, 2011; Miguel, 2013; Sandoval-Pérez *et al.*, 2016) se seleccionaron siete sitios de muestreo dentro del Valle, que se localizan en un mismo tipo de vegetación y en un similar tipo de suelo (Feozem calcárico), estos sitios estuvieron alejados un kilómetro en promedio. En estos sitios está presente *M. luisana*, así como las costras biológicas (CB) tanto debajo de la copa de esta leguminosa como en los espacios abiertos (SAA). En cada sitio se estableció una parcela (réplicas $n=7$) con dimensiones de 20m \times 50m, que se consideró como la unidad de muestreo.

7.2 Análisis de la precipitación y niveles de humedecimiento para el experimento

Los niveles de humedad a probar en el experimento de descomposición fueron definidos con base en un análisis histórico de los patrones de la precipitación dentro del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México, ya que se buscó que éstos representarán las tendencias de cambio en la precipitación como uno de los elementos del clima que define el humedecimiento del suelo en la región. Los datos de precipitación se obtuvieron a partir de la revisión de las bases de datos climatológicos de todas las estaciones ubicadas dentro del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. La información se obtuvo de los archivos del Sistema Meteorológico Nacional. Se eligieron sólo cinco estaciones meteorológicas (Zapotitlán, Caltepec, Tehuacán, Tepelmeme, Calipan), debido a su cercanía geográfica con el área de estudio, su similitud en clima (Valiente-Banuet, 1991) y su continuidad y mejor calidad en los datos (años con registros completos de precipitación).

Con las bases de datos obtenidas, se realizó el análisis de la cantidad (volumen en milímetros) y del número eventos de precipitación de 1960 a 2009 (49 años), considerando los registros de precipitación diaria, tomando solo los años con datos completos. Para el análisis de

la tendencia de la precipitación se utilizó el promedio de la cantidad y del número de eventos (frecuencia) de precipitación de las cinco estaciones meteorológicas, con el fin de detectar un cambio en la precipitación durante los años. Con estos promedios se construyeron cinco series de tiempo desde 1960 a 2009, de 10 años cada una: 1960-1969, 1970-1979, 1980-1989, 1990-1999 y 2000-2009. En cada serie se analizaron la cantidad y número de eventos la precipitación por mes (enero a diciembre), lo que permitió conocer y comparar la tendencia de la cantidad y frecuencia de la precipitación durante cinco décadas en el Valle.

Debido a que el cambio más evidente observado fue solamente para la frecuencia de los eventos de precipitación durante la temporada máxima de lluvias (junio a septiembre), los niveles de humedecimiento experimentales se establecieron en función de los eventos de lluvia. El primer nivel de humedecimiento se definió con base en los eventos registrados en la década de los 60's (≈ 10 eventos por mes) y el segundo nivel de humedecimiento se obtuvo mediante un modelo de regresión lineal que incluyó todos los datos (5 décadas) de los meses de lluvia (junio a septiembre), misma que marcó una disminución significativa en el número de eventos de precipitación, la cual fue proyectada a 10 años (2019), a partir del 2009, lo que permitió establecer el segundo nivel de humedad en un promedio de ≈ 5 eventos por mes.

7.3 Colecta de las costras biológicas, suelo y mantillo en el campo

La colecta de CB, suelo y mantillo se realizó del 31 de enero al 3 de febrero de 2014. Cada parcela se dividió a lo largo en tres secciones iguales (16.66 m c/una), para homogenizar el muestreo e incluir la variabilidad al interior de la parcela. En cada sección se seleccionaron dos puntos de colecta en cada uno de los siguientes microhábitats: *i*) Costra biológica dentro de la IR formada por *M. luisana* (CB-IR); *ii*) Costra biológica fuera de la IR (CB-FIR); y *iii*) Suelo de área abierta sin presencia de costra (SAA). Al final se obtuvo una sola muestra compuesta

por cada microhábitat y por parcela; esto es, se mezclaron homogéneamente las dos submuestras colectadas en cada sección de la parcela para cada microhábitat, lo que resultó en dos muestras compuestas de CB (CB-IR y CB-FIR) y en una muestra compuesta de suelo (SAA) por parcela. Los individuos de *M. luisana* elegidos para la colecta de CB y suelo bajo su copa tuvieron características estructurales similares, con un promedio de altura y cobertura de 2.7 m y todos tuvieron presencia de CB (Fig. 1).

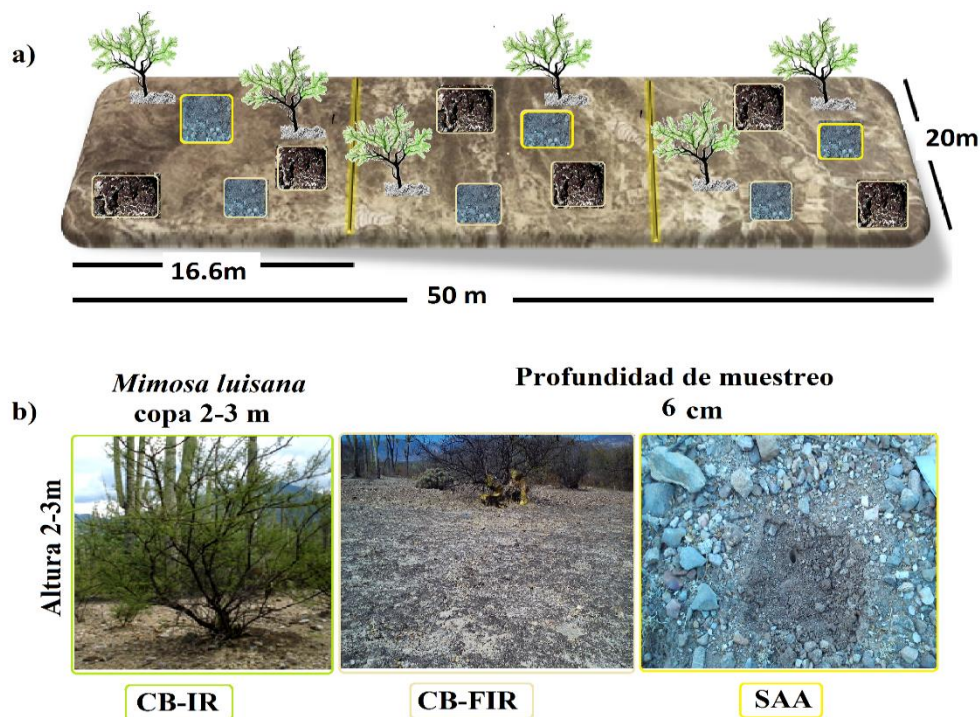


Figura 1. Diseño experimental en campo para la colecta del material biológico (costra biológica, suelo y mantillo). **a)** Delimitación de las parcelas y elección de los puntos de muestreo. **b)** Microhábitats elegidos en cada sección de las parcelas para la colecta del material biológico en el valle semiárido de Zapotitlán, Puebla, México. CB-IR= costra biológica dentro de la isla de recursos (IR) formada por *M. luisana*, CB-FIR= costra biológica fuera de la IR, SAA= suelo de área abierta.

Las CB tanto dentro como fuera de las IR de *M. luisana* se colectaron desprendiéndolas del suelo con una espátula a una profundidad de 3 cm y sin romper su estructura, posteriormente

se colectaron los 3 cm de suelo por bajo las CB. El suelo de áreas abiertas desprovisto de costras (SAA) se colectó de los primeros 6 cm de profundidad. Las muestras se preservaron por separado en recipientes de plástico con el fin de resguardarlas y evitar el rompimiento de las CB. Las muestras fueron trasladadas al laboratorio y resguardadas hasta su procesamiento.

El mantillo se colectó en la estación seca, que es cuando ocurre el pico máximo de producción de hojarasca (Pavón y Briones, 2001). Dentro de cada uno de los siete sitios de muestreo se seleccionaron siete individuos de *M. luisana*, cada uno fue sacudido y el mantillo se colectó de la superficie de la CB bajo cada individuo. Las muestras de mantillo fueron colocadas en bolsas de papel etiquetadas y trasladadas al laboratorio.

7.4 Diseño del experimento de descomposición del mantillo

Con la finalidad de estimar la actividad de los microartrópodos y el efecto de la variación del humedecimiento sobre las tasas de descomposición se realizó un experimento en invernadero bajo condiciones controladas. En éste se evaluó durante siete meses la pérdida potencial de masa de mantillo sobre tres tipos de sustrato [costras biológicas dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA)] y dos niveles de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes y baja frecuencia= 5 eventos/mes). Previo al experimento, se prepararon el mantillo a descomponer, las bolsas de descomposición y las camas experimentales de descomposición con los tres tipos de sustrato; también se definieron los niveles de humedecimiento con base en el análisis histórico de los patrones de la precipitación en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca México, lo cual se explica con detalle en los siguientes apartados.

7.4.1 Preparación y limpieza del mantillo

El mantillo fue colocado en embudos tipo Berlese para extraer los microartrópodos. Los embudos tipo Berlese se utilizan para separar la mesofauna de muestras de hojarasca, suelo, musgos, líquenes, entre otros. Este se basa en la desecación lenta y gradual de las muestras bajo la acción de una lámpara, de modo que los microartrópodos, al retirarse hacia el fondo en búsqueda de humedad y resguardarse del incremento en la temperatura, terminan cayendo por el cuello del embudo hasta el frasco recolector que contiene alcohol al 70% (Morón y Terrón, 1988; Moreira *et al.*, 2012). Las muestras de mantillo permanecieron 5 días en los embudos, después de la extracción de microartrópodos, el mantillo fue retirado para su limpieza. Posteriormente, las muestras de mantillo fueron mezcladas para formar una sola muestra compuesta que fue tamizada en mallas de 2 mm y 1 mm de abertura, lo que permitió eliminar gravas y suelo, los componentes más grandes de mantillo (e.g. ramas pequeñas) fueron cortados con la intención de homogenizar la muestra. La muestra compuesta de mantillo fue esterilizada en una autoclave, a una temperatura de 120° C y una presión 15 lb plg² durante 1 hora, con la finalidad de eliminar los microorganismos presentes. El peso seco de la muestra fue estimado colocando una submuestra de mantillo en una estufa a 65°C por 72 horas hasta peso constante. El mantillo libre de fauna, microorganismos, suelo y homogenizado, se utilizó posteriormente para el experimento de descomposición.

7.4.2 Preparación de las bolsas de descomposición

El mantillo fue utilizado para preparar las bolsas de descomposición (Litter-bags; dimensión de 7 × 7 cm cada una) para el experimento. Un total de 308 bolsas fueron preparadas con 3 g de mantillo (peso inicial) libre de fauna y estéril por cada bolsa. Las bolsas se elaboraron con una malla de 1.4 mm de abertura, con el fin evitar la pérdida de residuos orgánicos y a la

vez permitir la entrada de los microartrópodos (Barlocher, 2007; Kampichler y Bruckne, 2009) provenientes de las CB y del suelo.

7.4.3 Cálculo de los niveles de humedecimiento para el experimento

Con base en los cambios históricos en la frecuencia de los eventos de precipitación mensuales, establecidos a partir de las bases de datos meteorológicos para el Valle, se establecieron dos niveles de humedad experimentales con el fin de observar su efecto en la descomposición. Debido a que la cantidad total de precipitación no ha cambiado en el Valle en los últimos 49 años, cada tratamiento de humedad implicó la misma cantidad total de agua (8.7 mm/mes). Para ajustar la cantidad de cada riego, se utilizó el volumen de 76 mm, que fue el promedio de precipitación obtenido de los meses de mayor precipitación (-junio a septiembre-). Se tomó en cuenta la forma en que se mide la precipitación en un pluviómetro convencional, donde se utiliza la relación de que un 1mm de precipitación equivale a 1 litro m^{-2} . Entonces, los 76 mm en 1 m^2 , se ajustaron a un recipiente experimental con un área de 0.1147 m^2 , a dicha área equivale un volumen de 8.7 mm/mes. Así, el tratamiento de alta frecuencia se definió dividiendo los 8.7 mm/mes (8.7 L) entre 10 riegos que simularon los eventos promedio mensuales que se presentaban en la década los 60's, fue así que el riego por recipiente experimental fue de 0.87 L por evento, cada charola experimental recibió en un mes del experimento 10 riegos de 0.87 L cada uno ($evento^{-1} mes^{-1}$) durante siete meses. El segundo tratamiento, fue el de baja frecuencia e implicó una disminución de la frecuencia de los eventos de precipitación a 5 eventos por mes. Este tratamiento se definió dividiendo los 8.7 mm (8.7 L) entre 5, así el riego por cada riego recipiente fue de 1.7 L $evento^{-1} mes^{-1}$, así, cada unidad experimental recibió en un mes 5 riegos de 1.7 L durante los siete meses que duró el experimento.

7.4.5 Preparación de las “camas experimentales” de descomposición

Con el material biológico colectado en los siete sitios de muestreo, se elaboraron un total de 42 “camas experimentales” para evaluar la descomposición del mantillo. Estas “camas experimentales” se construyeron con charolas de plástico de 1.1447 cm² con perforaciones en el fondo, por lo que el fondo de cada charola se forró con tela organza-cristal para evitar que escaparan los microartrópodos. En cada charola se colocó 1 kg del suelo colectado bajo las CB y sobre este 1 kg de CB-IR ó CB-FIR, con el fin de simular el arreglo de la CB y el suelo en el campo. En otras charolas se colocaron 2 kg de suelo de área abierta (SAA). Así, quedaron conformados tres tratamientos con distinto tipo de sustrato en las “camas experimentales”: CBIR (Suelo+CB-IR), CB-FIR (Suelo+CB-FIR) y SAA, cada una con 7 réplicas (21 unidades experimentales). Además, de manera similar, se preparó un segundo grupo de “camas experimentales”, ya que el primer grupo fue utilizado para aplicar la primera condición de humedad (10 eventos de precipitación por mes) y el segundo grupo para aplicar la segunda condición de humedad (5 eventos de precipitación por mes). Así, se obtuvieron un total de 42 “camas experimentales”, 21 para la condición de alta frecuencia de humedecimiento y 21 para el de baja frecuencia. El diseño experimental quedó conformado por: i) Siete camas con CB-IR formada por *M. luisana*; ii) Siete camas con CB-FIR (costra fuera de las IR); y iii) Siete camas con suelo de área abierta (SAA); éstas con dos niveles de frecuencia de humedecimiento (alta -10 eventos/mes- y baja -5 eventos/mes-), además de dos controles absolutos (“cama experimental” con únicamente mantillo), los cuales permitieron descartar el ingreso de algún microartrópodo desde el exterior.

El experimento se colocó dentro del invernadero de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, en donde todas las “camas experimentales” estuvieron expuestas a la misma temperatura (41 °C máx. 25 °C mín.), humedad relativa (40 % máx, 10 % mín) y radiación solar.

Además, para evitar la entrada de microartopodos desde el exterior, los bancales donde fueron colocadas las “camas experimentales” fueron cubiertos con tela de organza-cristal. Durante el experimento todas las camas experimentales fueron distribuidas de forma aleatoria en el bancal y cada semana fueron rotadas para evitar un efecto de la posición en donde se colocaron.

7.4.6. Colocación del experimento de descomposición

Con la finalidad de evaluar el efecto del sustrato de cada “cama experimental”, bajo los dos niveles de frecuencia de humedecimiento, sobre la descomposición del mantillo, se colocó sobre cada una de las 42 “camas experimentales” un grupo de 7 bolsas de descomposición, preparadas previamente con 3g de mantillo. El experimento de descomposición tuvo una duración de 210 días, inició el 9 de mayo de 2014, tiempo en el que también se realizó la primera aplicación de ambos tratamientos de frecuencia de humedecimiento.

Cada 30 días (30, 60, 90, 120, 150, 180 y 210 días), una bolsa de cada “cama experimental” fue colectada al azar, levantada con ayuda de unas pinzas y fue inmediatamente colocada en un embudo tipo Berlese para extraer los microartrópodos. Las bolsas permanecieron 7 días dentro de los embudos tipo Berlese. Los microartrópodos fueron recuperados en alcohol al 70% como fue previamente descrito. Al finalizar la extracción de los microartrópodos, las muestras fueron además examinadas al microscopio estereoscopio, para recuperar los organismos más grandes que quedaron atrapados dentro de las bolsas. Posteriormente el mantillo de cada bolsa se secó a 70° C por 48 horas hasta peso constante para obtener su peso seco.

7.4.7 Evaluación de la descomposición

La descomposición del mantillo se evaluó con base en el porcentaje de peso seco remanente que permitió medir la pérdida de masa seca del mantillo a partir de las bolsas de

descomposición colectadas cada mes. Las tasas de descomposición del mantillo para cada uno de los tratamientos se calcularon mediante el modelo exponencial simple: $M_t = M_0 e^{-kt}$; donde: M_0 es la cantidad original de mantillo puesta en las bolsas de descomposición y M_t es la masa existente (mantillo) en un tiempo (t_{+1}) ; así la k se obtuvo mediante la fórmula: $\ln(M_t/M_0) = -kt$ (Barlocher, 2007; Berg y McClaugherty, 2008). Este modelo es el más utilizado en estudios de descomposición y fue propuesto por Jenny *et al.* (1949) y ajustado por Olson (1963). La tasa se calculó para cada “cama experimental” y después se obtuvo un valor promedio con base en las siete réplicas de cada tratamiento: CB-IR, CB-FIR y SAA, con dos niveles de frecuencia de humedecimiento (10 y 5 eventos/mes).

7.5 Cambios en la comunidad de microartrópodos durante la descomposición

La cuantificación de los microartrópodos se realizó a lo largo del experimento de descomposición, lo que permitió contar el total de los individuos recuperados (densidad total) en cada fecha (30, 60, 90, 120, 150, 180 y 210 días) y determinar la densidad para cada taxa.

La determinación taxonómica de los organismos recolectados se realizó con la ayuda de claves y descripciones científicas especializadas: Mille (1993, invertebrados), Chu (1942, invertebrados), Krantz y Walter (2009, ácaros) y Vázquez y Palacios-Vargas (2004, colémbolos). Los ácaros fueron aclarados con ácido láctico por 72 horas y se montaron en laminillas (porta y cubreobjetos) con líquido de Hoyer, las preparaciones fueron selladas con pintura “gliptal” (Krantz y Walter, 2009). Todo el material fue verificado por especialistas del Laboratorio de Acarología “Anita Hoffmann” (Biól. Guadalupe López Campos y Dr. Ignacio Vázquez Rojas) y del laboratorio de Artrópodos (M. en C. Ricardo Iglesias Mendoza), ambos de la Facultad de Ciencias, UNAM.

En cada tratamiento se obtuvo la riqueza observada de taxa (S) y la diversidad de taxa mediante dos índices: 1) Shannon-Wiener (H') y 2) Simpson (λ), debido a que uno da mayor peso a los taxa raros y el otro a los taxa dominantes (Moreno, 2001; Magurran, 2004). Asimismo, se estimó la equidad de los taxa en cada microhábitat con el índice de equidad de Pielou (Magurran, 2004). El índice H' fue calculado mediante la fórmula $\sum p_i \ln(p_i)$, donde p_i es la proporción (densidad relativa) de cada taxa i (n_i/N ; N = densidad total) (Magurran, 2004). El índice de λ se estimó con la fórmula $\sum p_i^2$, donde las p_i también fueron la proporción de cada taxa (Moreno, 2001). El índice de equidad de Pielou mide la proporción de la diversidad de taxa observada en relación a la máxima diversidad esperada, sus valores van de 0 a 1, donde un valor mayor a 0 indica que todos los taxa son igualmente abundantes y por lo tanto hay mayor equidad; este fue calculado como $J' = H/H_{\max}$; donde $H_{\max} = \ln(S)$ (Moreno, 2001). Para evaluar el efecto de la descomposición sobre la diversidad beta de taxa, se estimó, en diferentes tiempos, el índice de Similitud de Jaccard, el cual refleja el grado de recambio o remplazo de taxa entre diferentes comunidades sometidas a los diferentes tratamientos (tipo de sustrato y humedecimiento), tomando en cuenta datos de presencia-ausencia de los taxa. Este índice es igual a cero en los casos de similitud completa en sus taxa y aumenta cuando los tratamientos tiene menos taxa en común (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

7.6 Caracterización química del mantillo al inicio y durante el experimento

Tres sub-muestras del mantillo antes del experimento de descomposición y tres sub-muestras del mantillo recuperadas de cada tratamiento en tres diferentes tiempos (60, 120 y 180 días) durante el experimento de descomposición, se trituraron en un Mini-molino Thomas Wiley®, hasta que pasaron por un tamiz del número 10 (2 mm). Las muestras se colocaron en bolsas negras de polietileno, limpias y etiquetadas para su análisis químico.

El carbono orgánico total (COT) se estimó mediante la oxidación catalítica por combustión en un horno a 680°C, con detector de infrarrojos en un analizador de C (Shimadzu A5050). El nitrógeno total se determinó por el método semi-micro-Kjeldahl (Bremner, 1965), que implicó una pre-digestión de 0.1 g de la muestra de mantillo a la que se adicionaron 4 mL de una mezcla de ácido sulfúrico-salicílico y se dejó en reposo por 24 horas. Posteriormente, se añadieron 0.5 g de Na₂S₂O₃ y 1.1 g de mezcla catalizadora (K₂SO₄, 10 g; CuSO₄ 5H₂O, 1 g; Selenio metálico, 0.1 g) y se puso a digerir a una temperatura de 350 °C, hasta que la muestra se tornó clara. La muestra se mezcló con 3 mL de agua destilada y se destiló. Para esto la muestra fue transferida a un bulbo de destilación y se le añadieron 10 mL de NaOH 10 N. El amonio liberado se colectó en un matraz con 10 mL de H₃BO₃. La cuantificación se realizó mediante una titulación con H₂SO₄ 0.05 N. Con los valores de concentración de C y N se calculó el cociente C:N por dividir la concentración de C entre la del N. El cociente se usó como índice de la calidad química del mantillo, en donde un cociente mayor implicó una menor calidad y uno menor una mejor calidad, debido que indicó que el mantillo está enriquecido con N. Los cambios en las concentraciones de C, N y en el cociente C:N podrían reflejar el efecto del sustrato y humedecimiento en la descomposición química del mantillo (Sandhu *et al.*, 1990).

7.7. Análisis estadístico de los datos

Los datos de la descomposición del mantillo se expresaron con base en el peso seco. Un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías se utilizó para probar el efecto del sustrato como microhábitat de los microartrópodos (CB-IR, CB-FIR, SAA) y de la frecuencia de humedecimiento (dos niveles: 10 y 5 eventos mes⁻¹). Los promedios se compararon con una prueba de Tukey's HSD (von Ende, 1993; Sokal y Rohlf, 1995). Una $p \leq 0.05$ se consideró como significativa en todos los casos. Previo al análisis, la normalidad de los datos fue explorada y

en su caso los datos se transformaron a Log base 10 para ajustarlos a los supuestos de la distribución normal (Sokal y Rholf, 1995).

El efecto de la fecha de muestreo y su interacción con el tipo de sustrato sobre la velocidad de descomposición (k), los cambios en las concentraciones de C y N, así como en la densidad, riqueza y diversidad de taxa de microartrópodos se evaluaron por separado comparando la constante de descomposición (k), las concentraciones y la estructura de las comunidades de microartrópodos en función de las fechas de muestreo con un ANOVA factorial (Sokal y Rholf, 1995). Un análisis de componentes principales (ACP) se utilizó para explorar la relación entre los tratamientos (tipo de sustrato y frecuencia de humedecimiento), los cambios en las comunidades de microartrópodos y la variación en la calidad del mantillo durante el proceso de descomposición. Asimismo, en cada tratamiento de humedecimiento se realizó un ACP para observar las relaciones entre los taxa y la calidad del mantillo, y la frecuencia de humedecimiento (alta y baja frecuencia de humedecimiento). Todos los análisis se realizaron en el programa Statistica vers. 6.0 (Statsoft, 2000).

8. RESULTADOS

8.1 Análisis de los patrones de precipitación

El registro histórico de la precipitación en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México, durante casi cinco décadas (49 años), mostró un patrón estacional bien definido, con cinco meses de lluvia (>40 mm; mayo a septiembre) y siete meses de secas (<20 mm; octubre a abril); además de una bi-modalidad en la distribución de la precipitación durante la estación lluviosa, con los valores más altos de precipitación en junio y septiembre. Este patrón estacional (lluvia y seca) y de bi-modalidad (junio y septiembre) de la precipitación no ha cambiado después de 49 años (Fig. 2).

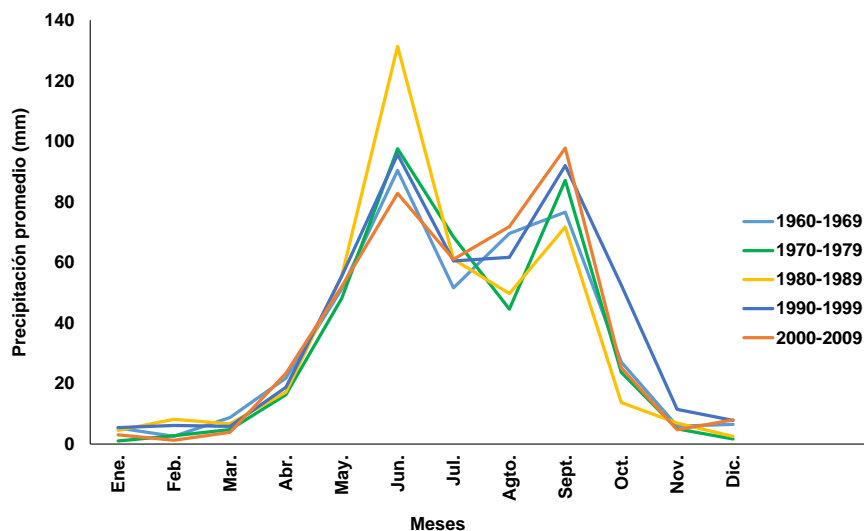


Figura 2. Precipitación mensual promedio por década durante 49 años (cinco décadas) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

La cantidad de lluvia y de eventos de precipitación por año fueron variables a lo largo de 49 años (Fig. 3). En 1984 (686 mm) y 1990 (219.9 mm) se observó la mayor variación en el volumen de la lluvia, ambos años registraron los valores más extremos, con el más alto y más bajo volumen de precipitación, respectivamente, en los 49 años analizados. Asimismo, la mayor

variabilidad en la cantidad de precipitación fue registrada entre 1981 y 1998; sin embargo, a lo largo de estas casi cinco décadas la precipitación anual promedio fue de 431 mm (máx.= 473 y min. =401; Cuadro 1). El patrón a largo plazo de los eventos de precipitación (acumulados al año) fue similar al volumen de la precipitación, pero con una ligera tendencia a disminuir su variabilidad de 1960 a 2009 (Fig. 3). En 1982 se registró el menor número de eventos (26), mientras que en 1969 ocurrió el mayor número de eventos de precipitación (80). Asimismo, el promedio de eventos de precipitación disminuyó de 61.2 en la década de 1960-1969 a 48.4 en la década de 2000-2009 (Cuadro 1).

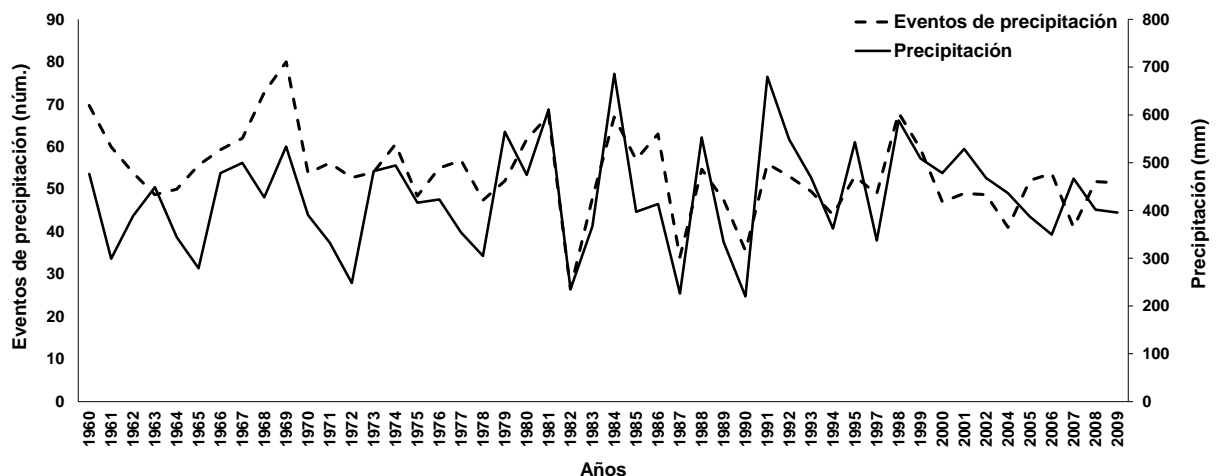


Figura 3. Variación histórica (1960 a 2009) de la precipitación anual y del número de eventos de precipitación anuales en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Los datos históricos de la precipitación para el Valle indican que, al igual que el patrón estacional, la precipitación anual promedio no cambió en 49 años. No obstante, el número de eventos de precipitación promedio mensual (por década), mostraron una tendencia hacia un menor número de eventos de precipitación por mes. El análisis mensual histórico por década indicó que la máxima precipitación y el mayor número de eventos de precipitación ocurrieron entre los meses de junio a septiembre.

Cuadro 1. Promedios (\pm error estándar) de la cantidad de precipitación y número de eventos de precipitación durante el periodo de 1960 a 2009 en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

| Décadas | Volumen (mm) Promedio por año/década | No. de eventos |
|-----------|---|----------------|
| 1960-1969 | 417 (25.1) | 61.2 (2.9) |
| 1970-1979 | 401 (27.6) | 53.7 (1.1) |
| 1980-1989 | 430 (44.0) | 52.7 (4.1) |
| 1990-1999 | 473(41.2) | 51.9 (2.7) |
| 2000-2009 | 435 (16.1) | 48.4 (0.9) |

Así, durante las casi cinco décadas analizadas, los eventos promedio de precipitación fueron menores en los meses con menor volumen de precipitación (estación seca). Los volúmenes mínimos de precipitación fueron en los meses de enero, febrero y diciembre, en los cuales el promedio de precipitación fue de 4 mm por mes (Fig. 2). Asimismo, se observó que el número de eventos mensuales de precipitación tienden a disminuir de la década de 1960-1969 a la década de 2000-2009, en particular durante los meses con mayor cantidad de lluvias (junio-septiembre, estación de lluvias; Figs. 4).

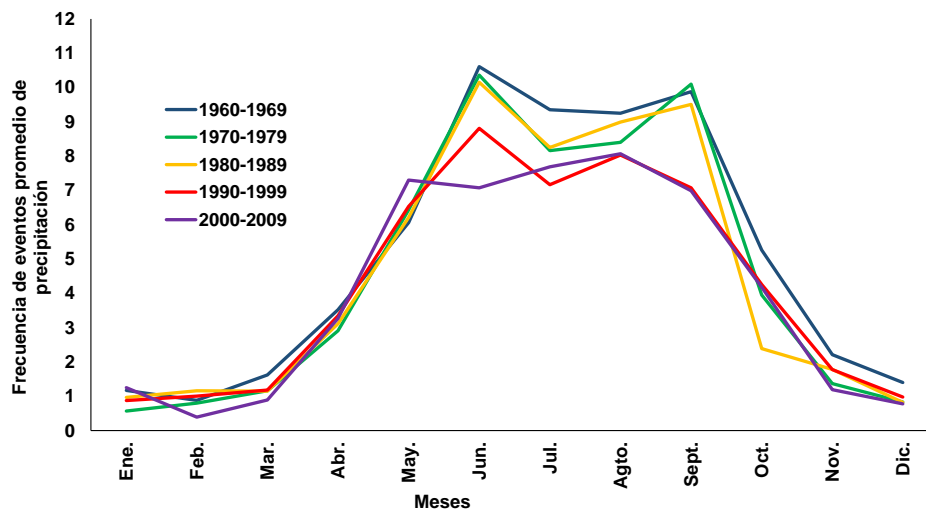


Figura 4. Número de eventos promedio (frecuencia) de la precipitación durante cinco décadas (49 años) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

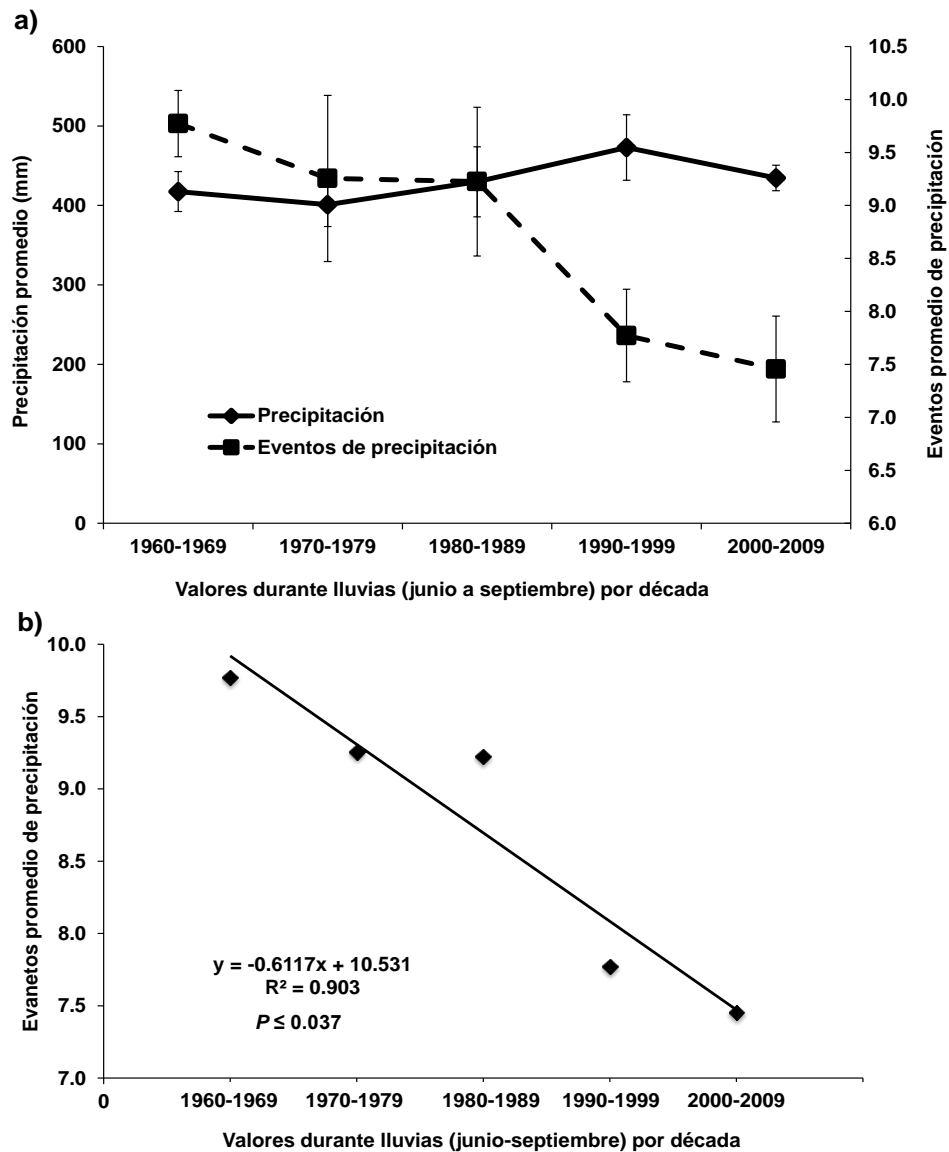


Figura 5. a) Variación del volumen de la precipitación y de la frecuencia de eventos de precipitación de julio a septiembre (periodo de llovias). **b)** Regresión lineal que muestra la tendencia de la frecuencia de eventos de precipitación en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

La distribución mensual entre décadas y la marcha mensual histórica entre años (Figs. 2 y 4), mostraron que durante el periodo de máxima precipitación (junio-septiembre), la cantidad de eventos de precipitación tuvo una tendencia a disminuir de 9.7 eventos en promedio durante la década de 1960-1969 a 7.4 eventos en la del 2000-2009 (Fig. 5a). Un análisis de regresión lineal indicó que, en los meses del periodo de llovias, junio a septiembre, la frecuencia de los

eventos de precipitación disminuyó significativamente ($R^2= 0.903$, $p= 0.037$) en el número de días con lluvia (Fig. 5a y b), y que junio fue el mes en donde se observó el cambio más marcado, justo al inicio de la temporada de lluvia (Fig. 5b). Con base en la ecuación del modelo de regresión lineal (Fig. 5b) se realizó una simulación a 10 años (año 2019), la cual mostró que si la frecuencia de eventos de lluvia sigue la misma tendencia en la disminución del número de eventos de lluvia, se esperaría que la frecuencia de los eventos de precipitación podría reducirse en promedio hasta un 50% (≈ 5 eventos mensuales) durante el periodo de junio a septiembre, es decir el de mayor precipitación.

Entonces, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, aunque la cantidad promedio de precipitación y su distribución estacional no han cambiado a lo largo de 49 años, el número de eventos de precipitación durante la estación de lluvias tiene una tendencia a disminuir significativamente de 1960 al 2009, lo cual podría ser aún mayor para el 2019.

8.2 Comunidades de microartrópodos durante la descomposición del mantillo

8.2.1 Densidad y riqueza taxonómica

La densidad total de microartrópodos en el mantillo durante el proceso de descomposición fue afectada por el tipo de sustrato en interacción con el tiempo (Cuadro 2). A los 90 y 150 días, el mantillo sobre las CB-IR registró mayor densidad total de microartrópodos que en los demás tiempos, pero después de los 150 días, la densidad disminuyó en ambos tratamientos de humedecimiento. En el tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento el pico máximo de densidad total de microartrópodos ocurrió a los 90 días, mientras que en el de baja frecuencia fue a los 150 días (Fig. 6a y b). La densidad de microartrópodos en el mantillo sobre CB-FIR no cambió durante los primeros 90 días; sin embargo, a partir de los 120 días la densidad total de microartrópodos aumentó hacia el final del experimento (210 días) en ambos tratamientos de

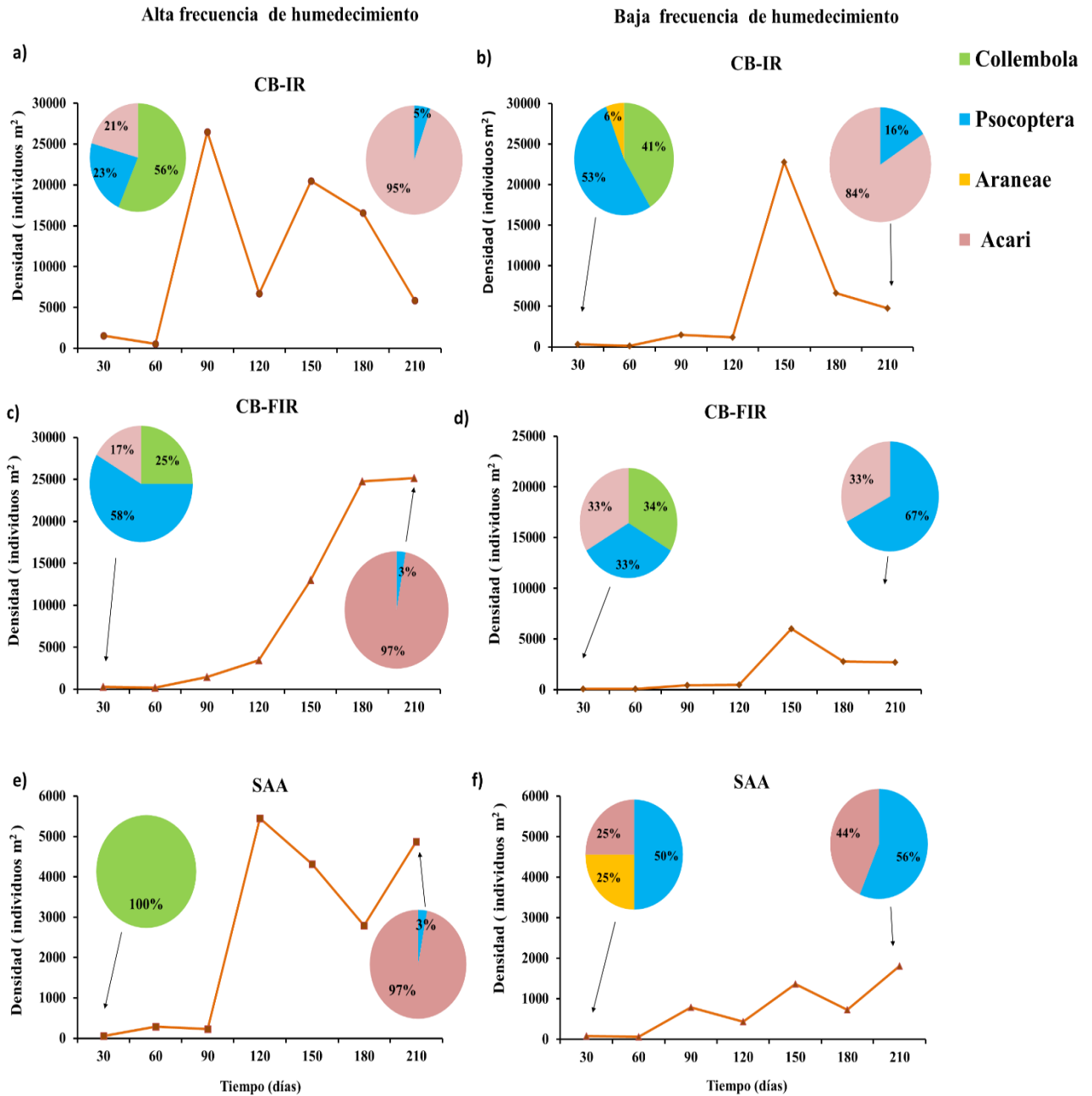


Figura 6. Densidad de microartrópodos y abundancia relativa de algunos taxa (30 y 210 días) durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), en dos niveles de frecuencia de humedecimiento (alto humedecimiento= 10 eventos/mes y bajo humedecimiento= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

humedecimiento, pero en el de alta frecuencia fue cuatro veces mayor que en el de baja frecuencia (Figs. 6c y d). En contraste, el mantillo sobre SAA tuvo menor densidad total de microartrópodos que en los otros dos sustratos. La densidad total de microartrópodos aumentó a partir de los 90 días hacía el final del experimento en ambos tratamientos de humedecimiento, pero en el tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento, el mantillo sobre SAA registró 4.5 veces más densidad total de microartrópodos que en el tratamiento de baja frecuencia (Fig. 6e y f).

La densidad de todos los taxa observados fue influenciada por las interacciones entre el tipo de sustrato, el tiempo y/o la frecuencia de humedecimiento. La mayor densidad se registró en el tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento. Durante la descomposición del mantillo, se identificaron dos clases de microartrópodos: Arachnida (subclase: Acari, orden Araneae) e Insecta (Ordenes: Psocoptera y Colembolla) (Anexo 2). El orden Araneae, cuya densidad relativa varió durante la descomposición, también difirió entre el inicio (30 días) y el final (210 días) del experimento, así como entre los tres diferentes sustratos y los dos tratamientos de humedecimiento (Figs. 6a-f). En el mantillo sobre CB-IR dominaron los Colembolla en el tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento y los Psocoptera en el tratamiento de baja frecuencia; mientras que los órdenes de Acari dominaron al final del experimento en ambos tratamientos (Figs. 6a y b). En el mantillo sobre CB-FIR con alta frecuencia de humedecimiento dominaron, al inicio del experimento, los Psocoptera y al final los diferentes órdenes de ácaros; por el contrario en el tratamiento de baja frecuencia, ácaros, colémbolos y psocópteros estuvieron dominando equitativamente, pero al final dominaron los psocópteros (Figs. 6c y d). En contraste, en el mantillo sobre el SAA con alta frecuencia de humedecimiento dominó Colembolla al inicio y los órdenes de Acari al final del experimento; mientras que, en el tratamiento de baja frecuencia, tanto al inicio como al final del experimento, dominó Psocoptera (Figs. 6e y f). En el

caso de Araneae sólo se registró en el tratamiento de baja frecuencia de humedecimiento en el mantillo sobre CB-IR (30 y 60 días) y sobre SAA (30 días).

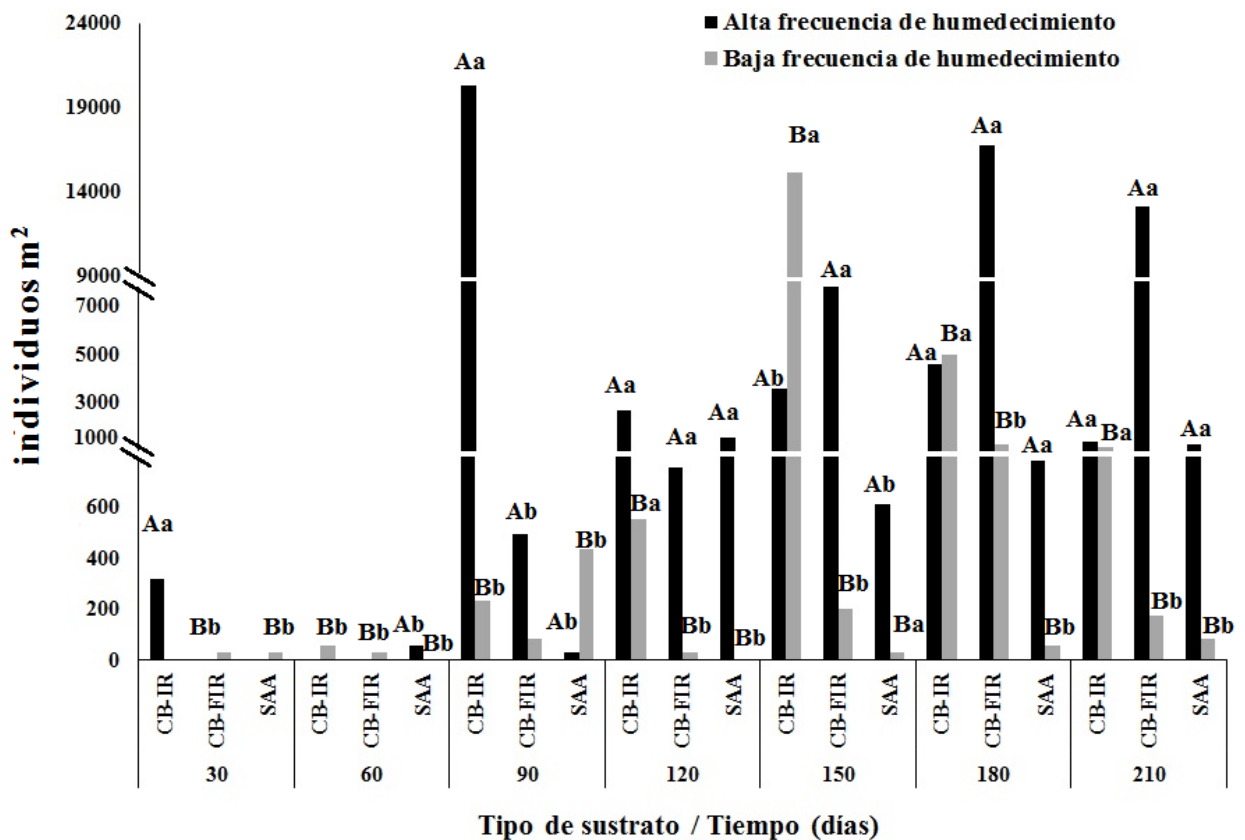


Figura 7. Densidad de ninfas de Oribatida durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y dos niveles de frecuencia de humedecimiento (alto humedecimiento= 10 eventos/mes y bajo humedecimiento= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

Las letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los niveles de humedecimiento (alto y bajo) y las letras minúsculas entre los tipos de sustrato (CB-IR, CB-FIR y SAA).

La riqueza de microartrópodo registrada en los diferentes tratamientos evaluados (tres tipos de sustrato y dos niveles de humedad), consistió de tres taxones de Acari: Oribatida, Prostigmata y Mesostigmata, distribuidos en ocho familias (Anexo 2). Oribatida fue el más abundante, incluso los estadios inmaduros representaron gran parte de la densidad de microartrópodos durante la descomposición, la densidad de oribatidos juveniles fue influenciada

por el tipo de sustrato y la frecuencia de humedecimiento (Cuadro 2). El mantillo sobre CB-IR con alto humedecimiento favoreció la densidad de ninfas, mientras que sobre CB-FIR la densidad de ninfas fue intermedia; en cambio la menor densidad de ninfas se registró sobre el mantillo de SAA. Al inicio del experimento (30 días), Oribatida sólo registró estadios inmaduros y en bajas densidades, y la máxima densidad se detectó a los 90 días del experimento sobre CB-IR (Fig. 7).

Cuadro 2. Valores de *F* y sus niveles de significancia del ANOVA para la densidad de microartrópodos durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costra biológica fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), en dos niveles de humedecimiento (alto= 10 eventos/mes y bajo = 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

| Taxa | Familias | Tipo de sustrato (TS) | Frecuencia de humedecimiento (H) | Tiempo (T) | Interacciones significativas |
|--------------------------------|----------------|-----------------------|----------------------------------|------------|--|
| Oribatida | Ninfas | 3.21 | 3.81 ** | 1.76 | |
| | Oribatulidae | 4.52*** | 9.97** | 6.78** | |
| | Ceratozetidae | 7.91 | 7.78 | 2.99 | TS × H 2.98*** TS × T 2.1** |
| | Cymbaeremaide | 1.96 | 2.01 | 2.21 | TS × H 2.39*** TS × T 2.35** TS×H×T 2.42*** |
| Prostigmata | Caligonellidae | 0.47 | 1.67 | 7.65 | TS × T 2.2 ** |
| | Tydeidae | 0.5 | 2 | 0.83 | |
| | Erythraeidae | 1 | 1 | 1 | |
| | Caeculidae | 1 | 1 | 1 | |
| Mesostigmata | Rhodacaridae | 1 | 1 | 1 | |
| Collémbola | Isotomidae | 1.87 | 2.99 | 3.01 | TS × T 1.89* |
| Psocoptera | Liposcelidae | 2.53 | 2.54 | 3.45 ** | H × T 2.57 * |
| Araneae | | 1 | 3 | 1 | |
| Densidad total de Acari | | 5.04 * | 9.38** | 4.45 | TS × T 1.86** |
| Densidad total | | 5.83 *** | 10.28 *** | 4.27*** | TS × T 1.79* |

Nota: * $p \leq 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$. La clasificación taxonómica desglosada de los taxa se encuentra en el Anexo

Las tres familias registradas de Oribatida fueron Oribatulidae (género: *Zigoribatula*), *Cymbaeremaeidae* (género: *Scapheremaeus*) y *Ceratozetidae* (género: *Ceratozetes*). En contraste, *Prostigamata* presentó mayor número de familias: *Caligonellidae*, *Tydeidae*, *Erythraeidae* (género: *Balastium*) y *Caeculidae*. *Mesostigmata* sólo estuvo representado por la familia *Rhodacaridae*. Asimismo, *Insecta* presentó dos órdenes: *Psocoptera* y *Collembola*, ambos con una familia, *Isotomidae* y *Liposcelidae*, respectivamente. *Araneae* no se determinó a familia debido al estadio juvenil de los individuos.

La presencia de las familias de microartrópodos durante el experimento de descomposición fue afectada por el tipo de sustrato, el nivel de humedecimiento y/o el tiempo (Cuadro 2; Fig. 8). *Oribatulidae* fue favorecida en el mantillo sobre las CB-IR y CB-FIR con alta frecuencia de humedecimiento; pero su máxima densidad de individuos se registró a los 180 días y posteriormente disminuyó con el tiempo. *Ceratozeteidae* fue influenciada por dos interacciones, primero entre el tipo de sustrato y la frecuencia de humedecimiento y segundo por la frecuencia de humedad y el tiempo (Cuadro 2). El mantillo sobre CB-IR con alta frecuencia registró mayor abundancia; no obstante, su máxima densidad se registró a los 90 y 150 días. La densidad de *Cymbaeremaeidae* durante el experimento de descomposición fue afectada por el tipo de sustrato, la frecuencia de humedecimiento y el tiempo. La densidad de *Cymbaeremaeidae* fue mayor únicamente sobre CB-IR con alta frecuencia a los 90 días de experimento (Cuadro 2, Fig. 8).

La densidad de individuos de *Caligonellidae* varió dependiendo de la interacción entre el tipo de sustrato y el tiempo (Cuadro 2), y su densidad fue mayor en CB-IR a los 120 (con alta frecuencia) y 180 (con baja frecuencia) días; mientras que la mayor densidad sobre CB-FIR se registró a los 150 días con alta frecuencia de humedecimiento, y en el mantillo sobre SAA la mayor densidad de individuos de esta familia ocurrió a los 180 días.

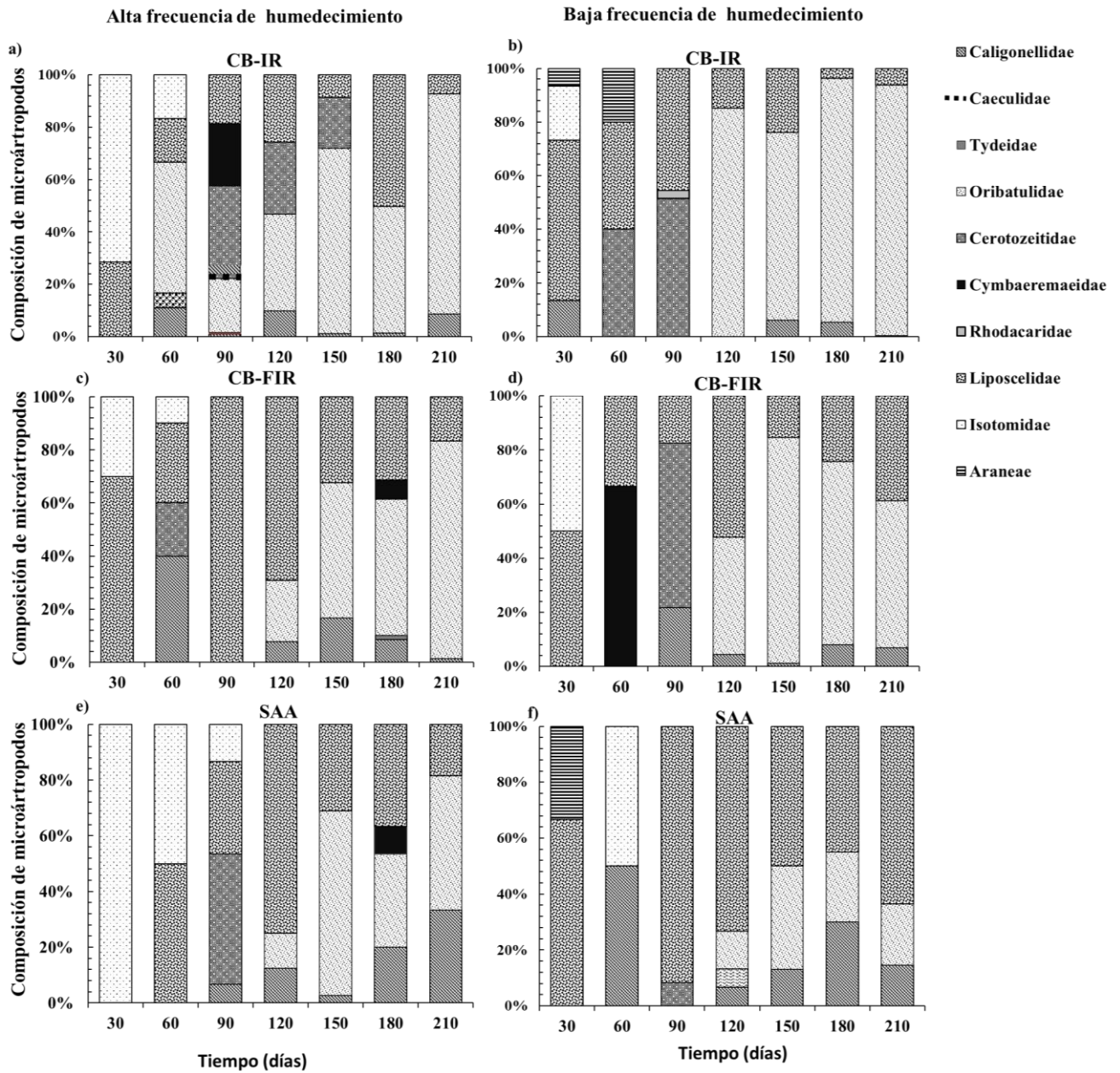


Figura 8. Composición de familias de microartrópodos durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y dosniveles de frecuencia de humedecimiento (alto= 10 eventos/mes y bajo = 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

Las familias Erythraeidae y Caeculidae sólo se presentaron en un sólo tipo de sustrato y en un sólo tiempo durante el experimento. Caeculidae se registró sobre CB-IR con alta frecuencia de humedecimiento a los 90 días; mientras que Balaustium se observó en el mantillo sobre SAA con baja frecuencia de humedecimiento a los 60 días. En tanto que Tydeidae se registró en el mantillo sobre CB-IR (60 días) y sobre SAA (180 días) con alta frecuencia de humedecimiento. También Rhodacaridae (Mesostigmata) se registró únicamente en el mantillo sobre CB-FIR con alta frecuencia de humedecimiento. De igual modo Araneae fue únicamente observada en el mantillo sobre CB-IR a los 30 y 60 días de experimento en la baja frecuencia de humedecimiento, en tanto en el mantillo sobre SAA solo se registraron a los 30 días.

Isotomidae fue afectada por el tipo de sustrato en función del tiempo (Cuadro 2), a los 30 días del experimento los colémbolos fueron favorecidos por el alto humedecimiento en CB-IR en comparación con los demás sustratos, pero a los 60 días bajaron su densidad y después no se volvieron a registrar. En contraste, en el mantillo sobre SAA se registró a Isotomidae hasta los 90 días en el tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento. Liposcelidae fue influenciada por una interacción entre la frecuencia de humedecimiento y el tiempo del experimento (Cuadro 2). El tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento favoreció su densidad, estos insectos fueron observados durante todo el experimento; sin embargo, a los 180 días registraron la mayor densidad en el mantillo sobre CB-IR.

La riqueza taxonómica de microartrópodos entre los 30 y 90 días fue afectada por la interacción entre el tipo de sustrato, nivel de humedad y el tiempo; no obstante, a partir de los 120 días, la riqueza de taxa mostró una interacción sólo entre el tipo de sustrato y el tiempo (Fig.9a, Cuadro 3).

A los 30 días del experimento, el matillo sobre CB-IR y CB-FIR con alta frecuencia de humedecimiento registró mayor riqueza taxa que sobre SAA, pero cuando fue baja la frecuencia

de humedecimiento la riqueza de taxa en el mantillo sobre CB-IR fue mayor que en CB-FIR y SAA, los cuales no difirieron en riqueza de taxa. Transcurridos 60 días, en el tratamiento de alta frecuencia, la riqueza de taxa incrementó en el mantillo sobre CB-IR, CB-FIR y SAA; mientras que en ambos tratamientos de humedecimiento la riqueza de taxa en el matillo fue mayor cuando estuvo sobre CB-IR y CB-FIR que sobre SAA.

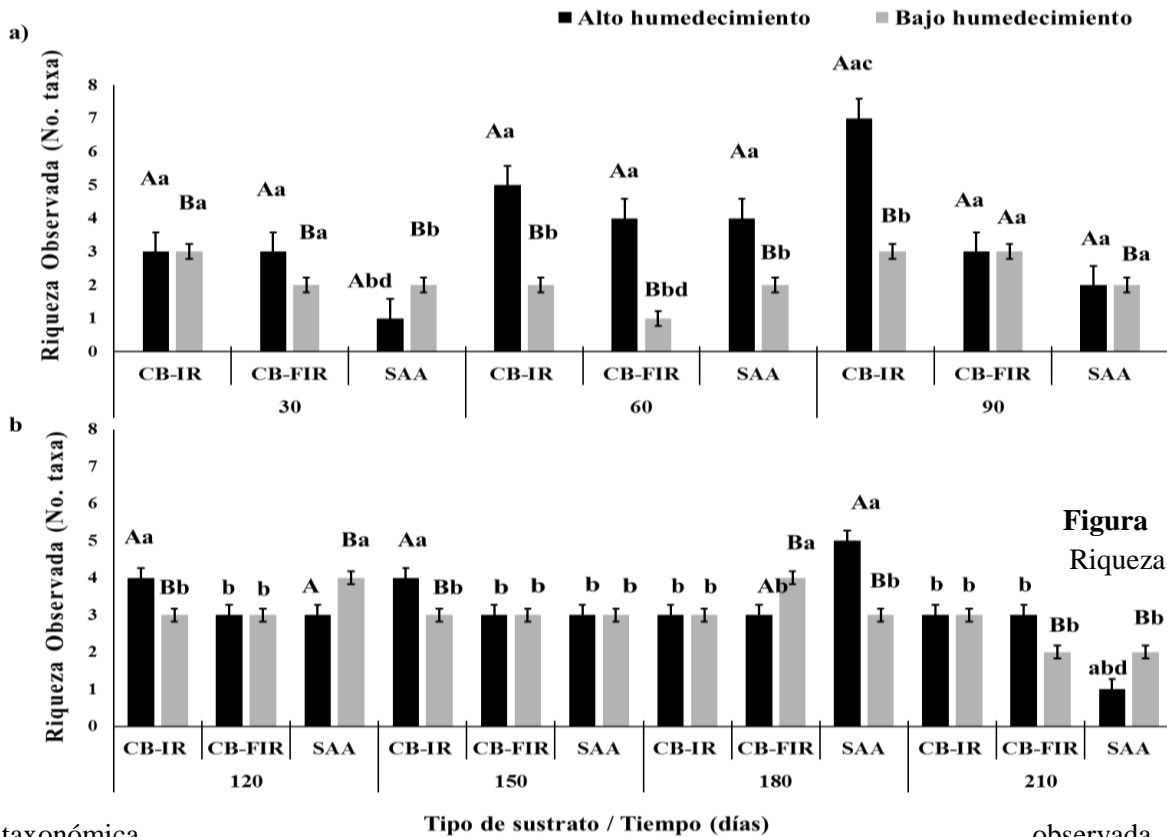


Figura 9. Riqueza

taxonómica observada de microartrópodos durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos (costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costra biológica fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas), en dos niveles de frecuencia de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes) y baja frecuencia= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

A partir de los 120 y hasta los 150 días, la riqueza de taxa fue mayor cuando el humedecimiento fue alto en el mantillo sobre CB-IR, mientras que el humedecimiento no afectó

la riqueza de taxa en el mantillo sobre CB-FIR y SAA (Fig. 9b). A los 180 días la riqueza taxonómica en el mantillo sobre SAA fue mayor en el tratamiento con alta frecuencia que en el de baja frecuencia. En contraste, al final del experimento (210 días), la riqueza de taxa fue similar entre el mantillo sobre CB-IR y CB-FIR, pero menor sobre SAA con alta frecuencia de humedecimiento; sin embargo, en el de baja frecuencia el mantillo sobre CB-IR tuvo mayor riqueza taxonómica que sobre CB-FIR y SAA. Asimismo, el nivel de humedecimiento favoreció positivamente la riqueza de taxa solo en el mantillo sobre CB-IR y negativamente en el mantillo sobre SAA (Fig. 9b).

De los 30 a los 60 días del experimento de descomposición, la alta frecuencia de humedecimiento incrementó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') en el mantillo sobre CB-IR, CB-FIR y SAA comparado con el tratamiento de baja frecuencia de humedecimiento. Asimismo, sólo en los primeros 30 días, el mantillo sobre CB-FIR tuvo mayores valores de H' que el mantillo sobre CB-IR y SAA (Fig. 10a). De los 90 a 150 días, los valores de H' fueron mayores en el tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento sólo en el mantillo sobre CB-IR y menores en el de baja frecuencia, con excepción del mantillo sobre el SAA a los 150 días, que también presentó valores altos de H' en el tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento que en el de baja frecuencia. En contraste, de los 180 a 210 días, los valores de H' en el mantillo sobre los tres sustratos fueron mayores en el tratamiento de baja frecuencia de humedecimiento que en el de alta frecuencia (Fig. 10b). En particular, a los 210 días (final del experimento), en el tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento los valores de H' en el mantillo sobre CB-IR fueron mayores que en el mantillo sobre CB-FIR y SAA; mientras que en el de baja frecuencia el mantillo en CB-IR y CB-FIR tuvo mayores valores de H' que en SAA (Fig. 10b).

Cuadro 3. Valores de F y sus niveles de significancia del ANOVA para la riqueza y diversidad de microartrópodos durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costra biológica fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y dos niveles de humedecimiento (alto= 10 eventos/mes y bajo = 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

| Variable | Tipo de sustrato (TS) | Frecuencia de humedecimiento (H) | Tiempo (T) | Interacciones significativas |
|-----------------------|-----------------------|----------------------------------|------------|---|
| Riqueza de familias | 9,46*** | 5,47** | 18,83*** | TS × T 1,83* |
| Shannon-Wiener | 2,43 | 2,03 | 7,93* | T 1,86*** TS × H × T 2,03* |
| Dominancia de Simpson | 3,13* | 0,70 | 7,37*** | ns |
| Equidad de Pielou | 2,30 | 1,59 | 6,30 | TS × H × T 2,41*** |

Nota: * $p \leq 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; ns= ninguna interacción fue significativa.

El índice de dominancia de Simpson indicó que al inicio del experimento (30 días) en alta frecuencia de humedecimiento, la diversidad fue mayor y no hubo diferencias entre el mantillo sobre los tres tipos de sustrato. A la mitad del experimento, el índice de Simpson indicó que el mantillo sobre las CB-IR es más diverso en taxa con baja frecuencia de humedecimiento; mientras que el mantillo sobre CB-FIR la diversidad de taxa fue similar en ambas frecuencias de humedecimiento. En cambio, al final del experimento se observó que el índice de Simpson en SAA fue mayor en el tratamiento de baja frecuencia de humedecimiento que en el de alta frecuencia (Figs. 10c y d). Asimismo, en general, el índice de Simpson mostró que una baja frecuencia de humedecimiento favorece la dominancia de algunos pocos taxa, lo que promueve la inequidad en las comunidades de microartrópodos, esto en particular ocurre marcadamente en el mantillo sobre CB-FIR y SAA al final del experimento (210 días), como lo muestran los valores del índice de equidad de Pielou (Figs. 10a-d).

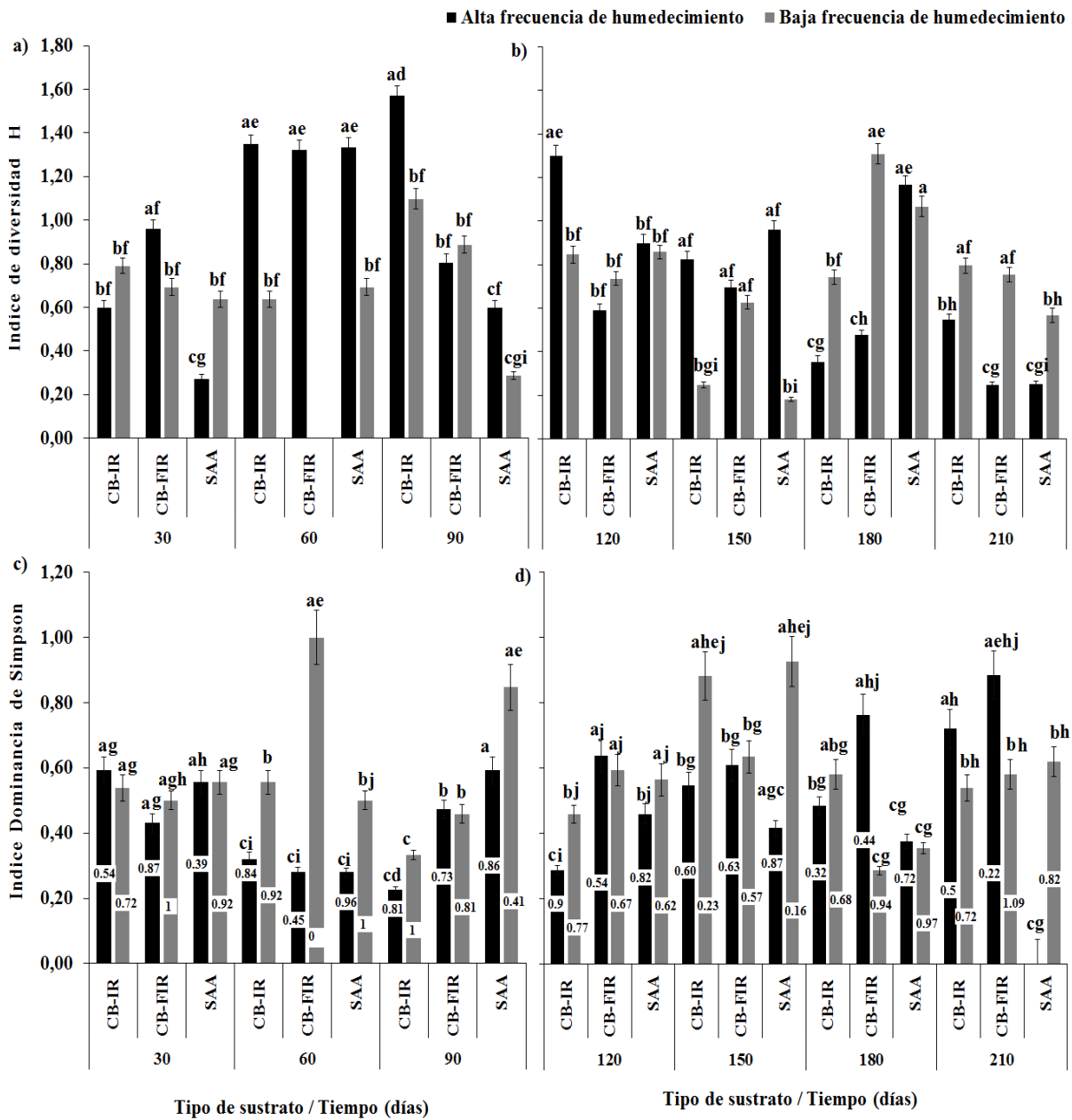


Figura. 10 Índices de diversidad de **a-b**) Shannon-Wiener (H') y **c-d**) Simpson durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos (costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y dos niveles de humedecimiento (alto humedecimiento= 10 eventos/mes) y bajo humedecimiento= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México. Los números en recuadro blanco en cada barra indican los valores del índice de Pielou.

8.2.2 Cambios en la composición de las comunidades de microartrópodos

La composición de microartrópodos cambió a lo largo del experimento de descomposición (Fig. 8). El análisis de similitud de Jaccard, utilizado para evaluar la diversidad beta (Fig. 11), mostró que la diversidad de taxa de microartrópodos fue diferente al inicio y al final del experimento de descomposición de mantillo y entre el mantillo sobre los distintos sustratos y niveles de humedecimiento.

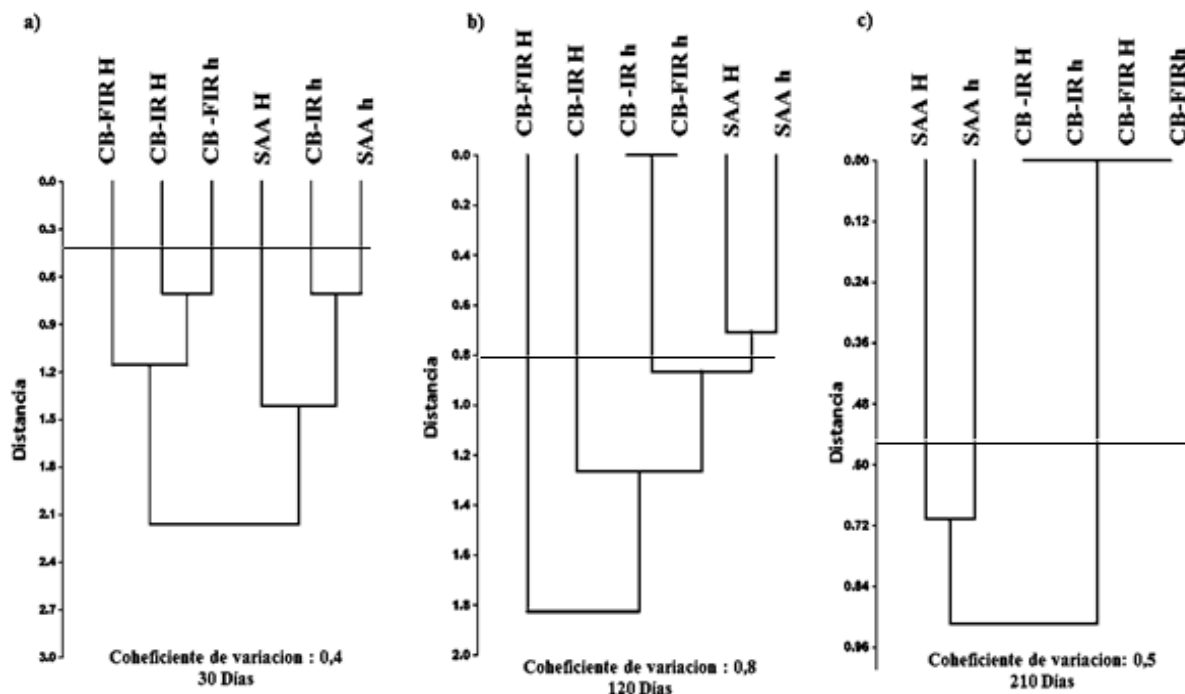


Figura 11. Análisis de similitud con el índice de Jaccard (método de agrupamiento de Ward basado en presencia-ausencia) de la composición de taxa de microartrópodos a los **a)** 30, **b)** 120 y **c)** 210 días del experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costra biológica fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y dos niveles de frecuencia de humedecimiento (alta = 10 eventos/mes y baja= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México. Nota: Las líneas amarillas indican el corte de comparación de los grupos obtenidos en el dendrograma.

A los 30 días, la composición de taxa en el mantillo sobre las CB-IR y CB-FIR del tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento y sobre CB-FIR del tratamiento de baja

frecuencia de humedecimiento, difirió de la composición de taxa en comparación con el mantillo sobre SAA en ambos tratamientos de humedecimiento y sobre las CB-IR con bajo humedecimiento (Fig. 11).

A los 210 días la composición de taxa de microartrópodos mostró una similitud en la composición de taxa en el mantillo sobre CB-IR y CB-FIR del tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento, la cual difirió de la composición de taxa en el mantillo sobre CB-IR y CB-FIR del tratamiento de baja frecuencia de humedecimiento, y esta a su vez fue diferente de la composición de taxa en el mantillo sobre el SAA de ambos tratamientos de humedecimiento (Fig. 11). Al final del experimento (210 días) se registró que la composición de taxa de microartrópodos en el mantillo cambió nuevamente. El mantillo sobre las CB-IR y CB-FIR tuvo una mayor similitud en la composición de taxa, la cual a su vez difirió de la composición de taxa en el mantillo sobre SAA en ambos tratamientos de humedecimiento (Fig. 11).

8.3 Descomposición del mantillo

La pérdida de masa de mantillo incrementó progresivamente durante el experimento de descomposición. El tipo de sustrato de las camas de descomposición tuvo un efecto significativo sobre la pérdida de masa seca de mantillo en ambos niveles de humedecimiento (Fig. 12; Cuadro 4). El mantillo sobre CB-IR y CB-FIR tuvo el doble de pérdida de masa seca que aquel sobre el SAA en ambos niveles de humedecimiento (Fig. 12). El nivel de humedecimiento afectó la pérdida de masa seca del mantillo sólo para algunas fechas durante el experimento (Cuadro 4). A los 60, 120, 180 y 210 días, el tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento favoreció la pérdida de masa de mantillo sobre CB-IR y CB-FIR en comparación con el tratamiento de baja frecuencia, pero no así del mantillo sobre SAA (Fig. 12).

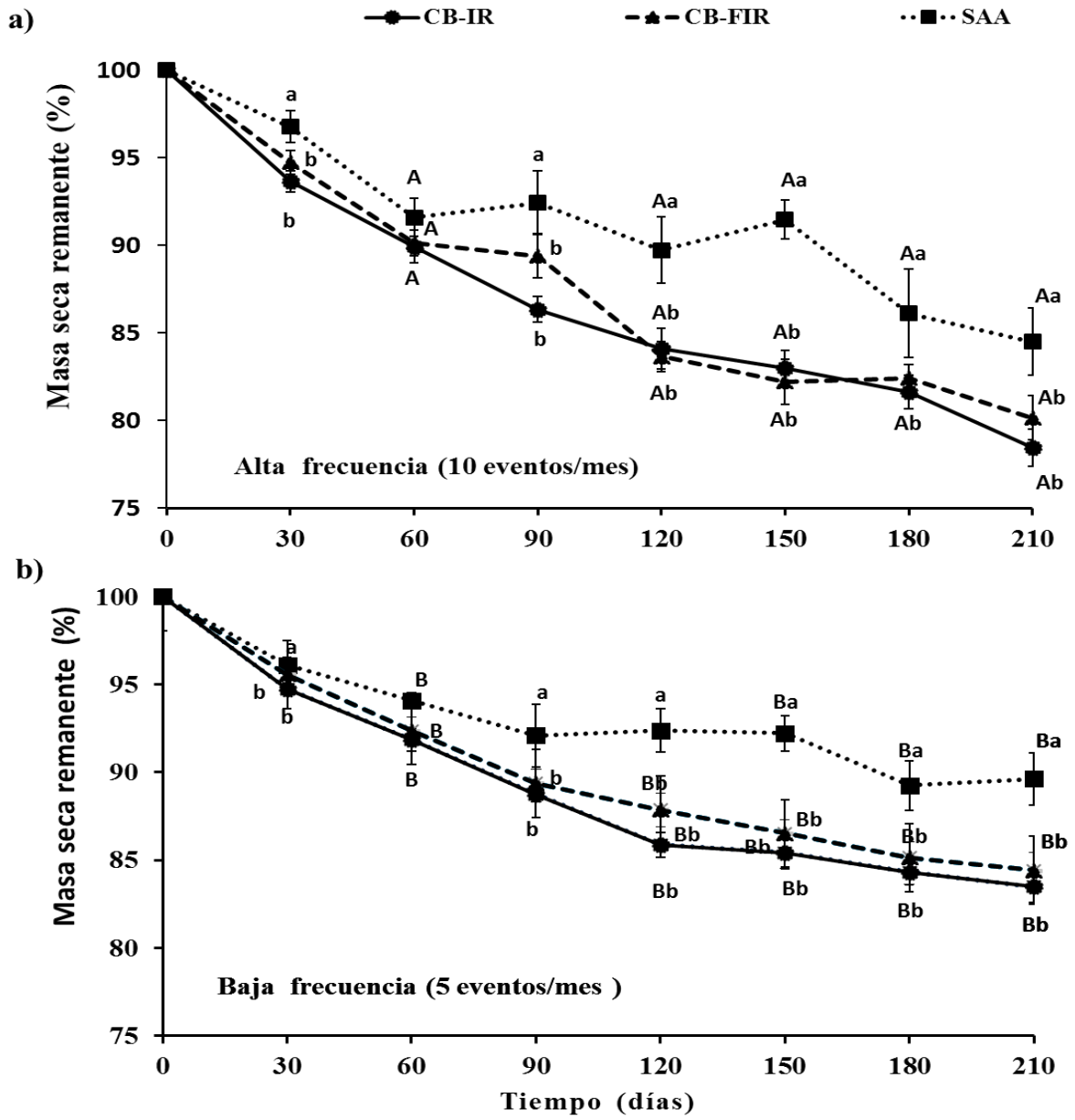


Figura 12. Efecto de la frecuencia de humedecimiento en la pérdida de masa seca durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y dos niveles de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes y baja frecuencia = 5 eventos/mes). Las letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los niveles de humedecimiento (alto y bajo) y las letras minúsculas entre los tipos de sustrato (CB-IR, CB-FIR y SAA).

Al final del experimento de descomposición, el porcentaje de pérdida de masa de mantillo fue mayor en el tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento, en donde el mantillo sobre CB-IR perdió en total 21.6 %, seguido por el de CB-FIR con 19.8% y la menor pérdida se registró en el mantillo sobre el SAA con 15.9 %. En contraste, en el tratamiento con baja frecuencia de humedecimiento, la pérdida de la masa seca de mantillo fue del 16.6% en CB-IR, 15.5% en CB-FIR y del 10.3 % en SAA.

Cuadro 4. Valores de F y niveles de significancia del ANOVA para evaluar la pérdida de peso a través del tiempo durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos (costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas) y dos niveles de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes y baja frecuencia= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

| Tiempo (días) | Tratamientos | | Interacciones significativas en el experimento |
|---------------|-----------------------|----------------------------------|--|
| | Tipo de sustrato (TS) | Frecuencia de humedecimiento (H) | |
| 30 | 6.8*** | 0.71 | TS × Tiempo 2.476 *** |
| 60 | 3.3* | 11.5*** | H × Tiempo 2.65** |
| 90 | 7.14** | 0.44 | ns |
| 120 | 15.2*** | 8.7** | ns |
| 150 | 34.71*** | 9.38 | ns |
| 180 | 6.8** | 5.54** | ns |
| 210 | 11.95*** | 20.11*** | ns |

Nivel de significancia: * $p \leq 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$; ns= ninguna interacción fue significativa.

Con los porcentajes de masa seca remanente de mantillo sobre los tres tipos de sustrato (CB-IR, CB-FIR y SAA) en los dos niveles de frecuencia de humedecimiento, se obtuvieron las trayectorias de descomposición con el ajuste a un modelo exponencial negativo (Fig. 13).

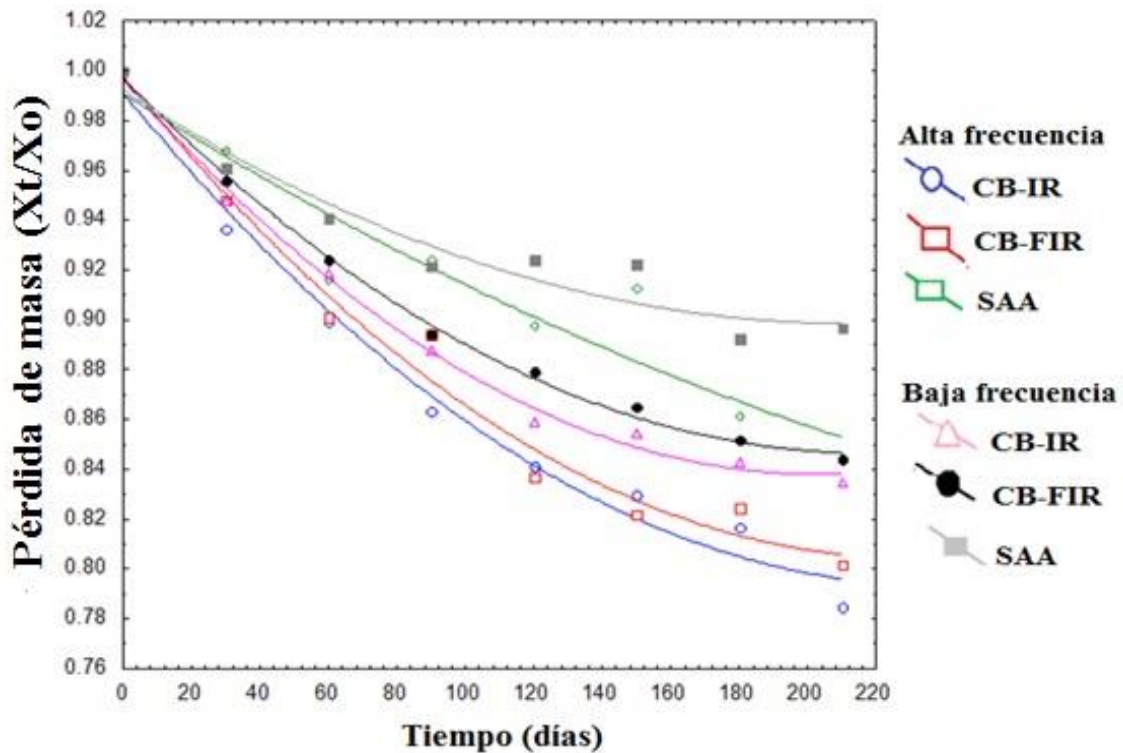


Figura 13. Modelos de decaimiento exponencial del porcentaje de pérdida de masa seca durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de área abierta (SAA) y en dos niveles de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes y baja frecuencia= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

Las trayectorias de las curvas del modelo de decaimiento exponencial mostraron, en general, que la descomposición del mantillo fue más rápida sobre CB-IR ($k = -0.000929$) y CB-FIR (-0.000913) en el tratamiento con alta frecuencia de humedecimiento, mientras que fue intermedia sobre CB-IR ($k = -0.000754$) y CB-FIR ($k = -0.000715$) con baja frecuencia de humedecimiento. En contraste, la menor tasa de descomposición de mantillo se registró sobre el SAA en el tratamiento de alta frecuencia ($k = -0.000657$) y baja frecuencia ($k = -0.000445$) de humedecimiento, con diferencias significativas entre estas últimas dos tasas en función del humedecimiento del suelo (Fig. 13; Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores de la constante de descomposición (k) durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA) y en dos niveles de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes y baja frecuencia= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

| Tratamientos | | | | | |
|------------------|-------------------------|---------------------|--------------------|--------|---------|
| Tipo de sustrato | Nivel de humedecimiento | Ecuación del modelo | k | R^2 | p |
| CB-IR | Alta frecuencia | $y=0.9689-0.0009*x$ | 0.000929 Aa | 0.9672 | 0.00009 |
| CB-FIR | | $y=0.9743-0.0009*x$ | 0.000913 Aa | 0.9614 | 0.0001 |
| SAA | | $y=0.9845-0.0007*x$ | 0.000657 Ab | 0.9468 | 0.0004 |
| CB-IR | Baja frecuencia | $y=0.9723-0.0008*x$ | 0.000754 Ba | 0.9533 | 0.0002 |
| CB-FIR | | $y=0.9767-0.0007*x$ | 0.000715 Ba | 0.9638 | 0.0001 |
| SAA | | $y=0.979-0.0004*x$ | 0.000445 Bb | 0.9297 | 0.0008 |

Las letras A y B indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los promedios de los niveles de humedad (alto y baja frecuencia de humedecimiento) y las letras a y b entre los tipos de sustrato (costra y suelo).

8.4 Caracterización química del mantillo

La concentración inicial (tiempo= cero) de C y N en el mantillo fue de 384 mg g⁻¹ y 20 mg g⁻¹, respectivamente, con un cociente C:N de 19.5. Durante el experimento de descomposición la concentración de C cambió con el tiempo en función del tipo de sustrato (interacción tipo de sustrato \times tiempo; $p= 0.017$). A los 60 días, la concentración de C aumentó en el mantillo sobre CB-IR y CB-FIR, en ambos tratamientos de humedecimiento. A los 120 días, con alta frecuencia de humedecimiento, la concentración de C en el mantillo sobre CB-FIR y SAA fue mayor que en CB-IR. En contraste, en el tratamiento de baja frecuencia, la concentración de C en el mantillo sobre las CB-IR fue mayor, intermedia sobre CB-FIR y menor sobre el SAA. Finalmente, a los 180 días, la concentración de C en el mantillo sobre CB-IR y CB-FIR fue mayor que sobre el SAA en ambos tratamientos de humedecimiento (Fig. 14a y b).

La concentración de N en el mantillo en descomposición cambió con respecto al tiempo ($p=0.006$; Fig. 14c y 14d); esta disminuyó significativamente de los 60 a los 180 días. La concentración de N en el mantillo sobre CB-IR, disminuyó con el tiempo en ambos tratamientos de humedecimiento. El cociente C:N del mantillo no varió entre los tres tipos de sustrato, ni tampoco entre los niveles de humedecimiento, pero si cambió con el tiempo. Así, el cociente aumentó de los 0 a los 180 días del experimento (Figs. 14e y f).

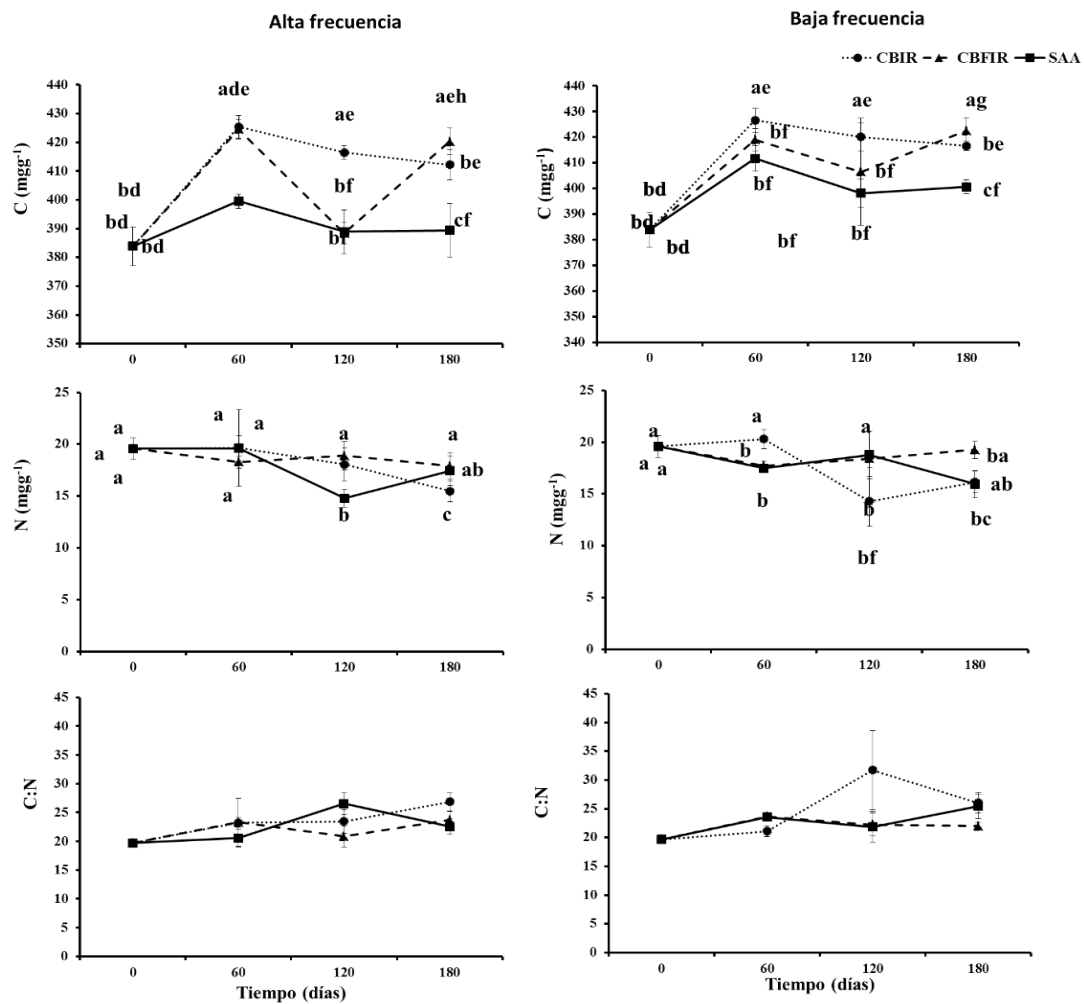


Figura 14. Efecto de la frecuencia del humedecimiento en la concentración de: carbono, nitrógeno y cociente C: N durante el experimento de descomposición del mantillo sobre tres diferentes sustratos costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), en dos niveles de humedecimiento (alta frecuencia= 10 eventos/mes y baja frecuencia= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

8.5 Relación entre sustratos, microartrópodos, humedecimiento y descomposición

El análisis de componentes principales (ACP) generó dos ejes principales (F1 y F2), que en conjunto explicaron el 47.95 % de la varianza (Fig. 15). Los taxa relacionados al primer eje fueron: Caligonellidae, Oribatulidae, Ceratozeitidae, Cymbaeremaeidae, Liposcelidae, Erythraeidae y las ninfas de oribatidos, éste eje también se relacionó con la densidad total de microartrópodos y con la pérdida de masa seca de mantillo. El segundo eje se relacionó con las familias: Tydeidae, Isotomidae y Araneae, así como con la concentración de N y C en el mantillo. La pérdida de masa de mantillo correlacionó con la densidad total de microartrópodos ($r=0.65$) y con las familias: Caligonellidae ($r=0.59$) Oribatulidae ($r=0.619$), Liposcelidae ($r=0.54$) y las ninfas ($r=0.48$). La concentración de C en el mantillo tuvo una correlación significativa con Isotomidae ($r=0.47$); mientras que la de N no mostró ninguna correlación significativa con ninguna de las familias de microartrópodos en el mantillo sobre los tres tipos de sustrato; no obstante, hubo una correlación negativa del N con la pérdida de peso del mantillo.

De acuerdo con el ordenamiento observado en el ACP, algunas familias mostraron una correlación entre sí con respecto a su abundancia, Caligonellidae se relacionó con dos familias: Oribatulidae ($r=0.55$) y Ceratozeitidae ($r=0.54$), pero también mostró una relación con las ninfas de oribatidos ($r=0.65$). Asimismo, Oribatulidae mostró una relación con Liposcelidae ($r=0.65$) y también con las ninfas ($r=0.65$); mientras que Tydeidae correlacionó con Isotomidae ($r=0.47$).

Erythraeidae no mostró ninguna relación con la pérdida de mantillo, ni con las concentraciones de C y N. Asimismo, Caeculidae y Rodacaridae sólo estuvieron presentes en el mantillo a los 90 días, por lo que no fue posible relacionarlas con la calidad del mantillo.

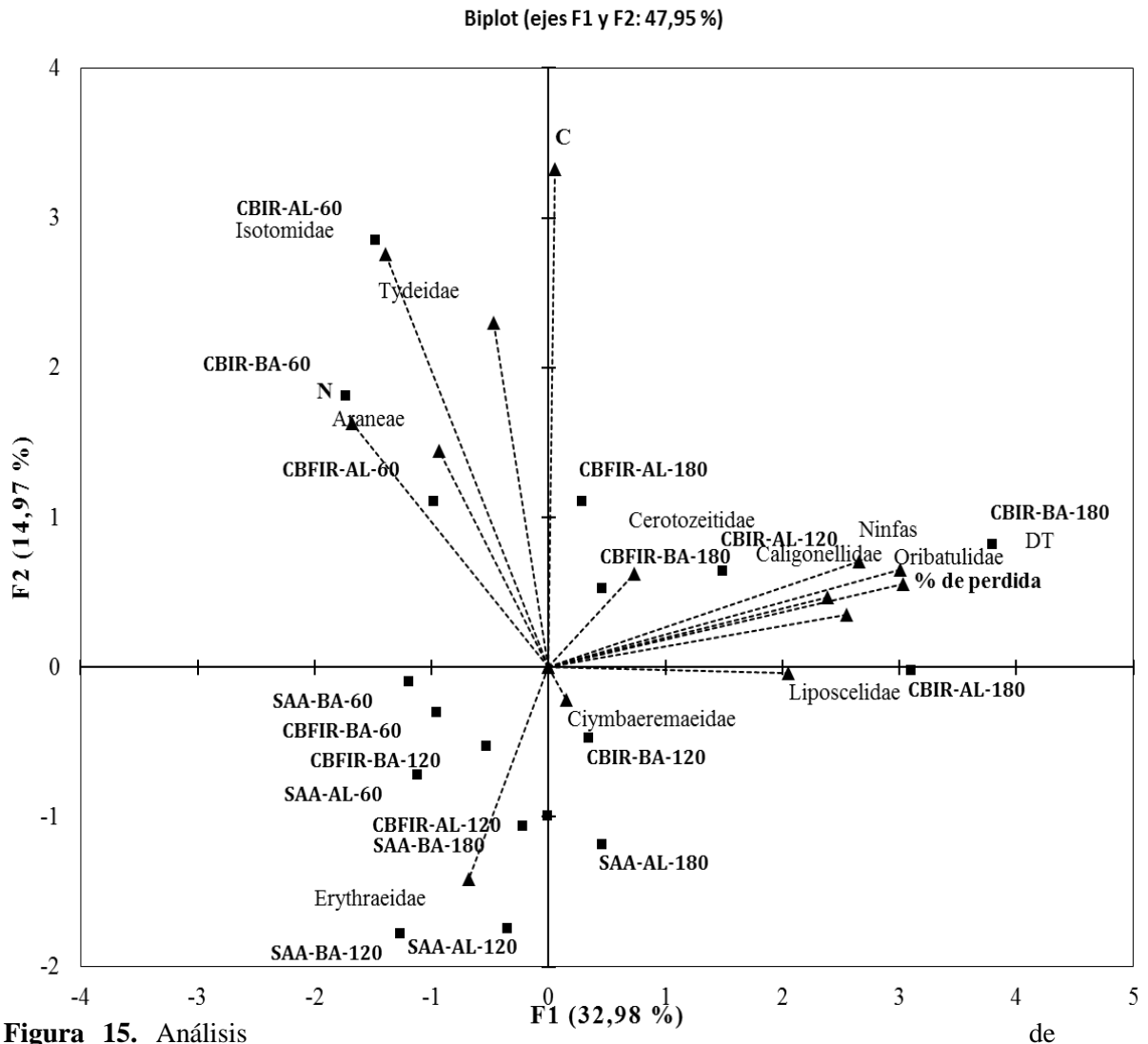


Figura 15. Análisis

componentes principales (ACP) que muestra la relación entre los taxa de microartrópodos y la calidad del mantillo durante la descomposición (60,120 y 180 días) del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la islas de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), y dos niveles de humedecimiento (AL: alta frecuencia= 10 eventos/mes y BA: baja frecuencia= 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México. DT= densidad total, los cuadros negros indican tipo de sustrato/ tiempo y los vectores las familias, y las propiedades del mantillo.

El ACP ordenó algunos tipos de sustrato dependiendo del tiempo. Se observa una relación entre las familias Isotomidae y Tydeidae con las etapas iniciales de la descomposición (60 días)

en el mantillo sobre CB-IR y CB-FIR. Asimismo, aunque Araneae no mostró correlaciones significativas, se posicionó en este mismo cuadrante. Así, según la posición de los vectores, estas familias tuvieron una relación positiva con el N, pero mostraron una relación negativa con la pérdida de masa de mantillo. El otro grupo relacionado fue el mantillo sobre SAA alta y baja frecuencia (60,150 y180 días), así como sobre CB-FIR alta frecuencia a 120 días y en baja frecuencia a los 60 y 120 días, estos tipos de sustrato tuvieron una relación negativa con la pérdida de masa y la densidad total de microartrópodos. En contraste, el mantillo sobre CB-IR 120 días con alta frecuencia y CB-FIR 180 días con alta y baja frecuencia mostraron una relación positiva con la pérdida de masa de mantillo.

El ordenamientos del ACP para cada tratamiento de humedad (Figs. 16 a y b) por separado, fue similar al primer ordenamiento de ACP (Fig. 15), en relación a las familias de microartrópodos y las variables, así como a los tipos de sustrato. Sin embargo, entre los tratamientos de alta y baja frecuencia de humedecimiento se registraron diferencias en el número de familias correlacionadas. En el tratamiento de alta frecuencia se observaron tres correlaciones entre familias y en el tratamiento de baja frecuencia se observaron cuatro. En ambos tratamientos de humedecimiento se observó la misma correlación entre las siguientes familias: Oribatulidae se relacionó con Liposcelidae, y con las ninfas; así también Liposcelidae se correlacionó con las ninfas y la densidad total de microartrópodos.

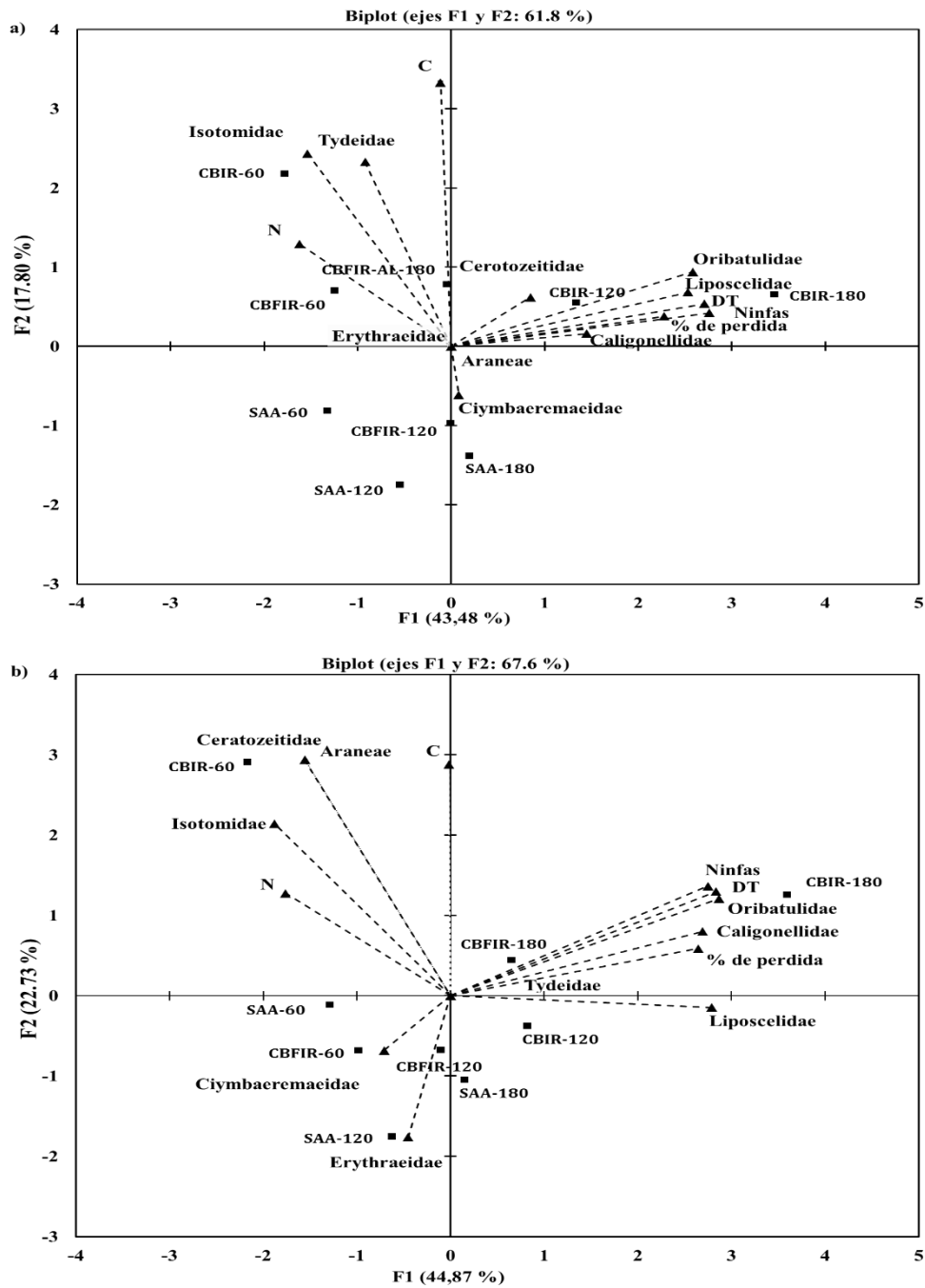


Figura 16. Análisis de componentes principales (ACP) mostrando la relación entre los taxa de microartrópodos y la calidad del mantillo durante la descomposición (60,120 y 180 días) del mantillo sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la islas de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), en dos niveles de humedecimiento **a)** Alta frecuencia (10 eventos/mes) y **b)** Baja frecuencia (5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México. DT= densidad total, los cuadros negros indican tipo de sustrato/ tiempo y los vectores las familias, y las propiedades del mantillo.

En contraste, en el tratamiento de alta frecuencia de humedecimiento, Caligonellidae correlacionó únicamente con Ceratozeteidae a diferencia del tratamiento de baja frecuencia donde se correlacionó con Oribatulidae y Liposcelidae. Asimismo, en el tratamiento de baja frecuencia de humedecimiento, Araneae correlacionó con Ceratozeteidae, y también las ninfas se relacionaron con la densidad total de microartrópodos.

En ambos tratamientos de humedecimiento se observó una correlación de la pérdida de masa de mantillo con la densidad total de microartrópodos. Sin embargo, en el tratamiento de alta frecuencia la pérdida de masa también correlacionó significativamente con las ninfas de oribatidos. En cambio en el de baja frecuencia, la pérdida de masa estuvo relacionada con la densidad de Oribatulidae y Liposcelidae. En tanto las familias Cymbaeremaeidae y Erythaeidae se relacionaron negativamente con la pérdida de masa de mantillo. Asimismo, las concentraciones de C y N mostraron una relación negativa con la pérdida de masa de mantillo y no se correlacionaron con ninguna familia de microartrópodos.

9. DISCUSIÓN

Esta tesis evaluó la influencia del humedecimiento y de la actividad de los microartrópodos de las CB y del suelo en la descomposición del mantillo mediante un experimento controlado que implicó a los microartrópodos de tres diferentes sustratos provenientes del Valle de Zapotitlán, Puebla, México: costras biológicas dentro de islas de recursos formadas por *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de estas islas (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), así como dos niveles de frecuencia de humedecimiento. Los niveles de humedecimiento se fundamentaron en el análisis histórico del volumen y la frecuencia de los eventos de precipitación ocurridos a lo largo de 49 años en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

9.1 Cambios históricos en los patrones de precipitación

Los datos de precipitación en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán a lo largo de 49 años evidencian un patrón marcadamente estacional de la lluvia, con una temporada de lluvias y una de secas bien definidas, como ha sido reportado por estudios previos (Valiente-Banuet 1991; Zavala-Hurtado y Hernández-Cárdenas, 1999). Asimismo, la distribución de la precipitación durante la estación lluviosa sigue siendo bi-modal y coincide con lo detectado hace más de dos décadas por Valiente-Banuet (1991) dentro de éste mismo Valle. Esto sugiere que en el Valle no ha ocurrido ningún cambio en el patrón estacional de las lluvias después de 49 años.

Al igual que el patrón estacional, la variabilidad histórica del volumen de la precipitación para el Valle indica que la precipitación anual promedio no se ha modificado después de 49 años. Un estudio reciente reporta, mediante una análisis de tendencias climáticas con modelos de regresión no lineales, que en los últimos 30 años (1980 a la fecha) la precipitación promedio no ha aumentado ni disminuido de manera significativa (Prueba de ManKendall, $p= 0.62$; $Z= -0.49$)

dentro del Valle Tehuacán (datos inéditos, Red SocioEcoS, 2017). Esto se contrapone con lo reportado por Méndez *et al.* (2007) en un análisis de las tendencias de la precipitación para México de 1920 a 2004, donde revelan que las regiones áridas y semiáridas, tienen un incremento significativo del 1.8% en la precipitación total anual, indicando que de todas las regiones del territorio Mexicano que analizaron, los ecosistemas áridos y semiáridos son los más susceptibles a cambios en el régimen de precipitación, especialmente durante el verano. Asimismo, mediante modelos de circulación general se proyecta una reducción del 28% para el 2080 (Christensen *et al.*, 2007) y del 6.7% de la precipitación para el 2030 seguida de una expansión de la regiones áridas y semiáridas en el territorio Mexicano (Sáenz-Romero *et al.*, 2010). Este posible incremento de la aridez también se ha propuesto en el Valle de Tehuacán para el 2090, esperando áreas en donde la precipitación se reducirá dramáticamente a menos de 200 mm (Sáenz-Romero *et al.*, 2010). La discrepancia entre estos estudios y los resultados de la presente tesis podría estar asociada a la escala empleada en cada estudio o bien reflejar que los análisis climáticos a escalas más gruesas no necesariamente representan lo que ocurre a escalas locales o regionales.

A pesar de que en México se conoce relativamente bien, a escalas espaciales grandes, el comportamiento estacional de la precipitación, su heterogeneidad geográfica y su distribución (García, 2003), aún existen varias deficiencias en la información regional de la precipitación, principalmente debido a la falta de datos completos para años enteros, como ocurre en los reportes del Sistema Meteorológico Nacional. Por ejemplo, CONAGUA (2014) indica que se han registrado anomalías en la precipitación por debajo de lo normal y menciona que Oaxaca fue un estado con un balance de lluvias desfavorable (1185.5 mm, un déficit de 322.3 mm con respecto a su promedio); sin embargo, este reporte no muestra datos sobre los eventos de precipitación ocurridos en ese año. En consecuencia, la información incompleta a escala regional podría ser otro factor que limita las proyecciones de las tendencias de la precipitación a escalas

más gruesas. Mearns *et al.* (1997) mencionan que un análisis de tendencias de la precipitación no debe basarse únicamente en valores promedio anuales, sino también en el tamaño y frecuencia de los eventos de precipitación para detectar cambios más acertados a largo plazo. Varios estudios sobre cambio climático han estimado que del 2060 a 2090 la precipitación se reducirá en un 15% en México y para los estados de Oaxaca y Puebla se espera que disminuya hasta en un 19% durante el verano; sin embargo, estas estimaciones sólo contemplan el volumen promedio de precipitación pero no el número de eventos (Martínez-Austria y Patiño-Gómez, 2010; Martínez-Austria *et al.*, 2014). Los resultados de esta tesis muestran que, durante la temporada de lluvias (junio a septiembre), el número de eventos de precipitación disminuyó de 9.7 eventos en promedio durante la década de 1960-1969 a 7.4 eventos en la del 2000-2009, lo cual mediante una proyección lineal a 10 años, sugiere que la frecuencia de los eventos de precipitación disminuiría al 50%. Esto estaría promoviendo en el Valle una estación lluviosa con eventos de lluvia más intensos seguidos de periodos secos más frecuentes, lo que podría impactar negativamente la productividad primaria regional (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016) y el ciclaje de nutrientes en el suelo (e.i. descomposición y disponibilidad de nutrientes), como se reporta en otros ecosistemas secos (Austin *et al.*, 2004; Anaya *et al.*, 2012; Collins *et al.*, 2014; Ye *et al.*, 2016). Un incremento de la duración e intensidad de la sequía bajo diferentes escenarios de cambio climático al 2030 ha sido reportado en las regiones áridas del norte y noreste de México (Escalante-Sandoval y Nuñez-García, 2016), lo que coincide con la disminución en la frecuencia de la lluvia detectada en esta tesis para el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán.

Lo anterior también concuerda con lo reportado por Valiente-Banuet (1991), quien menciona que en el Valle semiárido de Zapotitlán, ubicado dentro de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, las lluvias de junio son significativamente importantes para los procesos fisiológicos de las plantas, debido a que son precipitaciones de baja intensidad y esto provoca

una alta infiltración de agua al suelo. En consecuencia, una disminución de la frecuencia de precipitación favorecería un fuerte fenómeno de “pulsos de humedad” mayores durante la estación lluviosa (Weltzin y Tissue, 2003; Schwinning y Sala, 2004) que podría estar regulando los procesos biológicos de las plantas y del suelo en el Valle de Zapotitlán, como se ha reportado en otros ecosistemas áridos y semiáridos (Fay *et al.*, 2000; Austin *et al.*, 2004; Collins *et al.*, 2008, 2014; Ye *et al.*, 2016).

9.2 Comunidades de microartrópodos durante la descomposición del mantillo

La alta densidad de microartrópodos registrada en el mantillo sobre las CB en comparación con el mantillo sobre el SAA, puede ser explicada por que las CB son un importante hábitat, fuente de alimento y almacén de recursos orgánicos para los microartrópodos en los ecosistemas áridos y semiáridos (Lalley *et al.*, 2006; Neher *et al.*, 2009; Darby *et al.*, 2009; Miguel, 2013; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014; Sandoval-Pérez *et al.*, 2016). Asimismo, el cambio de la densidad total de microartrópodos, incrementado cuando el humedecimiento fue más frecuente, puede ser atribuido a que la entrada de agua favorece la actividad de la fauna edáfica (Chesson *et al.*, 2004; Collins *et al.*, 2008). Sin embargo, el efecto de la frecuencia de humedecimiento pudo estar influenciado también por la cantidad de agua de cada uno de los riegos, y aunque no fue el objetivo evaluar el efecto de los volúmenes de precipitación, esto pudo afectar también la actividad de las comunidades de microartrópodos. Valiente-Banuet (1991) menciona que a consecuencia de las precipitaciones de bajo volumen al inicio de la temporada de lluvias se genera una mayor infiltración de agua que regula la actividad fisiológica de plantas, así los pulsos pequeños favorecen también la actividad de la microbiota del suelo (Huxman *et al.*, 2003). Por lo que un mayor volumen de la lluvia podría alterar la actividad de plantas, CB y fauna de suelo que es muy sensible a los cambios en el humedecimiento.

En particular en el Valle de Zapotitlán, se ha documentado que la densidad de la fauna en CB aumenta hasta cinco veces más en lluvias que en secas (Miguel, 2013). Así, las CB, independientemente de su procedencia, favorecen la retención de humedad y promueven la actividad y reproducción de los microartrópodos en el mantillo, el cual a su vez es una fuente alimenticia para la fauna del suelo (Santos y Whitford, 1981; Pérez-Suárez *et al.*, 2012).

La densidad de los microartrópodos en el mantillo también cambió a lo largo del tiempo de descomposición en función del tipo de sustrato. Las CB-IR favorecieron la densidad de microartrópodos al inicio de la descomposición (90 a 150 días), debido posiblemente a que estas representan una fuente recursos alimenticios (Belnap *et al.*, 2004; Jiménez *et al.*, 2009; Sandoval-Pérez *et al.*, 2016); pero el humedecimiento promovió también la actividad reproductiva más temprana de estos organismos, ya que cuando el humedecimiento fue más frecuente el pico máximo de densidad fue a los 90 días y cuando fue menos frecuente ocurrió a los 150 días. Asimismo, en el mantillo sobre CB-FIR se registró algo parecido, pero la densidad incrementó a los 120 días y se mantuvo hasta el final del experimento. En contraste, la baja densidad de microartrópodos en el mantillo sobre SAA podría ser producto de una menor cantidad inicial de taxa y de su baja capacidad como sustrato para retener humedad (Miguel, 2013; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014). Esto sugiere que el humedecimiento controla el tiempo de detonación de la actividad de los microartrópodos en función del sustrato en el que habitan y que las CB-IR y CB-FIR permiten el mantenimiento de la densidad de microartrópodos aún ante una baja en la frecuencia del humedecimiento, posiblemente debido a su mayor capacidad de retención de humedad (Maestre *et al.*, 2002; Huxman *et al.*, 2004; Chamizo *et al.*, 2012).

El nivel de humedecimiento modifica la riqueza y diversidad de taxa de microartrópodos en el mantillo. Así, al inicio de la descomposición algunos grupos como Colembolla y Araneae son favorecidos por la humedad, pero al paso del tiempo son desplazados por otros taxa. Este

hecho ha sido previamente observado durante la descomposición, donde se conoce que al inicio de éste proceso la riqueza de especies de artrópodos es mayor (Santos y Whitford, 1981; Vreeken-Buijs y Brussaard, 1996) y se observa una sucesión de estos organismos con el transcurso del tiempo (Osler *et al.*, 2004). Al final del experimento los ácaros oribatidos y psocópteros parecen ser más aptos al cambio en el humedecimiento de los sustratos. En ecosistemas áridos y semiáridos se ha observado que no todos los taxa responden de igual manera a la entrada de agua. La fauna del suelo es vulnerable al cambio en su entorno y sólo algunas especies con mejores estrategias de supervivencia pueden soportar los cambios más drásticos (Mackay *et al.*, 1986). Así, la baja frecuencia de humedecimiento favoreció la dominancia de algunos taxa promoviendo la inequidad en las comunidades de microartrópodos, lo cual apunta a ser una consecuencia importante de la reducción a largo plazo en la frecuencia del humedecimiento sobre la estructura de las comunidades de microartrópodos descomponedores en ecosistemas semiáridos.

Asimismo, cuando los sustratos fueron frecuentemente humedecidos, la composición de taxa de microartrópodos cambió considerablemente en el mantillo en relación a cuando el humedecimiento fue menos frecuente. No obstante, la composición de taxa de microartrópodos del mantillo sobre las CB-IR y CB-FIR no presentó cambios tan marcados como aquellos del mantillo sobre SAA. Esto revela que la entrada de agua promueve también la reproducción diferencial de algunos taxa de microartrópodos tanto en las CB-IR como en las CB-FIR, lo cual es particularmente crítico cuando la frecuencia de humedecimiento tiende a reducirse a la mitad; debido probablemente a que las CB tienen mayor capacidad de retener agua en comparación con microambientes perturbados como en este caso el SAA (Chamizo *et al.*, 2012), generando condiciones microambientales más favorables para la mayoría de los taxa de microartrópodos como se reporta en otros estudios (Shepherd *et al.*, 2002; Neher *et al.*, 2009; Miguel, 2013);

mientras que en el SAA sólo algunos taxa pueden resistir condiciones adversas causadas por un menor humedecimiento. En este sentido, las CB tienen el mismo potencial al ofrecer recursos a las comunidades de microartrópodos ante un cambio en el humedecimiento, lo que sugiere que, aún fuera de IR, las CB contribuyen a mitigar el efecto de la reducción en la frecuencia de la lluvia en las comunidades de microartrópodos descomponedores. Este papel mitigador de las CB ha sido señalado como crucial para mantener la multifuncionalidad de los ecosistemas secos ante incrementos en la aridez (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2015).

El cambio en la composición de taxa de microartrópodos durante la descomposición del mantillo, podría estar también relacionado a una reducción en la cantidad y calidad de los recursos que ofrece el mantillo. Aunque los datos de concentración de C y N no apoyan por completo esta hipótesis, se puede especular que las diferencias se deben a los cambios en las formas solubles y recalcitrantes de estos nutrientes, las cuales no fueron cuantificadas en este estudio, pero han sido señaladas como controladores de la actividad de la fauna durante la descomposición (Pérez-Suárez *et al.*, 2012; Filser *et al.*, 2016; Soong y Nielser, 2016). Lo que si fue claro es que, en ambos tratamientos de humedecimiento, las menores concentraciones de C y N ocurrieron en el mantillo sobre las CB-IR y las mayores en el mantillo sobre SAA, indicando que la densidad de microartrópodos según el tipo de sustrato modificó la calidad química del mantillo, debido posiblemente a que la actividad de la micro y mesofauna facilita el establecimiento de bacterias y hongos al fragmentar el mantillo y aumentar la relación superficie-volumen, permitiendo que la MO sea aprovechada por los microorganismos (Osler y Sommerkork, 2007; Filser *et al.*, 2016, Soong y Nielsen, 2016), lo que probablemente favorece la mineralización de C y N en el mantillo sobre los sustratos con CB.

Cuando el humedecimiento fue más frecuente, la composición de microartrópodos en el mantillo sobre las CB-IR y CBFIR difirió del mantillo sobre estos mismos sustratos pero con

menor frecuencia de humedecimiento y del SAA. Esto puede indicar que el humedecimiento recurrente de las CB favorece la actividad de los microartrópodos, debido a que éstos pueden explotar los diferentes recursos que ofrecen tanto las CB como el mantillo, activando incluso toda una red trófica, ya que en su hábitat natural, tanto las CB-IR como las CB-FIR, tienen mayor densidad y riqueza de fauna edáfica (Miguel, 2013; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014) y microorganismos (Yépez-Hernández, 2011; Sandoval-Pérez *et al.*, 2016) que los SAA. Por otro lado, la cercana similitud en composición de taxa de microartrópodos del mantillo sobre CB-FIR y CB-IR en ambos tratamientos de humedecimiento al final del experimento de descomposición y su diferencia con la composición de taxa en el mantillo sobre SAA, indica que las CB amortiguan los efectos negativos de episodios más extensos de sequía sobre la fauna los microartrópodos del suelo. Así, en conjunto esta tesis sugiere que al inicio de la descomposición del mantillo, las CB independientemente de su procedencia, ofrecen más recursos a los microartrópodos de diferentes niveles tróficos, posteriormente los microartrópodos tienen una preferencia por algún tipo de hábitat y algunos taxa permanecen y aprovechan los recursos disponibles y otros taxa son desplazados por competencia del mantillo, o posiblemente se refugiaron dentro de los sustratos (e.g. costras o suelo).

9.3 Descomposición y cambios en la calidad química del mantillo

Las CB-IR y CB-FIR incrementaron la velocidad de descomposición del mantillo en ambos tratamientos de humedecimiento, esto podría atribuirse a una mayor retención de humedad y actividad de microartrópodos y microbiana en las CB en comparación con el tratamiento de SAA. Varios estudios han descrito que las lluvias promueven la descomposición al potenciar la rápida pérdida de compuestos solubles por lixiviación (Anaya *et al.*, 2012; Pérez-Suárez *et al.*, 2012) y la subsecuente activación de biota edáfica que fragmenta los materiales orgánicos y los mineraliza a compuestos inorgánicos (Santos y Whitford, 1981; Arriga y Maya, 2007; Martínez-

Yrizar *et al.*, 2007, Neher *et al.*, 2009). La densidad y riqueza de taxa de microartrópodos en CB-IR y CB-FIR, así como el alto recambio en la composición de taxa en el mantillo apoyan la hipótesis que estos descomponedores pudieron tener una acción crítica favorecida por la retención de humedad que incrementa la descomposición del mantillo sobre las CB; no obstante, la procedencia de las CB no resultó un factor determinante de la descomposición.

La rápida tasa de descomposición registrada en el mantillo sobre las CB cuando el humedecimiento es más frecuente, es otra evidencia de que las CB se activan con el humedecimiento (Huxman *et al.*, 2004; Belnap *et al.*, 2004) y esto coincide con el aumento de la densidad total y riqueza de taxa de microartrópodos en el mantillo; además el efecto del humedecimiento fue más evidente en el SAA, ya que registró las menores tasas de descomposición y densidades de microartrópodos, lo que sugiere que éstos contribuyeron a incrementar la descomposición. En el Valle de Zapotitlán, de donde provienen los sustratos del experimento, las CB-IR y las CB-FIR durante la temporada de lluvia muestran mayor densidad y diversidad de artrópodos (Miguel, 2013), así como menor masa de mantillo (Sandoval-Pérez *et al.*, 2016) que en la estación seca, lo que apoya la idea de que estos juegan un papel crítico para la desintegración del mantillo al inicio y durante la estación de lluvias

La trayectoria de las contantes de descomposición del mantillo sobre CB-IR y CB-FIR no fue diferente entre tratamientos de humedad; sin embargo, las tasas de descomposición del mantillo cambiaron cuando humedecimiento fue un 50% menos frecuente. Este resultado coincide con lo reportado por Lee *et al.* (2014), quienes al comparar la descomposición de diferentes mezclas de mantillo bajo dos niveles de humedecimiento (pulsos-pequeños y frecuentes vs. pulsos grandes y poco frecuentes) reportan que la frecuencia y tamaño del humedecimiento modifica las tasas de descomposición. Las CB en comparación con SAA, pudieron amortiguar el cambio drástico en la frecuencia del humedecimiento. Aunque el

experimento de descomposición fue en este caso bajo condiciones controladas y en los ecosistemas naturales otros factores también intervienen en la descomposición, en un escenario natural las CB podrían beneficiar la descomposición del mantillo, aun cuando la frecuencia de la precipitación pudiera reducirse, debido a todos los recursos y condiciones que ofrecen. La denominación de las CB como “micro-islas de recursos” (Sandoval-Pérez, 2011) o “mantos de fertilidad” (Sandoval-Pérez *et al.*, 2016) y lo observado en esta tesis entre la pérdida de masa de mantillo y la densidad de microartrópodos indica que también las CB son un *hotspot* de descomponedores que permite una más rápida circulación de materiales orgánicos a través de la descomposición del mantillo ante las posibles reducciones en la frecuencia de la precipitación en ecosistemas semiáridos.

La diferencia en las tasas de descomposición en relación con los microartrópodos y entre los tratamientos podría deberse, también al cambio en la calidad del mantillo con respecto al tiempo del experimento, y aunque el cociente C:N no apoya esta idea a pesar de que se ha considerado un buen predictor de la descomposición (Heal *et al.*, 1997; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2000), es posible que algún otro índice de calidad pudo ser mejor predictor de la relación entre la fauna y la calidad de mantillo, tal como el contenido inicial de lignina y la relación lignina:N (Martínez-Yrizar *et al.*, 2007). No obstante, de acuerdo con algunos modelos hipotéticos, los cambios en la concentración de C podrían indicar una actividad indirecta de los microartrópodos (Filser *et al.*, 2016). También durante la descomposición la liberación de N por medio de la actividad microbiana sugiere la acción de los microartrópodos en la fragmentación de materiales orgánicos (Anderson y Ineson, 1984). En consecuencia, los resultados de esta tesis muestran que algunos taxa están relacionados con la concentración de C y N al inicio de la descomposición y que éstos nutrientes son críticos para la permanencia de algunos taxa. Esto coincide con otros estudios que indican que la riqueza y diversidad de la meso- y macro-fauna

tiene una alta correlación con la descomposición del mantillo en las etapas iniciales de la descomposición debido, probablemente, a una mayor calidad nutrimental del mantillo que en etapas más avanzadas de descomposición (Martínez-Falcón *et al.*, 2015).

Existen pocos estudios sobre la actividad de los microartrópodos en la descomposición de la materia orgánica (Seastedt, 1984); sin embargo, varios autores coinciden en que la densidad y actividad de los microartrópodos es fundamental en la descomposición (García-Palacios *et al.*, 2013; Soong y Nielsen, 2016) y que el recambio en las comunidades de microartrópodos afecta la transformación física y química de los materiales orgánicos en descomposición (Whithford, 1996; Whitford y Sobhy, 1999; Miranda, 2007; Soong y Nielsen, 2016). En esta tesis se reportan algunas evidencias de la relación de las comunidades de microartrópodos habitando las CB-IR y CB-FIR, las cuales al provechar los recursos y condiciones de sus microhabitat podrían acelerar y mitigar los efectos negativos de una reducción en la frecuencia de humedecimiento en la descomposición del mantillo en los ecosistemas semiáridos.

9.4 Efecto de los tratamientos de humedecimiento y CB sobre la comunidad de microartrópodos y la descomposición

La variación temporal de los microartrópodos indica que estos jugaron un importante papel durante la descomposición, ya que la densidad se relaciona positivamente con la pérdida de masa de mantillo y con la composición de la comunidad de microartrópodos, principalmente al inicio de la descomposición. Santos y Whitford (1981) sugieren una sucesión de especies a corto plazo durante la descomposición y que al inicio del proceso ocurre una mayor diversidad de especies que benefician la incorporación de la materia orgánica al suelo.

Al inicio de la descomposición Collembola dominó en el mantillo sobre CB-IR y SAA cuando el humedecimiento fue frecuente, debido a que los colémbolos son sensibles a la baja

humedad y las altas temperaturas afectan sus tasas de reproducción (Ferguson y Joly, 2002). La alta presencia de este grupo pudo también explicar la presencia de depredadores como Araneae al inicio de la descomposición (Lensing *et al.*, 2005). Collembola además mostró una relación positiva con la concentración de C, pero después de los 90 días los colémbolos no se observaron más y esto coincide con el decremento de la concentración de C en el mantillo. La corta permanencia de los colémbolos puede deberse a que son un taxa principalmente fungívoro o detritívoro, su fuente principal de alimento son esporas y micelio de hongos, el humedecimiento prolongado detonó también la actividad de sus depredadores especialmente en los suelos cubiertos por CB. Así, las CB pudieron estar ofreciendo a los colémbolos mayor disponibilidad alimento fúngico debido al crecimiento de los hongos que las habitan (Yépez-Hernández, 2011), así como más cantidad de materia orgánica en descomposición, excremento de otros artrópodos e inclusive cadáveres de otros organismos de los cuales también se alimentan (Palacios-Vargas y Vidal-Acosta, 1994; Palacios-Vargas, 2014), por lo que su presencia en la etapa inicial de la descomposición pudo deberse a la abundancia de estos recursos alimenticios. Por otra parte, al ser los colémbolos presa de depredadores como los ácaros (Palacios-Vargas, 2014) y Araneae (Lensing *et al.*, 2005) explica porque en el mantillo sobre CB-IR, con alta frecuencia de humedecimiento, la densidad de colémbolos representó inicialmente un 56% de los microartrópodos, pero después de 60 días esta disminuyó a un 17%, cuando los Oribatida, Prostigmata y Araneae estaban presentes, sugiriendo que su presencia-actividad fueron reguladas no solo por el alimento disponible, sino también por sus depredadores (Ferguson, 2001).

Anderson (1975) reporta una sucesión en las comunidades de ácaros oribátidos y sugiere que para éstas el microambiente es más relevante que la calidad nutrimental de la hojarasca durante la descomposición. En esta tesis, los Oribatida dominaron durante la descomposición del mantillo, la presencia de varios estadios inmaduros muestra que estuvieron activos en todas las

etapas de la descomposición y aunque la función de los estadios ninfales de Oribatida no es muy conocida, Polis (1991) menciona que en las zonas áridas las larvas de artrópodos sólo consumen recursos del suelo, pero cuando emergen, como adultos son cruciales en la cadena trófica y otros ácaros depredadores pudieron encontrar un alimento en estos organismos.

Lindo y Winchester (2007) sugieren que Oribatida es el principal contribuyente a la descomposición en otros ecosistemas y los resultados de esta tesis apoyan ésta idea para ecosistemas semiáridos. No obstante, esto contrasta con el patrón general reportado para los ambientes áridos, en donde Prostigmatata domina sobre Oribatida (Neher *et al.*, 2009). Sin embargo, es posible que el éxito de Oribatida se debe a que pueden ingerir materiales orgánicos y hongos directamente (fitófagos), además de que se acoplan fácilmente al alimento disponible (Wallwork, 1972), por ejemplo Estrada-Venegas reporta que en condiciones de laboratorio los oribatidos presentan hábitos variados que les permiten adaptarse a los cambios en su medio, lo que pudo favorecer su abundancia y reproducción (Coleman y Crossley, 1996; Iturrondobeitia *et al.*, 2014) tanto en las CB-IR como en las CB-FIR en el Valle de Zapotitlán, cuya densidad aumenta en la temporada de lluvias (Miguel, 2013).

Los oribatidos son buenos indicadores de alteraciones en su hábitat natural (Behan-Pelletier, 1999; Iturrondobeitia *et al.*, 2014), por lo que durante la descomposición se observó que algunas familias fueron sensibles a la frecuencia del humedecimiento. El género *Zygoribatula* (Oribatulidae) permaneció en el mantillo durante todo el experimento y se relacionó positivamente con la pérdida de masa de mantillo. Asimismo, su densidad fue favorecida por el humedecimiento y aumentó a partir de los 60 días en el mantillo sobre CB-IR cuando el humedecimiento fue más frecuente. En contraste, en CB-FIR y SAA cuando fue baja la frecuencia de humedecimiento, *Zygoribatula* se observó sólo a partir de los 120 días. Sin embargo, esto también pudo deberse a una posible competencia con los colémbolos que estaban

activos, ya que algunos autores indican que cuando colémbolos y oribatidos comparten un mismo hábitat compiten por el alimento disponible (Neher *et al.*, 2009), incluso se ha demostrado que en condiciones extremas de laboratorio algunas especies de oribatidos se pueden alimentar de colémbolos moribundos (Estrada-Venegas 1995). Además, a los colémbolos se les considera oportunistas o estrategias-r, mientras que a los oribatidos estrategias-k, por lo que suelen ser más exitosos (MacArthur, 1972; Ferguson y Joly, 2012), esta puede ser la causa del éxito de los oribatidos sobre los colémbolos, lo que enfatiza su importancia en la descomposición de mantillo.

Ceratozetidae y Cymbaeremaeoidea tuvieron una presencia intermitente durante la descomposición. Ceratozetidae fue constante sobre CB-IR con alta frecuencia que en baja frecuencia de humedecimiento, lo que sugiere que CB le aportan recursos para permanecer, debido a que el género *Ceratozetes* se considera saprófago y micofago, además de que algunas especies se alimentan también de cadáveres de colémbolos, nematodos y de pequeños artrópodos (Krantz y Walters, 2009); por ejemplo, Estrada-Venegas (1995) reportó en un estudio de laboratorio que los hongos son un alimento preferido por *Ceratozetes pacificus*. Esto sugiere que los oribatidos de esta familia pudieron haber obtenido más alimento en las CB-IR y CB-FIR cuando el humedecimiento fue más frecuente, ya que el crecimiento de los hongos es estimulado por la humedad y son un componente abundante en estos sustratos (Belnap y Lange, 2003; Yépez-Hernández 2011).

En contraste, *Scapheremaeus* (Cymbaeremaeidae) no mostró una preferencia por algún tipo de sustrato, pero alcanzó su máxima densidad sobre CB-IR con baja frecuencia de humedecimiento, la presencia de este género también pudo estar influenciada por la composición biótica de las costras procedentes de IR, que en mayor porcentaje están constituidas por musgos, lo que representa una fuente de alimento abundante aun cuando fueron sometidos a un bajo humedecimiento. Aunque se conoce poco sobre esta familia, generalmente se reporta de hábitos

epífitos (musgos, líquenes, cortezas) y suele ser dominante en regiones templadas (Krantz y Walters, 2009; Ríos y Palacios-Vargas, 1998). No obstante, Neher *et al.* (2009) reportaron a esta familia en CB del desierto de Colorado y del desierto Chihuahuense; asimismo, Villarreal-Rosas *et al.* (2014) la registraron de áreas abiertas sin CB en Baja California. Debido a que los miembros de la familia Cymbaeremaeoidea en la CB puede alimentarse de hongos y de líquenes (Neher *et al.*, 2009), es posible que en ecosistemas semiáridos éstos ácaros encuentren en las CB un hábitat con condiciones para desarrollarse, incluso cuando el humedecimiento del sustrato es menos frecuente, lo que contribuye a explicar su resistencia a episodios de sequía.

Prostigmata fue el segundo taxón de Acari más abundante y con mayor riqueza de familias, todas las familias registradas son de hábitos depredadores, entre ellas Caligonellidae, cuyos individuos tienen cuerpo blando y en su mayoría son de color anaranjado y rojo. La coloración de su cuerpo está relacionada con el tipo de alimento que consumen, así los ácaros de coloración roja están principalmente asociados a suelos secos y en CB se han detectado en desiertos de Norte América (Shepherd *et al.*, 2002; Neher *et al.*, 2009) y en México han sido reportados por Villarreal-Rosas *et al.* (2014) en CB de matorrales áridos en Baja California Sur. Se ha considerado que los postigmados tienen mayor éxito que otros ácaros en condiciones xéricas, debido a su tamaño y forma que les permite moverse mejor a través de los poros del suelo (Wallwork, 1982). Estos organismos son principalmente depredadores de otros microartrópodos. Esta familia pudo tener un papel importante durante la descomposición del mantillo como depredador, ya que los ácaros de la familia Caligonellidae puede alimentarse principalmente de nematodos y otros microartrópodos que son abundantes en las CB (Dardy *et al.*, 2007; Neher *et al.*, 2009). Esto contribuye a explicar la presencia de Caligonellidae en la mayoría de los tipos de sustrato y niveles de humedecimiento, así como su relación con Oribatulidae, Ceratozetidae y con las ninfas de oribatidos, lo que permite suponer que esta

familia se pudo alimentar principalmente de estos microartrópodos, debido a que no se observaron nematodos en las muestras colectadas.

Otros depredadores observados pertenecen a las familias Tydeidae, Caeculidae y Erythraeidae. Los organismos de Tydeidae cuentan con un quelícero esteliforme que sirve para perforar las paredes celulares y succionar el contenido celular principalmente de hongos, aunque también han sido considerados necrófagos. Estos resisten la desecación, por lo que se les puede encontrar en hábitats desérticos; por ejemplo, se les ha registrado en CB de Baja California Sur y del desierto de Colorado, en donde pueden alimentarse de las algas, hongos, nematodos y microartrópodos que las habitan (Neher *et al.*, 2009). Estrada-Venegas menciona que los ácaros de la familia Tydeidae pueden considerarse liquenófagos, esto puede explicar la preferencia de esta familia por los tipos de sustratos provenientes de las costras biológicas, las costras del Valle de Zapotitlán están constituidas principalmente por cianobacterias, musgos y líquenes, la proporción de líquenes cambia dependiendo de si las costras están bajo las IR o fuera (cobertura de líquenes: CB-IR 20% y CB-FIR 40%), sin embargo, los miembros de esta familia pudieron encontrar en ambas costras un sitio adecuado para su desarrollo. En tanto, Caeculidae, se ha registrado en CB y suelos (Villarreal-Rosas *et al.*, 2014) de la región árida de Baja California Sur. Algunos miembros de esta familia se alimentan de nematodos y hongos, pero también pueden depredar colémbolos y otros insectos (Coineau, 1974; Otto, 1993), como los que se presentaron durante la descomposición. En esta tesis, estos ácaros fueron afectados por la frecuencia de humedecimiento y sólo se registraron en el mantillo sobre las CB con alta frecuencia de humedecimiento, indicando que este grupo es altamente sensible a un incremento en la sequía, posiblemente porque un menor humedecimiento reduce la disponibilidad de alimento (hongos) dentro de las CB para este grupo.

El género *Balaustium* (Erythraeidae) no había sido registrado antes por otros estudios sobre fauna de CB (Shepherd *et al.*, 2002; Neher *et al.*, 2009; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014); sin embargo, en este trabajo se registró en el mantillo sobre el SAA. Este género es depredador de huevos de insectos, así como de pequeños artrópodos (Muñoz-Cárdenas *et al.*, 2015), inclusive en estado larvario, son mejores depredadores que otros Erythraeidos, por lo que pueden ejercer un control importante sobre otros microartrópodos, así algunas veces se les considera plaga en la agricultura y otras como organismos con uso potencial para el control biológico (Muñoz *et al.*, 2009; Muñoz-Cárdenas *et al.*, 2015). Algunas especies de *Balaustium* pueden sobrevivir en sitios con temperaturas de hasta 50°C (Yoder y Heydinger, 2011; Hedges *et al.*, 2012), esta característica, su alta resistencia biótica y la posibilidad de alimentarse de huevecillos de Psocopteros pudieron ser los factores principales que explican su persistencia hasta los 120 días del experimento en el mantillo sobre SAA cuando fue baja la frecuencia de humedecimiento.

Otra familia que mostró afinidad a la baja frecuencia de humedecimiento fue Rhodacaridae (Mesostigmata), y que sus miembros son considerados depredadores de pequeños oribatidos, nematodos, colémbolos, huevecillos y estados inmaduros de insectos (Walters, 1987; Castilho *et al.*, 2009, Krantz y Walters, 2009). En las CB de México no había sido registrada esta familia; sin embargo, a los 90 días del experimento se detectó su presencia en el mantillo sobre CB-IR, se ha reportado que estos depredadores al igual que los Prostigmata tienen preferencia por las capas superiores del suelo, musgos y humus (Estrada-Venegas, 2007). Las CB de IR están constituidas en mayor porcentaje de musgos, este factor pudo ser determinante para la presencia de esta familia, donde además, pueden alimentarse de algunos otros organismos asociados a la descomposición del mantillo, posiblemente de algunos oribatidos inmaduros y huevos de psocópteros.

Los Psocopteros se presentaron durante todo el experimento de descomposición, todas la especies de este orden generalmente se alimentan de esporas de hongos y bacterias (Kalinovich, 2006), también su presencia se ha relacionado con el proceso de descomposición, debido a que se alimentan de organismos asociados al material vegetal en descomposición (Keith *et al.*, 2015). No obstante, no se ha observado que la familia Liposcelidae tenga una preferencia por un tipo de alimento, ya que los organismos suelen ingerir todo lo que está disponible (García-Aldrete, 2014; Kalinovic *et al.*, 2014). Durante la descomposición del mantillo, los psocópteros pudieron alimentarse de algunos microorganismos (bacterias y hongos) y crecer sobre el mantillo o sobre las heces fecales de otros microartrópodos como los oribatidos. Otro factor que favoreció la permanecía de Liposcelidae fue la movilidad que tienen estos insectos, ya que a pesar de esto tienen atracción por microambientes favorables para su desarrollo; por ejemplo, Kalinovic *et al.* (2006) observaron que algunas especies de Liposcelidae preferían microhabitat donde había menor exposición a la luz y mayor humedad. Así, durante el experimento de descomposición, la mayor densidad psocópteros se registró cuando el humedecimiento fue poco frecuente, puede atribuirse a las condiciones microambientales en las CB-IR y CB-FIR, las cuales permitieron su actividad y papel funcional fue clave en la descomposición, debido a la relación positiva que mostraron con respecto a la pérdida de peso de mantillo.

En resumen, los cambios en la composición de taxa de microartrópodos a lo largo del tiempo de descomposición del mantillo y en relación a la frecuencia del humedecimiento sugieren que no todos los taxa tiene la misma susceptibilidad a la humedad y que las CB-IR y CB-FIR favorecen el recambio de taxa, lo cual está estrechamente relacionado con el incremento de la velocidad de descomposición del mantillo sobre las CB. En consecuencia, la respuesta diferencial de los microratrópodos de las CB-IR o CB-FIR al humedecimiento es probablemente un factor importante que regula la descomposición en los ambientes semiáridos, en donde las CB

proveen a los microartrópodos de un hábitat, recursos y condiciones microambientales que permiten mantener la descomposición del mantillo y, ante una reducción en la frecuencia de la precipitación, también mitigar los efectos negativos de un posible incremento en la aridez sobre la circulación de los nutrientes al suelo, a través de regular la descomposición del mantillo en ambientes semiáridos como ocurre en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

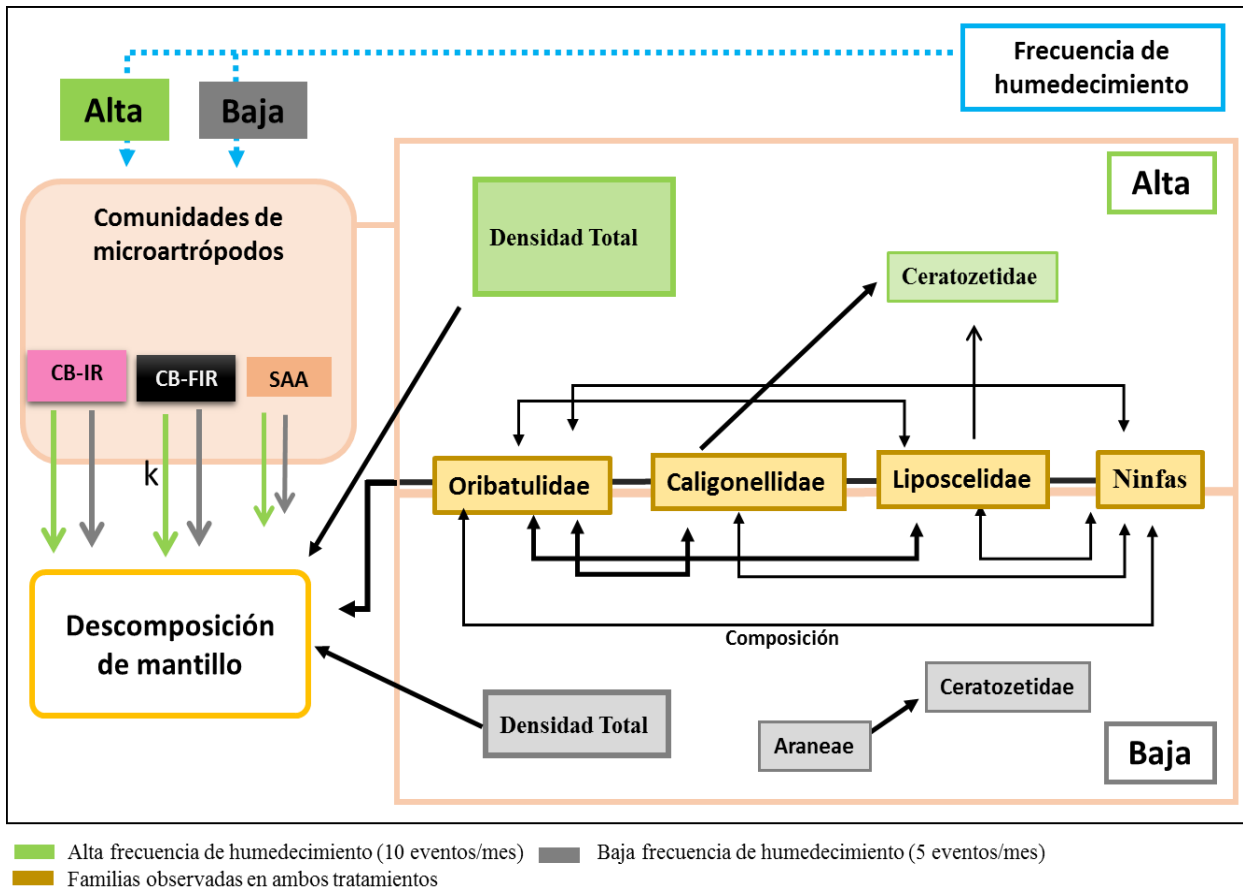


Figura 17. Modelo conceptual que sintetiza los principales resultados de esta tesis, referente a la influencia de la relación entre familias, densidad total y descomposición de mantillo. El tamaño de las cajas de la densidad total indica la influencia del humedecimiento. Las flechas negras indican una relación significativa de la descomposición con: densidad total las familias de microartrópodos y las relaciones entre las familias observadas en el experimento de descomposición. El tamaño de las flechas de color indica el efecto del humedecimiento de costra biológica y suelo sobre las velocidades de descomposición.

Finalmente, esta tesis ofrece, por primera vez para un ecosistema semiárido de México, un modelo hipotético conceptual (Fig. 17) basado en las tendencias históricas de precipitación y en datos experimentales sobre el efecto del cambio en la frecuencia del humedecimiento en la comunidad de microartrópodos descomponedores de CB y suelo. El modelo sugiere que una reducción de la frecuencia de precipitación puede afectar negativamente la descomposición del mantillo, debido principalmente a que promueve un cambio en la densidad y composición de microartrópodos, los cuales están relacionados directamente con la velocidad de descomposición en este ecosistema semiárido mexicano. Asimismo, el modelo ilustra que el efecto de una reducción en el humedecimiento en las comunidades de microartrópodos y la velocidad de la descomposición del mantillo es amortiguado por las CB independientemente de su procedencia en este ecosistema semiáridos mexicano.

10. CONCLUSIONES

Esta tesis ofrece evidencias de largo plazo y experimentales acerca de que:

- 1) La cantidad total y promedio de precipitación y su patrón estacional bimodal no han cambiado después de 49 años en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.
- 2) Hay una tendencia significativa a la reducción del 50% en la frecuencia de eventos de precipitación (de 9.7 a 7.4 eventos) desde la década de 1960 al 2019, lo que podría ser un indicio de un posible cambio climático en el Valle semiárido estudiado.
- 3) La reducción en la frecuencia de humedecimiento afecta de manera diferente a los microartrópodos de la CB y el suelo, ya que no todos los taxa respondieron de la misma manera. La alta frecuencia favorece la densidad y la baja frecuencia promueve la inequidad en las comunidades de los microartrópodos. La respuesta de los microartrópodos al humedecimiento fue positivamente influenciada por las CB independientemente de su procedencia; por lo que se propone que las CB contribuyen a mitigar el efecto de la reducción del humedecimiento en las comunidades de microartrópodos.
- 4) La densidad total de microartrópodos determina la pérdida de masa de mantillo durante la descomposición, en donde las CB de IR no favorecieron la descomposición del mantillo en comparación a CB-FIR por actividad de los microartrópodos; sin embargo, ambas CB tuvieron un efecto positivo en la descomposición en comparación con el SAA.
- 5) El cambio en la composición de taxa de microartrópodos durante la descomposición del mantillo y en relación con la frecuencia de humedecimiento, indica que no todos los taxa tiene la misma susceptibilidad a la humedad y que las CB-IR y CB-FIR favorecen el recambio de taxa, lo cual está estrechamente relacionado con el incremento en la velocidad de descomposición del mantillo sobre las CB. La principal evidencia de este hecho son las relaciones entre algunas familias y la pérdida de mantillo, principalmente Oribatulidae, Caligonellidae y Liposcelidae.

- 6) Esta tesis indica que los taxa dominantes en la descomposición fueron los ácaros Oribatida, pero se observa un mayor número de familias de Prostigmata. De igual manera Rhodacaridae (Mesostigmata) y Balaustium (Prostigmata) mostraron una afinidad a ambientes más extremos (la baja frecuencia) y el género Balaustium es registrado por primera vez en los estudios de CB de México.

- 7) Las CB son un factor importante que regula la descomposición en los ambientes semiáridos y podrían ser un *hotspot* de descomponedores, ya que los componentes de las CB proveen a los microartrópodos de un hábitat, recursos y condiciones microambientales que permiten mantener la descomposición del mantillo y, ante una reducción en la frecuencia de la precipitación, también mitigar los efectos negativos de un posible incremento en la aridez sobre la circulación de los nutrimentos al suelo a partir de la descomposición del mantillo en el Valle semiárido de Zapotitlán Salinas, Puebla, México.

11. LITERATURA CITADA

- Álvarez-Sánchez J y Becerra R. (1996) Leaf decomposition in a Mexican tropical rain forest. *Biotropica* 28(4): 657-667.
- Álvarez-Sánchez J. (2001) Descomposición y ciclo de nutrientes en ecosistemas terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana* 1:11-27
- Anaya C, Jaramillo V, Martínez-Yrizar A, García-Oliva F. (2012) Large rainfall pulses control litter decomposition in a tropical dry forest: evidence from an 8-year study. *Ecosystems* 15: 652–663
- Anderson JM (1975) Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. *Journal of Animal Ecology* 44:475-495
- Anderson JM y Ineson P. (1984) Interactions between microorganisms and soil invertebrates in nutrient flux pathways of forest ecosystems. In: Anderson JM, Raynor ADM, Walton DWH. (Eds.), *Invertebrate Microbial Interactions*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 59-88.
- Austin AT, Yahdjian L, Stark JM, Belnap J, Porporato A, Norton U, Ravetta DA, Schaeffer SM. (2004) Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141:221-235
- Arias-Toledo A, Valverde VM, Reyes SJ. (2001) Las plantas de la región de Zapotitlán Salinas, Puebla. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. 80 pp.
- Arriaga L y Maya Y. (2007) Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecology* 189:213-225.

- Barajas-Guzmán G y Álvarez-Sánchez J. (2003) La comunidad de desintegradores en una selva húmeda tropical. Págs. 162-183, en: Álvarez-Sánchez J y Naranjo García (eds.) *Ecología del suelo en selva Tropical Húmeda de México*, Instituto de Ecología A.C, Instituto de Biología y Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Barlocher F. (2007) Leaf mass loss estimated by litter-bag technique. Pp. 37-42, En: Graca MAS, Barlocher FG. (eds.) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, Springer, Netherlands.
- Bradford MA, Davies CA, Frey S.D., Maddox TR, Melillo JM, Mohan, J.E. (2008) Thermal adaptation of soil microbial respiration to elevated temperature. *Ecology Letters* 11:1316-1327
- Berg B y McClaugherty C. (Ed.) (2008) Models that Describe Litter Decomposition. En: *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 191-202 pp.
- Belnap J y Lange OL. (eds.) (2003) *Biological soil crust: structure, function, and management*. Springer Verlag, Berlin.. New York, 503 pp.
- Belnap J. (2001) Microbes and microfauna associated with biological soil crust. Págs. 167-174, En: Belnap J y Lange OL (2003) (eds.) *Biological soil crust: structure, function, and management*. Springer, New York.
- Belnap J. (2002) Nitrogen fixation in biological soil crust from southeast Utah, USA. *Biology and Fertility of Soils* 35: 128-135.
- Belnap J. (2003) The world at your feet: desert biological soil crusts. *Frontiers in Ecology Environment* 1(5): 181-189.
- Belnap J, Phillips LS, Miller EM. (2004) Response of desert biological soil crusts to alterations in precipitation frequency. *Oecologia* 141:306-316.

- Behan-Pelletier VM. (1999) Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 411-423.
- Bremner JM. (1965) Total Nitrogen. Págs 1149-1178, En: Black CA (eds.), *Methods of soil analysis*. Part 2. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.
- Brown GG, Fragoso C, Barois I, Rojas P, Patrón J, Bueno J, Moreno A, Lavelle P, Ordaz V, Rodríguez C. (2001) Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 1:79-100.
- Camargo-Ricalde SL, Dhillion SS, Grether R. (2002). Community structure of endemic *Mimosa* species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican valley. *Journal of Vegetation Science* 13:697-704.
- Camargo-Ricalde SL y Dhillion SS (2003) Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal “resource islands” within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Mycorrhiza* 13:129-136.
- Camargo-Ricalde SL, Reyes-Jaramillo I, Montaña NM. (2010) Forestry Insularity effect of four *Mimosa L.* species (Leguminosae-Mimosoideae) on soil nutrients of a Mexican semiarid ecosystem. *Agroforestry Systems* 80: 385-397
- Castilho RC, de Moraes GJ, Silva E, Silva L. (2009) Predation potential and biology *Protogamasellopsis posnaniensis* Wisniewski y Hirschmann (Acari: Rhodacaridae). *Biological Control* 48(2): 164-167.
- Cepeda-Pizarro JG. (1993) Litter decomposition in deserts: an overview with an example from coastal arid Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 66:323–336.
- Cepeda PJ y Whitford W. (1990) Microartrópodos edáficos del desierto Chihuahuense al norte de México. *Folia Entomológica Mexicana* 78:257-272.
- Chu HF. (1942) The immature insects, Brown Company Publishers, E.U.A. 464 pp.

- Chapin SF, Matson AP, Monney HA. (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag New York, 416 pp.
- Chamizo S, Cantón Y, Lázaro R, Solé-Benet A, Domingo F. (2012) Crust composition and disturbance drive infiltration through biological soil crust in semiarid ecosystems. *Ecosystems* 15:148-161.
- Chesson P, Gebauer RLE, Schwinning S, Huntly S, Wiegand K, Ernest MSK, Sher A, Novoplansky A, Weltzin JK. (2004) Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141:236-253.
- Christensen JH, Hewiston B, Busuioc A, Che A, Gao X, Held I, Jones R, Kolli RK, Know WT, Laprise R, Magaña-Rueda V, Means L, Menéndez CG, Räisänen J, Rinke A, Sarr A, Whetton P (2007) Regional climatic projections. En: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Avery KB, Tignor M, Miller HL (eds.) *Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the IPCC*. Cambridge University Press, pp 847-940.
- Coineau Y. (1974) Éléments pour une monographie morphologique, écologique et biologique des Caeculidae (Acariens). Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle, Série A, *Zoologie*, 81: 299-323
- Coleman DC y Crossley DA. (1996) *Fundamentals of Soil Ecology*. Academic Press 205 pp.
- Collins SL, Sinsabaugh RL, Crenshaw C, Green L, Porras-Alfaro A, Stursova M, Zeglin LH. (2008) Pulse dynamics and microbial processes in aridland ecosystems. *Journal of Ecology* 96:413-420.
- Collins SL, Belnap J, Grimm NB, Rudgers JA, Dahm CN, Odoric M, Litvak M, Natvig DO, Peters DC, Pockman WT, Sinsabaugh RL, Wolf BO. (2014) A Multiscale, Hierarchical

- Model of Pulse Dynamics in Arid-Land Ecosystems. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: 397–419.
- Darby BJ, Neher D, Belnap J. (2007) Soil nematode communities are ecologically more mature beneath late- than early-successional stage biological soil crusts. *Applied Soil Ecology* 35:203-212.
- Darby BJ, Neher D, Belnap J. (2009) Impact of biological soil crusts and desert plants on soil microfaunal community composition. *Plant and Soil* 328: 421-431.
- Dávila P, Arizmendi MC, Valiente-Banuet A, Villaseñor JL, Casas A, Lira R. (2002) Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Biodiversity and Conservation* 11:421-442.
- Day TA, Zhang ET, Ruhland CT. (2007) Exposure to solar UV-B radiation accelerates mass and lignin loss of *Larrea tridentata* litter in the Sonoran Desert. *Plant Ecology* 193:185-194.
- Delgado-Baquerizo M, Maestre FT, Eldridge DJ, Bowker MA, Ochoa V, Gozalo B, Berdugo M, Val J, Singh BK. (2015) Biocrust-forming mosses mitigate the negative impacts of increasing aridity on ecosystem multifunctionality in drylands. *New Phytologist* doi: 10.1111/nph.13688.
- Dhillon SS y Camargo-Ricalde SL. (2005) The Cultural and Ecological Roles of *Mimosa* Species in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* 59(4):390-394.
- Eldridge DJ y Leys JF. (2003) Exploring some relationships between biological soil crusts, soil aggregation, and wind erosion. *Journal of Arid Environments* 53:457–466.
- Escalante-Sandoval C y Nuñez-García P. (2016) Meteorological drought features in northern and northwestern parts of Mexico under different climate change scenarios. *Journal Arid Land* 10.1007/s40333-016-0022-y.

- Estrada VEG, Sánchez I, BassoIs I. (1988) Ácaros del suelo de dos zonas del Valle de Tehuacán Puebla, México. *Folia Entomológica Mexicana* 76:225-236
- Estrada-Venegas EG. (1995) Métodos de cría de ácaros Oribatidos del Noreste de EUA. En: Memorias XXXII Congreso de Nacional de Entomología, Metepec, Puebla 3-4 pp.
- Estrada-Venegas EG. (2007) Ácaros del suelo y su influencia en los procesos de descomposición. En: Ferrera-Cerrato R, Alarcón A. (eds.) *Microbiología agrícola: hongos, bacterias, micro y macrofauna, control biológico y planta-microorganismo*. Trillas, México. 568 pp.
- Fay PA, Carlisle JD, Knapp AK, Blair JM, Collins SL (2000) Altering Rainfall Timing and Quantity in a Mesic Grassland Ecosystem: Design and Performance of Rainfall Manipulation Shelters. *Ecosystems* 3:308-319.
- Ferguson S. (2001) Changes in trophic abundance of soil arthropods along a grass-shrub-forest gradient. *Canadian Journal of Zoology* 79(3): 457-464
- Ferguson S y Joly D. (2002) Dynamics of springtail and mites populations: the role density dependence, predation, and weather. *Ecological Entomology* 27:565 573.
- Filser J, Faber JH, Tiunov AV, Brussaard L, Frouz J, De Deyn G, Uvarov AV, Berg MP, Lavelle P, Loreau M, Wall DH, Querner P, Eijsackers H, Jiménez JJ. (2016) Soil fauna: key to new carbon models. *Soil* 2:565-582.
- Fragoso C, Reyes-Castillo O, Rojas P. (2001) Importancia de la biota edáfica en México, *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 1:1-10
- Fragoso C y Rojas P. (2010) La biodiversidad escondida: la vida microscópica en el suelo, Pp.90-134. En: Toledo VM. (coordinador) *La biodiversidad de México: inventarios, manejos, usos, informática, conservación e importancia cultural*. Fondo de Cultura Económica y Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, D.F., México.

- Gallo ME, Porrás-Alfaro A, Odenbach KJ, Sinsabaugh RL. (2009) Photo-acceleration of plant litter decomposition in an arid environment. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1433-1441.
- García E. (2003) Distribución de la precipitación en la República Mexicana. *Boletín de Investigaciones Geográficas* 50:67-76.
- García-Aldrete A. (2014) Biodiversidad de Psocoptera (Insecta: Psocodea) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:252-S256.
- García-Oliva F. (1991) Influencia de la dinámica del paisaje en la distribución de las comunidades vegetales en la Cuenca del Río Zapotitlán, Puebla. *Investigaciones Geográficas* 23: 53-70.
- García-Palacios Maestre FT, Kattge J, Wall DH. (2013) Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecology letters* 16 (8):1045-1053.
- Gerson U. (1969) Moss-Arthropod Associations. *The Bryologist* 72(4):495-500.
- Harding DJ, Stuttard RA. (1974) Microarthropods. En: Dickinson y Pugh (ed). *Biology plant litter Decomposition*. Academic Press Inc, London.
- Hedges BZ, Rosselot AE, Tomko PM, Yoder JA, Benoit JB. (2012) High temperature and dehydration tolerance of the red velvet mite, *Balaustium* sp (Erythraeidae), permit the exploitation of extremely hot, dry microhabitats. *Inter. Journal of Acarology* 38:89-95.
- Hernández M. (2006) *La vida en los desiertos mexicanos*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 188 pp.
- Heal OW, Anderson JM, Swift MJ (1997) Plant litter quality and decomposition: An historical overview. Pp. 3-30. En: Cadisch G, Giller KE. (Eds.), *Driven By Nature. Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB International, Wallingford.

- Hewins Archer, Okin GS, McCulley RL, Throop HL. (2013) Soil–Litter Mixing Accelerates Decomposition in a Chihuahuan Desert Grassland. *Ecosystems* 16: 183–195.
- Hoffmann H y Riverón R. (1992) Biorrelaciones entre los musgos y su acarofauna en México. *Tropical Bryology* 6: 105-110.
- Huxman TE, Snyder K, Tissue D, Leffler AJ, Ogle K, Pockman WT, Sandquist DR, Potts DL, Schwinning S. (2004) Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141:254-268.
- Iturrondobeitia JC, Caballero AI, Arroyo J. (2014) Avances en la utilización de los Ácaros Oribátidos como indicadores de las Condiciones Edáficas. *MUNIBE Suplemento/Gehigarria* 21:70-91.
- Jenny H, Gessel S, Burham FT. (1949) Comparative study of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science* 68:417-432.
- Jiménez A, Huber-Sannwald E, Belnap J, Smart DR, Arredondo JT. (2009) Biological soil crusts exhibit a dynamic response to seasonal rain and release from grazing with implications for soil stability. *Journal of Arid Environments* 73:1158–1169.
- Jiménez-Aguilar A. (2005) Caracterización funcional de costras biológicas de suelo en un pastizal semiárido de San Luis Potosí. Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. pp 99.
- Jiménez-Aguilar A, Huber-Sannwald E, Belnap J, Smart DR., Arredondo Moreno JT. (2009) Biological soil crusts exhibit a dynamic response to seasonal rain and release from grazing with implications for soil stability. *Journal of Arid Environments* 73: 1-12.
- Kampichler C y Bruckner A. (2009) The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological Reviews* 84:375–389

- Kalinovich V, Rozman V, Liska K (2006) Significance and feeding of psocids (Liposcelididae, Psocoptera) with microorganisms. En: *9th International Working Conference on Stored Product Protection*.
- Keith NA, Ribera I, Melic A. (2015) Clase: Manual clase Insecta Orden Psocoptera. *Revista IDE@-SEA* 50:1-13.
- Kladivko EJ. (2001) Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61: 61–76
- Krantz A y Walter R. (2009) *A manual of Acarology*. Third Edition. Texas Tech University Press; Lubbock, Texas, 807 pp.
- Lalley JS, Viles HA, Henschel JR, Lalley V. (2006) Lichen-dominated soil crusts as arthropod habitat in warm deserts. *Journal of Arid Environments* 67: 579–593.
- Lavelle P, Blanchart E, Spain AV, Martin S. (1992) Impact of Soil Fauna on the Properties of Soils in the Humid Tropics. Myths and Science of Soils of the Tropics. SSSA Special Publication 29: 157-185
- Lavelle P. (1996) Diversity of Soil Fauna and Ecosystem. *Function Biology International* 33:3-16.
- Lee H, Fitzgerald J, Hewins DB, McCulley RL. (2014) Soil moisture and soil-litter mixing effects on surface litter decomposition: A controlled environment assessment. *Soil Biology and Biochemistry* 72:123-132.
- Lensing JT, Tood, Wise H. (2005) the impact of altered precipitation on spatial stratification and activity-densities of springtails (Collembola) and spider (Araneae). *Ecological Entomology* 30:194-200.
- Lindo Z y Winchester NN. (2007) Oribatid mite communities and foliar litter decomposition in canopy suspended soils and forest floor habitats of western redcedar forests, Vancouver Island, Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 39(11):2957–2966.

- Lindquist EE, Krantz GW y Walter DE. (2009) Classification. In A manual of Acarology, G. W. Krantz y D. E. Walter (eds.). Texas Tech University Press, Lubbock, Texas. p. 97-103.
- López-Cortés A, Maya Y, García-Maldonado JQ. (2010) Diversidad filogenética de Microcoleus de las costras biológicas de suelo de la península de Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 1-7.
- Loring SJ, Weems DC, Whitford WG. (1988) Abundance and diversity of surface active Collembola along a watershed in the northern Chihuahuan desert. *American Midland Naturalist* 119(1):21-30.
- Macarthur RC. (1972) Geographical Ecology: Pattern in the Distribution of the Species. Harper & Row, New York. 288 pp.
- Maestre FT, Huesca M, Zaady E, Bautista S, Cortina J. (2002) Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biology and Biochemistry* 34:895-898.
- Magurran AE. (2004) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, 256 pp.
- Mackay WP, Silva P, Lightfoot DC, Pagani MI, Whitford WG. (1986). Effect of Increased Soil Moisture and Reduced Soil Temperature on a Desert Soil Arthropod Community. *American Midland Naturalist* 116(1):45-56.
- MacKay W (1991) The role of ants and termites in desert communities, Págs 113-150, en: Polis G (ed) *The ecology of desert communities*. The university of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- Martínez-Austria PF y Patiño-Gómez C (2010) Efectos del cambio climático en la disponibilidad de agua en México. *Tecnología y Ciencias del Agua* 3(1):5-20.

- Martínez-Austria PF, Patiño-Gómez C y Tamayo-Escobar JE (2014) Análisis de tendencias climáticas en la cuenca baja del río Yaqui, Sonora, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 5(6):135-149
- Martínez-Bernal A y Grether V. (2006) *Mimosa luisana*, Págs. 75-80 En: Grether R, Martínez-Bernal, Luckow M, Zárate S. *Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. Instituto de Biología, UNAM, México 44: 1-108.
- Martínez-Falcón AP, Moreno CE, Pavón NP. (2015) Litter fauna communities and litter decomposition in a selectively logged and an unmanaged pine-oak forest in Mexico. *Bosque* 36:81-93.
- Martínez-Yrizar A, Núñez S, Miranda H, Búrquez A. (1999) Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran Desert communities. *Plant Ecology* 145:37-48.
- Martínez-Yrizar, Nuñez S, Búrquez A. (2007) Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality. *Acta Oecologica* 32:291–300.
- Maya Y y López-Cortés A. (2002) Cyanobacterial microbiotic crusts in eroded soils of a tropical dry forest in the Baja California Peninsula, Mexico. *Geomicrobiology Journal* 19:505-518.
- Méndez GJ, González CJ, Návar JV. (2007) Análisis de tendencias de precipitación (1920-2004) en México. *Boletín de Investigaciones Geográficas* 65: 38-55.
- Mearns L, Rosenzweig C, Goldberg R. (1997) Mean and variance change in climate scenarios: methods, agricultural applications, and measures of uncertainty. *Climatic Change* 35:367-396.
- Miguel J. (2013) Fauna de costras biológicas y suelo de islas de recursos formadas por *Mimosa luisana*, en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, México. Tesis de Licenciatura en Biología, FES-Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 76 pp.

- Miranda JD. (2007) Cambio climático y patrones de precipitación: efecto sobre las comunidades vegetales semiáridas. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. España, 138 pp.
- Mille PSR, Parra AM, Pérez CA. (1993). Guía para la identificación de invertebrados. Ed. Trillas, México, 464 pp.
- Montaña C, Ezcurra E, Carrillo A, Delhoume J. (1988) The Decomposition of Litter In Grasslands of Northern Mexico: A Comparison Between Arid And Non-arid. *Environments Journal of Arid Environments* 14:55-60.
- Montaño NM, Ayala F, Bullock SH, Briones O, García-Oliva F, García-Sánchez R, Maya Y, Perroni Y, Siebe C, Tapia-Torres Y, Troyo E, Yépez E. (2016) Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34: 39-59.
- Moore JC. (1988) The influence of microarthropods on symbiotic and non-symbiotic mutualism in detrital-based belowground food webs. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 24:147-159.
- Moore JC, Walter DE, Hun HW. (1988) Arthropod Regulation of Micro- and Mesobiota in Belowground Detrital Food Webs. *Annual Review of Entomology* 33: 419-435
- Moreira MS, Huisig EJ, Bignell J (Eds.). (2012) Manual de biología de suelos tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo. Instituto Nacional de Ecología. México. 337 pp.
- Moreno C. (2001) Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, España 84 pp.
- Moreno-Calles AI, Casas A. (2010) Agroforestry systems: Restoration of semiarid zones in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological Restoration* 28:361-368.

- Moreno-Rodríguez V y Bullock SH. (2014) Vegetation response to rainfall pulses in the Sonoran Desert as modelled through remotely sensed imageries. *International Journal of Climatology* 34:3967-3976.
- Moreno-Gómez A, García-Moya E, Rascón-Cruz Q, Aguado-Santacruz GA. (2012) Crecimiento y establecimiento de plántulas de *Bouteloua gracilis* (Kunth) Lag. ex Griffiths y *Eragrostis curvula* var. *conferta* Stapf bajo un régimen simulado de lluvia. *Revista Fitotecnia Mexicana* 35(4):299-308.
- Morón MA y Terrón R. (1988) Entomología Práctica. Instituto de Ecología A. C. México, D. F. pp.
- Muñoz-Cárdenas K, Fuentes-Quintero LS, Rueda- Ramirez D, Rodríguez CD, Cantor F. (2015) The Erythraeoidea (Trombidiformes: Prostigmata) as Biological Control Agents, with Special Reference to the Genus *Balaustium*. En: Carrillo D, de Moraes J, Peña E. (eds.), *Prospects for Biological Control of Plant Feeding Mites and Other Harmful Organisms, Progress in Biological Control*. Springer International Publishing. 328 pp.
- Muñoz K, Fuentes L, Cantor F, Rodríguez D Cure JR. (2009) Preferencia alimenticia del ácaro depredador *Balaustium* sp. en condiciones controladas. *Agronomía Colombiana* 27(1):95-103.
- Murray-Tortarolo G, Friedlingstein P, Sitch S, Seneviratne SI, Fletcher I, Mueller B, Greve P, Anav A, Liu Y, Ahlström A, Huntingford Ch, Levis S, Levy P, Lomas M, Poulter B, Viovy N, Zaehle S, Zeng N. (2016) The dry season intensity as a key driver of NPP trends. *Geophys. Research Letter* 43:2632–2639.
- Neher DA, Lewins SA, Weicht TR, Darby BJ. (2009) Microarthropod communities associated with biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan deserts. *Journal of Arid Environments* 73: 672–677.

- Núñez QS. (1998) Producción de hojarasca, dinámica del mantillo, descomposición foliar y potencial microbiano del suelo, en tres comunidades contrastantes del desierto sonorense. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 103 pp.
- Olson JS. (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- Osler GRH y Sommerkork M. (2007) Toward a complete soil C and N cycle: incorporating the soil fauna. *Ecology* 88(7): 1611-1621.
- Osler GR, Gauci CS, Abbott LK. (2004) Limited evidence for short-term succession of microarthropods during early phases of surface litter decomposition. *Pedobiologia* 48:37-49.
- Otto JC. (1993) A new species of *Microcaeculus* from Australia (Acarina: Caeculidae), with notes on its biology and behavior. *Internat. Journal of Acarology* 19(1):3-13.
- Palacios-Vargas JG (2014) Biodiversidad de Collembola (Hexapoda: Entognatha) en México
Biodiversity of Collembola (Hexapoda: Entognatha) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:220-231.
- Palacios-Vargas JG y Vidal-Acosta V. (1994) Nuevas especies de Friesea (Collembola Neauridae) de reservas biológicas de México. *Southwestern Entomologist* 19:291-299.
- Palacios-Vargas JG y Recamier B. (2007) Técnicas de colecta, montaje y preservación de microartrópodos edáficos. Prensas de Ciencias. UNAM. 74 pp.
- Palacios-Vargas JG y Villarreal-Rosas J. (2013) A new Mexican species of Folsomides (Collembola: Isotomidae). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 480-484.
- Pavón NP y Briones O. (2001) Phenological patterns of nine perennial plants in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* 49:265-277.

- Pérez-Harguindeguy N, Diaz S, Cornelissen JHC, Vendramini F, Cabido M, Castellanos A. (2000) Chemistry and toughness predict litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant and Soil* 218:21-30.
- Pérez-Suárez M, Arredondo-Moreno T, Huber-Sannwald E. (2012) Early stage of single and mixed leaf-litter decomposition in semiarid forest pine-oak: the role of rainfall and microsite. *Biogeochemistry* 108(1):245- 258.
- Polis GA (ed.) (1991) *The ecology of desert communities*. Tucson, AR: University of Arizona Press. 460 pp.
- Reynolds JF, Virginia RA, Kemp PR, Soyza De AG, Tremmel DC. (1999) Impact of drought on desert shrubs effects of seasonality and degree of resource island development. *Ecological Monographs* 69:69-106.
- Reynolds JF, Kemp PR, Ogle K, Fernández RJ. (2004) Modifying the 'Pulse-Reserve' Paradigm for Deserts of North America: Precipitation Pulses, Soil Water, and Plant Responses. *Oecologia* 141(2):194-210.
- Ríos G y Palacios-Vargas JG. (1998) Especies nuevas de ScaPheremaeus(Acari: Oribatei: Cymbaeremaeidae)de México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoolología* 69(2):181-215.
- Rivera-Aguilar V, Godínez-Alvarez H, Manuell-Cacheux I, Rodríguez-Zaragoza S. (2005) Physical effects of biological soil crusts on seed germination of two desert plants under laboratory conditions. *Journal of Arid Environments* 63: 344-352.
- Rivera-Aguilar V, Montejano S, Rodríguez-Zaragoza A, Durán-Díaz S. (2006) Distribution and composition of cyanobacteria, mosses and lichens of the biological soil crusts of the Tehuacán Valley, Puebla, Mexico. *Journal of Arid Environments* 67: 208-225.

- Rivera-Aguilar V, Godínez-Álvarez H, Moreno-Torres R, Rodríguez-Zaragoza S. (2009) Soil physico-chemical properties affecting the distribution of biological soil crusts along an environmental transect al Zapotitlán Drylands, México. *Journal of Arid Environments* 73:1023-1028.
- Rosentreter R, Bowker M, Belnap JA. (2008) *Field Guide to Biological Soil Crusts of Western U.S. Drylands*. Government Printing Office, Denver, Colorado, 104 pp.
- Rzedowsky J. (1978) *Vegetación de México*. Limusa, México, 432 pp.
- Sáenz-Romero C, Rehfeldt GE, Crookston NL, Duval P, St-Amant R, Beaulieu J, Richardson AA. (2010) Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change* 102:595-623.
- Sandoval-Pérez AL. (2011) Efecto de *Mimosa luisana* (Leguminosae) y de las costras biológicas sobre la dinámica del carbono y del nitrógeno en el suelo de un ecosistema semiárido en México. Tesis de Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México, D.F., 92 pp.
- Sandoval-Pérez AL, Camargo-Ricalde SL, Montañó NM, García-Oliva F, Alarcón A, Montañó-Arias SA, Esperón-Rodríguez M. (2016) Biocrusts, inside and outside resource islands of *Mimosa luisana* (Leguminosae), improve soil carbon and nitrogen dynamics in a Mexican semiarid ecosystem. *European Journal of Soil Biology* 74:93-103.
- Sandhu J, Sinha M, Ambasht RS. (1990) Nitrogen release from decomposition litter of *Leucaena leucocephala* in the dry tropics. *Soil Biology and Biochemistry* 22(6):859-863.
- Santos PF y Withford WG. (1981) The effects of microarthropods on litter decomposition in a chihuahuan desert ecosystem. *Ecology* 62(3):654-663.

- Santos, PF, DePree E, Whitford WG. (1978) Spatial distribution of litter and microarthropods in a Chihuahuan desert ecosystem. *Journal of Arid Environments* 1:41-48.
- Seastedt TR. (1984) The Role of Microarthropods in Decomposition and Mineralization Processes. *Annual Review of Entomology* 29:25-46
- Seyd EL y Seaward FLS. (1984) The association of oribatid mites with lichens. *Zoological Journal of the Linnean Society* 80: 369-420.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012) Cambio Climático una reflexión desde México. México 145 pp.
- Schaefer M, Migge-Kleian S, Scheu S. (2009) The Role of Soil Fauna for Decomposition of Plant Residues, Pp. 207-230, En: Brumme R, Khanna PK. (eds.), *Functioning and Management of European Beech*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Schwinning S y Sala OE. (2004) Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia* 141:211-20.
- Shepherd UL, Brantley SL, Tarleton CA. (2002) Species richness and abundance patterns of microarthropods on cryptobiotic crusts in a pinon-juniper habitat: a call for greater knowledge. *Journal of Arid Environments* 52:349-360.
- Siepel H. (1992) Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils* 18:263-278.
- Siepel, H y de Rooter-Dijkman, E.M. (1993) Feeding guilds of oribatid mites based on carbohydrase enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 25:1491-1497.
- Sokal RR y Rohlf FJ. (1995) *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Co., New York, 362 pp.
- Solomon S, Plattner G, Knutti R, Friedlingstein P. (2009) Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 106:1704-9.

- Soong JL y Nielsen UN. (2016) The role of microarthropods in emerging models of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 102:37-39.
- Statsoft, INC. 2000. *Statistica for Windows vers. 6*. Tulsa. OK, Tulsa.
- Steinberger Y. (1991) Biology of arid region soil: faunal components. Págs 173-192, En: Skujins (ed.). *Semiarid land and desert: soil resource and reclamation*. Marcel Dekker Inc. USA.
- Teuben A y Verhoef HA. (1992) Direct contribution by soil arthropods to nutrient availability through body and faecal nutrient content. *Biology and Fertility of Soils* 14:71-75.
- Trofymow JA, Moore T, Titus B, Prescott C, Morrison T, Siltanen M, Smith S, Fyles, J, Wein R, Camire C, Duschene L, Kozak L, Kranabetter M, Visser S. (2002) Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research* 32(5): 789-804.
- Vázquez MM y Palacios-Vargas JG. (2004). Catálogo de colémbolos (hexapoda: collembola) de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. Universidad de Quintana Roo, México 123 pp.
- Valiente-Banuet L. (1991) Patrones de precipitación en el Valle semiárido de Tehuacán, Puebla. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 61 pp.
- Vanderbilt KL, White CS, Hopkins O, Craig JA. (2008) Aboveground decomposition in arid environments: Results of a long-term study in central New Mexico. *Journal of Arid Environments* 72:696-709.
- Varela A, Cortés C, Cotes C. (2007) Cambios en edafofauna asociada a descomposición de hojarasca en un bosque nublado. *Revista Colombiana de Entomología* 33(1):45-53.
- Verhoef HA y Brussaard L. (1990) Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11:175-211.
- Vreeken-Buijs MJ y Brussaard L. (1996) Soil mesofauna dynamics, wheat residue decomposition and nitrogen mineralization in buried litterbags. *Biology and Fertility of Soils* 23:374-381.

- Villarreal-Rosas J, Palacios-Vargas JG, Maya Y. (2014) Microarthropod communities related with biological soil crusts in a desert scrub in northwestern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(2):513-522.
- von Ende CN. (1993) Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. Págs. 113-137, En: Scheiner SM y Gurevitch J (ed.), *Design and analysis of ecological experiments*. Chapman y Hall; New York
- Walters DE. (1987) Nematophagy by Soil Arthropods from the Shortgrass Steppe, Chihuahuan Desert and Rocky Mountains of the Central United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24: 307-316
- Wallwork A. (1972) Distribution Patterns and Population Dynamics of the Micro-Arthropods of a Desert Soil in Southern California. *Journal of Animal Ecology* 4(2): 291-310.
- Wallwork A. (1982) *Desert soil fauna*. Praeger Publisher, New York 296 pp.
- Weltzin FJ y Tissue TD. (2003) Resource pulses in arid environments – patterns of rain, patterns of life. *New Phytologist* 157:167-173.
- Whitford WG. (1996) The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 5: 185-195.
- Whitford WG y Sobhy HM. (1999) Effects of repeated drought on soil microarthropod communities in the northern Chihuahuan Desert. *Biology and Fertility of Soils* 28:117-120.
- Wu H, Lu X., Jiang, M. (2009) Impacts of soil fauna on litter decomposition at different succession stages of wetland in Sanjiang Plain, China. *Chinese Geographical Science* 19(3):258–264.
- Yahdjian L, Sala OE, Austin AT. (2006) Differential controls of water input on litter decomposition and nitrogen dynamics in the Patagonian steppe. *Ecosystems* 9:128-141.

- Ye JS, Reynolds JF, Maestre FT, Li FM. (2016) Hydrological and ecological responses of ecosystems to extreme precipitation regimes: A test of empirical-based hypotheses with an ecosystem model. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 22:36-46.
- Yépez-Hernández FJ. (2011) Efecto de *Mimosa luisana* y de las costras biológicas sobre las comunidades microbianas del suelo de un ecosistema semiárido: diversidad y capacidad antibiótica hacia hongos fitopatógenos. Tesis de Licenciatura, FES Zaragoza, UNAM. México, D.F., 82 pp.
- Yoder JA y Heydinger DJ. (2011) Proliferation of red velvet mite *Balaustium* sp. nr. *putmani* (Erythraeidae) in Ohio based on water relations of active instars. *Journal of Acarology* 38:89-95.
- Zavala-Hurtado JA. (1982) Estudios Ecológicos en el valle semiárido de Zapotitlán, Puebla. I. Clasificación numérica de la vegetación basada en atributos binarios de presencia o ausencia de las especies. *Biotica* 7(1):99-120.
- Zavala-Hurtado JA y Hernández-Cárdenas G. (1999) Estudio de caracterización y diagnóstico del área propuesta como Reserva de la Biosfera Tehuacán–Cuicatlán. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP/Universidad Autónoma Metropolitana–Iztapalapa, México, D. F. 132 p.

12. ANEXOS

Anexo 1. Tomado de Sandoval-Pérez 2011. Listado de especies de musgos, líquenes y cianobacterias que constituyen las costras biológicas del suelo dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR) y fuera de la isla de recursos (CB-FIR), en dos estaciones (secas y lluvias), en un ecosistema semiárido del Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

| Musgos | Microambiente | | | |
|---|---------------|--------|---------|--------|
| | Seca | | Lluvias | |
| | CB-IR | CB-FIR | CB-IR | CB-FIR |
| 1 <i>Aloina hamulus</i> (C. Muell.) Broth | X | X | X | X |
| 2 <i>Brackymenium exile</i> (Dosz et Molk.) Bosch et Lac | X | X | X | |
| 3 <i>Brackymenium sp.</i> Schwaegr | X | X | X | X |
| 4 <i>Bryum argenteum</i> Hedw | X | | | |
| 5 <i>Didymodon rigidulus var. gracilis</i> (Hook. y Grev.) Zand | X | X | | |
| 6 <i>Neohyophyla sp.</i> | | | | |
| 7 <i>Pseudocrossidium aureum</i> (Bartr.) Zand | X | X | X | X |
| 8 <i>Pseudocrossidium replicatum</i> (Tayl.) Zand | X | X | | |
| 9 <i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch ex F. Muell. | X | | | |
| 10 <i>Weissia sp.</i> Hedw | X | | | |
| Líquenes | CB-IR | CB-FIR | CB-IR | CB-FIR |
| 1 <i>Gloeoheppia sp.</i> | X | X | X | |
| 2 <i>Lempholemma sp.</i> | X | X | X | X |
| 3 <i>Lichinella sp. 1</i> | X | X | | X |
| 4 <i>Lichinella sp. 2</i> | X | X | X | X |
| 5 <i>Peltula euploca</i> (Ach.) Poelt | | X | | |
| 6 <i>Peltula patellata</i> (Bagl.) Swinscow & Krog | X | X | X | X |
| 7 <i>Placidium laciniatum</i> (Ach.) Breuss | X | X | X | X |
| 8 <i>Psora crenata</i> (Taylor) Reinke | X | X | X | X |
| Cianobacterias | CB-IR | CB-FIR | CB-IR | CB-FIR |
| 1 <i>Anabaena sp.</i> | X | X | | |
| 2 <i>Chroococcus turgidus</i> (Kutzing) Nägeli | X | | | |
| 3 <i>Microcoleus chthonoplastes</i> | X | | | |
| 4 <i>Oscillataria sp.</i> | X | | | |
| 5 <i>Oscillatoria agardhii</i> (Gomont) | X | | | |
| 6 <i>Schizothrix sp.</i> | X | | | |
| 7 <i>Scytonema javanicum</i> (Kütz) Bonet ex Born et Flah. | X | X | | |

Anexo 2. Clasificación taxonómica de los microartrópodos registrados durante el experimento de descomposición del mantillo sobre los tres diferentes sustratos: costra biológica dentro de la isla de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costra biológica fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), en dos niveles de humedecimiento (alto= 10 eventos/mes y bajo = 5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.

| Clase | | Familia | | Género |
|-----------|-------------------------------|-------------------------------|--|--|
| Arachnida | | Superorden: Sarcoptiformes | Suborden Oribatida | Oribatulidae Zygoribatula Ceratozetidae Ceratozetes Cymbaeremaeidae Scapheremaeus |
| | Subclase: Acari | Superorden: Acariformes | Orden: Trombidiformes Suborden: Prostigmata | Caligonellidae Tydeidae Erythraeidae Balaustium Caeculidae |
| | | Superorden: Parasitiformes | Orden: Mesostigmata | Rhodacaridae |
| | | | Orden: Araneae | |
| | Lindquist <i>et al.</i> ,2009 | | | |
| Insecta | Subclase: Pterygota | Orden: Psocoptera | Liposcelidae | |
| | Subclase: Enthognata | Orden: Colembolla | Isotomidae | |

Anexo 3. Fotografías de los microartrópodos registrados.

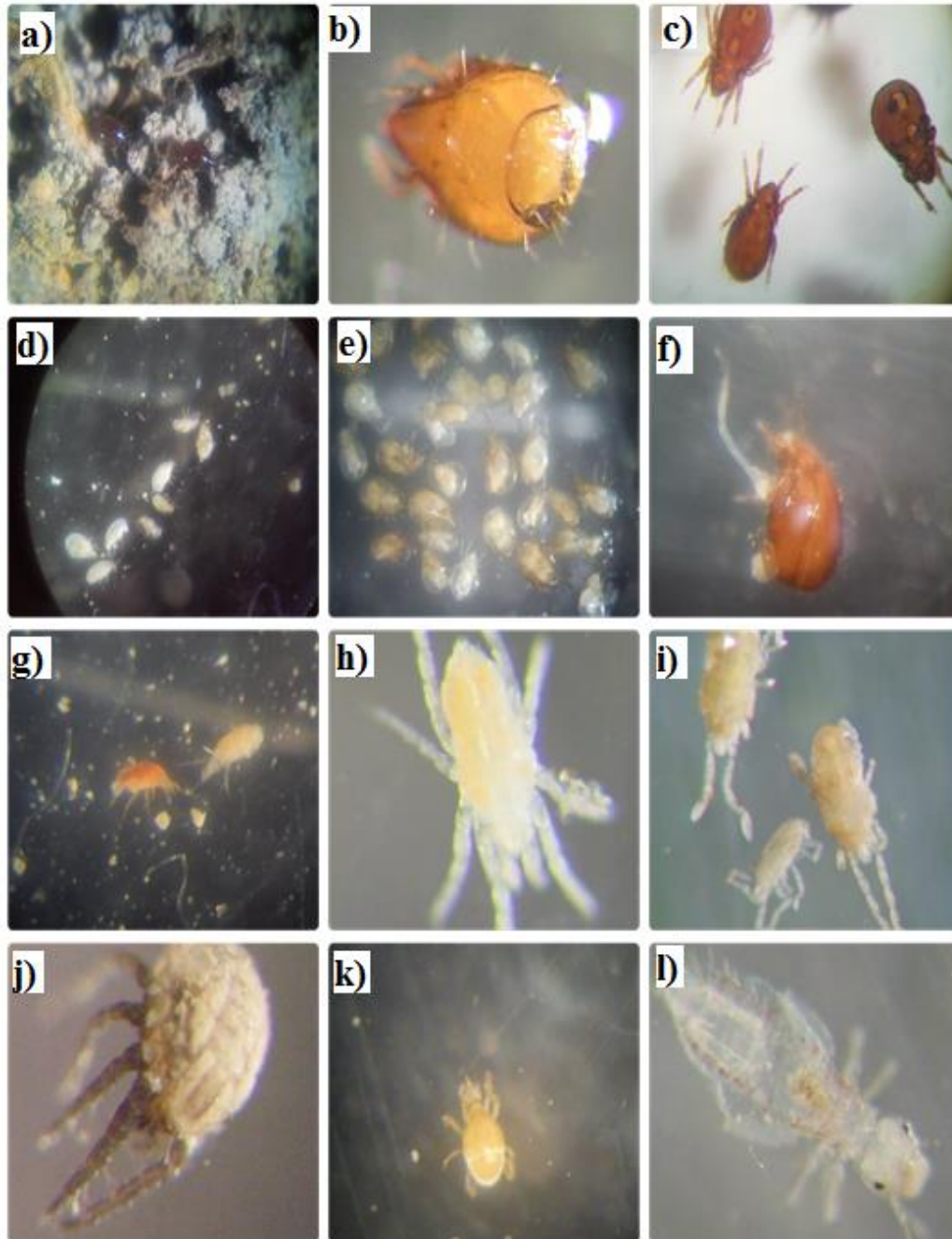


Figura A. Fotografías de los microartrópodos en el mantillo en descomposición: **a)** Oribatulidae, **b)** Ceratozetidae, **c)** Cymbaeremaeide, **d)** y **e)** ninfas de oribatidos, **f)** Oribatido con estructura reproductora, **g)** Caligonellidae, **h)** Tydeidae, **i)** Erythraeidae, **j)** Caeculidae, **k)** Rhodacaridae, **l)** Liposcelidae sobre tres diferentes sustratos: costras biológicas dentro de la islas de recursos de *Mimosa luisana* (CB-IR), costras biológicas fuera de la isla de recursos (CB-FIR) y suelo de áreas abiertas (SAA), en dos niveles de humedecimiento: Alta frecuencia (10 eventos/mes) y Baja frecuencia (5 eventos/mes) en el Valle de Zapotitlán, Puebla, México.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00154

Matrícula: 2133801440

INFLUENCIA DE LA FRECUENCIA DEL HUMEDECIMIENTO Y DE LOS MICROARTROPODOS DE COSTRAS BIOLÓGICAS Y SUELO EN LA DESCOMPOSICIÓN DEL MANTILLO DE UN ECOSISTEMA SEMIÁRIDO MEXICANO

En la Ciudad de México, se presentaron a las 12:00 horas del día 28 del mes de abril del año 2017 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

- DRA. ANGELICA JIMENEZ AGUILAR
- DRA. ROSALVA GARCIA SANCHEZ
- DR. CARLOS ANTONIO ANAYA MERCHANT
- MTRO. JESUS CAMPOS SERRANO

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretario el último, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN BIOLOGIA

DE: JESSICA MIGUEL DE LA CRUZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.



JESSICA MIGUEL DE LA CRUZ
ALUMNA

REVISÓ
[Signature]
LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISIÓN DE CBS

[Signature]
DRA. EDITH PONCE ALQUICIRA

PRESIDENTA

[Signature]
DRA. ANGELICA JIMENEZ AGUILAR

VOCAL

[Signature]
DRA. ROSALVA GARCIA SANCHEZ

VOCAL

[Signature]
DR. CARLOS ANTONIO ANAYA MERCHANT

SECRETARIO

[Signature]
MTRO. JESUS CAMPOS SERRANO