



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
ECOLOGÍA

**PAPEL DE LOS COLÉMBOLOS EN LOS PROCESOS DE DESCOMPOSICIÓN EN LOS
MANGLARES: EL CASO DE COZUMEL, QUITANA ROO, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

ARTURO GARCÍA GÓMEZ

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DRA. ROSA GABRIELA CASTAÑO MENESES, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. JOSÉ GUADALUPE PALACIOS VARGAS, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

DR. ATILANO CONTRERAS RAMOS, INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
ECOLOGÍA

**PAPEL DE LOS COLÉMBOLOS EN LOS PROCESOS DE DESCOMPOSICIÓN EN LOS
MANGLARES: EL CASO DE COZUMEL, QUITANA ROO, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

ARTURO GARCÍA GÓMEZ

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DRA. ROSA GABRIELA CASTAÑO MENESES, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. JOSÉ GUADALUPE PALACIOS VARGAS, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

DR. ATILANO CONTRERAS RAMOS, INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/186/15

ASUNTO: Oficio de Jurado

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **9 de febrero de 2015**, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTOR EN CIENCIAS** del (la) alumno (a) **GARCÍA GÓMEZ ARTURO** con número de cuenta **94106592** con la tesis titulada: "**Papel de los colémbolos en los procesos de descomposición en los manglares: el caso de la Isla de Cozumel, Quintana Roo, México**", realizada bajo la dirección del (la) **DRA. ROSA GABRIELA CASTAÑO MENESES**:

Presidente:	DR. EFRAÍN TOVAR SÁNCHEZ
Vocal:	DRA. ALICIA CALLEJAS CHAVERO
Secretario:	DR. JOSÉ GUADALUPE PALACIOS VARGAS
Suplente:	DR. SANTIAGO ZARAGOZA CABALLERO
Suplente	DR. ALFONSO NERI GARCÍA ALDRETE

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a 18 de marzo de 2015.

M. del Coro Arizmendi Arriaga

Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga
Coordinadora del Programa



Agradecimientos

Al posgrado de Ciencias Biológicas, UNAM por todo el apoyo proporcionado para efectuar los estudios en el programa de Doctorado, área de ecología.

Al CONACyT por el apoyo de la beca proporcionada para continuar mis estudios de posgrado en el programa doctoral de la Facultad de Ciencias, UNAM.

A la Facultad de Ciencias, UNAM por el apoyo logístico al presentar los trabajos derivados del proyecto de investigación del doctorado en el **XIIIth International Colloquium on Apterygota**, y **XVIth International Colloquium on Soil Zoology**, ambos en Coimbra, Portugal.

A la Dra. **Gabriela Castaño Meneses**, directora de esta tesis, por su ayuda, apoyo, confianza y amistad que siempre me brindo durante mi desarrollo y formación académica.

A los Drs. Gabriela Castaño Meneses, José Guadalupe Palacios Vargas y Atilano Contreras Ramos, miembros del comité tutorial, quienes siempre estuvieron presentes para plantear las interrogantes y ayudarme a encontrar las soluciones para éstas.

Al Dr. Palacios Vargas, quien desinteresadamente estuvo la pendiente de mi desarrollo mediante la revisión de los manuscritos, y sus valiosos comentarios que enriquecieron a la misma.

A los Drs. Alicia Callejas Chavero, Efraín Tovar Sánchez, Santiago Zaragoza Caballero y Alfonso Neri García Aldrete, quienes revisaron e hicieron importantes aportes al escrito final, así como formaron parte importante en mi formación como Dr. en Ciencias.

Dedicatorias

A mi **MADRE** †

A **Lourdes Anastasio Gonzales**, mi mejor amiga y cordada de vida.

A mis hermanos, **Sandra** y **Luís** (se llama Chino, le decimos Luís), quienes siempre me han acompañado en mis locuras.

A mi familia en general, somos tantos que sería injusto se me olvidara alguien.

A mis compañeros de laboratorio de Microartrópodos, ustedes pueden chavos; si yo pude, ustedes también pueden, particularmente a Daniela, Isaac, Elihú y Carmén quienes hacen del mundo un lugar más agradable.

A la Dra Blanca Estela Mejía Recamier, por su sincera amistad y sus ricos panes.

Índice general

Resumen	1
Abstract	2
1. Introducción	3
1.1 Collembola	3
1.2 Adaptaciones de Collembola al medio litoral	4
1.3 Ecosistema tropical	5
1.4 Collembola y el medio litoral	6
1.5 Degradación de la materia orgánica	7
1.6 Colémbolos y la degradación de la materia orgánica del suelo	8
2. Justificación	9
3. Resumen de capítulos	10
Capítulo I:	
Mesofaunal arthropod diversity in shrub mangrove litter f Cozumel Island, Quintana Roo, México	12
Capítulo II:	
Diversity and distribution of Collembola (Hexapoda) in two mangroves, in Punta Sur, Cozumel, Mexico	19
Capitulo III:	
Cambios en la degradación de hojarasca de <i>Rhizophora mangle</i> L. bajo diferentes tipos de interacciones de <i>Xenylla pseudomaritima</i>	38
4. Conclusiones finales	56
5. Bibliografía	57

Resumen

Los Collembola junto con los Oribatida, son dos grupos importantes de artrópodos que conforman la mesofauna edáfica, cuyas comunidades han sido estudiadas en bosques templados y selvas; sin embargo, en los manglares continentales o de isla, se cuenta con poca información, en particular en México, donde la artrópodofauna de estos ambientes es prácticamente desconocida.

México presenta un territorio extenso y de gran biodiversidad, con grandes extensiones de zonas con manglar a lo largo del país, dichas áreas presentan diferencias que van desde la vegetación que la compone, hasta la geomorfología.

En el caso de Cozumel, particularmente en el sur, podemos encontrar una vegetación dominada por *Rhizophora mangle* y *Avicennia nitida*, dichos árboles se encuentran rodeando diferentes lagunas, las cuales sólo son inundables en época de lluvias, además al estar alejadas del mar se consideran como una manglar seco.

Antes del presente estudio, no se conocían los artrópodos de la mesofauna edáfica que integran los manglares de Cozumel, actualmente se registraron 30 órdenes, siendo los más abundantes Oribatida y Collembola.

En el caso de los colémbolos, se registraron 53 taxones, siendo *Lepidocyrtus ca. floridensis*, *Hemisotoma thermophila* y *Xenylla yucatanica*, los de mayor densidad poblacional; de igual forma se observó un marcado efecto estacional y de temperatura, sobre la estructura de las comunidades de Collembola, principalmente en el manglar de la Laguna Colombia, además se registró un recambio de especies entre los manglares estudiados.

Por otro lado, se ha observado la importancia de la mesofauna en los procesos de degradación y fragmentación de la hojarasca, además influyen en la actividad de hongos y bacterias, de los que se alimentan; de tal forma que se realizó un estudio en un ambiente controlado (un laboratorio), para observar directamente la degradación de la hojarasca de *Rhizophora mangle*, a través de *Xenylla pseudomaritima*, y diferentes gremios de ácaros (Oribatida y Mesostigmata), encontrando que la mayor degradación de materia es llevada a cabo por el colémbolo, los oribátidos y a interacción de ambos, sin embargo la relación de competidores, entre estos dos grupos, no se observó.

En el caso de la relación *X. pseudomaritima*- mesostigmata, el colémbolo termina por desaparecer en el microcosmos a causa del depredador.

Abstract

Collembola and Oribatida are two important groups arthropods that form the soil mesofauna, whose communities are studied in forests and jungles; however, in the mangroves, are poorly studied, mainly in Mexico, where the arthropod fauna is unknown, especially in the islands Mexican.

Mexico has a vast territory and rich biodiversity, with large extensions of mangrove areas throughout the country, these areas have differences ranging from the vegetation that composes until geomorphology.

In Cozumel, particularly Punta south park can find a vegetation dominated by *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida*, these trees are found around different lagoons, which are only flooded in the rainy season, in addition to being far from the sea are considered a mangrove dry.

Before this study, arthropods of soil mesofauna integrating Cozumel mangroves were unknown. Presently we have record of 30 orders, being Oribatida and Collembola more abundant.

Considering only the Collembola, 53 taxa were recorded, being *Lepidocyrtus ca. floridensis*, *Hemisotoma thermophila* and *Xenylla yucatanana*, the most densely populated; similarly a marked seasonal and temperature effect on the structure of Collembola community, mainly in the mangroves of Laguna Colombia also a replacement of the mangrove studied.

Furthermore, there has been the importance of processes mesofaunal degradation and fragmentation of the litter, plus influence the activity of fungi and bacteria, those are fed; so that a study was conducted in a controlled environment (laboratory), to observe directly the degradation of litter from *Rhizophora mangle* through *Xenylla pseudomaritima*, the guild of Oribatida, finding that the further degradation is carried conducted by springtails, oribatid and interaction of both. However the ecological competitive relationship between these two groups was not observed.

In the case of predator-prey relationship, mesostigmata- *X. pseudomaritima*, the springtail eventually disappears in microcosm because the predator.

1. Introducción general

Los colémbolos son un grupo muy importante de hexápodos, que junto con los ácaros, constituyen un componente esencial de la mesofauna del suelo. Se encuentran, en casi todos los ecosistemas, desde zonas altamente húmedas, hasta las desérticas, excepto mares profundos; los encontramos desde el ártico, a la tundra alpina, pasando por los desiertos llegando a selvas tropicales y litorales.

Su densidad puede ser muy alta, teniendo varios millones de individuos por m², y su riqueza varía de 1-3 a más de 60 especies, dependiendo el ecosistema, aunque en muchos de ellos, como en el caso de manglares, se desconoce la riqueza que se pueda encontrar (Rusek 1998).

Dentro de su estudio, se han realizado diversos trabajos, enfocados ya sea sobre su importancia ecológica o taxonómica, así como en su función en el suelo, como componentes de la comunidad de la mesofauna, o por sus hábitos alimenticios; de igual forma se han realizado trabajos sobre el papel que desempeñan estos organismos en la formación del suelo; sin embargo, en los diferentes estudios sobre los litorales, no se ha visto el papel que desempeñan en la formación y mantenimiento de dicho sustrato.

1.1 Collembola

Los colémbolos son pequeños animales que van desde micrones (*Megalothorax*) hasta casi los dos centímetros de largo (*Holocanthella*). Estos artrópodos sin alas, similares a los insectos, se dividen en cuatro Órdenes: Poduromorpha, Entomobryomorpha, Symphypleona y Neelipleona (Bellinger, *et al.* 2015). Los dos primeros presentan un cuerpo más o menos alargado y los restantes lo tienen de forma globosa.

La estructura que le da el nombre, es el tubo ventral o colóforo, el cual consiste en un saco eversible en el primer segmento abdominal (Christiansen 1992). Dicho órgano es extremadamente importante para el balance de fluidos, y puede ser usado como un apéndice pegajoso, el cual les permite adherirse a superficies resbalosas (Hopkin 2002), u hojarasca, que en el caso de los litorales marinos, se encuentra flotando.

Los colémbolos se distribuyen globalmente, siendo abundantes en todos los continentes, incluyendo la Antártida, donde se ha encontrado a las especies *Biscoia sudpolaris* y *Antarctophorus subpolaris* sobre líquenes. Además es frecuente encontrarlos a la orilla del

mar, como es el caso de *Anurida maritima*, una especie común de los litorales europeos (Hopkin 1997), o *Archisotoma megalops*, cuya abundancia fue de 3 200 organismos, en la playa de Spitsbergen, Noruega (Leinaas y Ambrose 1992).

Por otro lado, números estudios muestran que la mayoría de los colémbolos habitan tanto en la hojarasca, como en el humus (Larsen, *et al.* 2003), por lo que juegan un papel importante en la microestructura del suelo, representando una fracción cualitativa y cuantitativamente muy importante de la fauna edáfica. Así, la biomasa del grupo aumenta conforme las condiciones ambientales se tornan más estables y húmedas, por ejemplo, se ha estimado en 150 mg de masa seca por m² en la tundra y de 20 mg en un bosque tropical (Rusek 1998); sin embargo, en los diferentes suelos que se encuentran en los litorales marinos, no se ha estimado su biomasa.

Rusek (1998), mencionó que los colémbolos son generalmente micófagos, es decir, no digieren la celulosa ni la lignina, pero se alimentan de micelios, donde los elementos ya se encuentran transformados. Además, estos artrópodos sólo se alimentan de los organismos senescentes (Tissaux 1996). La acción de los colémbolos es tan fuerte sobre las diferentes poblaciones fúngicas, que pueden llegar a afectar la estructura de las comunidades de hongos en el reciclaje de nutrientes (Parkinson, *et al.* 1979).

Por otro lado, los cambios físicos del suelo afectan directamente a las comunidades, ya sea positiva o negativamente, por ejemplo, las poblaciones pueden disminuir conforme aumenta la depositación de los diferentes ácidos o de la lignina (Rusek y Marshall 2000), o simplemente del aumento o disminución del pH (Cutz-Pool 2003).

1.2 Adaptaciones de Collembola al medio litoral

Algunos autores, mencionan que los colémbolos presentan adaptaciones ante el medio litoral; por ejemplo, en *Parisotoma octooculata*, *Onychiurus arcticus* y *Cryptopygus antarcticus*, mostraron un aumento en la tasa respiratoria, con relación a la temperatura y la humedad, en estos ambientes (acuáticos), lo que sugiere que existe un adelgazamiento de la cutícula para realizar eficazmente el intercambio gaseoso (Block 1994, Burn 1984).

Por otro lado, en los manglares se ha observado un sustrato pobre y en continua erosión, donde la cantidad de hojarasca tiende a escasear debido a los fuertes vientos y a las mareas

(López y Ecurra 2002), así mismo se ha observado una migración vertical, por parte de los colémbolos, principalmente en la época de secas, ocultándose en el mantillo (Burn 1984).

Con referencia a la regulación osmótica, algunos colémbolos de los litorales muestran diferencias en su cutícula al tener una mayor cantidad de glándulas (Jordana 1997), éstas probablemente actúan para la regulación hídrica al igual que el colóforo al retener o expeler sales, dependiendo del sitio donde se encuentre. Sin embargo, mediante este proceso se puede perder agua debido a las condiciones hiperosmóticas presentes en el medio acuoso. A pesar de ello, *Anurida maritima* y *Archisotoma pulchella*, especies terrestres adaptadas fisiológicamente a ambientes salinos, han modificado la concentración osmótica de su hemolinfa, presentando solutos orgánicos que, en concentraciones altas de salinidad, pueden mantener el equilibrio con el ambiente externo y presentar una concentración baja de iones (Witteveen, *et al.* 1987).

Las diferentes estrategias que tienen los colémbolos, les permiten sobrevivir en los litorales, tanto por las fluctuaciones de temperatura que se tienen en las diferentes épocas del año, así como por los constantes cambios, de temperatura y humedad (en cortos periodos de tiempo), que se presentan en los suelos (Beard, *et al.* 2005). Entre sus estrategias se encuentra el ciclo de vida; éste es corto en especies tropicales y, generalmente, existe una disminución de las poblaciones que se encuentran en las hojarascas del litoral. En las dunas las especies mantienen sus poblaciones como ocurre en *Folsomia candida* (Fountain y Hopkin 2005). Cabe señalar que las especies tropicales son univoltinas, y las adaptadas a climas fríos son bivoltinas tal es el caso de *Parisotoma octooculata* (Burn 1984).

1.3 Ecosistema tropical

A lo largo de la línea costera podemos observar diferentes tipos de vegetación, como selvas, manglares, selvas y riveras (Lugo & Snedaker 1974); de estos, los manglares representan aproximadamente 181, 000 km² (Twilley *et al.* 1996), localizándose en la zona intermareal de ríos, deltas, lagos, lagunas y estuarios de las costas; colonizando las orillas de las plataformas calcáreas (Woodroffe 1990).

En México, el manglar se distribuyen en el interior de lagunas costeras y sistemas deltaicos de las costas del Golfo de México y del Océano Pacífico, con una distribución de Baja California y Sonora, hasta Chiapas (Carranza *et al.* 1975); y del lado del Golfo de

México (de localidades de mayor humedad) se localizan generalmente en zonas protegidas, que presentan escorrentía continental, iniciando en Tamaulipas pasando por las costas del Golfo hasta llegar al Mar Caribe (López-Portillo y Ezcurra 2002).

En el caso de la península de Yucatán, el manglar es enano (1.5-2 m), derivado del paisaje de carso, así como la influencia saturada de calcio, la pobreza de los nutrientes (López-Portillo y Ezcurra 2002), la salinidad (Ball y Farquhar 1984), el nivel de inundación y los niveles de marea (Adams 1963), siendo las islas caribeñas donde mejor se puede observar esta fisionomía, como se muestra en la Isla de Cozumel, donde se encuentran pequeños bosques compuestos por *Rhizophora mangle* o *Avicennia nitida* (nunca combinados) a las orillas de las lagunas, sin tener contacto directo con las marismas del Golfo de México.

En lo referente a la Península de Yucatán, se han realizado estudios sobre la producción de hojarasca en *R. mangle* y la alta salinidad en Laguna de Términos, Campeche (Day Jr. *et al.* 1987), así como la estructura de la vegetación en los manglares (Trejo-Torres *et al.* 1993) y el efecto de los huracanes sobre este ecosistema (Whigham *et al.* 1991).

Para el 2009 se publicó el libro: “*El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar del Caribe*”, en él se habla sobre la hidrología de la cuenca del Caribe, además de aspectos bióticos y abióticos del sitio, así como de la fauna existente en la bahía; sin embargo, no se abordan temas sobre degradación, descomposición o producción de biomasa de hojarasca en este sistema acuático (Espinoza-Ávalos *et al.* 2009).

1.4 Collembola y el medio litoral

La fauna edáfica, de los litorales, ha sido poco estudiada, principalmente en lo referente a colémbolos; sin embargo, se ha registrado que, junto a Oribatida, llegan a representar hasta el 97% de la densidad de organismos, siendo los Collembola el segundo grupo más abundante (Netto y Gallucc, 2003).

Con relación a su diversidad, se han colectado 186 especies en litorales, y arenas (dunas), presentando un endemismo del 45% y un 12% cosmopolita. Los géneros más comunes, de colémbolos, que se han encontrado son: *Willemia*, *Xenylogastrura*, *Axenyllodes*, *Friesea*, *Micranurida*, *Doutnacia*, *Mesaphorura*, *Onychiurus*, *Protaphorura*, *Scaphaphorura*,

Tullbergia, *Isotogastrura*, *Archistosoma*, *Folsomia*, *Folsomides*, *Folsomina* e *Isotomodes* (Thibaud 2007).

Por otro lado, y aunado a la distribución de especies cosmopolitas, se concluyó que son organismos subacuáticos (Coulson *et al.* 2000), ya que en ciertos experimentos fueron expuestos a la película superficial de agua sobreviviendo 14 días, y *Tetracanthella arctica*, sobrevivió inmersa en el mar hasta dos semanas (Thibaud 2007), concluyendo que la dispersión y colonización hacia otros litorales puede ser dada a través de los océanos.

1.5 Degradación de la materia orgánica

En el proceso de la degradación de la materia orgánica, se presentan tres fases básicas, en las que influye la constitución de los materiales que se degradan (manglares, pastos). Estas fases referidas involucran la lixiviación de los componentes solubles, la oxidación microbiana y la fragmentación física, así como biológica, que efectúan la meso y macrofauna (Valiela *et al.* 1985).

Con bolsas para medir la degradación de hojarasca en manglares, se observó una pérdida de peso de hasta un 40% del sustrato, entre 35 a 40 días, dada por el clima y sin la presencia de meso y macro fauna, además se observó que el nitrógeno (N) disminuye, ocasionando una lenta colonización de invertebrados fragmentadores y descomponedores, pero una vez que se han iniciado el establecimiento de la mesofauna, pueden modificar el ambiente físico y químico del mantillo, aumentando las concentraciones de N (al inmovilizarlo), y el arresto del carbono (Wang y Ruan 2011), dando por resultado un incremento de la fauna, principalmente de colémbolos.

Entre los grupos, que facilitan y modifican el medio, se encuentran los colémbolos, quienes se alimentan de micorrizas, hongos saprófitos y aceleran la transferencia de nutrientes entre el mantillo, el suelo mineral y las raíces de plantas; además su tamaño pequeño les permite aumentar su distribución entre los espacios que se encuentran entre la hojarasca de forma más eficiente, así como incrementan la cantidad de agregados (Brand y Dunn 1998).

La acción de los hongos es importante, ya que, se ha registrado una mayor diversidad y abundancia de éstos, en los manglares, con relación a las bacterias (Coleman *et al.* 2004).

1.6 Colémbolos y degradación de la materia orgánica del suelo

Es posible que existan más de 100 especies de Collembola en los litorales, pero en las investigaciones que se han realizado, sólo se presentan como grupo funcional, sin mostrar interés por las especies que están involucradas en dicho proceso (Hossain y Fazlul 2008). En otros casos, sólo llevan a cabo listado de especies o grupo de organismos que se encuentran en estos sitios (Thibaud y Palacios-Vargas 2000), como son: *Isogastrura ahuiotli*, *I. atuberculata*, *I. veracruzana*, *I. arenicola*, *I. coronata*, *I. madagascariensis*, *I. trichaetosa*, *I. litoralis* (Potatov *et al.* 2011), *Folsomia candida*, *Pseudachorutes cf. parvulus*, *Mesaphorura yosiii*, *Folsomides parvulus* y *F. onychiurina* (Bandyopadhyaya y Kumar 2000).

En otros trabajos se han realizado estudios sobre el contenido estomacal de algunas especies de Collembola de litorales, donde se hallaron restos de diatomeas, así como detritos de pastos y mangles (Mertens *et al.*, 2007), haciéndolos importantes en el inicio de las cadenas tróficas y de la formación de suelos.

Dentro de la formación de la paedogénesis, los colémbolos cumplen diferentes actividades, principalmente como fragmentan hojarasca y dispersan bacterias y hongos y de esta forma incrementan el área de colonización y descomposición microbiana. Además se encuentran los micropellets, importantes en el reciclaje de nitrógeno (Showalter, 2006), además de facilitar la formación de nuevos suelos (Coleman *et al.* 2004).

2. Justificación

Los colémbolos, forman parte del gremio de microartrópodos que se alimentan principalmente de hongos y bacterias, siendo los principales organismos que se encargan de degradar la hojarasca del mantillo en suelos de bosques templados y selvas. Sin embargo, en los litorales, particularmente los manglares, se ha observado que la degradación se lleva a cabo principalmente por hongos, bacterias y algas.

Por otro lado, la mesofauna asociada en estos bosques, en su mayoría es poco conocida, así como sus interacciones ecológicas inter e intraespecífica. Así mismo se desconoce la descomposición de hojarasca a través de la acción de colémbolos y ácaros.

De ahí la importancia de conocer las comunidades de colémbolos asociados a manglares secos enanos de la Isla de Cozumel, México. Ya que nos permitiría saber, la época del año en que dichas comunidades llevan a cabo la mayor tasa de degradación de hojarasca, permitiendo que los nutrientes se reincorporen a otros sistemas, por ejemplo los corales.

3. Resumen de capítulos

Para el desarrollo de la investigación del papel de los colémbolos en los procesos de degradación de hojarasca en los manglares de la Isla de Cozumel, México, se abordaron dos subtemas, los cuales se dividieron en tres capítulos.

Capítulo I

Mesofaunal arthropod diversity in shrub mangrove litter of Cozumel Islan, Quintana Roo, México

(Publicado)

Se refiere sobre la distribución y diversidad de las comunidades de artrópodos de los manglares del Parque Punta Sur de Cozumel, encontrando que los factores de temperatura y temporalidad son importantes para el establecimiento y abundancia de los 30 órdenes y subórdenes de artrópodos, siendo Oribatida y Collembola los taxones de mayor representatividad a lo largo de un año (noviembre 2011 a marzo del 2012).

Capítulo II

Diversity and distribution of Collembola (Hexapoda) in two mangroves, in Punta Sur, Cozumel, Mexico

(En revisión)

Se refiere sobre la distribución y diversidad de las comunidades de colémbolos de los manglares del Parque Punta Sur de Cozumel. Se colectaron 13,673 organismos, divididos en 53 especies, siendo *Lepidocyrtus ca. floridensis*, *Hemisotoma thermophila* y *Xenylla yucatanana*, las especies de mayor abundancia, de igual forma se observó un marcado efecto estacional sobre la estructura de las comunidad de Collembola, además se registró un recambio de especies entre los manglares estudiados (*Rhizophora mangle* y *Avicennia nitida*).

Capítulo III

Cambios en la degradación de hojarasca de *Rhizophora mangle* L. bajo diferentes tipos de interacciones de *Xenylla pseudomaritima*

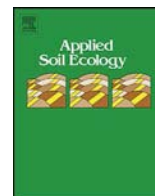
(En preparación)

Se refiere, al trabajo en laboratorio sobre el proceso de degradación de hojarasca de *Rhizophora mangle*, a través de *Xenylla pseudomaritima*, además de las interacciones ecológicas de competencia, con el gremio de oribátidos, y depredación con mesostigmados; estos resultados nos mostraron que en comunidades de microartrópodos la competencia no existe, sino que los diferentes grupos que interactúan sólo coexisten en el microcosmos del diseño experimental.



Contents lists available at ScienceDirect

Applied Soil Ecology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apsoil

Mesofaunal arthropod diversity in shrub mangrove litter of Cozumel Island, Quintana Roo, México



Arturo García-Gómez^a, Gabriela Castaño-Meneses^{a,b,*},
M. Magdalena Vázquez-González^c, José G. Palacios-Vargas^a

^a Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Depto. de Ecología y Recursos Naturales, Fac. Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán 04510, México, D.F., Mexico

^b Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Fac. Ciencias, Campus Juriquilla, UNAM, Juriquilla 76230, Querétaro, Mexico

^c Departamento de Ciencias, División de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Quintana Roo, Quintana Roo, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 January 2013

Received in revised form 15 March 2014

Accepted 17 March 2014

Available online 29 April 2014

Keywords:

Community

Soil

Oribatida

Collembola

ABSTRACT

We studied the mesofaunal arthropod diversity in a shrub mangrove in the Punta Sur area within the National Park Reefs of Cozumel Island in the South of Mexico. Two mangrove areas were selected for sampling, dominated by *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida*, respectively. Four sampling periods, two during the dry season and two during the rainy season, and 25 random litter samples of litter (225 cm²) per site and date led to a total of 200 samples. Spatial and temporal variation of arthropod diversity was analyzed at the order/suborder level. A total of 90,680 arthropods belonging to 30 taxa were recorded during the study, Oribatida being most abundant with 61.8%, followed by springtails (14%). Densities of arthropods were higher in the rainy season than in the dry season, showing a strong positive correlation with humidity. Highest abundance was found in the *R. mangle* mangrove in the rainy season, and highest diversity was found in the *A. nitida* mangrove in the dry season. Seasonal distribution of litter fauna in two mangroves are related with the particular characteristics shown in each one.

© 2014 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Mangroves are ecosystems at the transition from the terrestrial to the marine habitat, characterized by strong spatial and temporal variations of factors such as inundation, salinity, temperature and oxygen. Compared to other environments, for example rain forests, mangroves show high productivity and low species richness (Duke et al., 1998), the latter because of the extreme fluctuations of environmental factors that require special adaptations of the species (Field et al., 1998; Whittaker et al., 2001). Only few plant families, e.g. Rhizophoraceae, Avicenniaceae and Combretaceae have developed physiological and structural adaptations, comprising about 50–70 species only, depending on different classifications (FAO, 2007). These trees are used as refuge for fungi (Kathiresan and Bingham, 2001), bacteria (Twilley et al., 1996), plants and animals

(Meades et al., 2002) with terrestrial, aquatic and/or semiaquatic habits. Fauna and flora in the mangroves are organized in complex trophic webs with interactions among aquatic (fishes), terrestrial (birds, mammals, reptiles, arthropods; Nagelkerken et al., 2008), and amphibiotic biota (crabs; Smith et al., 1991; insects, Moreno-Casasola and Infante, 2009; amphibians, reptiles; Nagelkerken et al., 2008; mollusks; Kathiresan and Bingham, 2001). Furthermore, the temporal and spatial variations of environmental factors are reflected in the temporal and spatial distribution of species, as it has been documented in ants of mangroves (Nielsen, 2011).

Throughout the world, about 10,000–240,000 km² of the tropical and subtropical littoral belt are mangroves (Moreno-Casasola and Infante, 2009; Giri et al., 2011), but these ecosystems are seriously endangered. In Mexico, according to data from 2008, there are 655,667 ha of mangroves, 55% of them located in the Yucatán Peninsula, and 16% alone in Quintana Roo State (Comisión Nacional de Biodiversidad, CONABIO, 2009). Here ca. 20% of this ecosystem have been destroyed in only 15 years, from 1986 to 2001, due to human population growth and the increase of tourism industry, ca. 20% of this ecosystem has been destroyed in Quintana Roo State in only 15 years, from 1986 to 2001 (Moreno-Casasola and Infante, 2009). The area has recently been recognized as a priority for conservation by the CONABIO, the Mexican National Commission of

* Corresponding author at: Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Depto. de Ecología y Recursos Naturales, Fac. Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán 04510, México, D.F., Mexico. Tel.: +52 55 56 22 49 02; fax: +52 55 56 22 48 28.

E-mail addresses: gabycast99@hotmail.com, gabrielacatano@yahoo.com.mx (G. Castaño-Meneses).

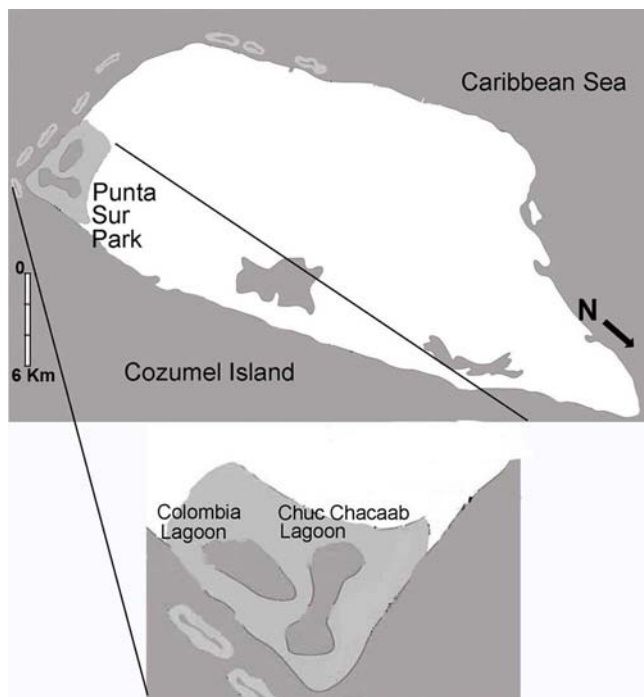


Fig. 1. Localization of studied lagoons at Punta Sur Park, Cozumel, México.

Biodiversity (CONABIO, 2009), nevertheless mangroves continue to be affected and reduced, even in protected areas such as Punta Sur, Cozumel.

Most studies on mesofauna of mangroves have focused on groups such as ants, larvae of dipterans and beetles (Twilley et al., 1996), copepods, mites, termites and springtails (Procheş et al., 2001; Nagelkerken et al., 2008). Very few ecological studies in Mexican mangroves are available (Dejean et al., 2003). The Quintana Roo mangroves in Chetumal have been investigated regarding physical and environmental aspects, α and β diversity of biota, and environmental protection (Espinoza-Ávalos et al., 2009), descriptions of new species of springtails (Thibaud and Palacios-Vargas, 2001), new records of springtails (Cutz-Pool and Vázquez-González, 2012), and records of ants and termites (Moreno-Casasola and Infante, 2009). Currently 28 species of springtails are known from mangroves in Cozumel (Cutz-Pool and Vázquez-González, 2012).

In the present study we analyze the seasonal and spatial variations in diversity of invertebrates in litter of mangroves from Cozumel Island. We compared two areas with different species of mangrove, one characterized by *Rhizophora mangle* (red mangrove) as the dominant trees species, the other characterized by *Avicennia nitida*, a species that on Cozumel Island replaces *Avicennia germinans* (black mangrove), usually present in Quintana Roo (Moreno-Casasola and Infante, 2009). Being a preliminary study we considered higher taxa levels. Studies focusing on conservation suggest that the higher taxon approach can be applied for conservation purposes in order to predict species richness (Gaston and Williams, 1993).

2. Materials and methods

2.1. Study area

Cozumel Island (20°30'N and 86°57'W) is located at the North-east of the Yucatán Peninsula. We studied two lagoons (Fig. 1) at the South of the Island, in the Punta Sur Ecological Park. The Colombia Lagoon (20°18.27'43"N, 87°00.43'47"W) to the east is dominated by *Rhizophora mangle* L.; the Chun Chacaab Lagoon to

Table 1
Characteristics between lagoons from Punta Sur, Cozumel.

	Colombia Lagoon	Chuc Chacaab Lagoon
Localization	20°18.27'43"N, 87°00.43'47"W	20°18.01'47"N, 87°00.39'71"W
Dominant tree	<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Avicennia nitida</i>
Distance to the sea	20–25 m	45–50 m
Altitude	0.5–2.5	2–4
Dunes	Without	Several more than to 10 m high

the west (20°18.01'47"N, 87°00.39'71"W) is dominated by *A. nitida* Jacq. (Arriaga et al., 2000).

The area is colonized by dwarf mangrove (Moreno-Casasola and Infante, 2009). The limited growth of the mangrove trees is possibly due to the karstic bedrock which leads to low exchange rates of the water body (in terms of tidal influence and fresh water input) and produces calcium saturated water with few nutrients and shallow soils (López and Ezcurra, 2002). Each lagoon has particular characteristics, shown in Table 1. During the rainy season (June–December), both lagoons are connected; there are frequent hurricanes in the area with strong winds. In the dry season (January to May), Colombia Lagoon shows little influence of wave motion and the area is almost dry, while Chun Chacaab Lagoon shows a natural opening (between dunes) where the ocean water comes in and preserves the humidity in the area during the dry months. There is no sand in both lagoons, dunes in the East area excepted, and roots and pneumatophores of mangroves are on karstic rocks; only in the rainy season there is stagnant water. The dunes are a natural barrier to the entrance of marine water. The tidal range in the area is considered microtidal with a typical range of less than 20 cm (Kjerfve, 1981). There are no data about the pH in the studied area, but in wells of the urban zone of Cozumel, levels ranged from 7.5 to 8.7 (Coronado-Álvarez et al., 2011). Merino and Otero (1983) reported salinities at Puerto Morelos in the range of 36.8–32.3‰.

2.2. Sampling

Four expeditions were performed to Cozumel Island, in April, September and November 2011 and in March 2012. In each lagoon we selected five sites, and five samples of litter were taken per site. Each sampled surface was 225 cm². The depth of litter was about 2 cm in the area, accumulated between pneumatophores and the soil surface. Litter samples were stored in plastic boxes 10.5 cm × 10.5 cm × 5 cm (551 cm³). Sampling points were selected in one transect of 20 m, and by random number sampling points were obtained. A total of 25 samples were taken in each lagoon on each occasion, resulting in a total of 200 samples for the whole study. Data of temperature, relative humidity and CO₂ content were taken in each sampling point using a multimeter (IAQ-CALC 8760-M-NP).

Samples were carried to the Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos at Science Faculty, UNAM, and processed by Berlese funnels during six days, first three with natural light and the last three with a heat source (60W bulb). The fauna obtained was fixed in 75% ethanol, counted and identified to the order and suborder level using a stereo-microscope. Specimens were identified to morphospecies level, however, the analysis presented here confines to order/suborder level. Further results concerning the species level will be presented elsewhere.

2.3. Statistical analyses

Shannon diversity index was calculated for site and sampling data, and comparisons were made by "t" student test and

Table 2
Abundance recorded by taxa in mangroves of Cozumel Island. I=*Rhizophora mangle*. II=*Avicennia nitida*. S=Species richness, H' =Shannon's diversity index, J' =Pielou's evenness index and λ =Simpson dominance.

Taxa	April 2011		September 2011		November 2011		March 2012		Total	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Amphipoda	0	0	0	1	1	9	0	0	1	10
Isopoda	8	4	91	31	46	79	1	54	146	168
Chilopoda	0	1	36	19	4	6	2	8	42	34
Diplopoda	0	0	22	33	34	10	9	25	65	68
Symphyla	0	0	21	7	15	0	0	1	36	8
Araneae	22	98	101	91	120	119	56	60	299	368
Scorpionida	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Solifuga	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Pseudoscorpionida	7	1	63	47	45	50	21	57	136	155
Opiliona	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Opilioacarida	0	0	5	0	12	1	5	0	22	1
Mesostigmata	92	380	3 732	3 703	2 167	1 404	154	603	6 145	6 090
Oribatida	221	1385	18 606	13 142	6 821	10 227	930	4 689	26 578	29 443
Prostigmata	152	531	440	928	452	407	380	1 015	1 424	2 881
Protura	0	0	57	18	18	0	0	0	75	18
Diplura	0	0	9	3	5	0	0	0	14	3
Collembola	8	12	6044	3 727	1 894	753	10	210	7 956	4 702
Zygentoma	0	2	5	20	3	5	17	13	25	40
Orthoptera	1	9	1	5	6	20	6	5	14	39
Blattodea	4	7	4	3	40	38	8	7	56	55
Isoptera	0	0	0	0	11	0	0	13	11	13
Embioptera	0	0	6	1	1	0	1	6	8	7
Thysanoptera	132	44	53	107	123	331	69	250	377	732
Psocoptera	48	288	197	88	59	29	109	256	413	661
Heteroptera	2	6	9	15	6	13	1	5	18	39
Homoptera	14	9	310	79	26	9	80	59	430	156
Neuroptera	0	0	2	0	1	0	0	0	3	0
Coleoptera	105	14	24	25	38	22	14	81	181	142
Hymenoptera	3	11	28	55	72	56	12	8	115	130
Diptera	81	6	10	9	6	6	2	3	99	24
Lepidoptera	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Total	900	2 808	29 876	22 157	12 027	13 595	1 888	7 429	44 691	45 989
Density ind/m ²	20	63	672	499	271	306	42	167	1 006	1 035
S	16	18	25	24	28	22	22	23	29	28
H'	2.12	1.51	1.13	1.22	1.35	1	1.70	1.38	1.31	1.27
J'	0.76	0.52	0.35	0.38	0.40	0.32	0.55	0.44	0.40	0.44
λ	0.14	0.30	0.44	0.40	0.38	0.58	0.29	0.42	0.39	0.38
Total density	83	1 171	25 622	9 317	2 041					

Bonferroni correction ($\alpha=0.004$) for multiple comparisons (Zar, 1984; Magurran, 1988). Pielou's evenness and Simpson dominance were calculated as well. The analyses were performed in STATECOL ver. 1.12 software.

The effect of the mangrove tree species (*R. mangle* and *A. nitida*) and sampling date (four times) on the mesofauna abundance was evaluated by a factorial analysis of variance (ANOVA), the differences were tested by *post hoc* Tukey's test. Relationships between environmental parameters (temperature, relative humidity and CO₂ concentration), and fauna abundance was evaluated by multiple correlations. Data were transformed by $\sqrt{x+0.5}$ in order to normalized their distribution (Zar, 1984). Analyses were performed in STATISTICA ver.8.0 software (StatSoft Inc, 2007).

3. Results

3.1. Abundance and arthropod diversity

During the study a total of 90,680 arthropods belonging to 30 order and suborder taxa were collected. Most abundant was Oribatida with 61.8% of all arthropods collected, followed by Collembola (14%) and Mesostigmata (13.5%). The remaining taxa were below 5% abundance (Fig. 2), and included crustaceans (Amphipoda and Isopoda), myriapods (Chilopoda, Diplopoda and Symphyla), arachnids (Scorpionida, Solifugae, Araneae, Pseudoscorpionida, Opiliona, Opilioacarida and Prostigmata) and hexapods (Protura, Diplura, Zygentoma, Orthoptera, Blattodea, Isoptera, Embioptera,

Thysanoptera, Psocoptera, Hemiptera, Neuroptera, Coleoptera, Hymenoptera, Diptera and Lepidoptera).

In *A. nitida* mangroves (Chun Chacaab Lagoon) 45,989 specimens were collected, and in *R. mangle* mangrove (Colombia Lagoon) 44,691 specimens. At the former site Oribatida and Prostigmata were the most abundant arthropods, and at the latter Collembola and Mesostigmata (Table 2). Thysanoptera and Psocoptera were the most abundant insects at both sites, with more than 1000 specimens collected (Table 2). In the case of arachnids (excluding mites), spiders were most abundant (667 specimens); among myriapods,

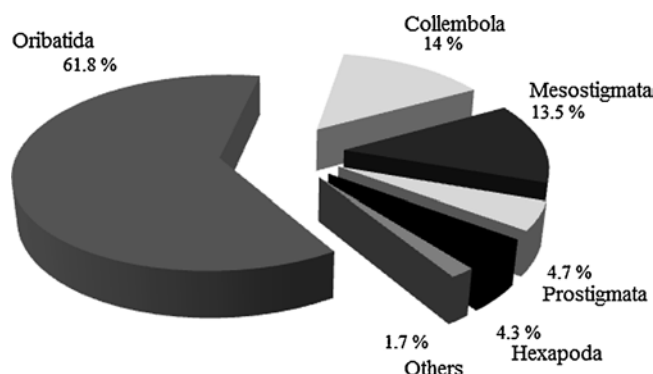


Fig. 2. Percentages of mesofaunal arthropods collected in litter from two mangroves at Punta Sur, Cozumel, México.

Table 3Density (\pm sd) of the two most abundant groups registered in two mangroves at Punta Sur Ecological Park.

	April 2011	September 2011	November 2011	March 02012	Total
Oribatida	36 \pm 0.13	714 \pm 1.7838	384 \pm 0.9132	127 \pm 0.4417	1260 \pm 3.2
Collembola	1 ^a \pm 0.0025	220 \pm 0.6878	60 \pm 0.2766	5 \pm 0.0607	285 \pm 1.02

^a Density < 1 ind m⁻¹.

most abundant were millipedes (133), and among crustaceans, isopods (168).

Highest abundances at both sites were recorded during the rainy season (September and November) and lowest abundances during the driest months (March and April). The highest values of diversity and evenness were recorded in the *R. mangle* mangrove (Table 2), however, no significant differences were found between diversity indices of the two lagoons (t test, $t_{0.06, 199} = 0.19$, $p > 0.05$). Regarding temporal variation, in both sites highest values in diversity and evenness indices were found in April, while the lowest values in diversity corresponded to September; as for evenness, the lowest value was found in November (Table 2). Significant differences were found in the diversity indices between April and September ($t_{0.06, 199} = 3.6$, $p < 0.05$) and between April and November ($t_{0.06, 193} = 3.3$, $p < 0.05$).

In the *R. mangle* mangrove, diversity and evenness of arthropods showed the same temporal pattern (Table 2), with significant differences between April and September ($t_{0.06, 199} = 7.02$, $p < 0.05$), April and November ($t_{0.06, 197} = 5.16$, $p < 0.05$), and between September and March ($t_{0.06, 198} = -3.27$, $p < 0.05$). In the *A. nitida* mangrove, on the other hand, the highest values in diversity and evenness were recorded in March and the lowest in September, but no significant differences were found ($t_{0.06, 198} = 0.08$, $p > 0.05$).

Mean total mesofaunal arthropod density at both sites was 2040 ind/m², with highest values found during the rainy season and the lowest in April (Table 2).

Many groups of arthropods were represented by very few specimens, some by only one specimen (Table 2), for example Solifugae and Opilioacarida in the *A. nitida* mangrove. The best represented groups in density were Oribatida and Collembola, and temporal variations are shown in Table 3.

3.2. Effect of collection date and habitat on arthropod density

Regarding total arthropod density, ANOVA factorial test results showed a significant effect of sampling dates and their interaction with site (Table 4), but the site alone had no significant effect on density. In the case of the most abundant groups, the same results were observed in Oribatida, while in Collembola all variables had a significant effect on their density (Table 4). Tukey's test showed significant differences in invertebrate density between April and March in the *R. mangle* mangrove, while in the *A. nitida* mangrove differences were found between April and the remaining months (Fig. 3).

In the case of the oribatid mites, the same pattern as in all arthropods was found in the Colombia Lagoon (*R. mangle*), while in Chun Chacaab Lagoon (*A. nitida*) there were differences between densities recorded in April and March and between September and November (Fig. 4), while for Collembola, significant differences were found only in the *A. nitida* mangrove, where September differed from the other months (Fig. 5).

3.3. Effects of abiotic parameters on arthropod communities

A positive and significant relationship was found between relative humidity and total arthropod abundance ($r_{40} = 0.5$; $p < 0.05$), while the temperature was negatively correlated with abundance ($r_{40} = -0.23$, $p < 0.05$; Fig. 6). No significant correlation was found

Table 4Factorial analysis of variance (ANOVA), to effect of mangrove species and date of collection on total arthropods abundance, Oribatida, Mesostigmata and Collembola. $p < 0.05$, ns = no significant.

	Arthropoda		
	g. l.	F	p
Collection date	3	88.64	**
Habitat	1	1.52	ns
Collection date \times habitat	3	7.34	**
Oribatida			
Collection date	3	60.20	**
Habitat	1	2.77	ns
Collection date \times habitat	3	6.92	**
Mesostigmata			
Collection date	3	55.9	**
Habitat	1	0.272	ns
Collection date \times habitat	3	2.18	ns
Collembola			
Collection date	3	68.73	**
Habitat	1	5.46	**
Collection date \times habitat	3	3.13	**

for CO₂ concentration. Considering Oribatida, the same pattern was found (Humidity: $r_{37} = 0.56$; Temperature: $r_{37} = -0.20$, $p < 0.05$), but Collembola abundance was positive correlated only with humidity ($r_{26} = 0.35$, $p < 0.05$).

4. Discussion

Mangroves are very special environments because they are an ecosystem on the border of two different habitats, terrestrial and marine, which increase greatly the productivity in comparison with temperate and tundra ecosystems (Twilley et al., 1992). Crustaceans are usually the dominant group in the macrofauna of mangroves; this includes the community associated with the pneumatophores, where the arthropod assemblages consist also of

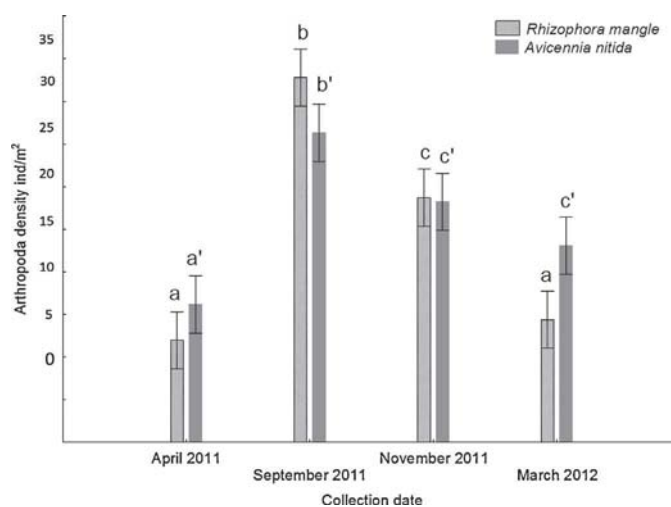


Fig. 3. Factorial ANOVA results of the effect of mangrove type and season on arthropod density at Cozumel, México. '=*R. mangle*.

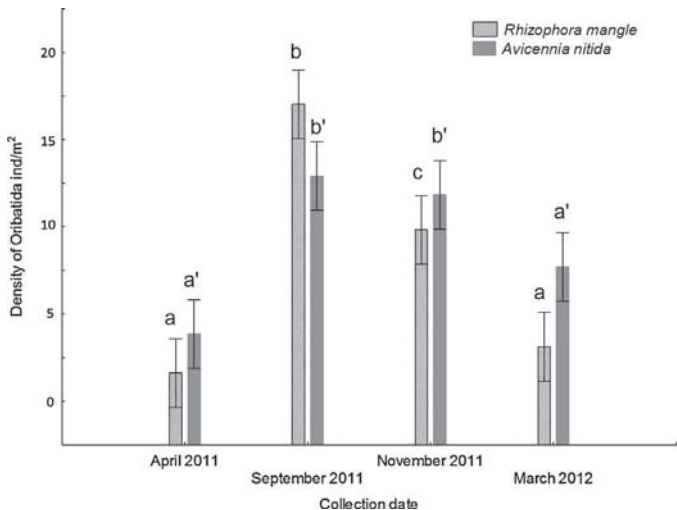


Fig. 4. Factorial ANOVA results of the effect of mangrove type and season on Oribatida density at Cozumel, México. ‘=*R. mangle*.

mites, and hexapods (mainly collembolans and dipterans), apart from crustaceans (Procheş et al., 2001). However, in our study performed in Punta Sur, Cozumel Island, the assemblage of terrestrial arthropods in mangroves includes arachnids, myriapods, crustaceans and hexapods, and the highest density belonged to mites (mainly Oribatida and Mesostigmata), followed by springtails, a pattern more similar to that in subtropical soils (Sunanda and Binoy, 2009) and dunes (André et al., 1994) than for a mangrove. There is little information about soil mesofauna in mangroves (Karasawa and Hijii, 2004). Regarding pneumatophore communities, Procheş et al. (2001) found mites that were restricted to this habitat, prostigmatid mites showed the highest variety of groups (6 species), while springtails were represented only by *Anurida maritima* (Neanuridae). In our study, the oribatid mites were dominant and comprised more than 150 morphospecies, furthermore 30 species of springtails were distinguished (García, unpublished results). In fact, the habitat is closer to a typically terrestrial habitat than to a marine one, due to the fact that the pneumatophores are not covered by water for most of the time, and they are surrounded by amounts of litter.

The four main groups of arthropods found in our study—crustaceans, myriapods, arachnids and hexapods—have

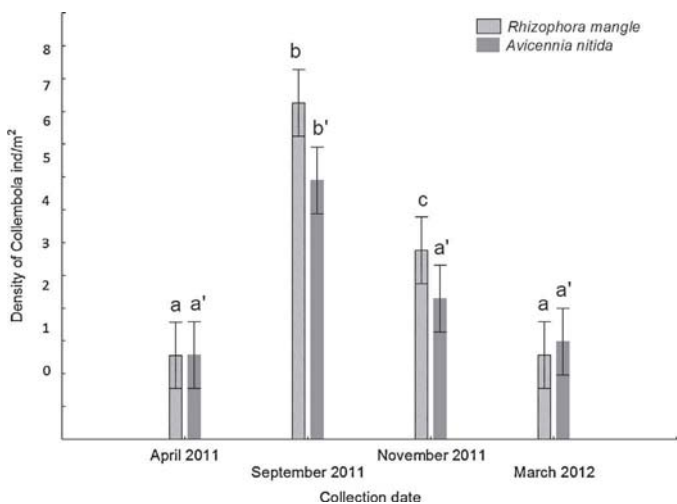


Fig. 5. Factorial ANOVA results of the effect of mangrove type and season on Collembola at Cozumel, México. ‘=*R. mangle*.

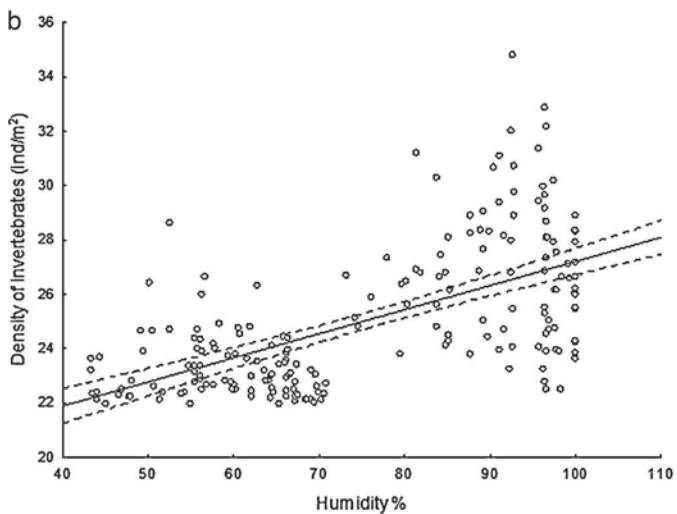
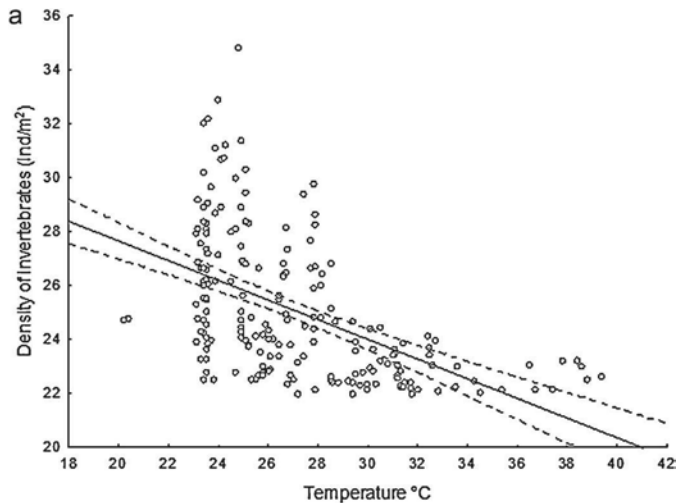


Fig. 6. Correlation between arthropod density and environmental parameters: a) temperature, b) humidity from two mangroves at Punta Sur, Cozumel, Mexico.

also been recorded in other mangroves (Nagelkerken et al., 2008). Most of the mangroves studied show that crustaceans and gastropods are the main litter consumers of the macrofaunal community (Smith et al., 1991; Procheş et al., 2001; Bouillon et al., 2002). In the studied lagoons of Cozumel Island, due to particular physical and geological conditions related to the geological history of the Yucatán Peninsula (Lugo-Hubp et al., 1992), there is no accumulation of sediment and formation of substrate for the establishment and development of crustacean and gastropod populations (A. García, unpublished observation), and the litter remains longer intact or with fewer traces of fragmentation, possibly due to the absence of macrofauna. Thus, the mesofauna, particularly microarthropods, is the most important group in the decomposition process of litter in the area. The few studies that focused on terrestrial mesofauna of mangroves deal mainly with morphology and physiology (Friess et al., 2012), some with population density of ants (Foster et al., 2011), mosquito larvae (Gwyther and Fairweather, 2005), and records of beetles, cockroaches, termites, mites and springtails (Kathiresan and Bingham, 2001).

In Cozumel the same groups were recorded, including others important in the edaphic environment as myriapods, proturans and dipterans, as well as some important predators such as scorpions, pseudoscorpions and solifuges, but in low densities.

In the Colombia Lagoon, dominated by *Rizophora mangle*, lower faunal density values were recorded compared to the Chun Chacaab

Lagoon, probably due to its proximity to the seashore (20–25 m); the Chun Chacaab Lagoon dominated by *A. nitida*, is at 50 m from the sea shore. Temperature and humidity are important parameters in the establishment of communities (Pinto and Swarnamali, 1998). In Cozumel we found that at monthly average temperatures of ca. 26–28° and high humidity, highest densities were recorded, correlated with the rainy season.

As in similar edaphic environments such as subtropical forests (Sunanda and Binoy, 2009), mites (mainly Oribatida) and Collembola are the dominant mesofaunal arthropod groups, representing together between 72 and 97% of all animals extracted.

In both lagoons almost the same number of taxa (order and sub-order) were found (29 in Colombia Lagoon and 28 in Chun Chacaab Lagoon). The *R. mangle* mangrove had highest diversity, whereas evenness was greater in the *A. nitida* mangrove, due to the dominance of Oribatida and other groups as Prostigmata, Thysanoptera and Psocoptera.

The large temporal and spatial variations observed in the study can be related to the dramatic variations of environmental conditions in these mangroves, due to tidal movements, changing salinity levels and storms occurring in the area, resulting in an environment with extreme conditions. Specific adaptations to tolerate such an environment have been observed in ants (Nielsen, 2011). The meiofauna associated to pneumatophores shows changes in their assemblages in relation with salinity, and other studies suggest the influence of that factor in the composition and distribution of fauna (Ndaro and Ólafsson, 1999; Procheş et al., 2001). Higher tolerance towards changes in salinity are required for biota of the *Avicennia* mangroves compared to the *Rhizophora* mangroves (Clough, 1984) and the fauna associated to the first is adapted to more extreme conditions in salinity, as has been shown for different groups of mites (Procheş and Marshall, 2002; Bartsch, 2006). The ability of different groups to explore the resources in those conditions can explain the differences in diversity and density of arthropods in the *A. nitida* and *R. mangle* mangroves with higher diversity in the latter but higher density in the former. Diversity is reduced in the more stressful environment but species that cope with the environmental conditions can build up larger populations due to reduced competition and predation.

5. Conclusions

We found a high number of mesofaunal arthropod taxa in our study, and dominant groups (Oribatida and Collembola) differ from mangroves studied in other areas, as for example the community of arthropods associated in pneumatophores.

The highest abundance and richness of taxa was found during the rainy season, as has been reported in pneumatopore assemblages in other mangroves (Procheş et al., 2001; Procheş and Marshall, 2002), nevertheless, the highest diversity value was found in April, which is the driest month of the year (Merino and Otero, 1983).

The mangrove dominated by *A. nitida* (Chun Chacaab Lagoon) has shown the highest abundance values, and the dominant group was Oribatida, while in the *R. mangle* mangrove (Colombia Lagoon) Collembola was the dominant group.

Temporal and spatial variations were recorded in the invertebrate communities of both studied mangroves sites. Humidity affects positively and significantly the abundance of arthropods, while temperature has a negative effect.

Acknowledgements

The presented research is part of the PhD project of AGG and the paper constitutes a request to obtain the PhD degree. AGG

acknowledges to Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, and the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (México), for scholarship for his PhD studies. We thank Dr. Rüdiger Schmelz and two anonymous referees for their valuable suggestions that improved the manuscript.

References

- André, H.M., Noti, M.-I., Lebrun, P., 1994. The soil fauna: the other last biotic frontier. *Biodivers. Conserv.* 3, 45–56.
- Arriaga, L., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., Loa, E., 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y el uso de la Biodiversidad, México, México.
- Bartsch, I., 2006. Copidognathines (Acari: Halacaridae) in mangroves of Singapore. I. Description of three species. *Raffles Bull. Zool.* 54, 83–92.
- Bouillon, S., Koedam, N., Raman, A.V., Dehairs, F., 2002. Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangroves forest. *Oecologia* 130, 441–448.
- Clough, B.F., 1984. Growth and salt balance of the mangroves *Avicennia marina* (Forsk.) Vierth. and *Rhizophora stylosa* Griff. in relation to salinity. *Aust. J. Plant Physiol.* 11, 419–430.
- CONABIO, 2009. Manglares de México: extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Coronado-Álvarez, L., Gutiérrez-Aguirre, M.A., Cervantes-Martínez, A., 2011. Water quality in wells from Cozumel Island, Mexico. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 13, 233–241.
- Cutz-Pool, L.Q., Vázquez-González, M., 2012. Colémbolos (Hexapoda: Collembola): pequeños artrópodos abundantes y diversos en Quintana Roo, México. *Dugesiana* 19, 105–111.
- Dejean, A., Durou, S., Olmsted, I., Snelling, R.R., Orivel, J., 2003. Nest site selection by ants in a flooded Mexican mangrove, with special reference to the epiphytic orchid *Myrmecophila christinae*. *J. Trop. Ecol.* 19, 325–331.
- Duke, N.C., Ball, M.C., Ellison, J.C., 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol. Biogeogr.* 7, 27–47.
- Espinoza-Ávalos, J., Islebe, G.A., Hernández-Arana, H.A., 2009. El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar del Caribe. *ECOSUR, México*.
- FAO, 2007. The World's Mangroves 1980–2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Field, C.B., Osborn, J.G., Hoffman, L.L., Polsenberg, J.F., Ackerly, D.D., Berry, J.A., Bjorkman, O., Held, A., Matson, P.A., Mooney, H.A., 1998. Mangrove biodiversity and ecosystem function. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7, 3–14.
- Friess, D.A., Phelps, J., Leong, R.C., Lee, W.K., Wee, A.K.S., Sivasothi, N., Oh, R.R.Y., Webb, E.L., 2012. Mandai mangrove, Singapore: lessons for the conservation of Southeast Asia's mangroves. *Raffles Bull. Zool.* 25, 55–65.
- Foster, W.A., Snaddon, J.L., Turner, E.C., Fayle, T.M., Cockerill, T.D., Farnon, M.D., Broad, G.R., Chung, A.Y.C., Eggleton, P., Vun, C., Yusah, K.M., 2011. Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. *Philos. Trans. R. Soc.* 366, 3277–3291.
- Gaston, K.J., Williams, P.H., 1993. Mapping the World's species the higher taxon approach. *Biod. Lett.* 1, 2–8.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N., 2011. Status and distribution of mangroves forest of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.* 20, 154–159.
- Gwyther, J., Fairweather, P.G., 2005. Meiofaunal recruitment to mimicpneumatophores in a cool-temperate mangrove forest: spatial context and biofilm effects. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 317, 69–85.
- Karasawa, S., Hijii, N., 2004. Morphological modifications among oribatid mites (Acari: Oribatida) in relation to habitat differentiation in mangrove forests. *Pedobiologia* 48, 383–394.
- Kathiresan, K., Bingham, B.L., 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 40, 81–251.
- Kjerfve, B., 1981. Thides of the Caribbean sea. *J. Geophys. Res.* 86, 4243–4247.
- López, J., Ezcurra, E., 2002. Los manglares de México: una revisión. *Maderas y Bosques Número Especial* 27–51.
- Lugo-Hubp, J., Aceves-Quezada, J., Espinosa-Pereña, F., 1992. Rasgos geomorfológicos mayores de la península de Yucatán. *Revista del Insitituo de Geografía. UNAM* 10, 143–150.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Meades, L., Rodgerson, L., York, A., French, K., 2002. Assessment of the diversity and abundance of terrestrial mangrove arthropods in Southern New South Wales, Australia. *Aust. Ecol.* 27, 451–458.
- Merino, M., Otero, L., 1983. Atlas ambiental costero Puerto Morelos–Quintana Roo. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM & Centro de Investigaciones de Quintana Roo, 80 pp.
- Moreno-Casasola, P., Infante, D.M., 2009. Manglares y selvas inundables, Instituto de Ecología A. C. CONAFOR y OIMT. Xalapa, Ver. México.
- Nagelkerken, I., Blader, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.O., Pawlis, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A., Somerfield, P.J., 2008. The habitat function of mangrove for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquat. Bot.* 89, 155–185.

- Ndaro, S.G.M., Ólafsson, E., 1999. Soft-bottom fauna with emphasis on nematode assemblage structure in a tropical lagoon in Zanzibar, eastern Africa: I. Spatial variability. *Hydrobiologia* 405, 133–148.
- Nielsen, M.G., 2011. Ants (Hymenoptera: Formicidae) of mangrove and other regularly inundated habitats: life in physiological extreme. *Myrmecol. News* 14, 113–121.
- Pinto, L., Swarnamali, P.A., 1998. Decomposition and nutrient release by *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. in a mangrove islet and a brushpile in Negombo estuary. *J. Nat. Sci. Council Sri Lanka* 25, 211–224.
- Procheş, Ş., Marshall, D.J., 2002. Epiphytic algal cover and sediment deposition as determinants of arthropod distribution and abundance on mangrove pneumatophores. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 82, 937–942.
- Procheş, Ş., Marshall, D.J., Ugrasen, K., Ramcharan, A., 2001. Mangrove pneumatophore arthropod assemblages and temporal patterns. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 81, 545–552.
- Smith, T.J., Boto, K.G., Frusher, S.D., Giddins, R.L., 1991. Keystone species and mangrove forest dynamics: the influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 33, 419–432.
- StatSoft, Inc., 2007. Statistical User Guide. Complete Statistical System Statsoft. Oklahoma. Version 8.0. www.statsoft.com
- Sunanda, K., Binoy, T., 2009. Leaf litter decomposition, abiotic factor and population of microarthropods in a sub-tropical forest ecosystem, Manipur, North East India. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 35, 365–368.
- Thibaud, J.M., Palacios-Vargas, J.G., 2001. Collemboles interstitiels des sables littoraux du Mexique (Collembola). *Rev. Fr. Entomol.* 23, 181–184.
- Twilley, R.R., Chen, R.H., Hargis, T., 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 64, 265–288.
- Twilley, R.R., Snedaker, S.C., Yañez-Arancibia, A., Medina, E., 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives of mangrove ecosystems. In: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Salas, O.E., Schulze, E.D. (Eds.), *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. John Wiley & Sons Ltd, UNEP, pp. 327–370.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J., Field, R., 2001. Scale and species richness: towards a general hierarchical theory of species diversity. *J. Biogeogr.* 28, 453–470.
- Zar, J.H., 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Clif, Nueva Jersey.

Diversity and distribution of Collembola (Hexapoda) in two mangroves in Punta Sur, Cozumel, Mexico

Abstract

The mesofaunal arthropod diversity was studied in a shrub mangrove in the Punta Sur area, within the National Park Reefs of Cozumel Island, in the South of Mexico. Two mangrove areas were selected for sampling, dominated by *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida*, respectively. Four sampling periods, two during the dry season and two during the rainy season, and 25 random litter samples of litter (225 cm²) per site and sampling date, for a total of 200 samples during the study. Spatial and temporal variation of Collembola diversity was analyzed at specie level. A total of 13,673 springtails belonging to 53 species were recorded during the study, *Lepidocyrtus ca. floridensis* being most abundant representing 15% of total abundance, followed by *Hemisotoma thermophila* and *Xenylla yucatanana* (14%). Densities of arthropods were higher in the rainy season than in the dry season, showing a strong positive correlation with humidity. Highest abundance was found in the *R. mangle* mangrove in the rainy season, as well as highest diversity. Seasonal distribution of litter fauna in two mangroves are related with the particular characteristics shown in each one.

Introduction

Mangroves are transition ecosystems for terrestrial as well as for aquatic habitats, and are defined by diverse and continuous spatial and seasonal variations, as temperature, oxygen, floods and strong changes of salinity and pH, due mainly to the action of tides, among other factors (Duke et al. 1998). Besides, compared with other environments, as estuaries for example, swamps show a high productivity (Flores-Verdugo 1989) and a low vegetal richness (Whittaker et al. 2001).

Mangrove cover between 10 000 and 240 000 km² of the tropical and subtropical littorals around the World (Moreno-Casasola & Infante 2009; Giri *et al.*, 2011). In the case of Mexico, approximately 655,667 ha of mangrove area are included, and 55% of them are located in the Yucatán Peninsula, from which 16.9% belong to Quintana Roo State. Many ecosystem services are offered by mangroves, including the capture of atmospheric carbon, nutrients recycling, local weather regulation, and water quality maintenance and flora and fauna conservation (CONABIO 2009).

According to the FAO (2007), Rhizophoraceae, Avicenniaceae and Combretaceae families present the widest distribution in different mangrove in the World. Those plants have developed different physiological and structural adaptations in order to live in these environments. It is estimated that these forests are composed by 50 to 70 species, including other less numerous, depending on the region where are they development.

Nevertheless its importance, a high loss of the habitat in this ecosystem has been occasioned, mainly by overpopulation and touristic activity in the mentioned areas. As a result, in only fifteen years a loss of the 20% of these forest has been recorded (Moreno-Casasola & Infante 2009). Despite of being priority sites, these areas continue to decrease, even in Punta Sur, Cozumel, which, continues to reduce its area due to de forestation.

In the case of the Cozumel Island, different areas with mangrove are noted, dominated by red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) and black mangrove (*Avicennia nitida* Jacq.) as the most representative species (Moreno-Casasola & Infante 2009).

In general, the springtails, together with the mites, are essential components of the ground mesofauna (Rusek 1998). Their density may be very high, having several millions of individuals per m², and its riches more than 60 species in the same area, depending on the type of ecosystem, although in a lot of them, as in the mangrove case and other kind of wetlands, the richness that may be found is unknown (Rusek 1998).

Besides, studies of springtails as part of the fauna in mangrove have been realized (Meades *et al.* 2002). Most of them are taxonomic works (Thibaud & Palacios-Vargas 2001; Cutz-Pool & Vázquez-González 2012). In Mexico, particularly Cozumel Island there have 49 collembolan species records (Cutz-Pool & Vázquez-González 2012), without indications if such species are from mangrove or from the rainforest inside the island.

As it has been mentioned, ecological studies of springtails in mangroves are inexistent, particularly at Cozumel Island, which is a conservation area, and has been reduced considerably (as well as in all over Mexico). Diversity Collembola in Mexican islands is poorly understood. So therefore the structure of the different communities of Collembola in two types of mangroves are determined, as well as observing the behavior of the colembofauna, to different biotic (vegetation) and abiotic factors (temperature, relative humidity and porportion of CO₂), relative humidity and proportion of CO₂) are given throughout the year

Material and methods

Sampling site

The Cozumel Island (20° 30' N, 86° 57' W) is located at the Northeast of the Yucatán Peninsula. At the South of the Island two lagoons were studied. In the East of the Punta Sur Ecological Park, it is found the Laguna Colombia (20° 18.27' 43'' N, 87° 00.43' 47'' W) where mangrove *Rhizophora mangle* is the dominant vegetation; and towards at the West it is found the Laguna Chuc Chacaab (20° 18.01' 47'' N, 87° 00.39' 71'' W), dominated by the mangrove *Avicennia nitida* (Arriaga *et al.* 2000, Fig. 1).

The mangrove type is called dwarf, because of its limited development (Moreno-Casasola & Infante 2009), its aspect is due to a hydric active system (it keeps little water), besides of the influence of the tides and the entrance of sweet water, along with the karst substratum, cause a calcium saturated environment with few nutrients and little deep grounds.

During the rainy season (June to December), hurricanes and strong winds are frequent and causing the connection of both lagoons, and in the dry season (January to May), their isolation.

It must be noted that both mangroves do not show direct influence from the sea; in the case of the Laguna Chuc Chacaab, they are far from the sea between 40 and 50 m. Besides they present dunes more than 10 m high that prevent the access of the sea, excepting for a natural entrance. In the case of the Laguna Colombia, it is between 20 and 25 m far from the sea, without any kind of natural barrier, giving as a result the regular introduction of marine water. Although it was not observed during our study.

Another characteristic is the absence of sand, except in the zone of dunes, although the amount of sand over them is reduced; nevertheless a big amount of roots and pneumatophores are observed.

Sampling

Four expeditions to island of Cozumel were performed in April, September and November of 2011 and March of 2012. In every lagoon five sites were selected, taking five samples of dead leaves of each. Samples were taken in 10,5 (x) 10,5 (x) 5 cm (551 cm³) plastic boxes. Sampling points were selected in a transect de 20 m, and for the random number sampling points were obtained. A total of 25 samples were taken per lagoon in every occasion, for a

total number of 200 samples in the whole of the study. Besides data temperature, relative humidity and CO₂ of every point were taken with a multimeter (IAQ-CALC 8760-M-NP).

Samples were carried to the Laboratory of Ecology and Systematic of Microarthropods at the Faculty of Sciences, UNAM, and processed by Berlese funnels during six days, the three first with natural light and the three last ones with a heat source (a 60 watt lamp). Collembola obtained were fixed in 75% ethanol, and semi-permanent preparations were realized in order to identify to genus and species level under the phase contrast microscope.



Figure 1. Location of the sampling zone in Cozumel Island, Quitana Roo, México.

Data analysis

Shannon diversity index was calculated for site and sampling data. The comparison made between them was through "t" student test and the Bonferroni correction ($\alpha = 0,004$) for multiple comparisons (Zar 2010; Magurran 1988). Pielou's evenness and Simpson's dominance indices were also calculated. Analyses were performed in software STATECOL ver. 1, 12 (Ludwing & Reynolds 1998). The effective number of species, as measure units of true diversity (D), it was calculated with Partition 3.0 software (Veech & Crist 2009), where species present the same weight to its abundance (diversity of order 1, $q = 1$), or higher weight to dominant species (diversity of order 2, $q = 2$).

The effect of mangrove species (*R. mangle* or *A. nitida*) and the date of sampling (four expeditions) on the density of springtails was evaluated through a multivariate analysis of

variance (MANOVA), differences were tested by *post-hoc* Tukey's test. The relationships among the environmental parameters (temperature, relative humidity and CO₂ concentration), and the abundance of springtails was evaluated through multiple correlations. Data were normalized for $\sqrt{x + 0.5}$ (Zar 2010). Analyses were performed in Statistica software ver. 8.0 (Statsoft 2007).

Results

Abundance and diversity of springtails

A total of 13 673 springtails were collected, belonging to 14 families, 33 genera and 53 species (Fig. 2). *Lepidocyrtus ca. floridensis* occupied 15% of the total abundance, followed by *Hemisotoma thermophila* and *Xenylla yucatanana*, with the 14% each; *Proisotoma ca. bulba* (13%), *X. pseudomaritima* (10%), *Folsomia onychiurina* and *Sphaeridia serrata* with about 5%, the remaining species are under this percentage (Fig. 2).

Into the most abundant species, only *Lepidocyrtus ca. floridensis* was collected during all the study, followed by *Xenylla pseudomaritima* and *X. yucatanana*, that were found in the raining season and in March 2012; *Proisotoma ca. bulba*, *Hemisotoma thermophila*, *Folsomia onychiurina* and *Sphaeridia serrata*, were collected only during the rainy season (Table 1).

Of the total species, 46 were recorded at *Rhizophora mangle*, and 13 are exclusive of this mangrove; in other hand, to *Avicennia nitida* these were found 41 species, 7 of them exclusive of this mangrove. In the case of the seasons, 13 species were found in the dry season (3 exclusive) and 50 during rains (40 exclusive).

Result of diversity, evenness and dominance indices are present in Table 1, the vegetation of *R. mangle*, presents a higher Shannon diversity index values, but the less Simpson's dominance, and lower Pielou's evenness, in comparison with *A. nitida*. Nevertheless, comparing the Shannon diversity index values between communities significant differences were not found ($t_{0.06, 52} = 0.16$ $p > 0.05$).

In the case of sampling date, specifically during the rainy season, a higher Shannon diversity value was registered, as well dominance; nevertheless, evenness was higher during dry season. Comparing Shannon diversity among seasons, meaningful differences among them were found ($t_{0.06, 52} = 7.99$ $p < 0.05$).

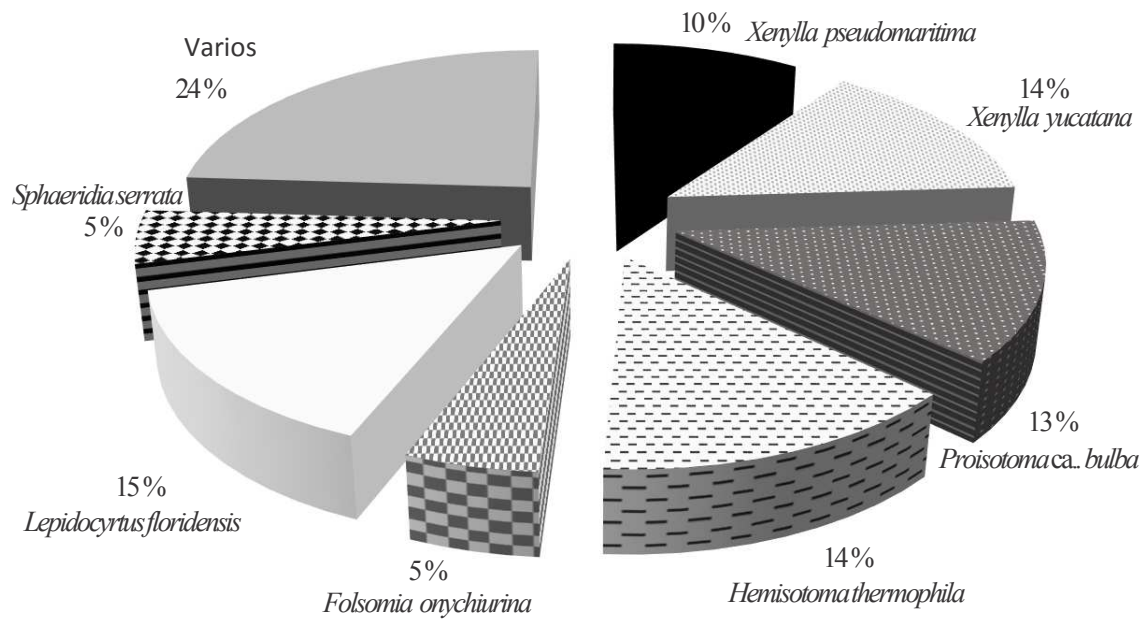


Figure. 2 Percentage of collembula of mangrove in Punta Sur, Cozumel, Quintana Roo. Others include: *Ceratophysella* sp., *Xenyllodes armatus*, *Brachystomella neomexicana*, *Friesea mirabilis*, *F. ca. polla*, *Paranura ca. nudifera*, *P. roensis*, *Neanura muscorum*, *Pseudachorutes ca. rugatus*, *P. simplex*, *Pseudachorudina ca. texensis*, *Deuteraphorura ca. opa*, *Tullbergia* sp., *T. ca. duops*, *Mesaphorura yosiii*, *Proisotoma bulba*, *P. frisoni*, *P. ca. minuta*, *P. ca. japonica*, *P. tenella*, *Cryptopygus* sp. *C. ca. benhami*, *Hemisotoma ca. termophila*, *Folsomia fimetaria*, *Isotomiella minor*, *Isotomurus atreus*, *Entomobrya ca. confusa*, *Sinella ca. alata*, *Seira ca. bipunctata 1*, *S. ca. bipunctata 2*, *Pseudosinella alba*, *P. ca. collina*, *P. ca. orba*, *P. octopunctata*, *P. violenta*, *Cyphoderus similis*, *Sphaeridia pumilis*, *Collophora ca. quadriculata*, *Stenognathellus denisi*, *Calvatomina rufescens*, *Dicyrtoma ca. mithra*, *Sphyroteca mucroserrata*, *S. ca. mucroserrata*, *Neelus* sp., *Megalothorax rapoportii* and *M. interruptus*.

For true diversity (D), Laguna Colombia it was 0.06 times higher than in Laguna Chuc Chacaab for diversity of order 1 ($q=1$), while for diversity of order 2 ($q=2$) was only 0.02 times higher. Estimations show that we can expect 3.62 more species for the Laguna Colombia and 2.62 for Chuc Chacaab.

In the case of collecting season, $q=1$ was 2.66 times higher for the rainy than the dry season; and for $q=2$ was 1.04 higher. Estimation of expected species shows, 0.31 times more species in the dry season and 7.12 in the rainy season.

Table 1. Abundance of springtails in Punta Sur, Cozumel (\pm s.d. Dr= dry season, Ra= rainy, I= *Rhizophora mangle*, II= *Avicennia nitida*, *= new records).

Fecha de colecta	April 2011 (Dr)		Sep. 2011 (Ra)		Nov. 2011 (Ra)		March 2012 (Dr)		Total		
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	
Hypogastruridae											
* <i>Ceratophysella</i> sp.					2					2	
* <i>Xenylla pseudomaritima</i>			24	26	1 143	64	2	68	1 169	158	
* <i>X. yucatanana</i>			1877		40	3	3		1 920	3	
Odontellidae											
* <i>Xenyllodes armatus</i>				46	14	8			14	54	
Brachystomellidae											
* <i>Brachystomella neomexicana</i>						2				2	
Neanuridae											
<i>Friesea mirabilis</i>				113		5				118	
* <i>F. ca. polla</i>				12						12	
* <i>Paranura ca. nudifera</i>			7						7		
* <i>P. rooensis</i>			31						31		
<i>Neanura muscorum</i>				1	5				5	1	
<i>Pseudachorutes ca. rugatus</i>			13		2				15		
* <i>P. simplex</i>			56	62	18	28			74	90	
<i>Pseudachorudina ca. texensis</i>			2		5				7		
Onychiuridae											
* <i>Deuteraphorura ca. opa</i>	4	2	11			1			15	3	
* <i>Tullbergia</i> sp.	1		29	26	1	6			31	32	
* <i>T. ca. duops</i>			29						29		

Continuation table 1

<i>Mesaphorura yosiii</i>			1	1	10			1	11
Isotomidae									
* <i>Proisotoma bulba</i>		39			10			39	10
* <i>P. ca. bulba</i>		1 285	342	55	40			1 340	382
<i>P. frisoni</i>		3	10					3	10
* <i>P. ca. minuta</i>	1							1	
<i>P. tenella</i>			15					2	
<i>P. sp.</i>	2								15
<i>Cryptopygus sp.</i>		5						5	
* <i>C. ca. benhami</i>		144	12		7			144	19
* <i>Hemisotoma thermophila</i>		463	1 352	10	91			473	1 443
* <i>H. ca. thermophila</i>		60	10		2			60	12
* <i>Folsomia fimetaria</i>			6						6
<i>Folsomina onychiurina</i>		450	203	29	27			479	230
<i>Isotomiella minor</i>	7	262	24	116	10			378	41
* <i>Isotomurus atreus</i>			1	1	2			1	3
Entomobryidae									
* <i>Entomobrya ca. confusa</i>		22	26		1			22	27
* <i>Sinella ca. alata</i>					1				1
* <i>Seira ca. bipunctata</i> (1)		31		33				64	
* <i>Seira ca. bipunctata</i> (2)					7	2		2	7
<i>Lepidocyrtus ca. floridensis</i>	2	652	396	665	175	3	145	1 322	716
* <i>Pseudosinella alba</i>		22						22	
* <i>P. ca. collina</i>		68	24	1				69	24

Continuation table 1

<i>*P. ca. orba</i>			24	33	4	6			28	39	
<i>*P. octopunctata</i>			6	30	107	14			113	44	
<i>*P. violenta</i>			9	9					9	9	
Cyphoderidae											
<i>*Cyphoderus similis</i>			71	16	45	11		15	116	42	
Sminthurididae											
<i>Sphaeridia pumilis</i>			94	251	6	130			100	381	
<i>S. serrata</i>			38	574	7	124			45	698	
Collophoridae											
<i>*Collophora quadriculata</i>			56	81		2			56	83	
Katiannidae											
<i>*Stenognathellus denisi</i>			14	5	2	12			16	17	
Dicyrtomidae											
<i>*Calvatomina rufescens</i>			27	56	18	14		1	45	71	
<i>*Dicyrtoma ca. mithra</i>			2		3				5		
Sminthuridae											
<i>Sphyroteca mucroserrata</i>			33	11	42	44			75	55	
<i>*S. ca. mucroserrata</i>								6		6	
Neelidae											
<i>Neelus sp.</i>			107	10	15				122	10	
<i>Megalothorax rapoportii</i>			65	19	3	1			68	20	
<i>*M. interruptus</i>				55	42	21		6	42	82	
Total		10	9	6 231	3 858	2435	879	10	241	8 686	4 987
Density ind/m ²		0.22±0.003	0.20±0.004	138±1	87±0.8	55±0.6	20±0.1	0.2±0.003	9±0.1	196±2	116±1

Effect of the seasonality and habitat in the density of springtails

Diversity of springtails was higher (Table 2), but only few species presented a wide seasonal abundance, as *Lepidocyrtus ca. floridensis* that was collected during all the study, or *X. pseudomaritima*, *X. yucatanana* and *H. thermophila*, collecting them in two or three dates (Table 3).

Table 2- Collembola's diversity, in Punta Sur, Cozumel. I= *Rhizophora mangle*, II= *Avicennia nitida*, S= Richness of species, H'= Shannon diversity, J'= Pielou Equatitivity, λ = Simpson dominance, Es= observed and estimated, Ep= expected.

	I		II		Dry season		Rainy	
S	46		41		13		50	
H'	2.5		2.47		1.37		2.71	
J'	0.65		0.66		0.53		0.69	
λ	0.12		0.14		0.37		0.096	
True diversity	Es	Ep	Es	Ep	Es	Ep	Es	Ep
q=1	2.85	6.47	2.79	5.67	1.13	1.44	3.79	10.91
q=2	1.98	3.61	2	3.37	1.09	1.29	2.13	8.23

Table 3. Density (\pm s.d.) most abundant species registered in two mangrove in Punta Sur, Cozumel.

	April 2011	September 2011	November 2011	March 2012	Total
<i>Xenylla pseudomaritima</i>	0	1 \pm 0.08	27 \pm 1	2 \pm 0.1	30 \pm 0.7
<i>X. yucatanana</i>	0	42 \pm 4	1 \pm 0.06	1* \pm 0.005	43 \pm 2
<i>Hemisotoma thermophila</i>	0	41 \pm 1	3 \pm 0.1	0	44 \pm 1
<i>Lepidocyrtus ca. floridensis</i>	1* \pm 0-004	24 \pm 1	19 \pm 1	3 \pm 03	46 \pm 0.5

A factorial ANOVA was performed with highest density species, and also with the total of springtails. For total of springtails, *Xenylla pseudomaritima*, *X. yucatanana* and *Hemisotoma thermophila*, there were found significant differences in relation to the collecting date, the habitat and the interaction of both; for *Lepidocyrtus ca. floridensis*, only the habitat did not show significant differences (Table 4).

Tukey's *post-hoc* analysis shows the significant differences between the dry season (April and March) and the rainy season (September to November) for, Laguna Colombia;

while for Laguna Chub Chacaab, only in September there were was found significant differences (Fig. 3).

When comparison habitats, was done significant differences were found in September (Fig. 3).

All the more abundant species show significant differences, with the same abiotic parameters, according to the Tukey's test.

Table 4. Factorial ANOVA, about effect of species of mangrove and collecting dates on the density of best represented species as well the total Collembola $P < 0.0005$, n. s.= not significant.

Collembola			
	g. l.	F	P
Collectioning date	3	71.41	**
Habitat	1	6.88	**
Collectioning date*habitat	3	0.986	**
<i>Xenylla pseudomaritima</i>			
	g. l.	F	P
Collectioning date	3	12.53	**
Habitat	1	7.97	**
Collectioning date *habitat	3	10.1	**
<i>Xenylla yucatanana</i>			
	g. l.	F	P
Collectioning date	3	3.66	**
Habitat	1	4.27	**
Collectioning date *habitat	3	3.68	**
<i>Hemisotoma thermophila</i>			
	g. l.	F	P
Collectioning date	3	25.70	**
Habitat	1	6.05	**
Collectioning date *habitat	3	4.19	**
<i>Lepidocyrtus ca. floridensis</i>			
	g. l.	F	P
Collectioning date	3	16.82	**
Habitat	1	3.7	n.s.
Collectioning date *habitat	3	3.35	**

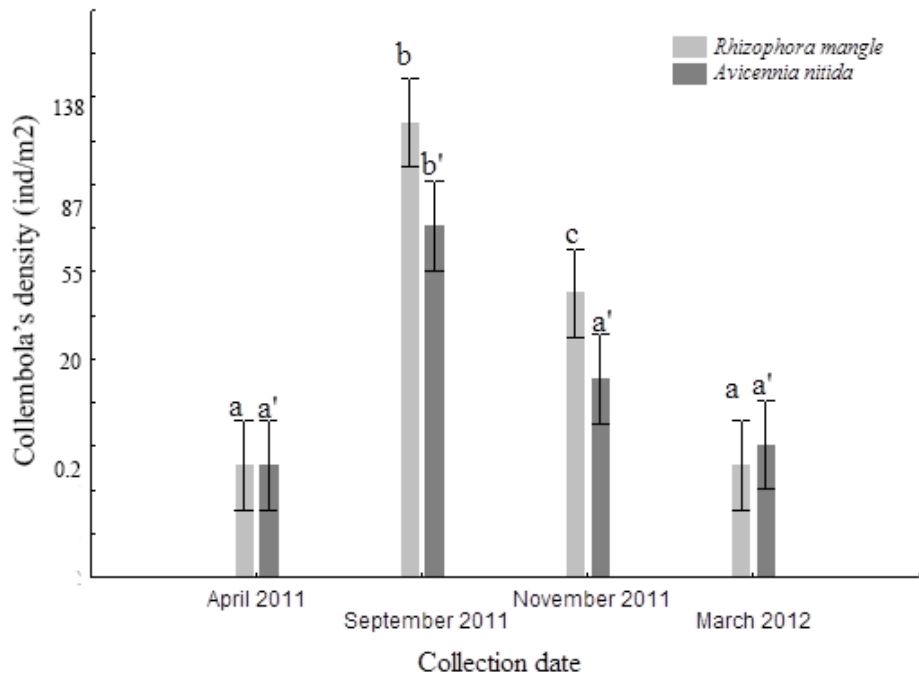


Figure 3. Result of factorial ANOVA on the effects habitat kind of collecting date of the density(ind/m²) of springtails in Punta Sur, Cozumel, México, '=*Avicennia nitida*, test post-hoc.

Effect of the abiotic parameter on the springtail community

Significant and positive relationship were found between total density of Collembola and relative humidity ($r= 0.36$; $p< 0.05$; Fig. 4), as well as with *Lepidocyrtus ca. floridensis* ($r= 0.33$; $p< 0.05$), according with the multiple regression. No relationship found with temperature ($r= -0.07$; $p> 0.05$) and CO₂ ($r= -0.02$; $p> 0.05$).

Discussion

There is little information available about springtails communities in mangrove. They are referred as a functional group (Brussaard *et al.* 1997), in listings (Cutz-Pool & Vázquez-González 2012), and only in a work group of Meades *et al.* (2002) they are referred as not abundant group and of low richness, in the threshold of such. Nevertheless, in the present study, a considerable richness was observed (53 species), with 35 new records for Cozumel Island (Table 1).

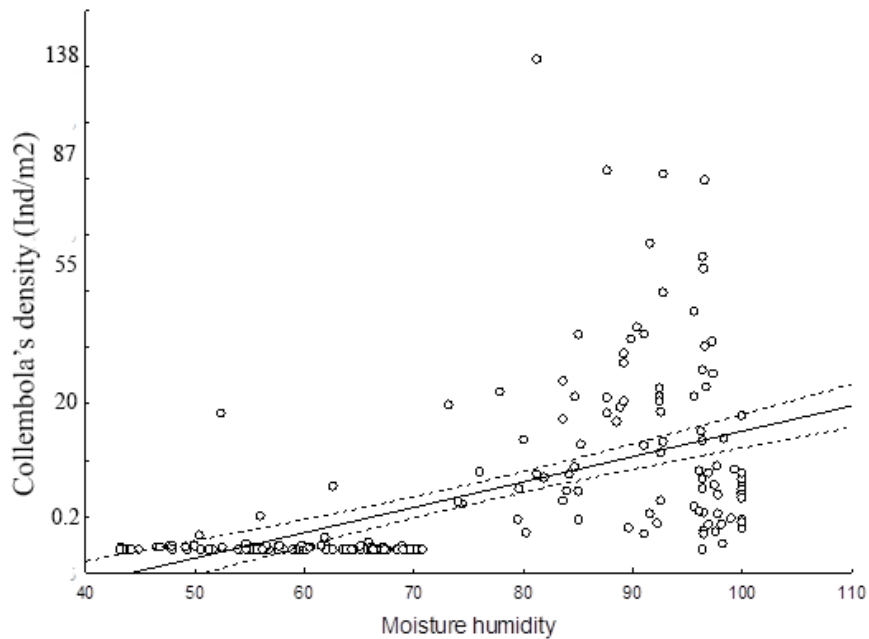


Figure 4. Correlation between density (ind/m²) of *Collembola* and relative humidity on the mangrove of Punta Sur, Cozumel.

Shaw *et al.* (2013), studied the springtails distribution in some oceanic islands and noticed that it is common to find endemic species in this ecosystem, but in our study there were not endemic species found. This may be related that some springtails, are considered semi-aquatic, because of certain members, of *Hypogastrura*, *Onychiurus*, and *Folsomia*, can survive even 14 days on the sea (Thibaud 2007), and they can arrive to the island, which is not far from the continent, besides some species of such genera have been recorded, in the terrestrial part of the Yucatán Peninsula (Cutz-Pool & Vázquez-González 2012).

Geological history of the area can be affected too, for example, Richards (1937) found that several species of mollusks can be found in the continent as well as in Cozumel, even in Cuba, which determines a relationship among these adjacent regions, occasioned by a possible terrestrial bridge in the early Tertiary (Pleistocene). In the same way this may have happened to a part of most of the community of springtails, above all in the area of the Antilles.

Compared with other studies in mangrove, the densities recorded in Cozumel were very low, with five dominant species (representing 60% of the total). For example Mertens *et al.*

(2007), found only *Archisotoma pulchella* (1,500 ind/m²), so we can infer that density springtails's should higher in Cozumel, but given the specific factors of the island, the density changes.

The adaptations of springtails to the salty environment are remarkable, as well as their capacity to stand floods in their habitat, due to the weaving, above all in the rainy season, when the movement of the tide is continuous, considering them part of the psammophile fauna (Thibaud 2007), generally of small size and that live mainly among the grains of sand.

The springtail species richness was considerable, but is important to mention that during the dry season they practically disappear, only 19 individuals were found. That was recorded in April and May of 2011, when the highest average temperature in the year was also recorded (CONAGUA 2014), and the amount of soil, is reduce in all areas, reducing the presence of shelters available to microarthropods.

Another possibility, that does not exclude the last one, is that population of springtails decreases. It could be thought that in unvoltine species, and that in the dry season they conserve their eggs protected by the sun with fallen leaves; for example, while observing the development of *Xenylla yucatana* (García-Gómez *et al.* 2012), fallen leaves were collected in the dry season, they were stored for 4 months and once this subtract entered its ideal temperature and humidity conditions, the first staged of the specie started to appear, even one or two weeks after, other genera, as *Sphaeridia* and *Cryptopygus* (García-Gómez, Pers. Obs.).

Humidity and temperature conditions during the rainy season, with increase of the saturation and the rate of evaporation due to high temperatures, promote the growth of microflora, releasing nutrient that can be used for plants (Sunanda & Binoy 2009), and that increases the production of leaves and the fall of them, too, that can be used as subtract of colonization to different arthropods (García-Gómez *et al.* 2014), among them the springtails, au it was observed mainly in the rainy season when the rise of density in the springtail community was higher compared to the one in the dry season.

In a general way, it was found that relative humidity is an important factor for the establishment and distribution of springtails in general, and particularly to species as *Lepidocyrtus ca. floridensis*, while temperature and percentage of CO₂ seemed not to affect such populations. Given the fact that in the dry season these populations practically disappear, it was observed a well noticeable seasonality in the density and distribution of

springtails in the mangrove, so does *Paronychiurus kimi* (Choi & Ryoo 2003; Choi *et al.* 2006).

In the other hand, hurricanes are real disturbances that can cause the disappearance of springtail communities in the mangrove or move them to other spaces near or far, depending on the intensity of the meteorological phenomenon which is observed in short periods of time (Whelan *et al.* 2009); but in this study such phenomena were not presented, nevertheless, the rain caused by the nearness of them provoked constantly floods in the lagoons, but given the characteristics of the substrate (limestone rock) to absorb and filter water, the loss of the habitat can be avoided for springtails as well as for other organism, in a way that different communities of arthropods, mainly springtails can be keep stabilized longer

Diversity and dominance of species were different in every environment, being higher in the mangrove swamp of *Rhizophora mangle* (46), respecting the one of *Avicennia nitida* (41), although in statistics terms, they are practically the same community of arthropods, this may be due to the proximity of different environments, mainly in the rainy season when a higher number of species was recorded (Table 1), besides, as it has been mentioned before, humidity plays the most important role in the establishment as well as in the diversity of springtails in Cozumel.

In the case of evenness, we found that in the habitat of *A. nitida* and in the rainy season presents higher values, it may be due and mainly in the case of the mangrove swamp, to the geographic place where it is found, given the fact it is surrounded by dunes, it can protect the different springtails from other harshness as can be the wind, given the fact it exist a surface ground, it can change them of zone.

Another important factor it that the Laguna Chuc Chacaab, being bigger and deeper (which was not measured), is used as a source of tourism, as a result its management is different from Laguna Colombia, mainly by setting structures that avoid the crossing of the winds

Nevertheless and observing under an entropic view, through true diversity, we found that the diversity of the mangrove swamp of *A. nitida*, is close to the one found in the other lagoon, considering each specie with the same probability of collector considering the abundance of each.

Same thing happens in the case of different collect seasons, but in this case, the difference is bigger for more than a point (Table 1), for this reason we can mention that in the rainy season the diversity of species increases and some of them, the best adapted, present a high density of individuals.

Along different analysis it was found that humidity is the important factor for the establishment of different populations of springtails, nevertheless and despite of not being meaningful, temperature has an important effect in the community of springtails, mainly in the dry season, given the fact that insolation must be as direct as to avoid the population growth of different springtails, altogether with a ground practically inexistent, leaving without shelter different microarthropods, mainly those of thin cuticle.

Conclusions

Mangrove in Punta Sur, *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida*, have different communities of springtails that can play an important role in the development of such ecosystems, as degradation of fallen leaves in the place. However over 70% of species are shared between the two forests.

Nevertheless it was observed that the dominance of Collembola was only found in the rainy season and in the dry season the population density is low.

On the other hand, no significant statistical differences were found with regard to biodiversity in each habitat type, so that in Punta Sur, Cozumel.

Bibliography

- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, & E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y el uso de la Biodiversidad. México, México.
- Brussaard, L., V. Behan-Pelletier, D. Bignell, V. Brown, W. Didden, P. Folgarait, C. Fragoso, D. Freckman, V. Gupta, T. Hattori, D. Hawksworth, C. Kopatek, P. Lavelle, D. Malloch, J. Rusek, B. Södestroöm, J. Tiedje, & R. Virginia. 1997. Biodiversity and ecosystem function in soil. *Ambio*, 26: 563-570.

- Choi, W.I. & M.I. Ryoo. 2003. A matrix model for predicting seasonal fluctuations in field populations of *Paronychiurus Kimi* (Collembola: Onychiuridae). *Ecological Modelling*, 162: 259-265.
- Choi, W.I., D.L. Moorhead, D.A. Neher & M.I. Ryoo. 2006. A modeling study of soil temperature and moisture effects on population dynamics of *Paronychiurus Kimi* (Collembola: Onychiuridae). *Biology and Fertility of Soils*, 43: 69-75.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONAGUA. 2014. Servicio meteorológico nacional, México. Temperatura y lluvias. http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=12:temperatura-y-precipitacion&catid=6:slider&Itemid=65.
- Cutz-Pool, L. Q., M. Vázquez-González. 2012. Colémbolos (Hexapoda: Collembola): pequeños artrópodos abundantes y diversos en Quintana Roo, México. *Dugesiana* 19: 105-111.
- Duke, N. C., M. C. Ball & J. C. Ellison. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 7: 27-47.
- Espinoza-Ávalos, J., G. A. Islebe & H. A. Hernández-Arana. 2009. El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar del Caribe. ECOSUR. México.
- FAO, 2007. The world's Mangroves 1980-2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Flores-Verdugo, F. J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: J. de la Rosa-Vélez y F. González-Farías (eds.). *Temas de oceanografía biológica en México*. Universidad Nacional Autónoma de Baja California, México, pp21-56.
- García-Gómez, A., J. G. Palacios-Vargas y G. Castaño-Meneses. 2012. Behavioral observations on *Xenylla* sp. (Collembola: Hypogastruridae) from laboratory cultures. XIII International Colloquium on Apterygota, Coimbra, Portugal. p. 60.
- García-Gómez, A., G. Castaño-Meneses, M. M. Vázquez-González & J. G. Palacios-Vargas. 2014. Mesofaunal arthropod diversity in shrub mangrove litter of Cozumel Island, Quintana Roo, Mexico. *Applied Soil Ecology*, 83: 44-50.

- Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek & N. Duke. 2011. Status and distribution of mangroves forest of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154-159.
- Ludwing, J. A. & J. F. Reynolds. 1998. *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Meades, L., L. Rodgeron, A. York & K. French. 2002. Assessment of the diversity and abundance of terrestrial mangrove arthropods in Southern New South Wales, Australia. *Austral Ecology*, 27: 451-458.
- Mertens, J., L. Beladjal, F. Janssens & P. Matthys. 2007. Pitfall trapping in flooding habitats: a new technique reveal *Archisotoma pulchella* (Collembola: Isotomidae) as new to the Belgian fauna. *Belgian Journal of Zoology*, 137: 177-181.
- Moreno-Casasola, P. & D. M. Infante. 2009. *Manglares y selvas inundables*, Instituto de Ecología A. C. CONAFOR y OIMT. Xalapa, Ver. México.
- Richards, H. G. 1937. Land and freshwater mollusks from the island of Cozumel, Mexico, and their bearing on the geological history of the region. *Proceeding of the American Philosophical Society*, 77: 249-262.
- Rusek, J. 1998. Biodiversity on Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1207-1219
- StatSoft, Inc. 2007. *Statistical user guide*. Complete Statistical System Statsoft. Oklahoma. Version 8.0. www.statsoft.com
- Shaw, P., C. Faria, & B. Emerson. 2013. Updating taxonomic biogeography in the light of new methods – examples from Collembola. *Soil Organisms*, 85: 161-170.
- Sunanda, K. & T. Binoy. 2009. Leaf litter decomposition, abiotic factors and population of microarthropods in a sub-tropical forest ecosystem, Manipur, North East India. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 35: 365-368.
- Thibaud, J.-M. 2007. Recent advances and synthesis in biodiversity and biogeography of arenicolous Collembola. *Annales de la Société Entomologique de France*, 43: 181-185.
- Thibaud, J. M. & J. G. Palacios-Vargas. 2001. Collemboles interstitiels des sables littoraux du Mexique (Collembola). *Revue Francaise d'Entomologie*, 23: 181-184.
- Veech, J. A. & T. O. Crist. 2009. PARTITION 3.0 user's manual (unpublished document).

- Whelan, K.R.T., T.J. Smith III, G.H. Anderson & M.L. Ouellette. 2009 Hurricane Wilma's impact on overall soil elevations and Zones within the soil profile in a mangrove forest. *Wetlands*. 29, 16-23
- Whittaker, R. J., K. J. Willis & R. Field. 2001. Scale and species richness: towards a general hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28: 453-470.
- Zar, J. H., 2010. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Englewood Clif, Nueva Jersey.

Cambios en la degradación de hojarasca de *Rhizophora mangle* L. bajo diferentes tipos de interacciones, de *Xenylla pseudomaritima*

Resumen

En los ecosistemas edáficos, la mayor densidad de organismos la presentan ácaros y colémbolos, su importancia radica en ser descomponedores y fragmentadores de hojarasca, demostrado un efecto positivo en el reciclaje de nutrientes, además influyen el incremento de actividad en hongos y bacterias. Sin embargo, en los ecosistemas de manglar no se han realizado estudios sobre el papel de la mesofauna en la tasa de degradación por la hojarasca. Es por ello que a fin de determinar el papel de los microartrópodos en el proceso de descomposición de la hojarasca de manglares, en particular de *Rhizophora mangle*, se llevó a cabo un experimento bajo condiciones controladas en laboratorio, encontrado una mayor degradación de hojarasca en los tratamientos donde se encontraba el colémbolo *Xenylla pseudomaritima*, el gremio de los oribátidos, y la interacción de “competencia” entre ambos. Al evaluar la interacción depredador-presa con la presencia de *X. pseudomaritima*-Mesostigmata, se encontró que el colémbolo termina por desaparecer en el microcosmos por la presión del depredador.

Introducción

En los ecosistemas terrestres, se ha estimado que hasta un 90% de la materia vegetal no se aprovecha por los consumidores primarios, quedando como materia en degradación (Gessner *et al.* 2010). Por tal motivo, la mesofauna edáfica es de gran importancia por ser un componente esencial en el proceso de descomposición de la hojarasca, principalmente debido a su papel como fragmentadores (Li *et al.* 2013). Dentro de la mesofauna, los colémbolos y ácaros han mostrado un efecto positivo en el reciclaje de nutrientes (Anderson 1978; Mebes & Filser, 1998), influyendo en el proceso de la descomposición al incrementar la actividad y desarrollo de hongos y bacterias (Parkinson & Visser 1978; Sabatini & Innocenti 2000; Kampichler *et al.* 2004).

Sin embargo, se ha observado que diferentes factores afectan la degradación de la hojarasca, Por ejemplo la selectividad de alimento, es decir, la preferencia de determinadas especies de hongos o bacterias por parte de los microartrópodos (Mebes & Filser 1998); además de la composición química y fisiológica de la hojarasca.

En el caso de la composición química, se presentan elementos, en diferentes porcentajes, que forman parte de la calidad nutricional, como son: nitrógeno, calcio, potasio, manganeso y fósforo, como macro nutrientes, y micro nutrientes, entre lo que se encuentran: cobre, hierro, manganeso y cinc (del Valle 2003).

En la actividad fisiológica, podemos encontrar diferentes tipos de defensa foliar, entre los que destacan: naftoquinonas, carotenos, taninos (condensados e hidrolizables), terpenos, fenoles, glucosa, fructosa, polisacáridos, celulosa, hemicelulosa y lignina, entre muchos otros (Castro-Díez, *et al.* 1997).

Los dos casos antes mencionados son importantes ya que a través de la composición de la hojarasca, ya sea una especie o varias especies, la fragmentación de la hojarasca será más fácil o compleja, ocasionando diferentes comunidades de micro y meso fauna (Gessner *et al.* 2010).

Gessner *et al.* (2010) mencionan que la hojarasca presenta una concentración y diversidad de componentes químicos variable, dependiendo del área donde se colecten, así como las condiciones bióticas y abióticas propias del sitio, dando como resultado diferentes tasas de degradación para cada tipo de hojarasca. Por ejemplo, en los manglares, las condiciones naturales del continuo oleaje ocasionan una frecuente lixiviación de la hojarasca, llevándose gran parte de componentes esenciales, por ejemplo, fósforo y/o taninos hidrolizables; ocasionando, particularmente en manglares de *Rhizophora mangle*, que después de la lixiviación se conserva lignocelulosa (Benner & Hodson 1985), principal componente de la pared celular y uno de los biopolímeros más abundantes en la naturaleza, además, su descomposición es compleja e involucra bacterias y hongos especializados (Baldrian & Gabriel, 2006).

Por otro lado, los manglares se consideran como un ecosistema de alta productividad primaria (800-1,500 g/m²/año), y debido a sus características, como la entrada constante de agua marina debido a las mareas, proporcionan nutrientes a otros ecosistemas marinos, principalmente cuerpos lagunares y arrecifes coralinos (Flores-Verdugo *et al.* 2007).

Estudios realizados con microcosmos en fauna edáfica han puesto de manifiesto la importancia de las relaciones interespecíficas, como depredación (Aagaard *et al.* 1997) y competencia (Christiansen 1967; Anderson 1978, Christiansen *et al.* 1992), en el proceso de

la descomposición de la hojarasca. En el caso de Collembola, se han realizado estudios sobre su participación en el sistema edáfico, destacando su acción en la movilidad del nitrógeno (Mebes & Filser 1998), la importancia del forrajeo en la reducción de biomasa de hongos (Kampichler *et al.* 2004), o el incremento en la actividad de las hifas, en lo concerniente al crecimiento poblacional (Parkinson & Visser 1978).

Además, se han observado, en ambientes controlados de laboratorio, al cambiar el alimento de los colémbolos, estos se estresan y dependiendo de las de las condiciones del medio, pueden pasar de olífagos a generalistas (Bengtsson & Rundgren 1983), e inclusive se han observado a especies como *Onychiurus tuberculatus*, que en condiciones de competencia, con *O. armatus*, prefiere alimentarse de un hongo tóxico para otros colémbolos, con lo cual la población se mantiene y no desaparece a pesar de su baja densidad (Sabatini & Innocenti 2000).

En el caso de los bosques tropicales (Cayuela & Granzow-de la Cerda 2012), exceptuando manglares, donde no se han llevado estudios similares con colémbolos, se han encontrado diferentes grupos de Collembola para la degradación de la hojarasca, entre los que destacan los géneros *Lepidocyrtus*, *Heteromurus*, *Isotoma* e *Isotomurus* (Seastedt & Crossley 1980, Yang *et al.* 2012), constituyendo los principales fragmentadores y desintegradores de la materia orgánica; sin embargo no se han realizado estudios de este tipo en manglares.

La isla de Cozumel, en la Península de Yucatán, México, presenta manglares secos, que no se encuentran directamente conectados con el mar, sino a sistemas lagunares internos, donde la hojarasca se almacena en gran cantidad (obs. pers., sin estudios previos), donde no se observan grandes poblaciones de macro fragmentadores (sin estudios previos), además dicha hojarasca se encuentra retirada del mar (20-25 m) y recluida en el sistema lagunar, ocasionando que la lixiviación se reduzca, principalmente en secas; aunado a esto, las poblaciones de colémbolos varían a lo largo del año, encontrado la mayor densidad de ellos en la época de lluvias; de las diferentes especies que conforman la comunidad de Collembola en esta localidad, *Xenylla pseudomaritima* presentó altas densidades (30 ± 0.7 ind/m²); y cabe resaltar que de esta especie, es bien conocido su ciclo de vida (Sharma & Metz 1976).

Las altas densidades que se han registrado de *X. pseudomaritima* en la Isla Cozumel, sugieren que esta especie podría ser un elemento importante en el proceso de degradación de los

manglares, sobre todo de *Rhizophora mangle* siendo la especie dominante, por lo que resulta de interés evaluar su papel, así como el efecto que tienen las interacciones, de competencia y depredación, sobre su actividad descomponedora en este ambiente.

Material y método

En colectas se realizaron durante 2011, tanto en temporada de secas como de lluvias (Abril, septiembre) y noviembre, en el manglar de la Laguna Colombia, del Parque Punta Sur, de la isla de Cozumel (20° 30'N- 86°57'W), México, ubicada en la península de Yucatán (Fig. 1), se obtuvieron 60 muestras de hojarasca (20 en cada expedición), de 225 cm² cada una de ellas; y se realizó la extracción de microartrópodos a fin de mantener cultivos de estos organismos.

La hojarasca colectada fue procesada mediante el embudo de Berlese para extraer la fauna, tanto de colémbolos como de ácaros (oribátidos y mesostigmatidos); los que se extrajeron en vivo para mantener cultivos por un periodo de 120 días.

Los cultivos fueron mantenidos en el Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos (LESM) de la Facultad de Ciencias, UNAM, utilizando como medio la combinación de yeso con carbón activado (9:1).

Al final del período de adaptación (120 días), se obtuvieron diferentes especies de colémbolos, siendo *Xenylla pseudomaritima* James, la elegida para este estudio, por la alta densidad que registró, principalmente en la época de lluvias. Así mismo, se eligió al grupo de ácaros oribátidos como competidor, y a mesostigmatidos depredadores. En ambos casos de ácaros, las diferentes poblaciones no registraban un incremento poblacional en los diferentes cultivos, por lo que se decidió trabajar con grupos funcionales, y no con alguna especie en particular.

Durante el tiempo de desarrollo, se observó que *X. pseudomaritima*, presenta reproducción sexual, y dada la idéntica morfología del macho y la hembra, no fue posible sexar las poblaciones de colémbolos.

La hojarasca utilizada como sustrato para el diseño experimental, provino de los manglares de *Rhizophora mangle* de Cozumel (Fig. 1), del mes de noviembre 2011, dicho sustrato al ser extraído presentaba diferentes tamaños además de impurezas: como restos de arena, de

microcrustáceos, y hojarasca no perteneciente a *R. mangle*; se le quitó la mayor cantidad de residuos, principalmente los restos de animales, y se fragmentó mecánicamente en trozos menores de 3 cm, los cuales se colocaron en los medios de cultivo (Fig. 2).

Cabe mencionar, que el sustrato no se esterilizó, dado que los hongos y bacterias son los principales degradadores de hojarasca, así como el principal alimento de colémbolos y ácaros (Hopkin 1997), de tal forma que quitarlos del medio ocasionaría un error al estimar la tasa de degradación.



Figura 1. Parqué Laguna Colombia, *= zonas de colecta.

Diseño experimental

Para observar y medir la tasa de descomposición, se realizaron cuatro tratamientos, además de un control (Cuadro 1), iniciando en enero del 2012. Cada tratamiento constó de seis réplicas, cada una de ellas se conformó de 30 frascos con medio de cultivo (yeso/carbón activado; Fig. 2), cada dos meses se extrajeron cinco frascos al azar (hasta enero del 2013), los que no se regresaron al diseño, y se les pesó la hojarasca de *Rhizophora mangle*, determinando el porcentaje de degradación de la misma, a través de la pérdida de peso.

En el caso de los oribátidos, y a pesar de no tener el suficiente número de ejemplares de una sola especie, en cada tratamiento se introdujeron cuatro morfoespecies, siendo el mismo número de cada uno de ellos por frasco.

En los mesostigmata, el número de ejemplares, en la interacción depredador-presa, se eligió en base a otros tratamientos sin publicar, donde más de tres organismos colapsan el microcosmos.

Cuadro 1.- Tratamientos para el análisis de la tasa de degradación de hojarasca de *Rhizophora mangle*.

Tratamiento	Microartrópodos	No de organismos	Hojarasca (gr)
Control	Sin mesofauna	0	1
<i>X</i>	<i>Xenylla pseudomaritima</i>	16	1
<i>O</i>	Oribatida	16	1
<i>X-O</i>	<i>X. pseudomaritima</i> con Oribatida	8/8	1
<i>X-M</i>	<i>X. pseudomaritima</i> con Mesostigmata	16/3	1

El registro de peso de la hojarasca a lo largo del experimento se realizó en una balanza (Scout® modelo Scout Pro SP202), y los tratamientos se mantuvieron en una cámara climática (Hinotek, modelo MGC- 450 HPY-2) con temperatura de 28°C ± 1 y humedad del 90% ± 1.

Estadísticos

El efecto de las interacciones sobre la descomposición fue medido con relación a la pérdida de peso de la hojarasca a lo largo del tiempo. El efecto del tratamiento sobre la variación del peso de la hojarasca, se evaluó mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, las diferencias encontradas fueron comparadas mediante una prueba de *post hoc* de Tukey ($p < 0.05$). Los análisis fueron realizados con el software STATISTICA ver. 8.0 (StatSoft Inc. 2007)

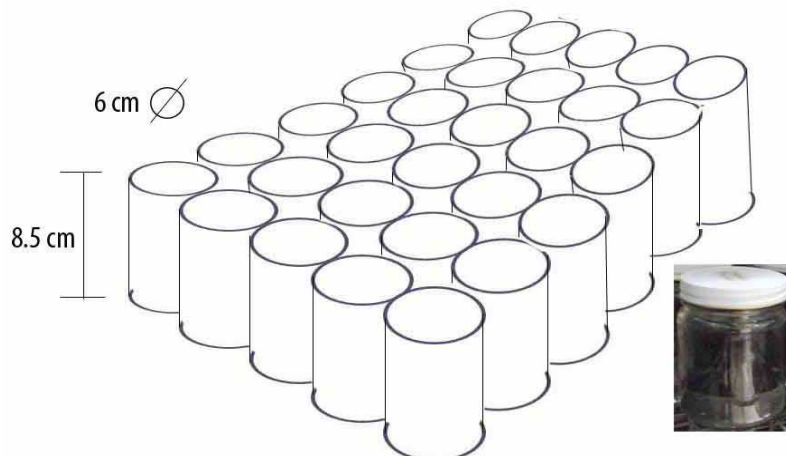


Figura 2. Diseño experimental de cada tratamiento, se emplearon 30 frascos y cada dos meses se extrajeron cinco medios para pesar la hojarasca *Rhizophora mangle*.

Resultados

En los tratamientos *X*, *O* y *X-O* se observó una pérdida de peso de 63 ± 0.36 , 65 ± 0.38 y 66 ± 0.38 ($\% \pm$ e.s.). En el tratamiento *X-M* se registró una pérdida de $40\% \pm 0.23$ e.s, y finalmente en el control, la pérdida observada fue de $\text{menos del } 20\% \pm 0.19$ e.s. (Cuadro 2, Fig. 3).

El análisis de varianza (ANOVA) mostró que existe un efecto significativo del tratamiento sobre la reducción de peso en todos los casos (Cuadro 3), hasta los primeros dos meses, en las siguientes mediciones, sólo en el control no se observó efecto (Fig. 4).

En el tratamiento *X-M*, se observaron diferencias significativas, hasta los cuatro meses, posteriormente ya no se registran diferencias, debido a que las presas (Cuadro 4) fueron consumidas (Fig. 5).

En los tratamientos *X* (Fig. 6), *O* y *X-O*, se observaron resultados similares, ya que en los primeros diez meses, se encontraron diferencias significativas, pero en los dos meses restantes del experimento ya no se observó un efecto, registrando sólo una pérdida mínima (0.003 g) que no resultó significativa (Fig. 5).

Los diferentes cultivos registraron un incremento, del número de individuos, en sus poblaciones hasta los seis meses (excepto los de la relación ecológica de depredación, el cual fue entre los dos y tres meses), después de iniciar el experimento comienzan a disminuir (Cuadro 4). *Xenylla pseudomaritima* presentó el mayor incremento durante este período cuando se encontraba sin competidor, ya que ese caso, siempre presentó valores menores,

sobre todo con el depredador, donde excluyo a la población de colémbolos en varios microcosmos (Cuadro 4).

En el caso de los Oribatida, también incrementaron su población, y a pesar de presentar un crecimiento lento, su papel en la degradación es importante, ya que con un menor número de individuos, estadísticamente tienen el mismo efecto en su papel de desintegrador de materia vegetal (Cuadro 4).

Cuadro 2. Peso promedio (gr) registrado en hojarasca de *R. mangle* en diferentes tratamientos por la acción de *X. pseudomaritima*, Oribatida, así como la interacción entre *Xenylla* con un competidor (Oribatida) y un depredador (Mesostigmata); \pm error estándar.

Muestreo	Control	<i>Xenylla</i>	Oribatida	<i>Xenylla</i> -Mesostigmata	<i>Xenylla</i> -Oribatida
Enero	1	1	1	1	1
Marzo	0.89 \pm 0.04	0.74 \pm 0.03	0.72 \pm 0.04	0.79 \pm 0.02	0.78 \pm 0.01
Mayo	0.82 \pm 0.04	0.62 \pm 0.03	0.63 \pm 0.01	0.70 \pm 0.02	0.70 \pm 0.02
Julio	0.81 \pm 0.04	0.54 \pm 0.02	0.57 \pm 0.03	0.66 \pm 0.02	0.62 \pm 0.02
Septiembre	0.80 \pm 0.01	0.45 \pm 0.01	0.46 \pm 0.04	0.62 \pm 0.04	0.48 \pm 0.02
Noviembre	0.80 \pm 0.01	0.35 \pm 0.03	0.34 \pm 0.03	0.60 \pm 0.05	0.40 \pm 0.03
Enero	0.79 \pm 0.02	0.32 \pm 0.01	0.32 \pm 0.02	0.60 \pm 0.02	0.37 \pm 0.02

Cuadro 3. Valores de F para el Análisis de Varianza del efecto del tiempo sobre la pérdida de peso de hojarasca de *Rhizophora mangle*, en diferentes tratamientos. ** p<0-005.

	Pérdida de peso		
	g. l.	F	P
Testigo	6	31.97	**
<i>Xenylla</i>	6	429.38	**
Oribatida	6	335.98	**
<i>Xenylla</i> -Oribatida	6	447.88	**
<i>Xenylla</i> -Mesostigmata	6	85.87	**

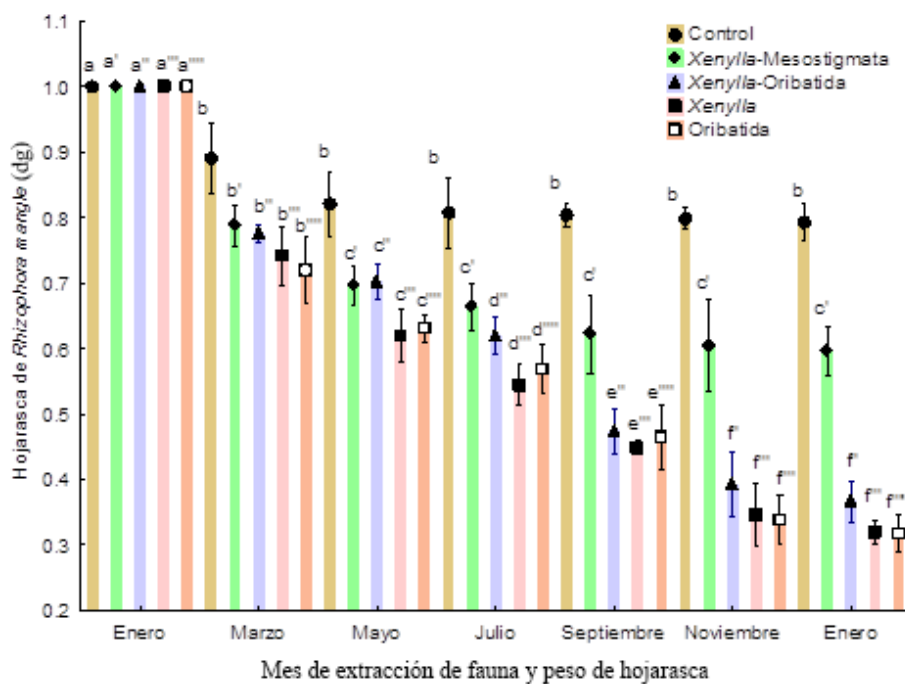


Figura 3. Degradación de hojarasca de *Rhizophora mangle*, mostrando todos los tratamientos, y el control, a lo largo de un año, letras iguales denotan diferencias no son significativas.

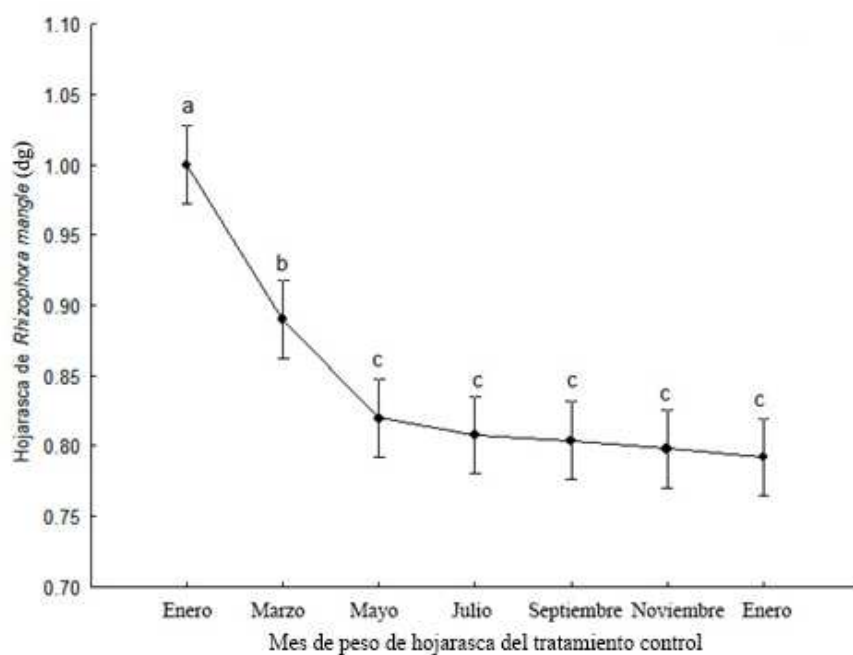


Figura 4. Pérdida de peso (dg) de hojarasca de *Rhizophora mangle*, sin microartrópodos, a lo largo de un año de peso fresco de la hojarasca.

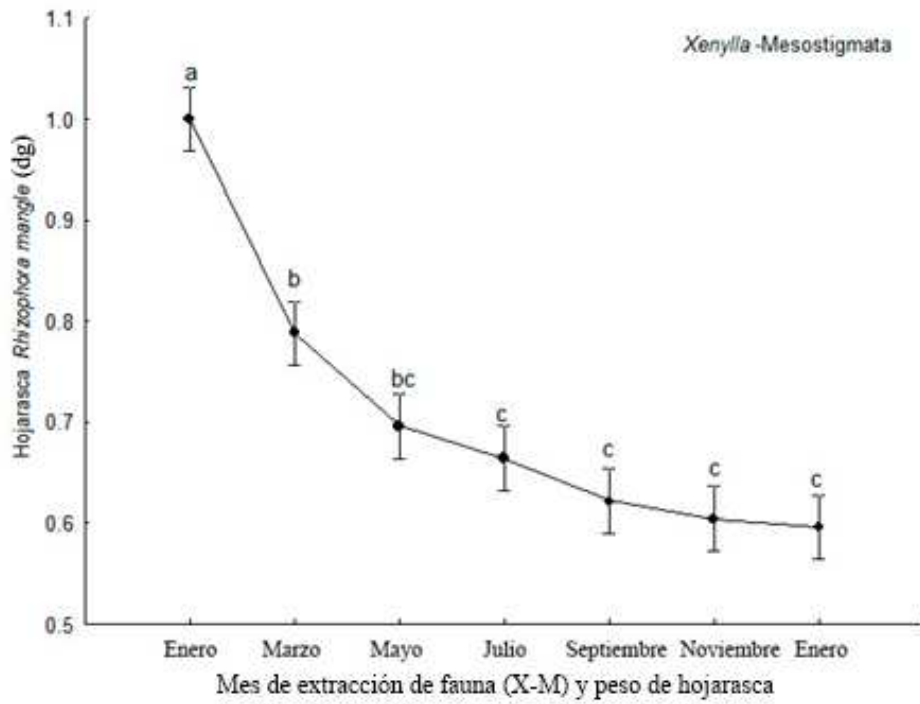


Figura 5. Pérdida de peso (dg) de hojarasca de *Rhizophora mangle*, en la interacción *X. pseudomaritima*-Mesostigmata, a lo largo de un año.

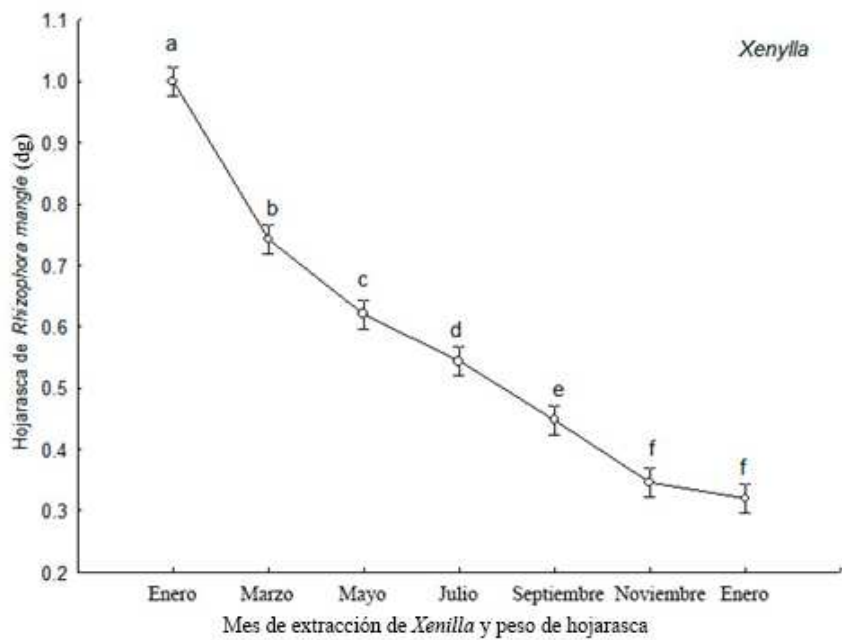


Figura 6. Pérdida de peso (dr) de hojarasca de *Rhizophora mangle*, en presencia de *X. pseudomaritima*, a lo largo de un año.

Cuadro 4. Abundancia de los diferentes grupos de microartrópodos del estudio de degradación de hojarasca de mangle de Punta Sur, Cozumel, México. *= se encontraron de 2 a 4 individuos en los cinco frascos, en promedio menos de un organismo.

Fecha de muestreo	<i>Xenylla</i>	Oribatida	<i>Xenylla</i> -Mesostigmata	<i>Xenylla</i> -Oribatida		
Enero	16	16	16	3	8	8
Marzo	302	27	22	3	18	12
Mayo	545	73	8	3	24	31
Julio	106	80	1*	1*	7	59
Septiembre	113	59	2	1*	20	38
Noviembre	31	58	1*	1*	14	23
Enero	32	44	1*	1*	18	25

Discusión

Los detritos de manglar constituyen una reserva de carbono y energía disponible en la red trófica, ya sea acuática o terrestre (Twilley *et al.* 1996). Donde ciertas algunas sustancias nutritivas, se reincorpora al medio edáfico por la acción de hongos y bacterias, así como intervención de la mesofauna, principalmente ácaros y colémbolos, al fragmentarla y degradar el sustrato y hacerlo disponible para la colonización de los anteriores microorganismos (Devi & Singh 2009).

En el caso de los microorganismos, su acción fue evidente en el tratamiento control y *X-M*, ya que en éste último, después de que el depredador terminó con sus presas, continuo una degradación fue llevada, por diferentes poblaciones de bacterias y hongos, de estos últimos observaron diferentes morfotipos, y en todos los casos no se determinó ningún microorganismos.

Como ya se mencionó, en el tratamiento control se observaron diferencias significativas en la primera toma de peso, sin embargo, después ya no se observaron diferencias, esto se debe a la acción de dos diferentes comunidades (hongos y bacterias), las que en su crecimiento pueden inhibirse mutuamente, ocasionando una lenta degradación del medio (Gessner *et al.* 2010), siendo necesaria la acción de otros organismos, en este caso de colémbolos y/o ácaros, para incrementar su actividad y eficiencia en la degradación del sustrato (Hopkin 1997).

En el tratamiento *X-M*, después de quedar, prácticamente sin organismos, se pudo constatar nuevamente la influencia de hongos y bacterias, ya que al desaparecer o disminuir

considerablemente la presa y el depredador (Cuadro 4), la acción de los microorganismos es la que lleva a cabo la degradación de la hojarasca, pero al igual que en el control, es mínima (0.02 gr), lo cual hace interpretar que la presencia de fragmentadores (en este caso los colémbolos), afectan positivamente los procesos de descomposición y degradación del sustrato, tal como lo encontraron Parkinson & Visser (1978) y Hopkin (1997).

En los tratamientos, *X*, *O* y *X-O*, se observó una pérdida de peso, de hojarasca de *R. mangle*, entre el 65 y 70%, encontrando diferencias significativas sólo hasta penúltima toma de datos; localizando dos puntos importantes.

El primero es cuando vemos la importancia de los grupos funcionales de detritívoros, donde la diversidad de especies no parece importante, sino la diversidad funcional, con lo cual afecta el proceso de fragmentación, distribución de microorganismos y degradación de la hojarasca en el ecosistema (Heemsbergen *et al.* 2004); esto se vio en el cultivos de oribátidos, donde ninguna población en particular incremento su densidad sobre las otras poblaciones, y en todos los casos de los diferentes microcosmos, se registró una pérdida de peso, similar de la hojarasca de *R. mangle*.

Aunado a lo anterior, al contemplar los cultivos entre grupos competidores, se obtuvo el mismo resultado, es decir la función de los grupos en el ecosistema es quien va a modificar los procesos ecológicos, haciéndolos más eficientes (mayor incremento en la degradación) como un grupo.

En el segundo punto importante, es la relación ecológica de competencia, donde Anderson (1978) menciona que dicha relación entre especies (fragmentadoras) de microartrópodos no existe o se enmascara por los diferentes tipos de alimentación; por ejemplo, en el campo no se llega a observar de que se alimenta particularmente la mesofauna, en cambio en condiciones de laboratorio se ha registrado, que algunas especies de colémbolos son olífagas o monófagas (Parkinson & Visser 1978, Kampichler 2004), tal es el caso de *Onychiurus armatus*, la cual tiene una preferencia de alimento del hongo *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*, sobre otros hongos del mismo ecosistema; y si a dicha sistema se integra *O. tuberculatus*, quien es de hábitos generalistas, no ocasiona un cambio en la densidad poblacional de las dos especies de colémbolos, ya que la segunda puede hacer uso de otros recursos, evitando la competencia (Sabatini & Innocenti 2000).

Es probable que algo similar ocurriera en los tratamientos de nuestro experimento, particularmente en el *X-O*, donde la preferencia por algún hongo o bacteria evita la competencia entre los descomponedores, sin embargo, se pudieron observar diferentes tipos de hifas, tanto en el grosor, la coloración y principalmente en los cuerpos fructíferos de los hongos; en el caso de las bacterias y dado su tamaño microscópico, no se puede comprobar dicha afirmación.

En los tratamientos *X* y *O* se encontró la mayor degradación de hojarasca, lo que coincide con lo que se ha registrado para especies degradadoras y fragmentadoras de hojarasca, ya sea en suelo o dosel (Rusek 1998), Scholwalter (2006), una vez que las poblaciones alcanzan la máxima densidad (dadas las condiciones ambientales y recursos alimenticios), se estabilizan; pero al disminuir el recurso, dichas poblaciones tienden a decaer, tal como ocurre en estos cultivos, donde el máximo se observó entre los cuatro y seis meses, posteriormente comenzaron a disminuir las diferentes poblaciones.

En la interacción, depredador-presa, *X. pseudomaritima*-Mesostigmata, se observa un incremento poblacional de colémbolos en los primeros 60 días, algo similar ocurre con *Folsomia fimetaria* (durante 21 días) ante el depredador *Hypoaspis aculeifer* (Aagaard et al. 1997); sin embargo a partir de este punto, entre la segunda y tercera toma de datos, la población de *X. pseudomaritima* comenzó a disminuir rápidamente, hasta prácticamente desaparecer (Cuadro 3).

Ya se mencionó previamente, que se introdujeron 3 organismos de mesostigmados, este número se determinó de acuerdo con observaciones previas, donde un número mayor de depredadores colapsaba el microcosmos (observación personal), de tal forma y dado que al extraer los individuos de los medios de cultivo se encontraron restos (secos, no mudas) de más de tres mesostigmados, se presenta la hipotética respuesta, que los depredadores además de ser voraces, presentan una amplia velocidad en la caza de las presas, lo que nos lleva al espacio del medio, el cual, en *X. pseudomaritima*, puede ser amplio para alimentarse, pero reducido para alejarse de los depredadores, desafortunadamente no se realizó algún análisis de dicho evento.

Al final del año de observación, la pérdida de peso en los cultivos no alcanzó el 100%, pero si más de un 60%, sobre todo en los tratamientos *X*, *O* y *X-O*, observando que el agotamiento del recurso lleva a la pérdida de detritos, ocasionando una disminución en la velocidad del

consumo de los recursos (Srivastava *et al.* 2009), ya sea por un decremento poblacional, como se registró en el experimento, o de tamaño corporal.

En nuestro estudio, *X. pseudomaritima*, es una especie que degrada eficientemente la hojarasca de *Rhizophora mangle*, dadas las condiciones de temperatura, humedad y recurso alimenticio, sus poblaciones aumentarían rápidamente, y de igual forma se incrementa la velocidad en la pérdida de hojarasca; ocurriendo lo mismo con los Oribatida.

Sin embargo, en el caso de la competencia, la interacción de ambos taxones, no se excluyeron entre sí, pero presentaron tasas de degradación similares a las observadas en los tratamientos *X* y *O* (Fig. 6). Anderson (1978) encontró que no existe competencia entre dos especies de oribátidos, llegando a concluir que dado el tamaño y hábitos de alimentación entre los microartrópodos la competencia es nula.

En muchos sistemas de manglares los cangrejos son considerados, como un grupo esencial al inicio del proceso de fragmentación (Watson 1928), sin embargo en el caso de Cozumel, y durante las diferentes fechas de colecta, sólo se observaron algunos cangrejos, no más de 20 individuos, así como el avistamiento de caracoles y pequeños mamíferos como mapaches (*Procyon pygmaeus*) y coatíes (*Nasua narica ssp. nelsoni*), que en conjunto pueden realizar la fragmentación mecánica inicial, y posteriormente los microartrópodos, en este caso ácaros y colémbolos, que realizan la degradación indirecta de la hojarasca, además de incorporar distintos nutrientes al sistema edáfico a través de sus propios residuos, como sus pellets y/o exuvias, resultando importantes para la formación y mantenimiento del ecosistema (Coleman *et al.* 2004).

Aunado a lo anterior y enfocándolo en los diseños experimentales, se encontró en diferentes tratamientos, principalmente en el *X* y *O*, bastantes residuos biológicos; en el caso del microcosmos de *X. pseudomaritima* fueron exuvias (sin cuantificar), y en Oribatida de pellets, los cuales llegaron a constituir, en promedio, en la pérdida de peso desde 0.15 gr en *X. pseudomaritima* y 0.25 gr en Oribatida. Tales residuos son importantes, ya que reintegran diferentes elementos bioquímicos al medio edáfico (Coleman *et al.* 2004), y en el caso de los manglares, en época de secas ayudan al crecimiento del bosque.

Sin embargo, y muy probablemente, en lluvias estos elementos son arrastrados a los mares, incrementando la producción primaria en las zonas costeras, particularmente donde

predominan los sistemas coralinos (Flores-Verdugo *et al.* 2007), desafortunadamente no se llevó a cabo un peso sistemático de estos restos (sólo se pesó a partir de la cuarta toma de datos), ni se analizó la estructura de los mismos, de tal forma que es necesario hacer un análisis más detallado de estos últimos resultados.

Conclusiones

Xenylla pseudomaritima, una especie de colémbolo, que en condiciones controladas de laboratorio, es un buen degradador de hojarasca de *Rhizophora mangle*.

Comparándolo con oribátidos, ya sea solos o interactuando con ellos, no existen diferencias significativas entre ambos grupos, y tampoco muestran algún tipo de exclusión, lo que da como resultado la ausencia de competencia; pero si se aprecia, un aumento poblacional, principalmente en *X. pseudomaritima*, hasta que el recurso alimenticio disminuye, ocasionando que disminuya su población.

En una interacción depredador-presa, los mesostigmátidos al incrementar su número poblacional, de tres individuos a cuatro o más, acabaron con *X. pseudomaritima* en un promedio de 60 días.

Bibliografía

- Aagaard, J., N. Holst, T. Hamers & P. Henning. 1997. Simulation of the predator-prey interactions in a two species ecotoxicological test system. *Ecological modelling*, 101: 15-25.
- Anderson, J. M. 1978. Competition between two unrelated species of soil Cryptostigmata (Acari) in experimental microcosms. *Journal of Animal Ecology*, 47: 787-803.
- Baldrian, P. & J. Gabriel. 2006. Lignocellulose degradation by *Pleutorus ostreatus* in presence of cadmium. *FEMS Microbiology Letters*, 220: 235-240.
- Bandyopadhyaya, I. & D. K. Choudhuri. 2002. Laboratory observations on the biology of *Xenylla welchi* (Collembola: Hexapoda): Proceedings of the Xth international colloquium on apterigota, České Budějovice 2000: Apterigota at the beginning of the third millenium. *Pedobiologia*, 46: 311-315.

- Benner, R. & R. E. Hodson. 1985. Microbial degradation of the leachable and lignocellulosic components of leave and wood from *Rhizophora mangle* in a tropical mangrove swamp. *Marine Ecology*, 23: 221-230.
- Bengtsson, G. & S. Rundgren. 1983. Respiration and Growth of a fungus, *Mortierella isabellina*, in response to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola). *Soil Biology and Biochemistry*, 15: 469-473.
- Cayuela, L. & I. Granzow- de la Cerda. 2012. Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales. *Ecosistemas*, 21: 1-5.
- Christiansen, K. A. 1967. Competition between collembolan species in culture jars. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 3: 439-462.
- Christiansen, K. A., M. Dole, M. Kahlert & D. Gobaleza. 1992. Interspecific interactions between collembolan populations in culture. *Pedobiologia*, 36: 274-286.
- Coleman, D. C., D. A. Crossley Jr. & P. F. Hendrix. 2004. Fundamentals of Soil Ecology. Elsevier, Academic press, San Diego, USA.
- Del Valle, J.I. 2003. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del Pacífico sur colombiano. *Interciencia*, 28: 443-449.
- Devi, K. S. & T. B. Singh. 2009. Leaf litter decomposition, abiotic factors and population of microarthropods in a sub-tropical forest ecosystem, Manipur, North East India. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 35: 365-368.
- Flores-Verdugo, F. J., C. Agraz & D. Benitez. 2007. Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. In: Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos de México. (Ed). O. Sánchez, M. Herzing, E. Peters, R. Márquez & L. Zambrano. Instituto Nacional de Ecología, México. 147-166 p.
- García-Gómez, A., G. Castaño-Meneses, M. M. Vázquez-González & J. G. Palacios-Vargas. 2014. Mesofaunal arthropod diversity in shrub mangrove litter of Cozumel Island, Quintana Roo, México. *Applied Soil Ecology*, 38: 44-50.
- Gessner, M. O., C. M. Swan, C. K. Dang, B. G. McKie, R. D. Bardgett, D. H. Wall & S. Hättenschwiler. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 372-380.

- Heemsbergen, D. A., M. P. Berg, M. Loreau, J. R. van Hal, J. H. Faber & H. A. Verhoef. 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science*, 306:1019-1020.
- Hopkin, S. P. 1997. *Biology of Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press. New York. 330 p.
- Kampichler, C., J. Rolschewski, D. P. Donnelly & L. Bobby. 2004. Collembolan grazing affects the growth strategy of the cord-forming fungus *Hypholoma fasciculare*, 36: 591-599.
- Li, D., S. Peng & B. Chen. 2013. The effects of leaf litter evenness on decomposition depend on which plant functional group is dominant. *Plant Soil*, 365: 255-266.
- Mebes, K.-H. & J. Filser. 1998. Does the species composition of Collembola affect nitrogen turnover?. *Applied Soil Ecology*, 9: 241-247.
- Parkinson, D. & S. Visser. 1978. Effects of collembolan grazing on fungal colonization of leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 11: 529-535.
- Rusek, J. 1998. Biodiversity on Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1207-1219.
- Sabatini, M. A., & G. Innocenti. 2000. Soil-borne plant pathogenic fungi in relation to some collembolan species under laboratory conditions. *Mycological Research*, 104: 1197-1201.
- Scholwalter, T. D. 2006. *Insect ecology, an ecosystem approach*. Academic Press, Canada. Second Edition 572 pp.
- Seastedt, T. R. & D. A. Crossley jr. 1980. Effects of microarthropods on the seasonal dynamics of nutrients in forest litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 12: 337-342.
- Sharma, G. D. & L. J. Metz. 1976. Biology of the Collembola *Xenylla grisea* Axelson and *Lepidocyrtus cyaneus* f. *cineus* Folsom. *Ecological Entomology*, 1: 209-212.
- Srivastava, D. S., B. J. Cardinale, A. L. Downing, J. Emmett Duffi, C. Jouseau, M. Sankaran & J. P. Wright. 2009. Diversity has stronger top-down than bottom-up effects on decomposition. *Ecology*, 4: 1073-1083.
- StatSoft, Inc., 2007. *Statistical User Guide. Complete Statistical System Statsoft*. Oklahoma. Version 8.0. www.statsoft.com

- Twilley, R.R., S. C. Snedaker, A. Yañez-Arancibia & E. Medina. 1996. Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Estuaries: Perspectives of Mangrove Ecosystems, in: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E. Salas O.E. Schulze, E.D. (Eds), *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. John Wiley & Sons Ltd, UNEP, pp. 327-370.
- Yang, X., Z. Yang, M. W. Warren & J. Chen. 2012. Mechanical fragmentation enhances the contribution of Collembola to leaf litter decomposition. *European Journal of Soil Biology*, 53: 23-31.
- Watson, J. O. 1928. Mangrove forest of the Malay Peninsula. *Malayan Forest Record*, 6: 1-275.

4. Conclusiones finales

Los manglares de Cozumel, particularmente los de Punta Sur, se colectaron, 90, 800 artrópodos, divididos en 30 órdenes, siendo oribátidos (61.8 %) y colémbolos (14%) los más abundantes; estos dos grupos presentaron diferentes densidades poblacionales a lo largo del año, siendo septiembre (época de lluvias) donde mostró la mayor densidad de Oribatida y Collembola (714 ± 1.78 y 220 ± 0.68 ind/m² respectivamente).

En el caso de los colémbolos se encontraron 13, 673 ind., divididos en 14 familias, 33 géneros y 53 especies, 14 especies más que las registradas por Cutz-Pool y Vázquez-González (2012), siendo las de mayor densidad poblacional *Lepidocyrtus ca. floridensis* (15%), *Hemisotoma thermophila*, *Xenylla yucatanana* (ambas con 14%), *Proisotoma ca. bulba* (13%) y *X. pseudomaritima* (10%).

Como ya se comentó, en la época de lluvias se encontró la mayor diversidad de colémbolos (50 spp.), y entre los manglares, el dominado por *Rhizophora mangle*, presentó el mayor número de especies (46) en comparación al dominado por *Avicennia nitida* (41).

Con lo anterior, se llega a la conclusión de la importancia de la humedad, tanto relativa como general, como un factor involucrado con el incremento de la biodiversidad de Collembola.

En el caso de la fragmentación y degradación de hojarasca de *Rhizophora mangle*, se observa la importancia de los grupos funcionales, sobre la diversidad de especies, esto se observó en los diferentes tratamientos, en el caso de *X. pseudomaritima* y Oribatida no se observaron diferencias significativas en la degradación de la hojarasca. Cuando se combinaron ambos tratamientos, y después de 10 meses de tratamiento, la degradación que se dio, fue la misma (estadísticamente), que en los tratamientos por separado.

No ocurre lo mismo en la depredación donde Mesotigmata, acabó con sus presas (*X. pseudomaritima*) en el transcurso de cuatro meses, por lo que la degradación de la hojarasca es por medio de microorganismos.

5. Bibliografía

- Adams, D. A. 1963. Factors influencing vascular plant zonation in North Carolina salt marshes. *Ecology*, 44:445-456.
- Ball, M. C. & G. D. Farquhar. 1984. Photosynthetic and stomatal responses of two mangrove species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to long-term salinity and humidity conditions. *Plant Physiology*, 74:7-11.
- Brand, R.H. & C.P. Dunn. 1998. Diversity and abundance of springtails (Insecta: Collembola) in native and restored tallgrass prairises. *American Midland Naturalist*, 139: 235-242.
- Bandyopadhyaya, I. & D. Kumar. 2002. Laboratory observations on the biology of *Xenylla welchi* (Collembola:Hexapoda): Proceeding of the Xth International Colloquium on Apterygota, České Budějovice 2000: Apterygota at the beginning of the third Millennium. *Pedobiologia*. 46: 311-315.
- Beard, K.H., K.A. Vogt, D.J. Vogt, F.N. Scatena, A.P. Covich, R. Sigurdardottir, T.G. Siccama & T.A. Crowl. 2005. Structural and functional responses of a subtropical forest to 10 years of hurricanes and droughts. *Ecological Monographs*. 75: 345-361.
- Bellinger, P.F., K.A. Christiansen & F. Janssens. 1996-2012. Checklist of the Collembola of the World <http://www.collembola.org>
- Block, W., N.R. Webb, S. Coulson, I.D. Hodkinson & M.R. Worland. 1994. Thermal adaptations in the arctic collembolan *Onychiurus arcticus* (Tullberg). *Journal of Insect Physiology*. 40: 715-722.
- Burn, A.J. 1984. Life cycle strategies in two Antarctic Collembola. *Oecologia*. 64: 223-229.
- Carranza, E. A., E. M. Gutiérrez & T. R. Rodríguez. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 2:81-88.
- Castro-Díez, P., P. Villar-Salvador, C. Pérez-Rontomé, M. Maestro-Martínez & G. Monserrat-Martí. 1997. Leaf morphology and leaf chemical composition in three *Quercus* (Fagaceae) species along a rainfall gradient in NE Spain. *Trees*, 11: 127-134.
- Christiansen, K.A. 1992. Las colas de resorte. Palacios-Vargas (trad). *Mundos Subterráneos*. 9: 1-10.

- Coleman, D. C., D. A. Crossley Jr. & P. F. Hendrix. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Elsevier, Academic press, San Diego, USA
- Coulson, S.J., I.D. Hodkinson, N.R. Webb & J.A. Harrison. 2000. Survival of terrestrial soil-dwelling arthropods on and in seawater: implications for trans-oceanic dispersal. *Functional Ecology*, 16: 353-356.
- Cutz-Pool, L.Q. 2003. Colémbolos edáficos de dos agrosistemas de San Salvador, Hidalgo. *Tesis de Maestría en Ciencias (Sistemática)*. Facultad de Ciencias UNAM. pp. 99.
- Day, J. W., W. H. Conner, F. Ley-Lou, R. H. Day & A. Machado-Navarro. 1987. The productivity and composition of mangrove forest, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany*, 27:267-284.
- Fonseca-Parra, J. 2010. Diversidad de Collembola (Hexapoda) en la playa de Ceuta, Elota, Sinaloa, México. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Sinaloa, México. 71 pp.
- Fountain, M.T. & S.P. Hopkin. 2005. *Folsomia candida* (Collembola): A “Standard” Soil Arthropod. *Annual Reviews of Entomology*, 50: 201-222.
- Gange, A. C. & V. K. Brown. 2002. Soil food web components affect plant community structure during early succession. *Ecological Research*, 17:217-227.
- Hopkin, S.P. 1997. *Biology of the springtail (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press.
- Hopkin, S.P. 2002. Collembola. *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker (Ed.) United Kingdom.
- Hossain, M. & Fazlul A.K. 2008. Litter production and decomposition in mangroves- a Review. *Indian Journal Forest*, 31: 227-238.
- Jordana, R., J.I. Arbea, C. Simón & M.J. Lucíañez. 1997. *Collembola Poduromorpha*. In *Fauna Iberica Vol. 8*. (Ramos, M. A. et al. eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.
- Larsen, T., P. Schjønning, & J. Axelsen. 2003. The impact of soil compaction on euedaphic Collembola. *Applied Soil Ecology*, 26: 273-281.
- Leinaas, H.P. & W.G. Ambrose. 1992. Utilization of different foraging habitats by the purple sandpiper *Calidris maritima* on a Spitsbergen beach. *Fauna Norvegica*. 15: 85-91
- López, J. & E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Maderas y Bosques*, número especial: 27-51

- Lugo, A. E. & S. C. Snedaker. 1974. The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5:39-64.
- Mertens, J., L. Beladjal, F. Janssens & P. Mattys. 2007. Pitfall trapping in flooding habitats: a new technique reveals *Archisotoma pulchella* (Collembola: Isotomidae) as new to the Belgian fauna. *Belgian Journal of Zoology*, 137: 177-181.
- Mikola, J., G. W. Yeates, D. A. Wardle, G. M. Barker & K. I. Bonner. 2001. Response of soil food-web structure to defoliation of different plant species combination in an experimental grassland community. *Soil Biology & Biochemistry*, 33:205-214.
- Navarrete, A. de J. & J. J. Oliva-Rivera. 2002. Litter production of *Rhizophora mangle* at Bacalar chico, Southern Quintana Roo, México. *Universidad y Ciencia*, 36:79-86.
- Netto, S.A. & F. Gallucci. 2003. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. *Hydrobiologia*, 505: 159-170
- Parkinson, D., S. Visser, & J.B. Whitaker. 1979. Effects of collembolan grazing on fungal colonization of leaf litter. *Soil Biology and Biochemic*. 11: 529-535
- Potapov, M.B., Y. Bu & Y. Gao. 2011. First record of the littoral family Isogastruridae (Collembola) in Asia. *Zookeys*, 136: 23-29.
- Ricklefs, R. E. & R. E. Latham. 1993. Global patterns of diversity in mangrove floras. *Species diversity in ecological communities* (ed. by R. E. Ricklefs and D. Schuller), University of Chicago Press, Chicago.
- Rusek, J. 1998. Biodiversity on Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*. 9: 1207-1219.
- Rusek, J. & V.G. Marshall. 2000. Impacts of airborne pollutants on soil fauna. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 31: 395-423.
- Schowalter, T.D. 2006. Insect ecology, an ecosystem approach. Academic Press, Elsevier.
- Thibaud, J.-M. 2007. Recent advances and synthesis in biodiversity and biogeography of arenicolous Collembola. *Annales de la Société Entomologique de France*, 43:181-185.
- Thibaud, J.-M. & J.G. Palacios-Vargas. 2001. Collemboles interstitiels des sables littoraux du Mexique (Collembola). *Revue Française d'Entomologie*, 23: 181-184.
- Tissaux, J.C. 1996. Une revue bibliographique des principaux mécanismes pédogénétiques pour caractériser le rôle du bois raméal fragmenté (BRF) dans le processus

- d'humification. Publication n° 60, Groupe de la Coordination sur les bois Raméaux, Université Lavat, Québec Canada.
- Trejo-Torres, J. C., R. Durán & I. Olmsted. 1993. Manglares de la Península de Yucatán. Pp 660-672. In: Salazar-Vallejo, S. y E. González. (Eds) Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO/CIQROO, México.
- Twilley, R. R., R. H. Chen & T. Hargis. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, Soil, and Pollution*, 64:265-288.
- Twilley, R.R., S. C. Snedaker, A. Yañez-Arancibia & E. Medina. 1996. Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Estuaries: Perspectives of Mangrove Ecosystems, In: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E. Salas O.E. Schulze, E.D. (Eds), Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective. John Wiley & Sons Ltd, UNEP.
- Valiela, I., J.M. Teal, S.D. Allen, R.V. Etten, D. Goehringer & S. Volkmann. 1985. Decomposition in salt marsh ecosystems: the phases and major affecting disappearance of aboveground organic matter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 89: 29-54.
- Wang, S. & H. Ruan. 2011. Effects of soil mesofauna and microclimate on nitrogen dynamics in leaf decomposition along an elevation gradient. *African journal of Biothechnology*, 10: 6732-6742.
- Wardle, D. A. 2006. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters*, 9: 870-886.
- Whigham, D. F., I. Olmsted, E. C. Cano & M. E. Harmon. 1991. The impact to hurricane Gilbert on trees, litter fall and woody debris in a dry tropical forest in the Northeastern Yucatan Peninsula. *Biotropica*, 23: 434-441.
- Witteveen, J., H.A. Verhoef & J.P.W. Letschert. 1987. Osmotic and ionic regulation in marine littoral Collembola. *Journal of Insect Physiology*, 33: 59-66.
- Woodroffe, C. D. 1990. The impact of sea-level rise on mangrove shoreline. *Progress in physical geography*, 14: 483-502.