Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos

José Ramos-Zapata
Victor Parra-Tabla
Jorge Leirana-Alcocer
Alejandra González-Moreno
Xavier Chiappa-Carrara (*eds.*)

SIIES
Secretaría de Investigación, Innovación y Educación Superior
Comprometidos con tu bienestar
2012 • 2018
CONANP
CONACYT
prodep

Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

D.R. © Secretaría de Investigación, Innovación y Desarrollo Tecnológico del Estado de Yucatán, 2017
Parque Científico y Tecnológico de Yucatán - Edificio de Vinculación
Tablaje Catastral 34338, km 5.5 Carretera Sierra Papacal - Chuburná Puerto, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, C.P. 97302
Tels. (999)938-0400, (999)938-0451 y (999)924-8497
www.siies.yucatan.gob.mx

© Universidad Autónoma de Yucatán, 2017
Calle 60 No. 491-A por 57, Centro
Mérida, Yucatán, México, C.P. 97000
www.uady.edu.mx

© Universidad Nacional Autónoma de México, 2017
Unidad Académica de Ciencias y Tecnología de la UNAM en Yucatán
Puerto de Abrigo s/n, Sisal, Hunucmá, Yucatán, México, C.P. 97356
Tel. (988)931-1000
www.uay.unam.mx

Diseño de portada: Diana Fabián Méndez
Diseño y formación de interiores: Diana Fabián Méndez
Fotografía de portada: Luis Salinas Peba

Prohibida la reproducción parcial o total de la obra por cualquier medio sin la autorización por escrito del titular de los derechos patrimoniales.

ISBN 978-607-97176-7-4

Hecho en Mérida - México
Made in Merida - Mexico

Los editores agradecen a los autores por su contribución a este volumen. Esta obra es el resultado de los apoyos otorgados por el Programa para el Desarrollo Profesional Docente tipo superior (PROMEP/103.5/12/2117 y 103.5/13/9359), Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-DGAPA-UNAM IN219515) y por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-CB-84112) al Cuerpo Académico de Ecología Tropical de la Universidad Autónoma de Yucatán. También se agradece a las autoridades de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas las facilidades prestadas para realizar el trabajo de campo en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Agradecemos a la Secretaría de Investigación, Innovación y Desarrollo Tecnológico del Gobierno del Estado de Yucatán, a la Universidad Autónoma de Yucatán y a la Universidad Nacional Autónoma de México todas las facilidades prestadas para la edición de este libro.

Prólogo

Desde el inicio de la humanidad, el hombre y la mujer se han articulado a la naturaleza, formando parte de los diversos ecosistemas. Las sociedades han transitado del modo de subsistencia a uno más complejo (industrial), donde el aprovechamiento ha pasado de un valor de uso a un valor de cambio; el hombre en busca del poder, dominio y control sobre la "otredad" ha creado sociedades dominantes y dominadas. Esta articulación compleja entre el fenómeno social y natural, en el contexto temporal, ha conllevado transformaciones ambientales notables, de hecho la población humana y la economía crecen exponencialmente y los recursos naturales NO, por lo que pensar en diversas estrategias que mitiguen y restablezcan los ecosistemas afectados resulta de importancia global. Una de estas estrategias es la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANPs).

En México, el México profundo con una tradición milenaria de manejo y conservación comunitaria de recursos naturales entró en contradicción con el crecimiento de las grandes ciudades y la pérdida de grandes extensiones forestales y por consiguiente de ecosistemas y diversidad biológica, aunado a los procesos de privatización de tierras que al cambiar el uso del suelo impactaron de manera considerable la diversidad biológica y cultural. Ante esta situación, desde el siglo XIX el Estado Mexicano ha mostrado cierto interés por la conservación de recursos naturales e inició formalmente en 1876 la protección del Desierto de los Leones, cuyo propósito fue asegurar la conservación de 14 manantiales que abastecen de agua a la Ciudad de México.

Desde ese primer inicio de conservación de un territorio, en el siglo XIX hasta la fecha, la conservación de la

diversidad biológica ha pasado por varias etapas, desde los primeros parques nacionales hasta las Reservas de la Biósfera, de hecho "…a partir de los años setentas se inicia una nueva etapa donde la conservación se enfoca de manera más importante, por un lado a conservar la biodiversidad, y como complemento a los servicios ambientales o ecológicos; y por el otro a la incorporación expresa de las comunidades humanas al modelo a través de las reservas de la biósfera. Resulta evidente que el futuro de las ANPs requirió de un compromiso para lograr niveles dignos de bienestar para los residentes, de quienes, a la vez, depende la capacidad de éstas para seguir ofreciendo sus servicios ambientales, de ecoturismo, etc. Esto ocurría al tiempo que, lamentablemente, se subsidiaba ampliamente y como política pública la destrucción de ecosistemas en todo el país y sobre todo la ganaderización de importantes extensiones de selvas" (http://www.conanp.gob.mx/quienes_somos/historia.php).

En este contexto de conservación de la diversidad biológica durante el periodo de Gobierno del Lic. José López Portillo (1977-1982) se decretó el 26 de junio de 1979, según el Diario Oficial de la Federación el Refugio de Fauna silvestre, con extensión de 47, 840 has, abarcando cuatro localidades de la Costa Norte de Yucatán, San Felipe, Río Lagartos, Las Coloradas y El Cuyo, años después es modificado su decreto a Reserva Especial de la Biósfera y en el año 2000 como Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. En 1986, México firma su acceso al convenio sobre Humedales de Importancia Internacional (RAMSAR) y la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos es anexada a este convenio.

La Reserva de la Biósfera Ría Lagartos desde su decreto en la década de los 70 ha sido estudiada desde diversos ángulos que abarcan estudios de ciencias sociales y biológicas, y la generación de conocimiento sobre los recursos naturales, suelo, flora y fauna son siempre necesarios para evaluar el estado actual en que se encuentra el territorio en términos biológicos y ecológicos. Es por esto que el trabajo de investigación sobre los aspectos del medio físico, medio biótico, interacciones, diversidad, recopilados en 18 capítulos en el libro Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, editado por los biólogos, José Ramos Zapata, Víctor Parra Tabla, Jorge Leirana Alcocer, Alejandra González Moreno y Xavier Chiappa Carrara, reviste importancia académica, ya

que logran integrar los conocimientos biológicos y ecológicos generados a través de investigaciones de un número considerable de investigadores de diversas instituciones académicas y científicas.

El libro nos lleva a través de sus páginas y de las narraciones emotivas de sus autores al conocimiento sobre el estado actual de la vegetación, donde uno de los autores señala que "…la vegetación es un ente vivo y dinámico, pero también puede concebirse como un documento en el que queda registrada la historia ambiental de una región geográfica. La vegetación responde principalmente a las condiciones climáticas, da constancia de las variaciones del suelo, así como de incendios y otras catástrofes e incluso de las actividades humanas". En el caso de la fauna, es fascinante conocer que existe en los estudios ecológicos las interacciones, visitantes florales y redes de interacción, donde las abejas son tan importantes como las aves, como el caso de los colibríes. También el saber que los murciélagos frugívoros y polinectarívoros, son el segundo grupo más diverso de mamíferos y que contribuyen a generar beneficios a los ecosistemas participando activamente en el reciclaje de nutrientes y energía en los mismos. La información es tan amplia y variada sobre flora y fauna (peces, cocodrilos, insectos), que resulta difícil hablar de todas, aunque en realidad nos quedamos con el deseo de saber más sobre todo de los pequeños mamíferos, de los felinos y ungulados, así como de la población existente de ofidios.

A pesar de que los autores mencionan en sus trabajos el impacto antropogénico en los diversos ecosistemas, como es el caso de la presencia y concentración de hidrocarburos aromáticos que son considerados como los más tóxicos y que fueron detectados en la estero de la ría de lagartos, la relación sociedad-naturaleza se diluye en las aportaciones más biológicas y ecológicas, solo en dos capítulos se dialoga sobre la historia de la Reserva y la importancia y complejidad en el manejo de los recursos naturales en las ANPs. Es de mencionar que la complejidad está expuesta a lo largo del libro, sobre todo en la diversidad biológica, incluyendo al animal humano que ha logrado transformar ecosistemas a agroecosistemas y que ha llevado al borde de la destrucción de ecosistemas completos.

Está claro que los editores tienen bien marcado el rumbo de la aportación al

conocimiento sobre el estado actual y perspectivas sobre el manejo y conservación de los recursos naturales de los ecosistemas costeros. La parte sociocultural, económica y política será objetivo de otra publicación donde se aborden estos temas. Estas dos visiones complementarias, aportadas por las ciencias duras (biología y ecología) y las blandas (sociología, antropología, educación, psicología) sería fuente de información científica valiosa para los tomadores de decisiones de las mismas administraciones de las ANPs, así como para las instituciones de gobierno estatal y municipal, además de ser fuente de información valiosa para científicos, académicos, y toda persona interesada en conocer la diversidad de ecosistemas que hay en la costa de Yucatán.

Mi reconocimiento a los editores e investigadores que con sus aportaciones, producto de sus proyectos de investigación y de sus "habitus academicus", así como el apoyo de sus instituciones de trabajo lograron concretar un producto académico y propositivo sobre la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

Wilian de Jesús Aguilar Cordero

X´matkuil, Mérida, Yucatán

Índice de autores

- Alejandra Aguillón Negreros
Secretaria de Desarrollo Urbano y Participación Social
e-mail: ale.aguillon-n@gmail.com

Alejandra González Moreno
Instituto Tecnológico Nacional. Campus Conkal
e-mail: gonzalezmor@gmail.com

- Alejandro Kong-Luz
Laboratorio de Biodiversidad. Universidad Autónoma de Tlaxcala
e-mail: akongluz@hotmail.com

- Angel Patrón
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: jeffersonairplane65@hotmail.com

- Carmen Delgado
Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (campus Morelia). Universidad Nacional Autónoma de México
e-mail: meladc56@yahoo.com.mx

- Celia Sélem Salas
Departamento de Zoología. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: ssalas@correo.uady.mx

- Conchita Alonso
Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigación Científica
e-mail: conalo@ebd.es

- Cristóbal E. Cáceres G. Cantón
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
e-mail: ccaceres@conanp.gob.mx

- Felipe G. Be Estrella
Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
e-mail: felipe.bee@semarnat.gob.mx

- Francisco Bautista
Centro de Investigación en Geografía Ambiental (campus Morelia). Universidad Nacional Autónoma de México
e-mail: leptosol@ciga.unam.mx

- Gema Galindo-Flores
Laboratorio de Micorrizas, CICB. Universidad Autónoma de Tlaxcala
e-mail: gemagalindo@msn.com

- Guadalupe Santiago Martínez
Laboratorio de Micorrizas, CICB. Universidad Autónoma de Tlaxcala
e-mail: gsmico@hotmail.com

- Hugo Delfín González
Unidad de Posgrado e Investigación. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: gdelfin@correo.uady.mx

- Irving R. Vargas Solís
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: irving.uady@gmail. com

- José Carlos Cervera Herrera
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: carlos.cervera@correo.uady.mx

- José R. Cerdeño Vazquez
Sistemática, Ecología y Manejo de Recursos Acuáticos. El Colegio de la Frontera Sur
e-mail: rcerdenov@ecosur.mx

- Jorge Leirana Alcocer
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: jleirana@correo.uady.mx

- Jorge A. Navarro Alberto
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: jorge.navarro@correo.uady.mx

- José A. Ramos Zapata
Departamento de Ecología Tropical, Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: aramos@correo.uady.mx

- Juan Tun Garrido
Departamento de Botánica. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: tgarrido@correo.uady.mx

- Laura Hernández Cuevas
Laboratorio de Micorrizas, CICB, Universidad Autónoma de Tlaxcala
e-mail: fungicuevas@hotmail.com

- Lizbeth Chumba Segura
Departamento de Zoología. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: csegura@coreo.uady.mx

- Lorena Tzab Hernández
Departamento de Zoología. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: lath217@hotmail.com

- Luis Abdala Roberts
Departamento de Ecología Tropical, Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: turcotoman@hotmail.com

- Luisa A. Ríos Candila
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: luisa_candila@hotmail.com

- Luis A. Salinas Escobar
Laboratorio de Micorrizas, CICB, Universidad Autónoma de Tlaxcala
e-mail: hipnos_666@hotmail.com

- Luis Salinas Peba
Laboratorio de Ecología. Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación Sisal, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México
e-mail: shamanek23@yahoo.com

María José Campos Navarrete
Instituto Tecnológico de Tizimín
e-mail: majocn7@gmail.com

- Manuel B. Crespo
Instituto Universitario de Investigación, CIBIO. Universidad de Alicante
e-mail: crespo@ua.es

- Miguel Peña Tun
Departamento de Zoología. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: kzupiscis7@hotmail.com

- Mitzi A. Olvera Morales
Universidad Autónoma de Chiapas
e-mail: mitalem@hotmail.com

- Nataly Celaya
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: natcelaya@gmail.com

- Oscar Frausto Martínez
Universidad de Quintana Roo
e-mail: ofrausto@correo.uqroo.mx

- Pamela Medina
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: p.medina.berkum@gmail.com

- Patricia Guadarrama
Laboratorio de Ecología. Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación Sisal, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de México.
e-mail: pguadarrama@ciencias.unam.mx

- Patricia Téllez Quiñones
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán.
e-mail: patotq@gmail.com

- Pedro F. Góngora Góngora
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: pgongora@yahoo.com.mx

- Rafael Robles de Benito
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
e-mail: robles@conanp.gob.mx

- Raiza J. Castillo Argáez
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: raizajcastilloar@ufl.edu

- Ricardo Aldana Blanco
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: pantherdemaconha@hotmail.com

- Roberto C. Barrientos Medina
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: rcarlos@correo.uady.mx

- Rommel Moo Aldana
Departamento de Ecología Humana. Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Instituto Politécnico Nacional
e-mail: movi86@hotmail.com

- Rosabel Juárez Barradas
Laboratorio de Micorrizas, CICB. Universidad Autónoma de Tlaxcala
e-mail: shamilar_rfa@hotmail.com

- Sachiko Chiriguchi Murayama
Consultor ambiental independiente
e-mail: chiriguchi@gmail.com

- Santiago Bordera
Instituto Universitario de Investigación, CIBIO. Universidad de Alicante
e-mail: s.bordera@ua.es

- Silvia Castillo Argüero
Departamento de Recursos Naturales. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México
e-mail: silcas@ciencias.unam.mx

- Víctor M. Cobos-Gasca
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: cgasca@correo.uady.mx

- Victor Parra Tabla
Departamento de Ecología Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán
e-mail: ptabla@correo.uady.mx

- Yameli Aguilar
Instituto Nacional de Investigaciones
e-mail: yaguilarduarte@gmail.com

Índice

1. Medio Físico

1.1.CAPITULO 1. Historia y situación actual de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.
Cristóbal E. Cáceres G. Cantón y Rafael Robles de Benito.....13

1.2.CAPITULO 2. El medio físico: Clima, geoformas, suelos y agua.
Francisco Bautista, Jorge Leirana, Yameli Aguilar, Carmen Delgado y Oscar Frausto.....20

1.3.CAPITULO 3. Estado de conservación de la Vegetación.
Sachiko Chiriguchi Murayama y Luis Salinas-Peba.....40

1.4.CAPITULO 4. Hidrocarburos en sedimentos recientes.
Pedro F. Góngora-Góngora, Víctor M. Cobos-Gasca y Roberto C. Barrientos-Medina.....67

2. Medio Biótico

2.1.CAPITULO 5. Estructura de la vegetación de la selva baja caducifolia y de la selva baja inundable.
Patricia Guadarrama, Luis Salinas-Peba y Silvia Castillo-Argüero.....86

2.2.CAPITULO 6. Fenología de floración y visitantes florales de especies herbáceas.
Víctor Parra-Tabla, Luis Abdala-Roberts Patricia Téllez, Nataly Celaya, Luis Salinas-Peba y Conchita Alonso.....104

2.3.CAPITULO 7. Tres especies de arbustos como "constructoras" de hábitat en el matorral costero.
Jorge L. Leirana Alcocer, Luisa A. Ríos Candila, Francisco Bautista, Jorge A. Navarro Alberto, y Manuel B. Crespo.....122

2.4.CAPITULO 8.Respuestas ecofisiológicas de plantas cactáceas: Fijación de CO_2, productividad y supervivencia.
J. Carlos Cervera Herrera, Raiza J. Castillo Argáez e Irving R. Vargas Solís.....139

2.5.CAPITULO 9. Hongos micorrizógenos: organismos clave para la vegetación.
José Ramos-Zapata, Patricia Guadarrama, Laura Hernández-Cuevas, Luís A. Salinas Escobar, Ángel Patrón, Gema Galindo-Flores, Alejandro Kong-Luz, Guadalupe Santiago-Martínez y Rosabel Juárez Barradas.....159

3. Biodiversidad

3.1.CAPITULO 14. Diversidad de insectos parasitoides: avispas Ichneumonidae
Alejandra González-Moreno, Hugo Delfín-González y Santiago Bordera.....178

3.2.CAPITULO 15. Riqueza y abundancia de los murciélagos en las selvas secas
Celia Sélem-Salas y Juan Tun-Garrido.....194

3.3.CAPITULO 16. Las poblaciones de cocodrilianos (*Crocodylus acutus* y *C. moreletti*)
Mitzi A. Olvera-Morales, Roberto C. Barrientos-Medina, José R. Cedeño-Vázquez, Jorge A. Navarro- Alberto y Felipe G. Be-Estrella.....206

3.4.CAPITULO 17. Los peces continentales
Roberto C. Barrientos-Medina, Alejandra Aguillón-Negreros y Lizbeth Chumba-Segura.....218

4. Interacciones Bióticas

4.1.CAPITULO 10. Visitantes florales y redes de interacción planta–polinizador.
María José Campos Navarrete, Rommel Moo Aldana, José Ramos Zapata y Víctor Parra Tabla.....230

4.2.CAPITULO 11. Interacciones planta-colibrí en la duna costera
Pamela Medina y Víctor Parra-Tabla.....248

4.3.CAPITULO 12. Interacción planta-hongos benéficos en la restauración de la vegetación de duna costera.
José A. Ramos-Zapata, Ricardo Aldana Blanco y Patricia Guadarrama Chávez.....265

4.4.CAPITULO 13. Murciélagos frugívoros y polinectarívoros
Celia Selem-Salas, Juan Tun-Garrido J, Lorena Tzab-Hernández y Miguel Peña-Tun.....280

1

Medio Físico

CAPITULO 1

Historia y situación actual de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

Cristóbal E. Cáceres G. Cantón y Rafael Robles de Benito

I. Reseña histórica

II. Situación actual de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

I. Reseña histórica

El primer esfuerzo para establecer la protección legal de esta área natural protegida fue el 26 de Junio de 1979, con la publicación en el Diario Oficial de la Federación (DOF) del decreto de la Zona de Refugio Faunístico Ría Lagartos, abarcando una superficie de 47,820 ha, estableciendo que la administración, conservación, acondicionamiento y desarrollo del área estaría a cargo de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. El decreto de esta área protegida se fundamentó en la degradación ambiental causada por diversas actividades humanas y la necesidad de proteger ecosistemas naturales que permitieran la conservación de especies de fauna.

En 1982 se crea la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, conocida como SEDUE. Con esta nueva secretaría comenzó un proceso de consolidación de las áreas naturales protegidas (ANP), por medio de la publicación de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), donde se establecen los tipos y las categorías de las áreas protegidas federales. De acuerdo a lo publicado en dicha ley, el ANP Ría Lagartos debía estar en la categoría de Reserva Especial de la Biósfera sin necesidad de volver a publicar un decreto con dicha categoría.

En 1992 se realizaron modificaciones a la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal, donde se estableció que las funciones de la SEDUE pasarían a la

Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) y posteriormente en diciembre de 1995 le fueron transferidas a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), por medio del Instituto Nacional de Ecología (INE), quedando a cargo de las áreas naturales protegidas federales.

El 13 de diciembre de 1996 se publicó en el DOF el decreto que reforma, adiciona y deroga varias disposiciones de la LGEEPA. Entre las derogaciones se incluye la desaparición de la categoría Reserva Especial de la Biósfera, por lo que tomando en cuenta las características de Ría Lagartos, el 21 de mayo de 1999 se publicó en el DOF la declaratoria en que se le asigna la categoría de Reserva de la Biósfera y la ampliación de la misma para proteger 60,347.82 ha (DOF 1996, DOF 1999). En el 2000 se creó la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP), órgano desconcentrado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la cual administra áreas naturales protegidas entre las que se encuentra la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

El Artículo 48 de la LGEEPA (DOF 2005), establece los fundamentos que rigen la categoría del ANP: “Las reservas de la biósfera se constituirán en áreas biogeográficas relevantes a nivel nacional, representativas de uno o más ecosistemas no alterados significativamente por la acción del ser humano o que requieran ser preservados y restaurados, en los cuales habiten especies representativas de la biodiversidad nacional, incluyendo a las consideradas endémicas, amenazadas o en peligro de extinción.

En las zonas núcleo de las reservas de la biósfera sólo podrá autorizarse la ejecución de actividades de preservación de los ecosistemas y sus elementos, de investigación científica y educación ambiental, mientras que se prohibirá la realización de aprovechamientos que alteren los ecosistemas.

Por su parte, en las zonas de amortiguamiento de las reservas de la biósfera sólo podrán realizarse actividades productivas emprendidas por las comunidades que ahí habiten al momento de la expedición de la declaratoria respectiva o con su participación, que sean estrictamente compatibles con los objetivos, criterios y programas de aprovechamiento sustentable, en los términos del decreto respectivo y del programa de manejo que se formule y expida, considerando las previsiones de los programas de ordenamiento ecológico que resulten aplicables”.

El 29 de octubre de 1986 se publicó en el DOF, un listado de 17 playas como zona de reserva y sitio de refugio para la protección de tortugas marinas, donde se incluye a las playas de Ría Lagartos como uno de los sitios de refugio; posteriormente, el 16 de julio de 2002 se publicó en el DOF que "se determinan como áreas naturales protegidas, con la categoría de Santuarios, a las zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control de las diversas especies de tortuga marina ubicadas en los estados de Chiapas, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Sinaloa, Tamaulipas y Yucatán;", por lo que la playa de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos es reconocida como Santuario para tortugas marinas y cuya descripción según el Artículo 55 dice: "Los santuarios son aquellas áreas que se establecen en zonas caracterizadas por una considerable riqueza de flora o fauna, o por la presencia de especies, subespecies o hábitat de distribución restringida. Dichas áreas abarcarán cañadas, vegas, relictos, grutas, cavernas, cenotes, caletas, u otras unidades topográficas o geográficas que requieran ser preservadas o protegidas. En los santuarios sólo se permitirán actividades de investigación, recreación y educación ambiental, compatibles con la naturaleza y características del área" (DOF 1986, DOF 2005).

El 12 de abril de 2000 se publicó en el Diario Oficial de la Federación, segunda sección, el Programa de Manejo de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Se enfatiza que dicho Programa fue elaborado con la participación del gobierno del estado de Yucatán y municipios de San Felipe, Río Lagartos y Tizimín; sectores productivo, académico y científico, y sociedad en general (DOF 2000).

II. Situación actual de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

Con frecuencia, el manejo de las áreas naturales protegidas en nuestro país se asume como un proceso que se lleva a cabo desde los límites de la poligonal del área, y hacia su interior. Pareciera que lo que sucede alrededor de los polígonos decretados o tiene ninguna repercusión sobre lo que acontece en ellos. Aunque esto tiende a modificarse, sobre todo a raíz de la insistencia de la autoridad en cuanto a que se debe incluir una zona de influencia de cada área protegida, donde se debe tender a aplicar los instrumentos de manejo con que se cuenta para promover la conservación y el desarrollo sustentable, lo cierto es que la tentación

de manejar las áreas protegidas como quien se contempla el ombligo, en una postura solipsista y aislacionista, sigue siendo muy frecuente. La Reserva de la Biósfera Ría lagartos no ha sido ajena a esta situación.

Quizá la primera razón de ser de que el manejo de esta reserva haya hecho poco énfasis en lo que sucede entre ella y las comunidades que la rodean – particularmente hacia el sur de su polígono – se deba a que, cuando se creó el área protegida como Refugio de Fauna Silvestre en 1979, se estableció con el objetivo expreso de conservar la población de flamenco rosado (*Phoenicopterus ruber*), lo que contribuyó a que esta especie se convirtiera en una suerte de "árbol que nos impide ver el bosque".

Otra causa que da cuenta de esta suerte de manejo introspectivo es, sin duda, la presencia de cuatro comunidades dentro de la poligonal del área: San Felipe, Río Lagartos, Las Coloradas y El Cuyo: cuatro pueblos que, a partir de una decisión del Gobierno Federal, vieron sus destinos atados a un proyecto de conservación, que responde a un difuso interés público de alcance nacional, sujeto además a diversos acuerdos internacionales (el programa del Hombre y la Biósfera – MAB/ UNESCO -, la Convención de Ramsar sobre humedales de importancia internacional, y el carácter que ostenta la Reserva como Área de Importancia para la Conservación de Aves). Desde luego, esta interacción inescapable desencadena controversias y conflictos, despierta expectativas, genera compromisos, e incluso promueve alianzas. La tentación de lidiar entonces, de manera exclusiva, con las comunidades al interior del polígono del área es comprensiblemente fuerte.

No obstante, hay cada vez más razones de peso que conducen a planear el manejo de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos con base en un óptica distinta, de modo tal que se mire hacia afuera de la poligonal, que se ponga mayor atención en criterios de corte ecosistémico y de paisaje (y menor énfasis en las especies de la macrofauna, megacarismática, y que se ponga además atención al reto de la reconstrucción de la conectividad en el paisaje fragmentado que se encuentra entre las áreas naturales protegidas de la región.

Lo primero que salta a la vista a partir de esta nueva aproximación es el hecho de que si se puede identificar alguna amenaza relevante a la permanencia de la reserva, y a la funcionalidad de los ecosistemas que aloja, se trata del

desarrollo desordenado de las actividades pecuarias, que sucede en las pequeñas propiedades ganaderas y en algunos de los ejidos situados al sur del área protegida.

Por una parte, hay que considerar que la actividad ganadera en la región – salvo algunas excepciones – no resulta particularmente rentable, y se trata de una ocupación que genera estatus social, o bien constituye una suerte de "caja de ahorro". De esta manera, la mayor parte de los ganaderos no suele invertir demasiados recursos en infraestructura para sus ranchos, y apuesta al incremento en la superficie de potreros cuando pretende aumentar el número de cabezas en su hato. Este incremento implica cambios en el uso del suelo, lo que entraña la pérdida de la cobertura vegetal originaria.

Por otra, estos cambios en el uso del suelo, al igual que buena parte de las prácticas agrícolas en la región, atraviesan por la utilización del fuego como herramienta. A pesar del supuesto saber tradicional que respalda el uso de esta aproximación técnica a la preparación de la tierra para actividades productivas, lo cierto es que el fuego suele salirse del control de los productores, además de que, en un escenario de cambio climático antropogénico, una actividad que aporta emisiones de carbono y gases de invernadero a la atmósfera, resulta desde luego incompatible con los objetivos que animan la existencia de un área natural protegida en la zona.

Visto así, es claro el porqué de cambiar la asignación de prioridades, y hacer énfasis en el trabajo con las comunidades del área de influencia de la reserva situadas tierra adentro, en el ánimo de promover la realización de buenas prácticas ganaderas, abatir el uso del fuego como herramienta agropecuaria, recuperar superficie para la conservación y restauración y mejoramiento de acahuales, y promover el establecimiento y operación de unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA). Este último punto deberá contribuir a ofrecer a los residentes locales alternativas productivas amigables con el paisaje, a la vez que se apoyan proyectos capaces de reconstruir la conectividad en los ecosistemas fragmentados hacia el sur de la reserva de la biósfera, contribuyendo a la construcción de un conector con otra áreas de la región, como Yum Balam, Otoch Ma'ax Yetel Kooh y, en el mediano plazo Balam Ka'ax, desde luego en estrecha colaboración con los esfuerzos emprendidos por el Corredor Biológico

Mesoamericano/México, impulsado por la CONABIO.

Hay que decir que, si bien estamos mirando hacia el sur, y por tanto hacia afuera del polígono del área, esto no significa que dejemos de lado lo que sucede dentro de la reserva. En cuanto a este punto, hay que empezar por dejar claro que hemos dejado de hablar del "flamenco rosa mexicano", para empezar a trabajar en el manejo de esta especie en función de una estrategia regional de conservación que atañe cuando menos a diez países de la cuenca del Gran Caribe y Golfo de México. En una estrecha alianza con la organización no gubernamental "Niños y Crías", A. C., se llevan a cabo acciones de censo, monitoreo, marcaje, y determinación genética de los flamencos que anidan en la RBRL, y se comparte la información y las capacidades con los responsables de la conservación de flamencos en los demás países de la región, de modo que resulten congruentes las actividades de conservación y protección de la especie.

Se reconoce además que, en buena medida precisamente debido a la presencia consistente de flamencos en el área, esta reserva tiene una clara vocación de turismo de naturaleza, vinculada con la observación de aves, la pesca deportiva, y el simple goce del paisaje costero. Esto implica que buena parte de los esfuerzos de manejo, y de gestión, desde luego, estén orientados a ordenar las actividades de quienes visitan el área, diversificar estas actividades de manera que no excedan la capacidad de carga del sistema. Es evidente que la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos cada vez está más vinculada con la expectativa global de conocer sitios donde la naturaleza ofrezca espectáculos insólitos y atractivos, y resulta que los visitantes tienen cada vez más claro el hecho de que los flamencos no lo son todo, y que Río Lagartos les ofrece un paisaje especial y una diversidad de aves que no podrán encontrar en otras partes del planeta.

En un escenario de cambio climático antropogénico, no basta con proteger los componentes del paisaje, y no es suficiente ofrecerlos al público interesado en gozar de la naturaleza. Medir lo que acontece, y usar los resultados de esas mediciones para tomar decisiones de manejo, se convierte en una tarea fundamental, que solamente se puede realizar con la participación de los centros de generación del saber (universidades e institutos de investigación). La Reserva de la Biósfera Ría Lagartos ha puesto sus instalaciones a disposición de estudiantes, pasantes en prácticas profesionales, prestadores de servicio social, tesistas de

grado y de postgrado, e investigadores. A cambio, cuenta con un acervo creciente de informes, tesis, y publicaciones diversas, que contribuyen a alimentar, con información robusta y actualizada, los procesos de toma de decisiones para el manejo. Esta es – a mi juicio – una de las labores fundamentales de las áreas naturales protegidas.

La relación con los pescadores siempre entraña una asignatura pendiente. La pesca continúa siendo una de las principales actividades económicas en las cuatro comunidades incluidas en el área, a pesar de que el esfuerzo pesquero supera cada vez de manera más evidente la capacidad de carga de las pesquerías convencionales (pulpo, escama y langosta, y más recientemente, pepino de mar). Ordenar la actividad pesquera, garantizar que se respeten las temporadas de veda. Asegurarse de que no se capturen especies incluidas en la NOM 059, son tareas que en realidad no deberían involucrar a la RBRL, en virtud de que se trata de facultades exclusivas de la CONAPESCA. Sin embargo, no podemos simplemente voltear la vista y esperar a que la autoridad pesquera ejerza sus funciones: estamos legal y moralmente obligados a incidir en la pesca, como garantes de la protección de las especies de interés comercial pesquero, y también como responsables de velar por la salud de los ecosistemas marinos y de humedales costeros.

Así las cosas, se añade a las responsabilidades del personal de la reserva la atención a las organizaciones del sector pesquero. Esto no solamente se refiere a intentar contribuir al ordenamiento de la actividad, sino que interesa también el seguimiento de las propuestas para el establecimiento de refugios pesqueros, la regularización de la pesca deportiva, y el control de los impactos ambientales que genera la industria pesquera al procesar los productos del mar.

Quizá se podrían continuar relatando las acciones que se llevan a cabo en el día a día del trabajo en la reserva, pero este no es el sitio adecuado para hacerlo. Sirvan entonces estos párrafos como una suerte de retrato del estado en que hoy se centra esta área protegida. Como se puede apreciar, los retos son formidables, y los pendientes parecen no terminar nunca. Pero de eso se trata, en el fondo, el manejo: es una labor de adaptación, de ensayo y error, de búsqueda de consensos, o cuando menos, de acuerdos tolerables. Se trata siempre de ir construyendo, junto con los más diversos actores, modos de vida más sustentables, más amigables con nuestro paisaje.

CAPITULO 2

El medio físico: Clima, geoformas, suelos y agua

Francisco Bautista, Jorge Leirana, Yameli Aguilar, Carmen Delgado y Oscar Frausto

Resumen
I. Introducción
II. El medio Físico
a. Clima
b. Geomorfología
A1. Planicies costeras
B. Planicies kársticas
C. Planicies palustres
c. Calidad de agua subterránea
III. Perspectivas
IV. Referencias

Resumen

La diversidad ecológica de la Reserva responde a la diversidad climática y geomorfológica de su territorio. La precipitación determina en gran parte la estructura de la vegetación que puede sostener; como la selva mediana subperennifolia hacia el este, en donde la precipitación alcanza los 1000 mm anuales y la selva seca estacional en donde la precipitación es baja (800 mm o menos al año). Los paisajes geomorfológicos también influyen en el tipo de vegetación, ya que determinan factores tales como el tipo de suelo y el régimen hídrico. En las planicies carso-tectónicas el sustrato es una placa de roca caliza con suelos poco profundos, no aptos para la agricultura, en las planicies fluvio-palustres se dan los humedales, la laguna costera y la ría, de gran importancia ecológica y económica por los servicios ambientales que presta como: guardería de especies pesqueras, captura de carbono, protección del manto acuífero, hábitat de especies protegidas y atractivo turístico. Las planicies costeras de acumulación sostienen la vegetación de duna costera, que es el hábitat de diversas especies protegidas de animales y plantas, este paisaje también sirve de barrera física entre el mar y el manto acuífero continental; son paisajes frágiles, fuertemente urbanizados y de gran importancia económica para la industria del turismo. Se describe la calidad del agua subterránea que es inadecuada para la agricultura y el consumo humano y se remarca la importancia de los servicios ambientales del suelo.

Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (2015) José Ramos-Zapata, Victor Parra-Tabla, Jorge Leirana-Alcocer, Alejandra González-Moreno y Xavier Chiappa-Carrara (Eds.) UADY-UNAM.

I. Introducción

La Reserva de la Biósfera ría lagartos (RBRL) es una unidad administrativa y dentro de sus límites se encuentran diversos paisajes y ecosistemas. Según el Programa de Conservación y Manejo de la RBRL allí existe vegetación de selva mediana subperennifolia, selva mediana subcaducifolia, selva baja caducifolia, selva baja inundable o tintal, bosques de manglar así como ecosistemas palustres y marinos (CONANP 2007).

Esta diversidad ecológica responde a la variación geomorfológica y climática del territorio; pues son los materiales geológicos los que al ser fragmentados por la acción del clima los que dan lugar a una gran diversidad de grupos de suelo. El clima además de colaborar en la formación y transformación de los suelos, es el que determina el tipo de vegetación que se puede desarrollar en un lugar, pues las plantas dependen del agua y de la energía lumínica y térmica para desarrollarse.

La vegetación es un ente vivo y dinámico, pero también puede concebirse como un documento en el que queda registrada la historia ambiental de una región geográfica. La vegetación responde principalmente a las condiciones climáticas, da constancia de las variaciones del suelo, así como de incendios y otras catástrofes e incluso de las actividades humanas.

El conocimiento del medio físico permite, entre otros aspectos, reconocer los factores que propician la diversidad biológica y ecológica, una mejor planeación del uso del territorio; la evaluación de los riesgos ambientales ante el cambio de uso del suelo o ante la presencia de fenómenos naturales como las tormentas, huracanes, cambio climático etc.

A continuación se describen de manera breve el clima, paisaje geomorfológicos, suelos y la calidad del agua subterránea y superficial, así como influencia en la vegetación y la fauna de la reserva.

II. El medio físico

a. Clima

Se denomina clima a las condiciones atmosféricas históricas promedio de un sitio. Para definir el clima de un área se requiere contar con los registros climáticos (principalmente la precipitación y las temperaturas) de por lo menos 30 años.

Sin embargo, la información climática es de utilidad aunque no se alcance dicho periodo de años.

Las temperaturas, precipitación, evaporación y otros datos atmosféricos se registran todos los días y se elaboran promedios mensuales y anuales para cada localidad. Dichos promedios se usan para establecer el tipo de clima del punto geográfico en cuestión, con los datos de las estaciones meteorológicas distribuidas por todo el planeta se elaboran los mapas de los principales tipos de clima del mundo.

De la latitud (distancia al ecuador) de un sitio depende la cantidad de energía que recibe del sol, de su distancia al mar depende si las fluctuaciones de temperatura son suaves (climas oceánicos) o extremas (climas continentales), de la distancia a las diferentes regiones biogeográficas dependerá qué organismos serán capaces de dispersarse hasta ahí.

La Península de Yucatán se localiza en una de las cinturas eutropicales del mundo, que son las regiones más cálidas y lluviosas del globo junto con el cinturón ecuatorial. A ello se debe que las temperaturas anuales de la Península sean cálidas (alrededor de 26°C).

Las precipitación anual no es tan uniforme como la temperatura; se puede observar un gradiente de precipitación que va desde el noroeste, con precipitaciones menores a los 500 mm anuales en la costa occidental de Yucatán, hasta el sureste, con precipitaciones superiores a los 1100 mm al sur de Quintana Roo (Orellana *et al.* 2009, Delgado *et al.* 2011).

En la Reserva de Ría Lagartos observamos una transición de un clima semiseco (con precipitaciones menores a los 800 mm) presente en sus límites occidentales, hasta un clima subhúmedo en el extremo oriental con precipitaciones mayores a los 1000 mm según CONABIO (http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/, consultado en 2013) en toda la reserva la mayoría del volumen de lluvias cae en verano con un porcentaje de la precipitación durante la temporada invernal.

Esta variación en la cantidad de lluvia es la que determina en parte la estructura de la vegetación del territorio continental de la reserva (es decir la vegetación más alejada de la costa). En el mundo, precipitaciones de 800 mm anuales o

menos se asocian a la presencia de selvas estacionales, con un marcado descenso de la productividad (fotosíntesis) durante la época seca por la pérdida de hojas de la mayoría de los árboles; aunque la altura y composición de la vegetación se modifica por la naturaleza de los suelos de cada localidad.

Hacia el este y sur de la reserva, cerca de El Cuyo en los límites con el estado de Quintana Roo, se encuentran las selvas medianas subperennifolias, asociadas a un mayor volumen de agua disponible.

En el polígono que contiene a la RBRL se puede observar un gradiente de precipitación, la zona menos lluviosa se localiza en el extremo oeste con menos de 700 mm anuales; en tanto que la parte más lluviosa se encuentra en el extremo oriental con aproximadamente 900 mm según la cartografía de INEGI-CONABIO (http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/ consultada en febrero de 2013).

Las temperaturas medias anuales varían poco a lo largo del territorio y van de los 25 a los 26 °C anuales; por lo que las diferencias en la evapotranspiración (cantidad de agua evaporada hacia la atmósfera por la vegetación) se deben a la cantidad de lluvia de los sitios. El clima corresponde a Aw0(x') - Cálido el más seco de los subhúmedos con lluvias de verano y alto porcentaje de lluvia invernal, mayor de 10.2 %.

En la RBRL se tiene un riesgo medio ante eventos hidrometeorológicos, una probabilidad de ocurrencia de frentes fríos del 50% y una probabilidad de ocurrencia de huracanes del 35 al 39.9% según Orellana y colaboradores (2012).

En las figuras 1 y 2 podemos observar que las lluvias más abundantes caen en los meses de verano, aunque hay un pequeño período de disminución de las lluvias durante el verano: en julio para El Cuyo y en agosto para Río Lagartos, fenómeno al que se le llama canícula.

Los elementos del clima como las temperaturas y la precipitación en periodos mensuales pueden utilizarse para calcular las condiciones agroclimáticas mediante índices, como se muestra en el cuadro 1.

Como un índice anual, este procedimiento simple trata de estimar la aridez general del clima. El índice de aridez (ARi) se calcula en función del número de meses del año en que la evapotranspiración potencial (calculada

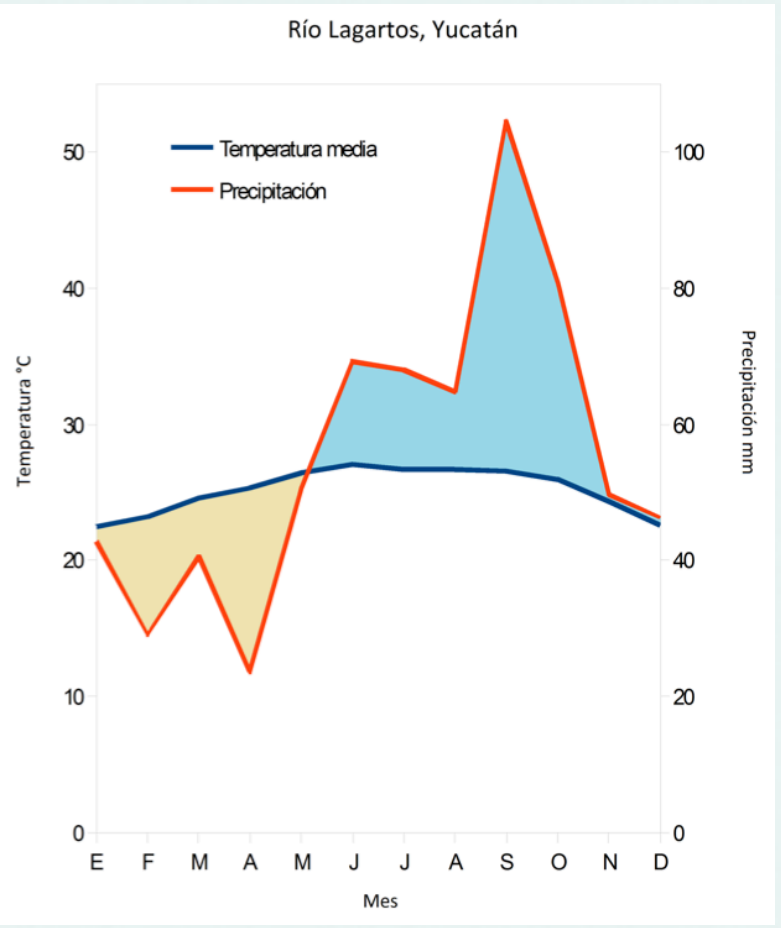


Figura 1. Climograma de la estación climatológica de Río Lagartos, el área azul representa a los meses lluviosos, en los que la precipitación en mm es mayor al doble de la temperatura en Celcius. La temperatura media anual es de 25.15 °C y la precipitación anual promedio (datos de 1981 a 2010) es de 670 mm. Los datos se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional (http://smn.cna.gob.mx consultada en septiembre de 2013).

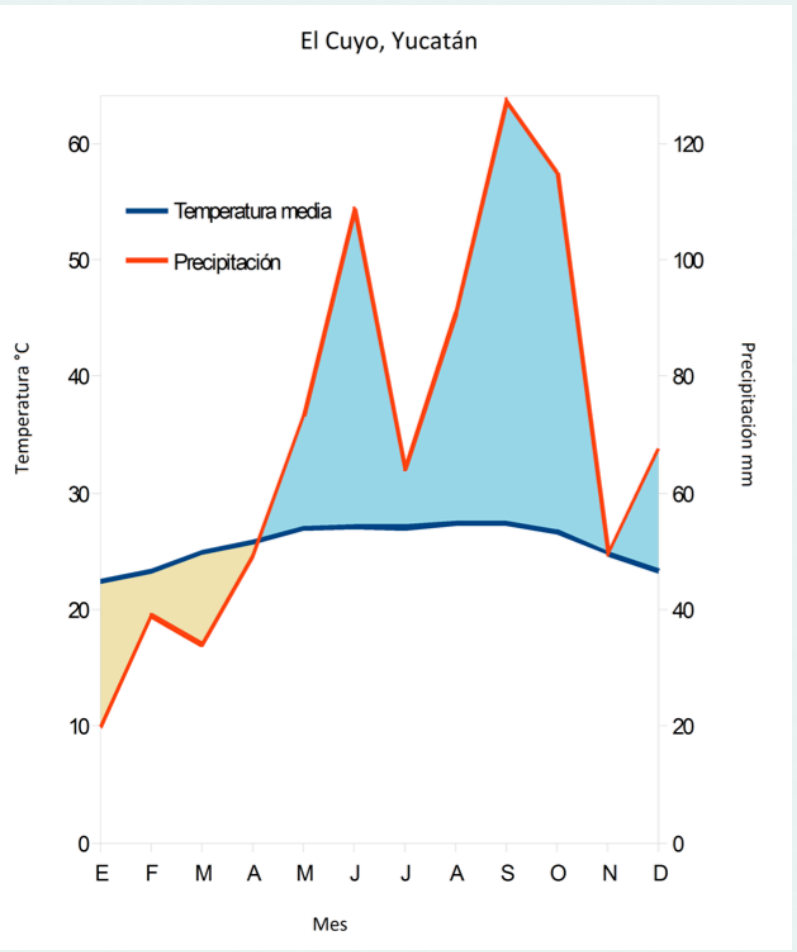


Figura 2. Climograma de la estación climatológica de El Cuyo, el área azul representa a los meses lluviosos, en los que la precipitación en mm es mayor al doble de la temperatura en Celcius. La temperatura media anual es de 25.6 °C y la precipitación anual promedio (datos de 1981 a 2010) es de 837 mm. Los datos se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional (http://smn.cna.gob.mx consultada en septiembre de 2013).

por el método de Thornthwaite o de Hargreaves) excede a la precipitación (Bautista *et al*. 2011). En las estaciones climatológicas de la RBRL la aridez es patente ya que, en promedio, el valor de índice de aridez es de 11 a 12 meses (Cuadro 1). La longitud del periodo de crecimiento se refiere a los meses en los que la precipitación sobrepasan la mitad de la evapotranspiración y el periodo húmedo es cuando la precipitación pluvial supera a la evapotranspiración mensual (Delgado *et al.* 2011). En este sentido ambas estaciones climatológicas son de escaso valor agroclimático pues solo es posible realizar actividades agrícolas durante dos o tres meses.

En cuanto a la identificación de tendencia de cambio climático, utilizando el software Moclic (Bautista *et al.* 2013) se han identificado dos meses en los que la temperatura muestra claros incrementos de temperatura en la estación el Cuyo durante los meses de febrero y julio (Fig. 3).

Cuadro 1. Condiciones de aridez y humedad en las estaciones climatológicas de Ría Lagartos

Estación meteorológica	Periodo evaluado	IA	LPC			PH	Duración de PH (meses)
			Inicio	Fin	Meses		
El Cuyo	1998-2009	11	Jun, Sep	Oct	3	Si	1
Rio Lagartos	1962-2009	12	Jun-Sep	Oct	2	No	0

IA= Índice de aridez; LPC= longitud del periodo de crecimiento; PH= periodo húmedo

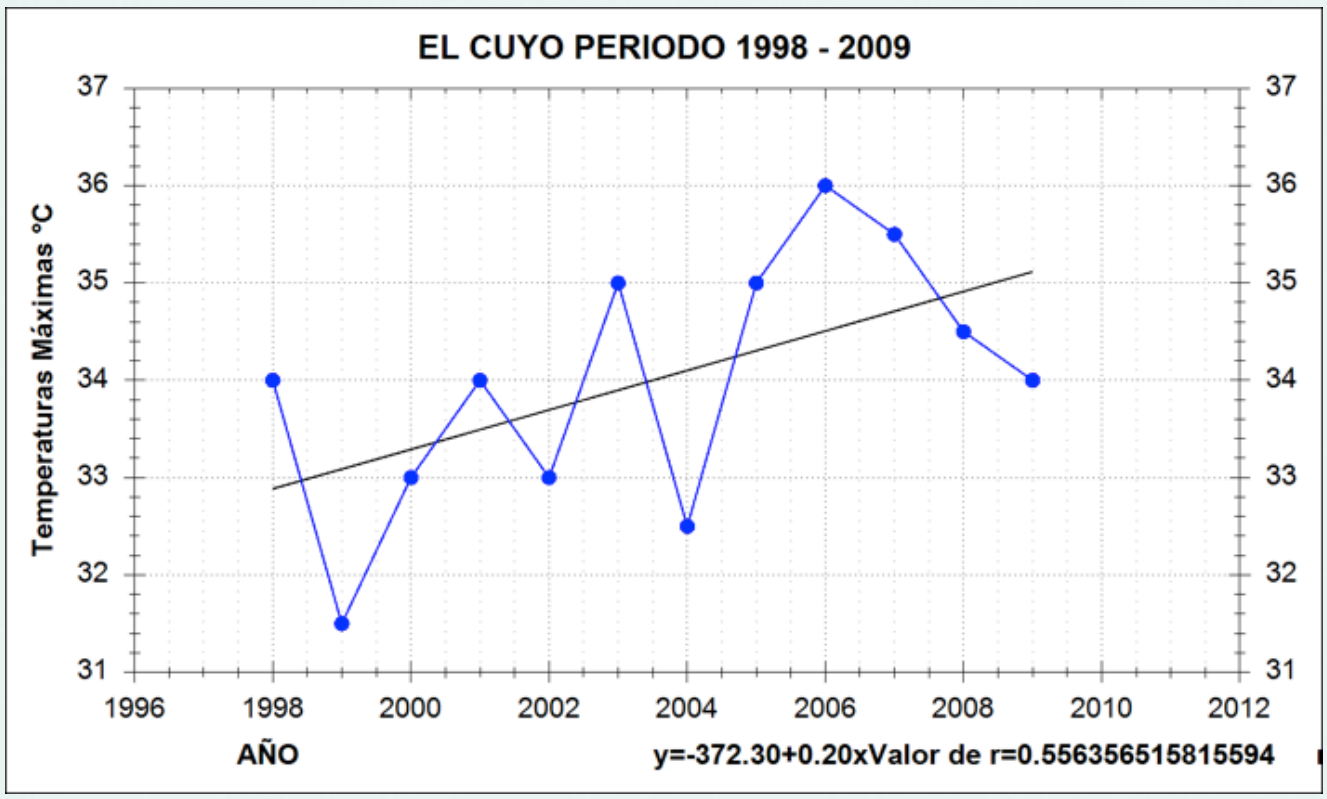


Figura 3. Identificación de tendencia de incremento de temperatura máxima en el mes de febrero durante el periodo de 1998 a 2009 en la estación de El Cuyo utilizando el software Moclic.

b. Geomorfopedología

En la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, se presenta una diversidad de planicies y suelos que se describen a continuación (Fig. 4).

Los paisajes geomorfológico son unidades geográficas (grandes extensiones de tierra) que comparten origen geológico, composición mineral, ambiente (clima, hidrología e incluso estructura de la vegetación) y procesos formativos y erosivos del suelo (Bautista *et al*. 2005a).

Las formas geológicas y los paisajes geomorfológicos se estudian para entender mejor los procesos ecosistémicos y biogeoquímicos, conocimientos indispensables en el uso y manejo de los recursos naturales como el agua subterránea, el suelo y la vegetación y la fauna de una región.

La zona de transición de ambientes continentales y marinos es dinámica y compleja, por lo que los elementos de clasificación geomorfológica litoral – costero tienen que diferenciarse para entender la génesis, la evolución y

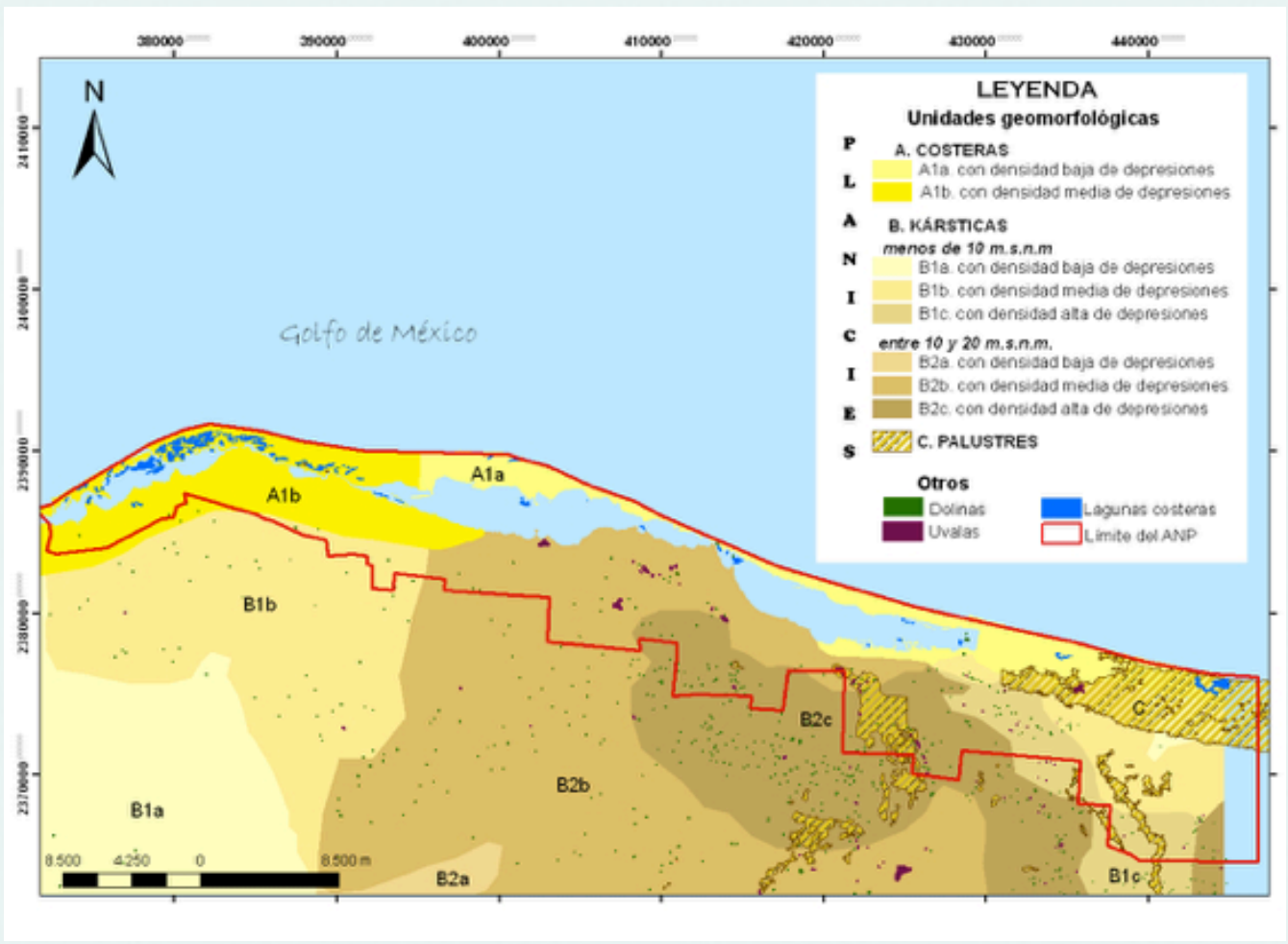


Figura 4. Unidades geomorfológicas de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

dinámica (Ihl *et al.* 2007). Por lo anterior, la RBRL presentará paisajes continentales (descritos como planicies), de transición (barras costeras, fluvio – lacustres) y marinos.

A1. Planicies costeras

Las planicies costeras se caracterizan por estar formadas por sedimentos marinos, acumulados por los efectos de las corrientes y moldeados por la acción del viento. El origen de dichos sedimentos es la fragmentación de conchas de organismos marinos, compuestos principalmente de carbonato de calcio; que dan lugar a un suelo arenoso de color blanco, típico de las playas de la Península de Yucatán. Las planicies costeras constituyen una franja que se extiende, algunas veces con gran amplitud, a lo largo del litoral marino; la elevación es menor a 10 metros sobre el nivel del mar. Su superficie se encuentra inclinada hacia el océano. Se forma durante el levantamiento del fondo marino o del descenso del nivel del mar cuando afloran las superficies abrasivo acumulativas de la plataforma. Presentan principalmente dolinas en contacto con el acuífero (cenotes) y numerosas lagunas costeras (Bautista *et al.* 2005a).

La unidad geomorfológica A1a de la ANP Ría Lagartos, es una planicie costera horizontal, más o menos plana,

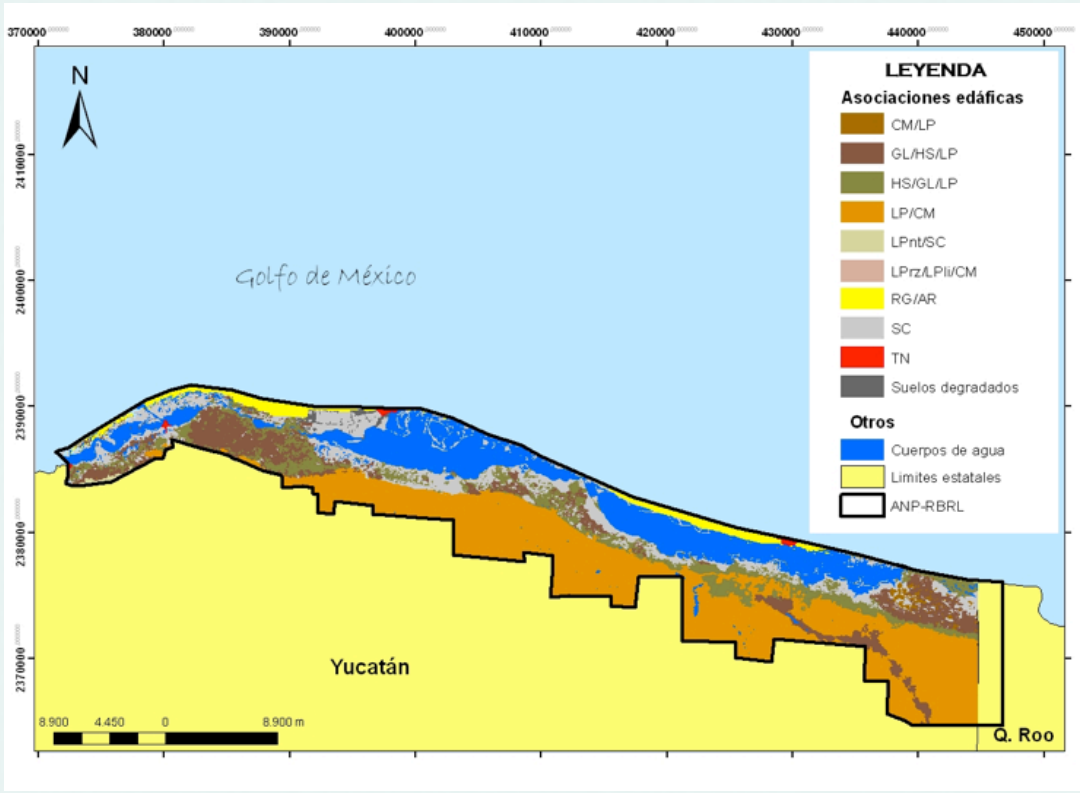


Figura 5 . Mapa de suelos de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

con una insignificante diferencia en altitud, constituida de playas, barras y los cordones litorales y con densidad baja de depresiones (Fig. 4). Con suelos arenosos de los grupos Arenosol y/o Regosol (cuando no alcanzan el 80% de arena) en las partes altas de los cordones litorales, suelos salinos (Solonchack) en las partes bajas del relieve (Fig. 5) (Bautista *et al*. 2011). La duna frontal o embrionaria es vulnerable a la acción del mar, ya que aunque está fuera de las fluctuaciones diarias de las mareas, cambios estacionales o eventos meteorológicos pueden provocar que se inunde y que pase a formar parte de la nueva playa.

Dado que el suelo de la playa es arenoso, es decir de partículas gruesas (de 0.02 a 2 mm de diámetro), los poros entre partículas son también grandes, y esto no permite que el agua se acumule en el suelo por mucho tiempo. También por el tamaño de partícula y combinado con su escasa retención de agua, se puede decir que este suelo es relativamente inerte, es decir que son pocas las reacciones químicas que se llevan a cabo, si se le compara por ejemplo con suelos limosos o arcillosos (es decir de partícula más pequeña y mayor capacidad de retener el agua). Este suelo de los grupos Arenosol y Gleysol no forman terrones o agregados, merced a su baja capacidad de reaccionar, y por lo tanto las partículas sueltas están sujetas a ser transportadas por el viento. La acción del viento en los suelos arenosos es lo que forma las dunas que son montículos de varios metros de alto; los cuales se forman cuando los sedimentos viajan a pocos centímetros del suelo y se encuentran con algunos obstáculos como una roca, una planta o un tronco muerto.

La duna frontal o embrionaria también es vulnerable a la acción del mar, ya que aunque está fuera de las fluctuaciones diarias de las mareas, cambios estacionales o eventos meteorológicos pueden provocar que se inunde y que pase a formar parte de la nueva playa. La barra costera es dinámica y el proceso de acumulación litoral, con áreas de inundación y ampliamente modificada por las actividades humanas (Fig. 6).

Este es un ambiente hostil para la vegetación, porque además de lo que ya se dijo, el suelo es muy pobre en nutrientes y materia orgánica y son pocas las especies que pueden resistir estas presiones. Las plantas adaptadas a este ambiente tienen un ciclo de vida corto (es decir llegan de semilla a adulto reproductor en pocas semanas), son rastreras y pueden resistir períodos de enterramiento.

Ante todo los organismos más notorios (quizá más abundantes) son las hormigas y las termitas, cuyos nidos e individuos se pueden observar profusamente en este tipo de vegetación. Otros habitantes abundantes son los mosquitos y jejenes o chaquistes.

La lenta desintegración de la hojarasca permite cierta acumulación de materia orgánica del suelo, lo que modifica su pigmentación y lo oscurece. La materia orgánica del suelo es importante, porque este componente aumenta su capacidad de retener el agua y los nutrientes por más tiempo, que como ya se vio es pobre debido a la textura del suelo original.

La ventaja que encuentran estas especies en vivir en un ambiente tan hostil y efímero es que encuentran muy poca competencia por la luz y el espacio, así como pocos herbívoros y otros enemigos. A este tipo de especies se les llama oportunistas, porque pueden aprovechar hábitats que se crean y se desintegran rápidamente y pueden producir gran cantidad de semillas, alguna de las cuales logrará dispersarse a una nueva duna frontal recién creada (y por tanto libre de competidores) e iniciar de nuevo el ciclo.

Después de la duna frontal o duna móvil, se encuentran dunas más antiguas; que se desplazan más lentamente y que tienen una vegetación mucho más densa y diversa y que es capaz de alcanzar mayor altura. En las dunas cercanas a la duna frontal, podemos encontrar todavía muchas de las especies oportunistas, junto con algunos arbustos de crecimiento muy rápido como *Scaevola plumieri, Tournefortia gnaphalodes* o *Suriana marítima* (Bautista *et al.* 2005b). También aquí podemos encontrar algunos ejemplares de especies de crecimiento más lento, como la uva de mar (*Coccoloba uvifera*) o el sisal o henequén (*Agave sisalana*).

Conforme crece la distancia al mar, las dunas arenosas se hacen estables, primero porque son menos vulnerables a los cambios en el nivel de mareas, la velocidad de los vientos es menor (por efecto tanto de la vegetación, como del amortiguamiento proporcionado por las dunas frontales). La estabilidad de las dunas permite que se establezca una vegetación numerosa y diversa, la que a su vez genera condiciones para que más plantas y animales colonicen el hábitat.

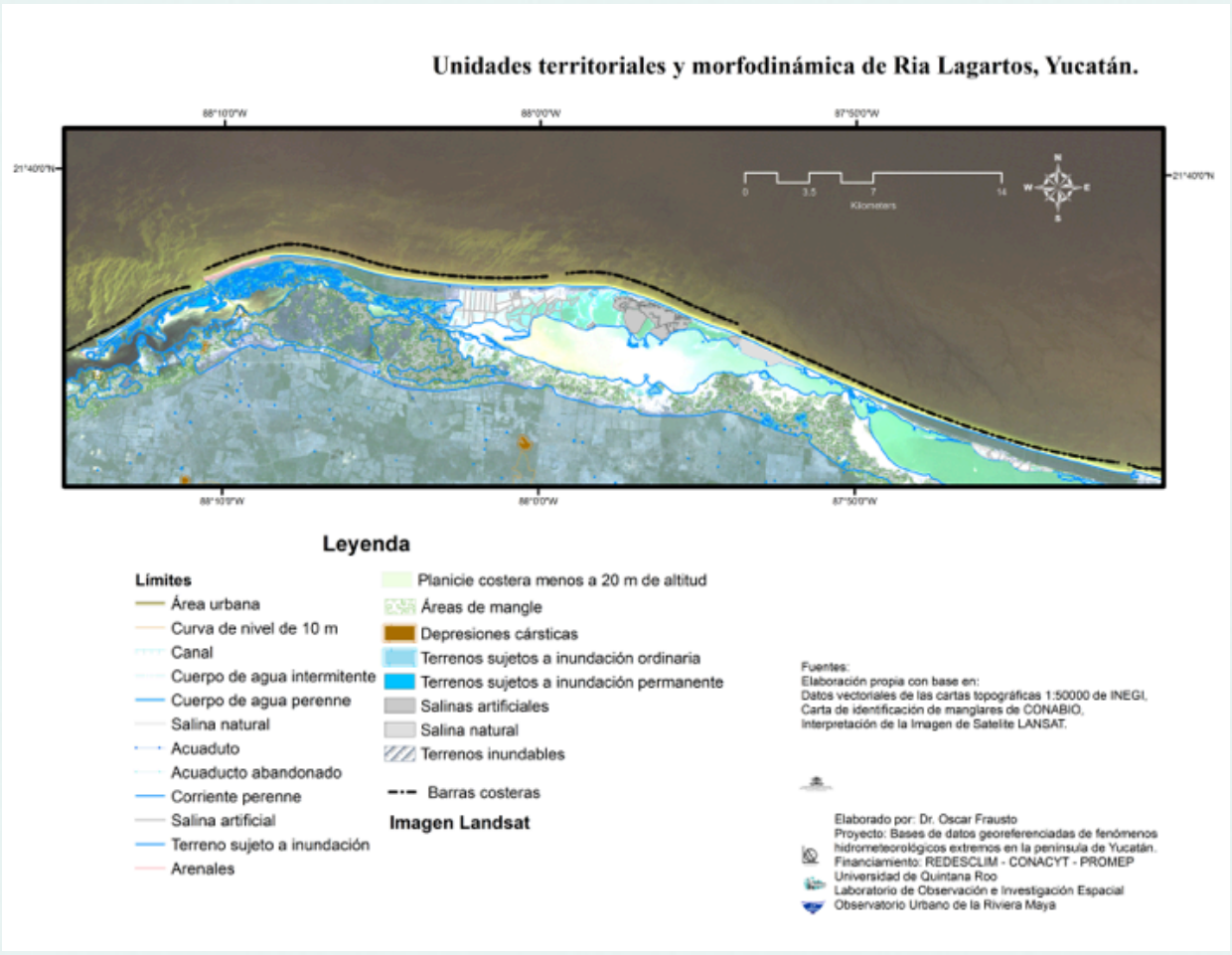


Figura 6. Unidades territoriales y geomorfodinámica de La Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán.

En las dunas estables podemos encontrar la vegetación denominada matorral costero; que en Ría Lagartos es caracterizado por una gran densidad de palmas (*Thrinax radiata, Pseuudophoenix sargentii y Coccothrinax readii*), de cactáceas (*Opuntia stricta, Selenicereus donkelarii y Acanthocereus penagonus*), orquídeas (p. ej. *Myrmecophila christinae*), bromelias (p. ej. *Tillandsia sp.*), agaves (*Agave sisalana y A. Angustifolia*) y diversos arbustos como el chechem (*Metopium brownei*), el algarrobo (*Caesalpinia vesicaria*) y el arbusto de la familia del zapote, Bumelia retusa.

El matorral costero puede parecer un ambiente muy favorable para las plantas si se le compara con las dunas móviles, pero es un ambiente sumamente estresante si se compara por ejemplo con un bosque lluvioso; esto se debe a que en el litoral de Yucatán la precipitación es en general baja (menos de 800 mm anuales en la mayor parte de su superficie y en algunos sitios como en Progreso, menos de 500), las temperaturas muy altas (un promedio de 26 °C anuales), y los suelos son arenosos y no retienen la humedad ni los nutrientes durante mucho tiempo.

El matorral costero alcanza de uno a cuatro metros de altura, y el dosel puede

ser muy cerrado, de manera que en algunos sitios la luz no alcanza la superficie del suelo. Los arbustos producen hojarasca, que se acumula en el suelo porque la tasa de descomposición es muy baja debido a la escasa precipitación anual y a la escasa capacidad de retención de la humedad del suelo.

La hojarasca y la sombra del matorral, permiten que las temperaturas no fluctúen tanto con el cambio noche-día, también disminuye la velocidad de evaporación del agua del suelo, lo que permite que el agua se retenga un poco mejor que en las dunas frontales. La densa vegetación reduce la velocidad a la que circulan los vientos, lo que evita los movimientos masivos de tierra y evita los enterramientos y desenterramientos de la vegetación.

La abundancia y diversidad de plantas y las características del microambiente generadas por la vegetación permiten el desarrollo de una fauna terrestre igualmente rica e interesante.

También es posible observar gran cantidad de mariposa, polillas, saltamontes, abejas nativas y europeas entre otros.

Existe también una gran diversidad de aves, muchas de las cuales se encuentran protegidas por la ley mexicana, que aprovechan los frutos, flores y otros recursos proporcionados por las plantas e insectos.

Este paisaje geomorfopedológicos A1a y A1b son de importancia ecológica y económica, ya que proporcionan una barrera protectora contra la intrusión del agua de mar en el manto freático continental, amortiguan los efectos de los huracanes y tormentas sobre tierra firme y sirven de hábitat a multitud de especies de animales y plantas muchos de ellos amenazados en algún grado.

B. Planicies kársticas

Las planicies kársticas son las geoformas dominantes del estado de Yucatán, consiste en la placa continental compuesta de roca caliza fracturada, y se presentan en una serie de pisos altitudinales que varía de 10 a 40 msnm.

Un rasgo significativo es que las alturas de las cimas en cada piso altimétrico no superan los 10 m de altura. Se destaca el origen sedimentario marino

de roca, constituidos químicamente por carbonatos en mayor medida de calcio (CaCO3) en una alta proporción y bajo la forma mineral de calcita y en menor medida dolomita o aragonita (Bautista *et al.* 2005b).

En el área que ocupa la ANP, se presenta en menor medida las planicies kársticas de menos de 10 msnm (B1), con densidad baja de depresiones (B1a) con predominancia de suelos someros Leptosoles, con densidades media de depresiones y Leptosoles con menos de 5 cm de profundidad (Nudilíticos) y con 10 cm de profundidad (Líticos) (B1b) y alta densidad de depresiones (B1c) de depresiones, representadas por dolinas, cenotes y numerosas aguadas.

La planicie kárstica entre 10 y 20 msnm (B2) se puede dividir de acuerdo a su densidad de depresiones en: densidad media (B2b) y alta (B2c) de depresiones. En estas planicies, las depresiones pueden llegar a tener hasta 20 m de profundidad, pueden ser de tipo uvalas (formas irregulares), pero son en su gran mayoría del tipo dolinas (formas cilíndricas), lo que les da un aspecto de planicies semionduladas. Estos suelos son del grupo Leptosol (Lítico, Rendzico) es decir rocosos y pedregosos con poca profundidad, aunque en la depresiones no inundables se localizan suelos del grupo Cambisol con una mayor profundidad, con una secuencia de horizontes ABwC.

Los tipos de vegetación que soporta esta geoforma en la reserva son sabana inundable, selva baja caducifolia espinosa y selva mediana subcaducifolia. La sabana inundable consiste en vegetación poco densa de arbustos y árboles bajos (menos de 5 metros de alto) con suelos muy someros y pedregosos; las especies vegetales más abundantes son el chechén, el chacá, la petunia (I*pomoea sp.*), los nopales (*Opuntia sp.* y *Nopalea sp.*) y otras cactáceas como *Mammillaria gaumeri, Acanthocereus pentagonus* además de gran cantidad de herbáceas y algunas especies de arbustos que también se observan en el matorral costero como *Jacquinia aurantiaca* y *Bravaisia tubiflora*.

En las selvas mediana y baja se comparten muchas especies de árboles, aunque la altura de los mismos varía debido a las condiciones del suelo y la precipitación pluvial. Las especies más comunes en ambos tipos de vegetación son el chechén (*M. brownei*), el chacá, (*B. simaruba*) la palma de huano (*Sabal sp.*), el zapote (*Manilkara sapota*), el garrobo (*Caesalpinia gaumeri*) y diversas

cactáceas como el nopal de la cochinilla (Nopalea sp.) o el cacto columnar (*Stenocereus laevigatus*).

Tanto en las selvas como en la sabana inundable se practica la ganadería extensiva, aunque cabe señalar que dicha actividad está disminuyendo gracias al trabajo del personal de la reserva que sensibiliza a los pobladores de la zona.

En las selvas mediana y baja se practica una agricultura de temporal incipiente y la apicultura.

Las selvas y sabanas de la reserva son el hábitat de una gran diversidad de vertebrados entre ellos felinos como el Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), prociónidos como el coatí (*Nasua nasua*) y el mapache (*Procyon lotor*), cánidos como la zorrita (*Urocyon cinereoargenteus*) y el coyote (*Canis latrans*) e incluso se ha reportado la presencia de mono araña (*Ateles geoffroyi*) (CONABIO a través de Gbif.org consultado en enero de 2014).

Entre las aves de interés para la conservación podemos observar a la matraca yucateca (*Campylorhynchus yucatanicus*), el colibrí cola de tijera (*Doricha eliza*) y la chara yucateca o chel (*Cyanocorax yucatanicus*) que están protegidas por la ley mexicana y otras que efectúan importantes servicios para los ecosistemas como el zopilote negro (*Coragyps atratus*.) y el zopilote aura (*Cathartes aura*). Las selvas albergan además la mayor biodiversidad de insectos parasitoides en la reserva, como se verá en otro capítulo de este libro.

C. Planicies palustres

Entre el cordón litoral y tierra firme se forma una laguna o ría; que es en la que se desarrollan manglares y se pueden observar flamencos y otras aves acuáticas. Las lagunas costeras son depresiones en la zona costera que tienen una conexión permanente o efímera con el mar, pero del cual están protegidas por algún tipo de barrera. En Ría Lagartos, las lagunas costeras presentan altas salinidades en su porción centro y oriente, lo que favorece una biodiversidad muy distinta a la de las otras lagunas, además de permitirle soportar en sus márgenes una industria salinera. La condición general de la laguna, calificada como regular, está en función de los síntomas de contaminación y cambio de uso del suelo de sus márgenes por el avance no regulado de actividades ganaderas (Herrera-Silveira y Morales Ojeda, 2010).

Uno de los principales problemas que sufre la planicie costera es la destrucción de la vegetación para desarrollar superficies urbanas; la pérdida de la vegetación genera la desestabilización de esta frágil forma geológica, que es muy vulnerable a la erosión por el viento y la fuertes tormentas, entre otras fuerzas naturales.

En las zonas en las que la pesca es una actividad económica importante se han construido canales para comunicar la laguna costera con el mar abierto rompiendo parte del cordón litoral, y de esta manera se crea un puerto de abrigo para las embarcaciones de poco calado. Esto trae consecuencias ecológicas para los cuerpos de agua involucrados que intercambian agua, organismos y materiales.

También se presentan un gran número de aguadas, cenotes, grutas y zonas inundables (Fig. 7). Son planicies con pendiente casi nula, lo que genera el estancamiento semipermanente o estacional de las aguas pluviales.

Prevalece el hidromorfismo y las condiciones anaerobias en los suelos que dan lugar a la presencia de suelos del grupo Gleysol (que se inundan una parte del año) y en las zonas de acumulación de materia orgánica a Histosoles (suelos ricos en materia orgánica). Estas geoformas generalmente son conocidas como humedales y favorecen la colonización de vegetación hidrófila y halófila que al formar hojarasca; la descomposición llega a ser muy lenta por las condiciones reductoras, esto da lugar a la acumulación de materia orgánica en el horizonte A, lo cual llega a propiciar la formación de Histosoles.

Se encuentran a lo largo de toda la costa de la península de Yucatán, tanto en ambientes terrígenos como carbonatados (Bautista *et al.* 2005a).

En las planicies palustres se presentan los ecosistemas de vegetación halófila (de zonas salinas) e hidrófilas (de zonas inundadas) y se conocen como humedales (Bautista *et al.* 2005a), además de la laguna costera y la ría.

En los bordes de las lagunas o rías se desarrollan los bosques de manglar y en sus aguas se lleva a cabo la reproducción de multitud de especies marinas.

Algunas de las especies de mayor interés, ya sea por su atractivo para los humanos o por sus funciones ecológicas son los flamencos (*Phoenicopterus ruber*), los pico de espátula (*Ajaia ajaja*), diversas

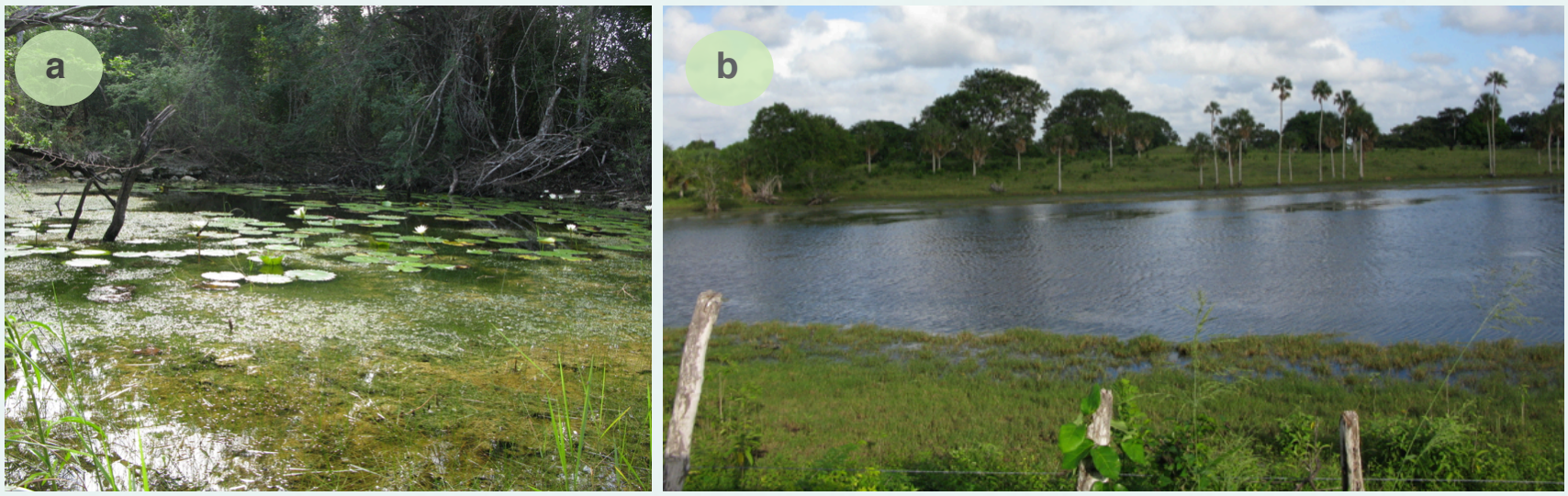


Figura 7. a) Dolina en contacto con el acuífero, también conocido como cenote "abierto" en la unidad B1b; y b) aguada en la unidad B2c.

garzas y otras aves acuáticas, así como el cocodrilo (*Crocodilus morelettii*) entre otros. Además de servir de guardería a multitud de especies pesqueras, que serán aprovechadas como adultos en las zonas litorales; en este paisaje se prestan muchos otros servicios ambientales como su valor escénico, barrera física entre las aguas marinas y el manto acuífero y la captura de carbono por parte de los manglares y los demás tipos de vegetación acuática que sostiene.

c. Calidad del agua subterránea

La calidad del agua subterránea que se utiliza en los pozos de abastecimiento en Río Lagartos y el Cuyo no es buena para las actividades agrícolas (Cuadro 2) debido a: un riesgo de salinidad alto en El Cuyo y muy alto en Río Lagartos, riesgo de sodicidad bajo en El Cuyo y medio en Río Lagartos. La cantidad de cloruros en Río Lagartos es de alrededor del 60% y en El Cuyo es del 30%; los sulfatos se presentaron en un 15 % en Río Lagartos; y los bicarbonatos en un 15% en ambas localidades (Delgado *et al.* 2010).

Al parecer hay intrusión salina en Río lagartos, es decir, el agua de mar ha entrado a tierra firme salinizando el agua subterránea de los pozos de abastecimiento.

La calidad del agua subterránea además de tener relación con la agricultura, puede relacionarse con las

poblaciones de fauna acuática, por lo que la intrusión salina en la localidad de Río Lagartos ha causado la sustitución de la fauna y flora acuáticas del agua dulce por fauna y flora de agua de salina.

En ambas localidades el agua para consumo humano comenzará a escasear debido a las altas tasas de ocupación del territorio.

En cuanto a la calidad del agua superficial en la RBRL se encuentra una diversidad en términos de salinidad que va de oligohalino (salinidad baja, 0.5 a 5 ups) en los petenes al oeste y en los manglares de cuenca; euhalino (salinidad alta, 30.1-40 ups) en la zona de mangles de borde y en la laguna e hipersalino (salinidad muy alta, > 40 ups) en algunos puntos; en la planicie kárstica el agua es oligohalina. La temperatura del agua superficial va de cálida a muy cálida (Batllori y Febles, 2007).

III. Perspectivas

La información del medio físico de la RBRL es de suma importancia debido a que se pueden identificar las potencialidades y riesgos de uso del territorio, por ejemplo:

- Se debe estar alerta a los incrementos de las temperaturas máximas, principalmente en los meses de febrero y julio

Cuadro 2. Calidad del agua de los pozos de las localidades Río Lagartos y el Cuyo

ID	64	111
Municipio	**Río Lagartos**	**El Cuyo**
CE	2.6	1.15
HCO_3^- (meq L^{-1})	8.1	7.2
SO_4^{2-} (meq L^{-1})	1.63	0.47
Cl^- (meq L^{-1})	16.3	5.04
RAS	6.22	0.0
Salinidad potencial	17.12	5.27
Salinidad efectiva	20.65	0.0
Familia de agua	Clorurada y/o sulfatada sódicas	Bicarbonatadas sódicas
Clase de salinidad	C_4S_2	C_3S_1

- Las depresiones kárticas son de alto riesgo de colapso por lo que la ocupación urbana y la construcción de carreteras debe tener en consideración este riesgo (Ihl *et al*. 2007).

- Las planicies palustres deben ser área de conservación porque durante la temporada de lluvias su territorio se incremente con lo cual se dificultarían las actividades productivas o de ocupación urbana.

- Los cordones litorales con AR y RG que tienen especies endémicas son susceptibles de degradación por actividades turísticas

- Las interrupciones de los flujos de agua ocasionan el incremento de la salinidad convirtiendo a los suelos ricos en materia orgánica (Histosoles) en suelos degradados por el aumento de sales (Solonchack).

- Los suelos de la RBRL tienen una capacidad muy limitada para degradar la materia orgánica de las aguas residuales urbanas y pecuarias (muy baja capacidad cono reactores naturales) por lo que el uso urbano y pecuario debe ser restringido (Aguilar *et al*. 2011).

- Las planicies costeras y palustres no son de aptitud agrícola, pecuaria ni forestal considerando geoformas, asuelo, clima y calidad del agua. Sin embargo, presentan aptitud para actividades turísticas de bajo impacto, pesqueras y de conservación.

IV. Referencias

Aguilar Y, Bautista F y Díaz-Pereira E (2011) Soils as natural reactors for swine wastewater treatment. Tropical and subtropical agroecosystems. 13: 199- 210

Batllori E y Febles JL (2012) Hidrología superficial. En: Euán-Ávila JL, García A, Liceaga-Correa MA y Munguía A (eds). La costa del estado de Yucatán, un espacio de reflexión sobre la relación sociedad-naturaleza, en el contexto de su ordenamiento ecológico territorial. Plaza y Valdés, México. pp 159-171

Bautista F, Batllori-Sampedro E, Palacio G, Ortíz-Pérez M y Castillo-González M (2005a) Integración del conocimiento actual sobre los paisajes geomorfológicos de la Península de Yucatán, p. 33- 58. En: Bautista F y Palacio G (eds.) Caracterización y Manejo de los Suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones Agropecuarias, Forestales y Ambientales. Universidad Autónoma de

Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán. p. 282

Bautista F, Palacio G, Ortiz M, Batllori M y Castillo M (2005b) El origen y el manejo maya de las geoformas, suelos y aguas en la Península de Yucatán. En: Bautista F y Palacio G (eds.) Caracterización y manejo de suelos en la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. UACAM-UADY-INE. pp 21-32. México D. F., México

Bautista F, Palacio G, Quintana P y Zinck AJ (2011) Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from the Peninsula of Yucatán, Mexico. Geomorphology. 135: 308–321

Bautista F, Bautista-Hernández DA, Álvarez-Arriaga O y de la Rosa D (2013) Software to identified climate change trends at the local level: a study case in Yucatán, México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 19: 81-90

CONABIO [Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. Portal de Información Geográfica] <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (consultado en noviembre de 2013)

CONABIO [Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad] Anfibios, reptiles y mamíferos del corredor biológico del norte de Yucatán depositados en las colecciones de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas <http://www.gbif.org/occurrence/370390871> (consultado en enero de 2014)

CONANP (2007) Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán, México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Delgado CC, Bautista F, Orellana-Lanza R y Reyes-Hernández H (2011) Classification and agroclimatic zoning using the relationship between precipitation and evapotranspiration in the state of Yucatan, Mexico. Investigaciones geográficas. 75: 51-60

Delgado CC, Pacheco AJ, Cabrera SA, Batllori SE, Orellana R y Bautista F (2010) Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: the case of Yucatán, México. Agricultural water management. 97, 1423-1433

Delgado C, Pacheco JG, Cabrera A, Batllori E y Bautista F (2012) Calidad

agrícola del agua subterránea. En: Euán-Ávila JI, García A, Liceaga-Correa MA y Munguía A (eds.) La costa del estado de Yucatán, un espacio de reflexión sobre la relación sociedad-naturaleza, en el contexto de su ordenamiento ecológico territorial. Plaza y Valdés, México. pp 173-179

Herrera-Silveira J y Morales Ojeda S (2010) Lagunas costeras. En: Durán R y Méndez M (eds). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. 24-26 pp.

Ihl T, Frausto O, Rojas J, Giese S, Goldacker S, Bautista F y Bocco G (2007) Identification of geodisasters in the state of Yucatan, Mexico. Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie (N. Jb. Geol. Paläont). 246 (3). 299-311

Ihl T, Frausto O y Rojas J (2007) A coastal Classification: a first step for a coastal management system? En: Velazquez D y Castillo L (coords.) Ciudad y organización espacial. UQROO – Plaza y Valdez, Pp. 227 – 235.

Orellana R, Espadas E, Conde C y Gay C (2009) Escenarios de cambio climático en la Península de Yucatán. Centro de Investigación Científica de Yucatán, México

Orellana R, Nava F y Espada C (2012) Riesgos ante fenómenos hidrometeorológicos. La costa del estado de Yucatán, un espacio de reflexión sobre la relación sociedad-naturaleza, en el contexto de su ordenamiento ecológico territorial. En: Euán-Ávila JI, García A, Liceaga-Correa MA y Munguía A Plaza y Valdés, México. pp 127-137.

CAPITULO 3

Estado de conservación de la Vegetación

Sachiko Chiriguchi Murayama y Luis Salinas-Peba

Resumen
I. Introducción
II. Dunas costeras
III. Manglar
IV. Petén
V. Tular
VI. Selvas
VII. Conclusiones y perspectivas
VIII. Referencias

Resumen

Entre las actividades que han ejercido mayor presión sobre los tipos de asociaciones vegetales en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos están el desarrollo urbano, la extracción de sal, la agricultura y ganadería. Otras actividades, como las carreteras y caminos de terracería, así como las líneas eléctricas, pueden tener un efecto importante no tanto por su impacto en la pérdida de superficie neta sino por la ruptura en el funcionamiento del ecosistema. En este capítulo se presenta una breve descripción de los tipos de vegetación, un análisis histórico de corto plazo, sobre los cambios en la cobertura y la identificación de los principales factores de cambio. El análisis mostró que se ha logrado disminuir la tasa de cambio de la vegetación, en el periodo 1976-2000, se transformaron 7,341 has correspondientes al 12.2% de la superficie total de la reserva, mientras que para el 2000-2009 se transformaron 88 has (79 de dunas costeras, 6 has de manglar y 3 has de tular) y se logró un ligero incremento de la superficie ocupada por las selvas: 377 has para la selva caducifolia y 214 has para la selva mediana subcaducifolia, aunque se el proceso de fragmentación no ha disminuido. Se recomienda establecer un monitoreo continuo de los cambios en la superficie vegetal, acompañado de un análisis del impacto que estos cambios provocan en la funcionalidad de esta importante reserva ecológica.

I. Introducción

La Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL), ha sido reconocida por su importancia en la conservación desde su decreto en 1979 como Zona de Refugio Faunístico, posteriormente en 1999 se recategorizó como Reserva de la Biósfera con una superficie de 60,347.82 ha, fue el primer humedal mexicano inscrito como sitio RAMSAR en 1986, soporta el 80% de parejas anidantes del flamenco rosa del caribe (*Phoenicopterus ruber*) en el 2002, sus playas fueron decretadas como santuario, por ser una de las principales zonas de arribo de tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y la única en el estado de Yucatán para tortuga blanca (*Chelonia mydas*).

En la RBRL, existen varios tipos y asociaciones vegetales: duna costera, manglar, tular, petén, selva baja inundable, selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, además de áreas perturbadas como pastizales inducidos y zonas agrícolas (Fig. 1) (CONANP 2007).

La selva mediana subcaducifolia presenta la mayor cobertura, con 10,208 ha que representan el 17% de la superficie

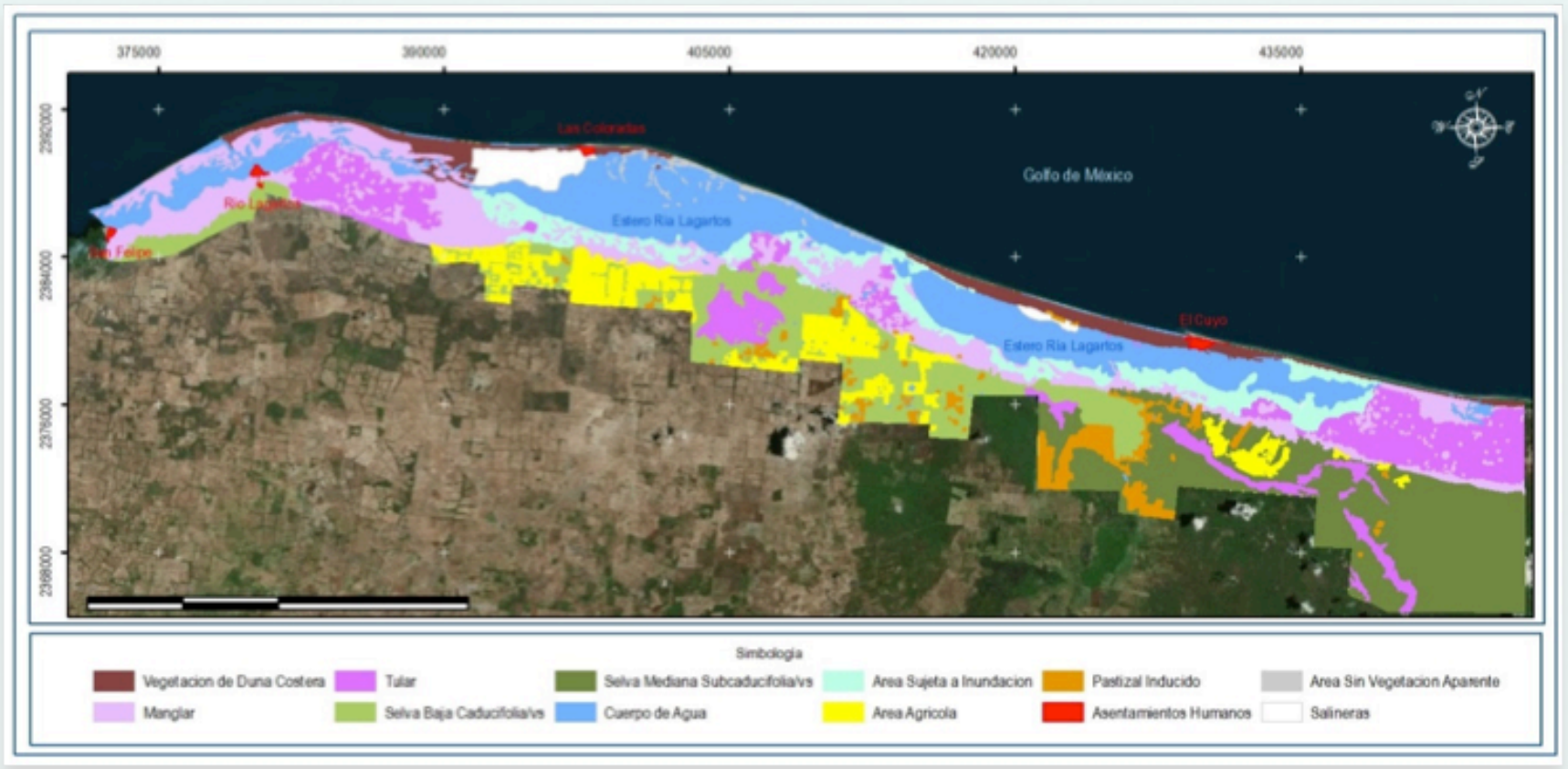


Figura 1. Plano de usos del suelo y vegetación de la Reserva de la Blósfera Ría Lagartos, 2009 (Fuente: PIMAIG, 2010)

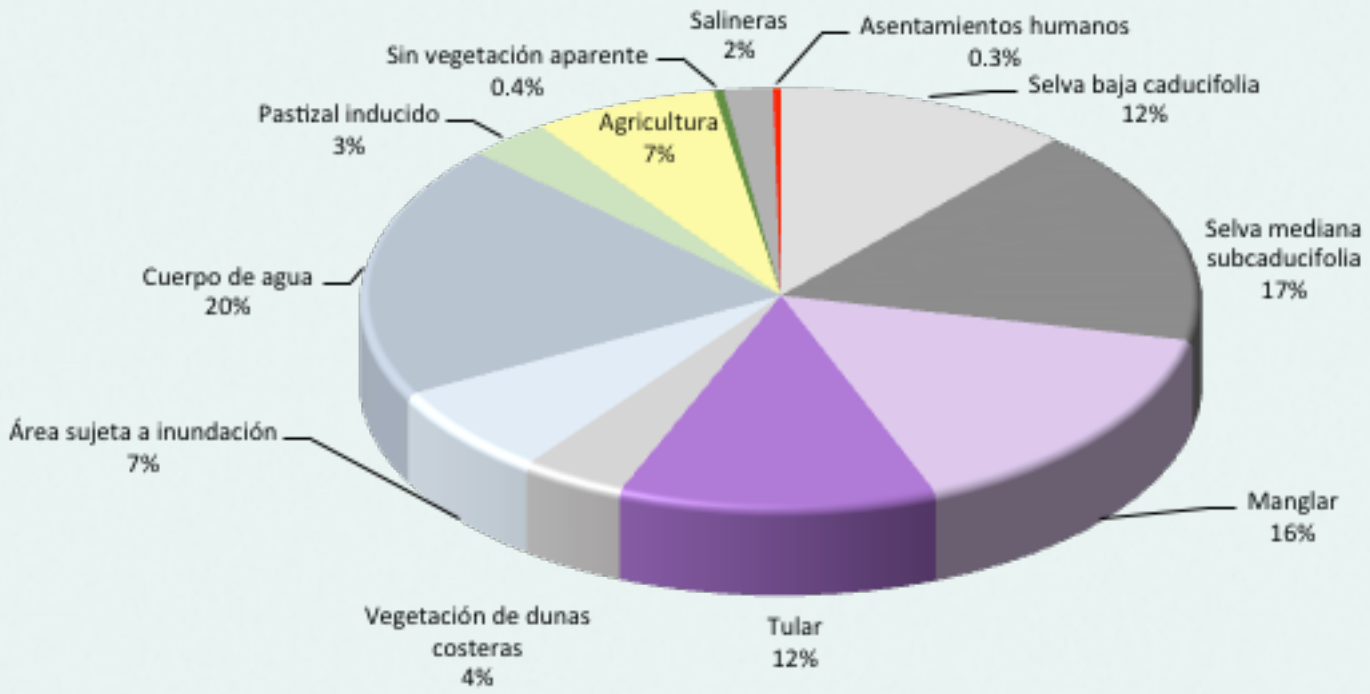


Figura 2. Porcentajes de superficie por tipo de vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, 2009

total de la reserva, seguida por el manglar con 9,411 ha (16%), el tular con 7,375 ha (12%), la selva baja caducifolia con 6,951 ha (11%) y finalmente las dunas costeras con 2,430 ha (4%)(Fig. 2).

En el periodo de 1976-2000, la tasa de deforestación de la RBRL fue de 0.62% transformándose 328 ha/año, lo que significa que se transformaron 7,341 ha correspondientes al 12.2% de la superficie total de la reserva (CONANP-FMCN 2005). Durante el lapso entre 2000-2009 se transformaron únicamente 88 ha, la cobertura del manglar y el tular tuvieron en el 2004-2009 algunas hectáreas afectadas por la salinera y los asentamientos humanos (Cuadro 1). En términos generales la cobertura forestal en la reserva presentó un ligero aumento debido quizás a que algunas áreas de uso agropecuario se dejaron en descanso lo que permitió que la vegetación secundaria de los dos tipos de selva ocupara esos espacios. Las selvas incrementaron su cobertura en 591 ha (Cuadro 1); (PIMAIG 2010).

Las principales fuentes que han provocado la pérdida de la cobertura de los diferentes tipos de vegetación de la RBRL, son el desarrollo urbano, la

Cuadro 1. Superficie ocupada por los usos del suelo y vegetación en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, 2000, 2004, 2009.

Usos del suelo y vegetación	Superficie (ha)			
	2000	2004	2009	Cambio 2000-2009
Vegetación de dunas costeras	2,509	2,461	2,430	-79
Manglar	9,417	9,417	9,411	-6
Tular	7,378	7,378	7,375	-3
Selva baja caducifolia con vs	6,574	6,692	6,951	377
Selva mediana subcaducifolia con vs	9,994	9,950	10,208	214
Área sujeta a inundación	4,210	4,210	4,210	0
Cuerpo de agua	11,911	11,911	11,911	0
Pastizal inducido	2,309	2,181	1,899	-410
Área agrícola	4,550	4,640	4,377	-173
Área sin vegetación aparente	236	236	236	0
Salineras	1,083	1,090	1,156	73
Asentamientos humanos	178	182	184	6

Fuente: PIMAIG, 2010

infraestructura portuaria, las actividades agropecuarias, la salinera así como la construcción de la infraestructura vial y eléctrica. Actualmente estas actividades siguen ejerciendo presión sobre los recursos de la RBRL aunado a nuevas actividades que se desarrollan como turismo; se estima que la Reserva recibe cerca de 30,000 turistas al año, nacionales y extranjeros (CONANP 2007).

II. Dunas costeras

Las dunas son grandes acumulaciones de arena de forma ondulada, características del litoral costero; su forma, tamaño y orientación dependen básicamente de la velocidad y dirección del viento (Andrade 1997). Este tipo de vegetación se distribuye a lo largo de todo el litoral costero de la península de Yucatán, desde el Golfo de México hasta el mar Caribe, abarcando

aproximadamente 205 km en el estado de Yucatán (Espejel 1984).

Las especies presentes en esta vegetación se distribuyen en función de su tolerancia a factores limitantes y a un gradiente que va de muy adverso (cerca de la playa) a menos adverso (hacia tierra adentro); esto permite reconocer dos comunidades que conforman la vegetación de dunas costeras: la comunidad de pioneras y la de matorrales (Espejel 1984). La vegetación de duna costera difiere de las demás costas del país por el clima semiárido y por la mezcla de las especies de manglar y selva baja (CONANP 2007).

La zona de pioneras se encuentra cerca del área de playa, el suelo presenta muy poca materia orgánica y los individuos están sujetos a los fuertes vientos y alta salinidad, se encuentra formada por especies herbáceas que presentan un crecimiento horizontal más que vertical y de forma amacollada (rodetes) o rastreras. A este tipo de vegetación de duna costera se le llama Tsakanche' (matorral espinosos), k'aak'che'il o kanche'il (monte que está en contacto con el agua de mar) en lengua maya (Flores-Guido y Espejel 1994)(Fig. 3).

En esta zona, la vegetación es más susceptible a los impactos humanos, ya



Figura 3. Panorámica de la zona de pioneras (foto izquierda) cercana a El Cuyo y de la zona de matorral de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (Fotos: Luis Salinas)

que las actividades turísticas y de recreo tienen afectaciones sobre las especies herbáceas; por ejemplo el efecto del caminar de las personas. Entre las especies herbáceas dominantes en la zona de pioneras de la duna costera de la reserva podemos encontrar a *Sesuvium portulacastrum, Suaeda linearis, Ambrosia hispida, Ipomoea pes-caprae, Cakile edentula, Canavalia rosea, Cenchrus echinatus , Distichlis spicata y Tribulus cistoides.* Entre los arbustos pioneros podeos encontrar *Tournefortia gnaphalodes, Croton punctatus, Scaevola plumierii y Suriana maritima.*

La zona de matorral, se distribuye después de la primera duna y en suelos con mayor cantidad de materia orgánica; desde el punto de vista florístico es más compleja que las zonas pioneras. Estructuralmente la mayoría de las especies presentan formas de vida arbórea y arbustiva que alcanzan aproximadamente dos metros de altura. Entre las hondonadas que se forman en el matorral de duna costera hay especies como *Bravaisia berlanderiana, Pithecellobium keyense, Caesalpinea vesicaria, Coccoloba uvifera.* En las crestas abundan las cactáceas como *Opuntia stricta, Acanthocereus tetragonus* y arbustos espinosos como *Bonellia macrocarpa,* que constituyen una vegetación muy cerrada y a veces, impenetrable. Se forman claros entre la vegetación y por lo general en ellos se hallan gramíneas como: *Cenchrus echinatus, Dactyloctenium aegyptium,* entre otras. Las epífitas más comunes son *Myrmecophila christinae, Metastelma schlechtendalii, Tillandsia dasylirrifolia.*

Es importante señalar que en esta reserva se localizan poblaciones considerables de las palmas *Pseudophoenix sargentii, Thrinax radiata y Coccothrinax readii,* especies en estatus de conservación según la NOM-059-SEMARNAT-2010. El principal impacto que existe sobre este grupo de palmas es debido a la extracción para uso ornamental (Calvo-Irabien y Soberanis 2008), para otras especies características como *Myrmecophila christinae*, se ha demostrado en sitios cercanos a la RBRL que la fragmentación afecta negativamente su dinámica poblacional (Parra-Tabla *et al.* 2011).

La pérdida de las dunas costeras y su fragmentación en la RBRL fue ocasionada principalmente por las escolleras construidas para los puertos de San Felipe y Río Lagartos ubicados en el extremo oriente de la RBRL, el Puerto El Cuyo, el

desarrollo urbano de Las Coloradas y El Cuyo, las vialidades, así como la infraestructura asociada a la extracción de la sal. El proceso de erosión costera han afectado la extensión de las playas en el tramo comprendido entre las escolleras del canal de acceso al puerto y el canal de acceso al puerto de San Felipe, varios kilómetros al oeste.

La duna costera tuvo una pérdida de 79 ha (3%) en el periodo 2000-2009, debido al crecimiento de la salinera que afectó a las dunas de matorral mientras que la localidad El Cuyo disminuyó la cobertura principalmente de pioneras (Fig. 4).

La salinera es la principal afectación a la duna de matorral en 1945 cubrían cerca de 20 ha, en el 2000 ocupaba 1,083 ha para el 2009 el área se había incrementado en 73 ha mas (Fig. 5).

El crecimiento de la localidad El Cuyo está asociada al desarrollo de las actividades turísticas, se observa un incremento de 1.95 ha en la superficie ocupada en el 2009, aunque su tasa de crecimiento poblacional fue negativa en el periodo 2005-2010, esto probablemente se deba al crecimiento de la construcción

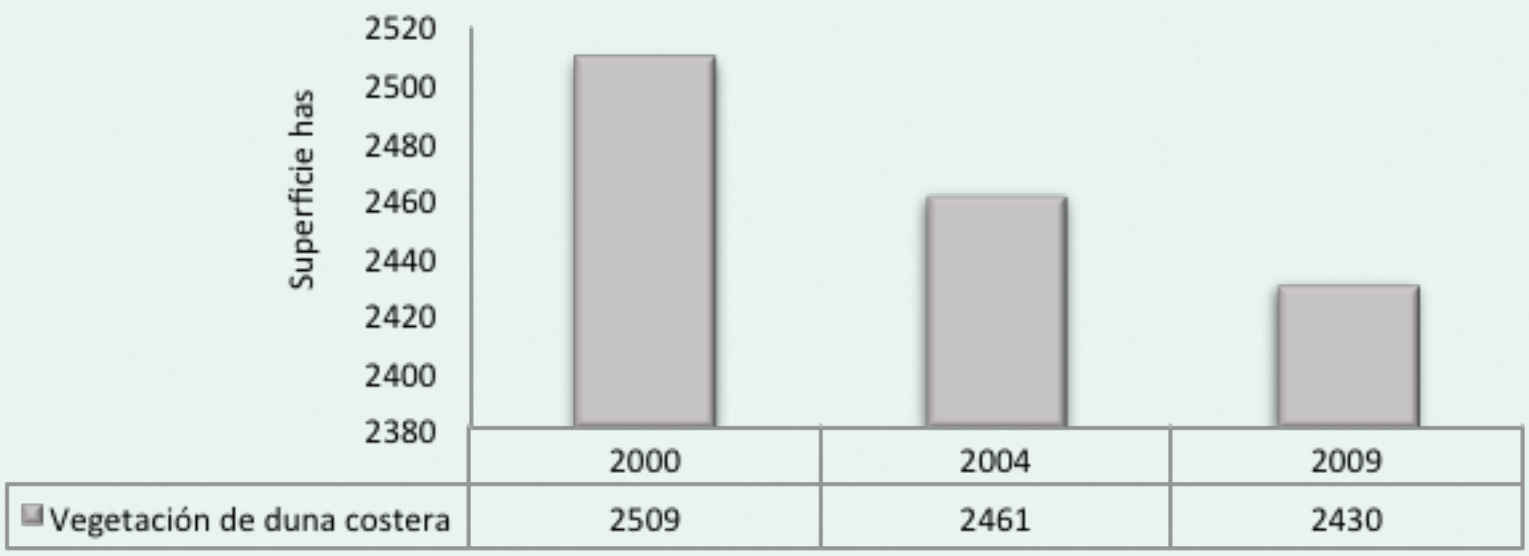


Figura 4. Superficie ocupada por la duna costera en tres años diferentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

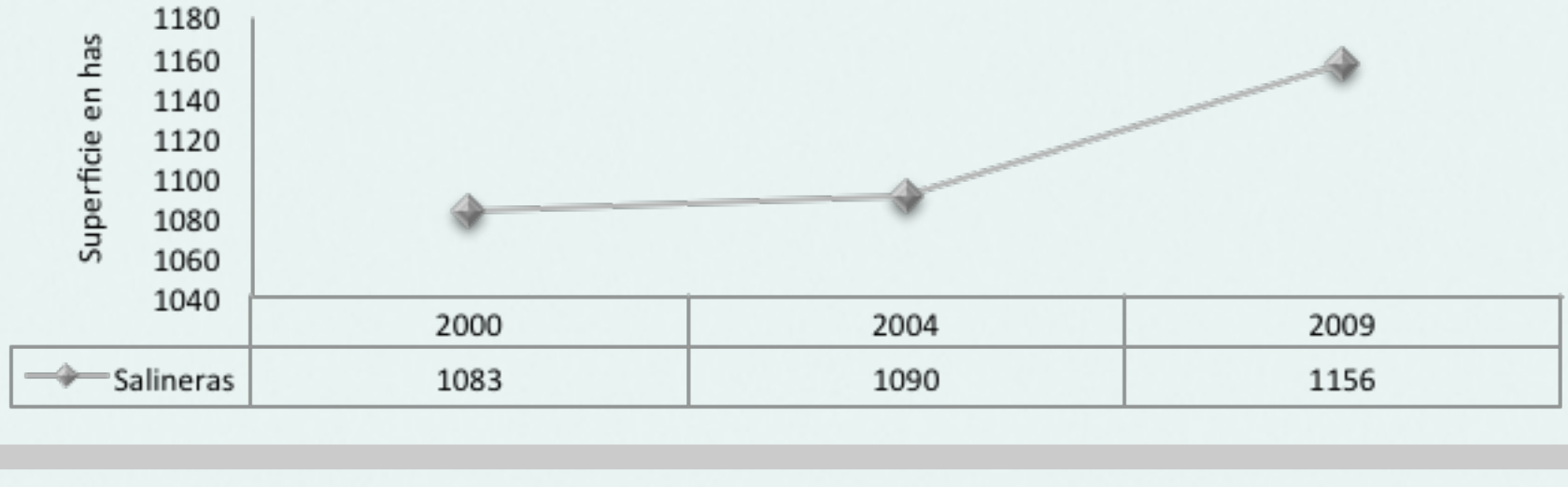


Figura 5. Incremento de la superficie ocupada por la actividad salinera en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

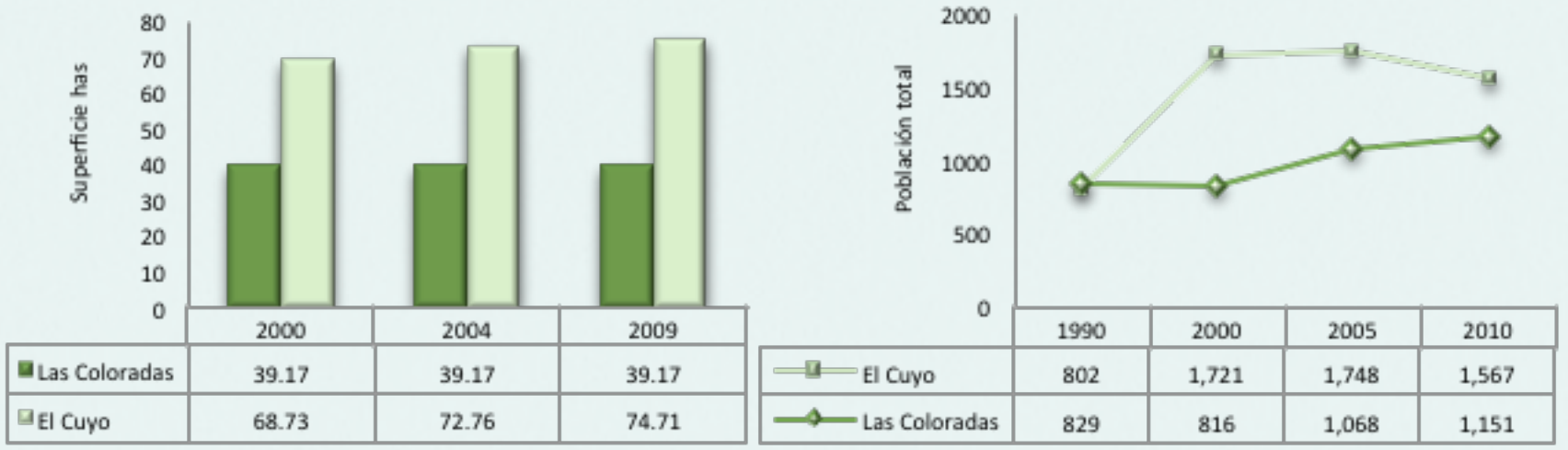


Figura 6. Evolución de la superficie ocupada y la población de las localidades Las Coloradas y El Cuyo así como la población registrada.

de segundas residencias. Por otro lado la localidad de las Coloradas ligada a la producción de sal, no ha incrementado su superficie pero si su población lo cual significa una redensificación. En ambos casos, estas localidades incrementarán la demanda de infraestructura y servicios, que podrían repercutir en la conservación de la duna costera (Fig. 6).

III. Manglar

Este tipo de vegetación se conoce como k'aak'che'il ("monte que está en contacto con agua de mar" en lengua

maya), está representada por especies arbóreas y corresponde al ecotono entre ambientes marinos y terrestres. Se distribuyen a lo largo de las lagunas costeras y estuarios y zonas donde existen periodos anuales de inundación. Las especies soportan ambientes desde los dulceacuícolas hasta los hipersalinos, teniendo sus mejores desarrollos en ambientes salobres (Agraz *et al.* 2006). Además, presentan adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten sobrevivir en ambientes bajo condiciones extremas, como hábitats con suelos limosos hasta arenosos con baja concentración de oxígenos y alta concentración de sales.

La distribución del manglar en la RBRL está segmentada y se asocia con otros ecosistemas como el de tular-pastizal-carrizal, con selva baja caducifolia inundable, vegetación de duna costera y peténes. Las interacciones entre el manglar y estos sistemas promueven el incremento en la diversidad de plantas y animales (Andrade 1997).

En Ría Lagartos se presentan dos tipos: el manglar de franja y el manglar achaparrado. El manglar de franja se presenta en el borde del canal, en la desembocadura de la ría, en el sur y sureste del estero, mientras que el manglar achaparrado se localiza en las áreas donde existen periodos anuales de sequía e inundaciones y la salinidad es



Figura 7. Panorámica del manglar de franja en las márgenes del estero Ría Lagartos (Fotos: Luis Salinas).

alta, esta última está principalmente en la parte oriente de la Reserva y al sur de la laguna, en las cercanías con la población de Río Lagartos.

El manglar de franja se encuentra permanentemente inundado por agua salada; es una comunidad muy densa, con una altura promedio de 10 m. Las especies más comunes son *Rhizophora mangle, Avicennia germinans,Conocarpus erectus, Sesuvium portulacastrum, Salicornia virginica, Batis maritima* y *Picus tecolutensis,* aunque menos abundante, también se presenta el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) (Campos y Durán 1991) (Fig. 7).

El manglar achaparrado, está constituido por las mismas especies de mangle, sin embargo, aquí se presentan numerosas especies de gramíneas y ciperáceas (plantas herbáceas perennes) que se entremezclan con ellos. Su característica distintiva es la altura, la cual apenas llega a ser de 1 a 2 m (Campos y Durán 1991, Trejo-Torres *et al.* 1993).

En los manglares de la reserva podemos encontrar especies epífitas como las orquídeas *Myrmecophila christinae, Brasavola nodosa, Cohniella ascendes* y bromeliáceas como *Achmea bracteata, Tillandsia recurvata.* Entre las especies herbáceas podemos encontrar a *Salicornia bigelovii, Blutaparon vermiculae, Sesuvium portulacastrum.*

La fragmentación del manglar de la RBRL fue ocasionada principalmente por el crecimiento urbano de las cabeceras municipales de San Felipe y Río Lagartos, la extracción de sal, la infraestructura portuaria, vial y eléctrica.

En el 2009 el manglar tenía una cobertura de 9,411 ha mientras que en el 2000 se registraba una superficie de 9,417

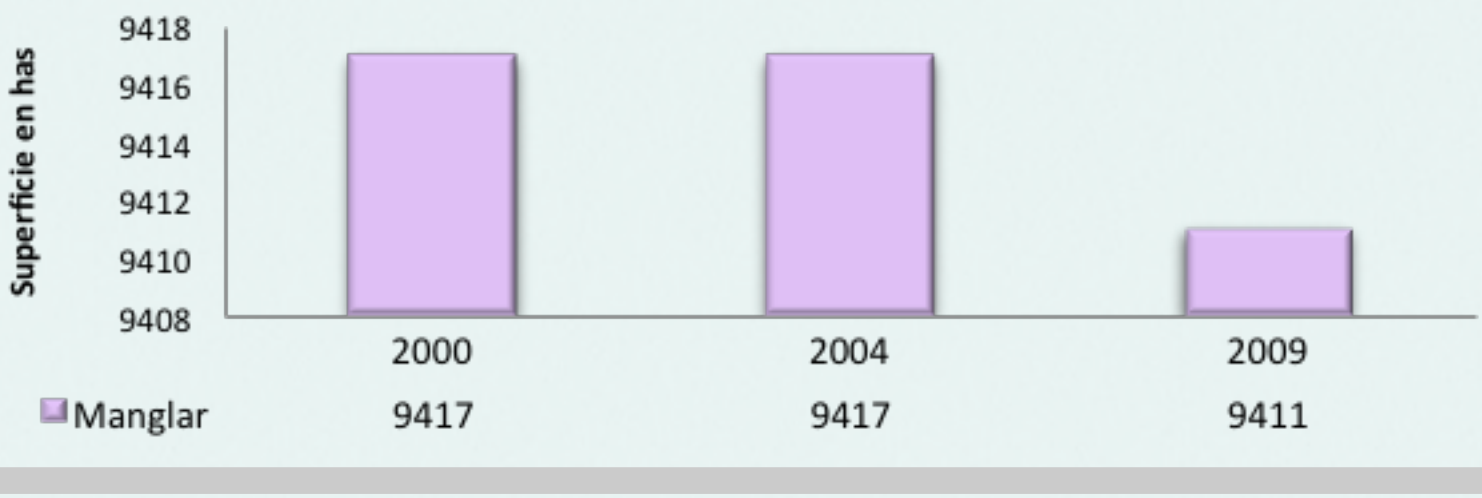


Figura 8. Superficie ocupada por el manglar en tres años diferentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

ha, es decir, que se han perdido 6 ha en el periodo 2000-2009, 2 ha por el crecimiento de la zona agrícola y 4 ha por el pastizal inducido. (Fig. 8).

La presión del desarrollo urbano en los límites de la RBRL es otro factor que contribuye a la fragmentación del manglar, esto se observa por ejemplo en los límites de la localidad de San Felipe.

En la RBRL, la conservación y funcionamiento del manglar así como de otras asociaciones como la selva baja inundable y peténes están directamente relacionados con el estero Ría Lagartos, el cual es muy vulnerable debido a que presenta una profundidad que va de 0.3 a 5 m, tiene una restringida comunicación con el mar y escasa renovación de las aguas internas, aunado al hecho de que la evaporación supera a la precipitación el estero llega a presenta condiciones de hipersalinidad, aunque esto disminuye durante la época de lluvias y nortes (CONANP 2007).

La alteración de factores que controlan el régimen de salinidad pueden inducir un cambio en la composición de especies de plantas e incluso conducir a una rápida mortalidad del mangle. En la RBRL, más 1,393 ha de estanques se han construido sobre el estero que representan el 12% de la superficie del espejo de agua, es muy probable que tengan un efecto sobre el flujo del estero y el incremento de la salinidad aunque no se tiene una evaluación real de sus efectos. Cabe mencionar que se ha reportado que más del 60% del área cubierta por la salinera, no es adecuado para los flamencos que utilizan charcas de producción de sal, por su grado de salinidad (Arengo 1995).

La mayor parte de la superficie de los estanques, se construyeron en las inmediaciones de la localidad de Las Coloradas (Fig. 9), además existe otra área de extracción de sal ubicada antes de llegar a la localidad El Cuyo.

Otro factor que ha afectado al funcionamiento del estero, es la construcción de vialidades. Existen dos carreteras que atraviesan transversalmente la RBRL, la primera es la carretera federal No. 295 que llega hasta la localidad de Río Lagartos y la carretera estatal que atraviesa el estero para llegar a la localidad El Cuyo. En esta última es evidente la interrupción del flujo y la acumulación de arena a lo largo de la carretera (Fig. 10).

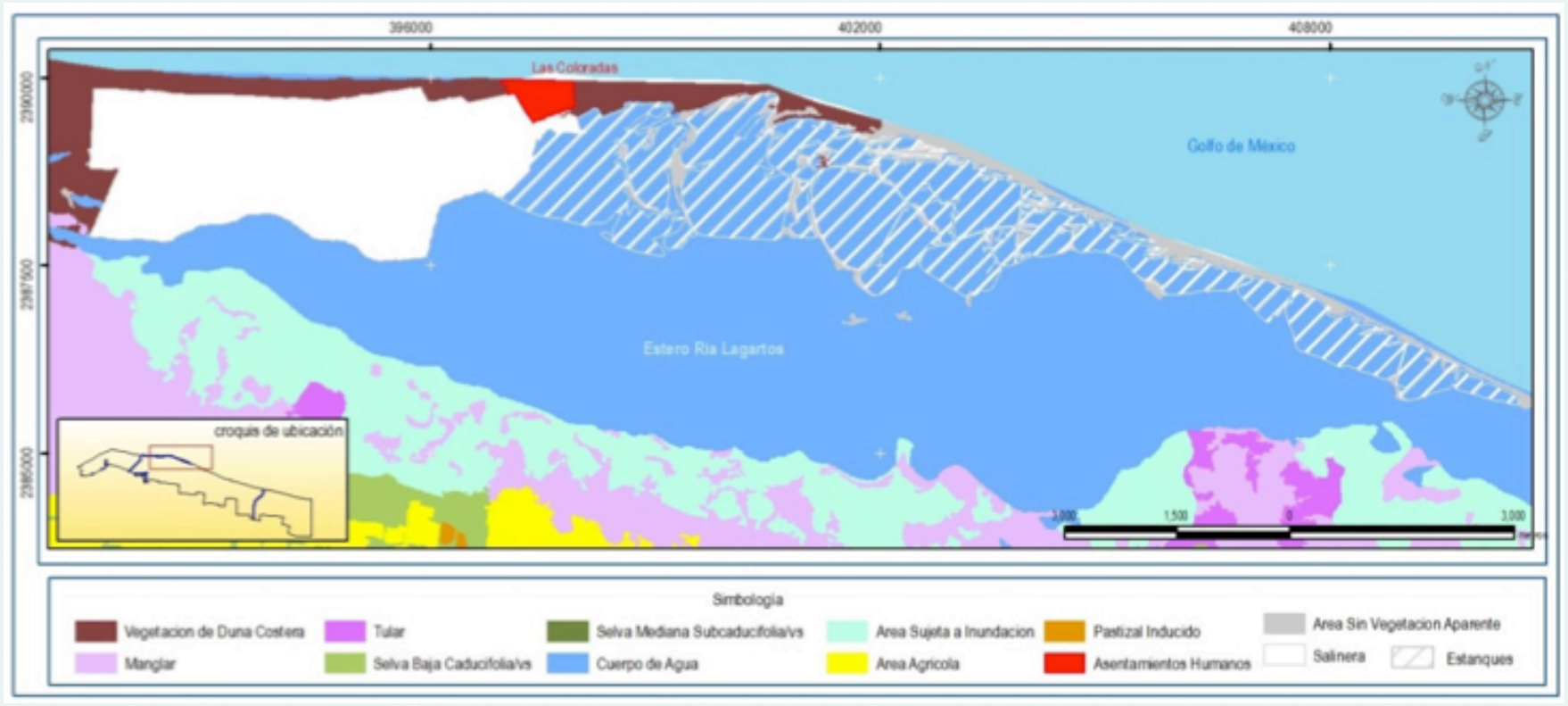


Figura 9. Ubicación espacial de la actividad salinera en el estero de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.



Figura 10. Panorámica del efecto de la carretera federal 295 en la interrupción del flujo y la acumulación de arena en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (Fuente: Google Earth 2013).

IV. Petén

El petén se puede definir como una formación geomorfológica ocupada por comunidades de diferentes tipos de vegetación. Es una agrupación de elementos arbóreos, arbustos y herbáceos cuya estructura y distribución le dan una fisonomía especial (Flores y Espejel 1994). Los peténes son "islas de vegetación" de tamaño variable que se encuentran establecidas en las zonas costeras de la península de Yucatán. Constituyen un paisaje casi único en el mundo que tiene la particularidad de ser naturalmente fragmentado: son parches de selva o manglar rodeados por una matriz de vegetación herbácea (tular), de manglar disperso. Estas islas de vegetación se forman alrededor de un afloramiento de agua dulce (cenote) el cual brinda condiciones idóneas para el crecimiento de especies que no toleran las altas salinidades.

En la RBRL existen dos tipos de peténes, el petén de manglar, con dominancias de especies como *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, rodeando el cenote y el petén de selva, el cual presenta en su fisonomía una selva mediana subcaducifolia al centro y puede tener diferentes tamaños en extensión; las especies dominantes son: *Manilkara sapota, Vitex gaumeri, Talisia oliviformis, Ficus cotinifolia, Sabal*



Figura 11. Asociación vegetal de Petén ("petén tucha") localizado entre el poblado de Ría Lagartos y Las Coloradas (Foto: Luis Salinas).

yapa entre otras, rodeada de una franja de manglar en la periferia de la selva.

En la RBRL, el petén más conocido y explotado como ecoturismo es el llamado "petén tucha", ubicado en las cercanías del poblado de Ría Lagartos (Fig. 11). Este petén es de tipo manglar, con dominancias del manglar *Rhizophora mangle*, hacia el centro del ojo de agua y de *Conocarpus erectus* hacia la periferia. También, se puede encontrar especies arbustivas como *Acrostichum aureum, Hymenocallis littoralis, y epifitas como Mymecophylla christinae, Brasavola nodosa, Tillandsia recurvata.*

Es importante comentar que aparentemente no existen estudios de aspectos funcionales de los peténes de la RBRL. Sin embargo, es factible sugerir que dentro de las principales amenazas para su conservación y funcionalidad, se encuentra, al igual que para el manglar, el impacto que tienen las modificaciones en los flujos de agua y cambios en su salinidad. En peténes localizados en el estado de Campeche por ejemplo, se ha comprobado que factores como la fragmentación y cambios en la calidad del agua pueden afectar negativamente la estructura de las comunidades vegetales y animales que viven en los cuerpos de agua que se ubican al centro de estos ecosistemas (Mas 2001).

Al ser estos ecosistemas únicos en cuanto a su naturaleza, es importante que se estimulen y apoyen investigaciones de los peténes que se ubican dentro de la RBRL incluyendo el monitoreo de la superficie ocupada mediante un análisis de imágenes de mayor resolución.

V. Tular

Esta asociación vegetal se agrupa como hidrófitos y son una serie de asociaciones vegetales que se caracterizan por estar en contacto casi permanente con cuerpos de agua, salvo en la estación de sequía (Miranda y Hernández 1963). Se desarrolla en suelos profundos, arcillosos, permeables y abundante materia orgánica. En la península de Yucatán, reciben el nombre de la planta dominante en la asociación, tales como el tular (*Typha dominguensis*), el carrizal (*Phragmites australis*) o el popal (*Thalia geniculata*). Dentro de la RBRL, se presenta la asociación vegetal del tular, con dominancia de la especie *Typha dominguensis.*

El tular de la RBRL, se encuentra distribuido en manchones de diferentes extensiones bordeando la periferia del

estero que atraviesa la reserva (Fig. 12). También, se puede encontrar formando ecotonos con el manglar o en zonas donde existe una acumulación de agua producto de las lluvias. Estas comunidades son de gran importancia desde el punto de vista ecológico, ya que sirven de hábitat a muchos animales, principalmente las aves locales y migratorias. Además, podemos encontrar en la zona no inundable que rodea al tular especies como *Phragmites communis, Paspalum fasciculatum, Cyperus rotundus, Hymenocallis littoralis, Mimosa pigra, Acacia cornigera, Acacia farnesiana.*

Desde el punto de vista socioeconómico se sabe que existe aprovechamiento de muchas de las especies para la elaboración de artesanías, o para alimentar al ganado, como sucede con las gramíneas y ciperáceas.

Las principales perturbaciones que se presentan sobre las superficies del tular son la agricultura y la ganadería (Fig. 13), las cuales disminuyen su superficie en la RBRL. Estas dos actividades ocasionan la alteración en el funcionamiento de los tulares, debido a que el suelo pierde sus características como la capacidad de



Figura 12. Asociación vegetal de tular, con dominancia de *Typha dominguensis*, localizado cerca del poblado El Cuyo rumbo a Las Coloradas (Foto: Luis Salinas)



Figura 13. Zona de tular que ha sido trasformado en potrero e inducido el crecimiento de *Cynodon sp.* para la ganadería. (Foto: Luis Salinas)

filtración y retención de agua y pérdida de nutrientes. Para la actividad ganadera en zonas de humedales en México se introducen especies de gramíneas de los géneros *Cynodon sp.* y *Chloris sp.*, las cuales, al reemplazar a las especies que se asocian en los tulares cambian completamente su fisonomía y estructura (Moreno-Casasola *et al.* 2010).

En el 2009 el tular disminuyó su cobertura 3 ha con respecto a lo registrado en el 2000 – 2004, esto se debió al crecimiento de áreas con pastizal cultivado (Fig. 14).

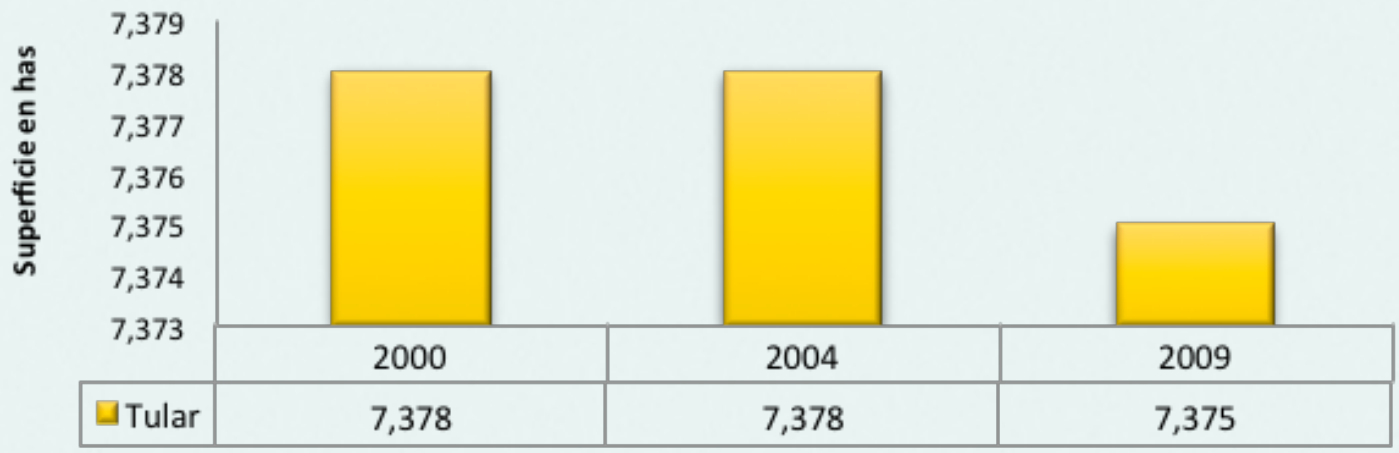


Figura 14. Superficie ocupada por el tular en tres años diferentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

VI. Selvas

En la RBRL encontramos dos tipos de selvas, la selva baja caducifolia también se le conoce como koo k'aax o koolche' (monte que tira sus hojas), se distribuye a lo largo de la reserva como un mosaico de parches de diferentes edades, justo después de la línea de manglar, en ocasiones formando junto con este ecotonos con alta diversidad de especies vegetales (Fig. 15). La selva mediana subcaducifolia (Fig.16), también se le conoce como ka'anal ya'ax k'aax (monte alto y verde) en lengua maya (Flores-Guido y Espejel 1994), se distribuye en la parte suroeste de la reserva, después de la línea de manglar y su mayor extensión se encuentra cerca del poblado del Cuyo.

La selva baja caducifolia se caracteriza por su marcada estacionalidad que le da un aspecto muy distinto en la estación lluviosa y en la estación seca. Durante la estación de lluvias, los árboles permanecen cubiertos de hojas, mientras que en la estación de seca entre el 70 y el 90% de los árboles pierden sus hojas, además un gran número de especies arbóreas florecen.



Figura 15. Selva baja caducifolia dentro de la zona núcleo de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, se puede apreciar individuos de *Bursera simaruba* y *Sabal yapa* (Foto: Luis Salinas).



Figura 16. Selva mediana subcaducifolia se puede apreciar individuos de *Acacia sp.* y *Cecropia obtusiolia* (Foto: Luis Salinas)

Presenta tres estratos bien definidos, un estrato arbóreo con alturas entre 6 a 10 metros, las especies arbóreas dominantes son *Guaiacum sanctum, Lonchocarpus xuul, Acacia pennatula, Caesalpinia yucatanensis, Bursera simaruba, Senna atomaria, Sabal yapa* entre otras; además se registran especies trepadoras como *Cydista diversifolia, Ipomoea crinicalyx, Vigna candida* y epifitas como *Achmea bracteata, Tillandsia recurvata.* Un estrato arbustivo que va de 1 a 2 metros y que tiene como especies principales a *Bravaisia berlandieriana, Neea psychotrioides,Bromelia pinguin, Malvaviscus arboreus, Croton arboreus, Acacia cornígera*; finalmente el estrato herbáceo que va de 20 a 50 centímetros con especies como *Sida cordifolia, Croton flavens* y *Lasiacis divaricata*.

La selva mediana subcaducifolia se desarrollan en suelos profundos, con abundante materia orgánica, presenta árboles con alturas promedio que van entre 10 y 20 metros y de estos entre el 50 al 75% de las especies eliminan sus hojas en la temporada de sequías (Miranda y Hernández, 1963).

Esta vegetación presenta, un estrato arbóreo alto, que va de los 12 a los 15 metros de altura, las especies dominantes

que conforman el estrato más alto son *Coccoloba spicata, Vitex gaumeri, Talisia oliviformis, Sapindus saponaria, Manilkara sapota, Metopium brownei, Swarztsia cubensis*; en el estrato arbóreo medio, entre 6 a 10 metros, se registran especies como *Plumeria rubra, Gynmopodium floribundum, Beaucarnea pliabilis, Mimosa bahamensis, Diphysa carthagenensis, Thrinax radiata, Sabal yapa*; también existen elementos epifitos que crecen sobre los árboles, principalmente de la familia bromeliácea como *Achmea bracteata, Tillandsia recurvata*, de la familia orquidácea *Brasavola nodosa, Catasetum integerrimum.*

En el estrato arbustivo, que va entre 1 a 3 metros de altura, está compuesto por *Bourreria pulchra, Jatropha gaumeri, Lantana involucrata, Euphorbia personata, Acacia cornígera*. El estrato herbáceo se encuentra casi ausente debido a la densidad de las coberturas arbóreas, pero cuando está presente este estrato en los claros, producto de la caída de los árboles, las especies herbáceas dominantes son *Cnidoscolus aconitifolius, Ruellia nudiflora, Sida acuta, Bidens pilosa, Commelina diffusa, Rivina humilis, Croton flavens.*

La actividad agropecuaria ha provocado cambios en la cobertura, estructura y fragmentación de las selvas. El pastizal inducido se encuentra en los bordes de la reserva y se deriva de la perturbación por la ganadería sobre la selva baja caducifolia y la selva mediana subcaducifolia.



Figura 17. Evolución de los cambios de superficie de la selva baja caducifolia y la selva mediana subcaducifolia en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

La superficie de la selvas ha ido incrementándose, en el 2004 cubrían 16,568 ha y para el 2009 ascendía a 17,159 ha (Fig. 17), esto se debe a la disminución de la superficie dedicada a las actividades agropecuarias, 545 ha para el periodo 2004-2009.

La fragmentación de los hábitats en parches separados conduce a la reducción de las poblaciones, de los intercambios y de los procesos de inmigración. Estas modificaciones se traducen en la pérdida o el desplazamiento de la biodiversidad (Saunders *et al.* 1991, Lauga y Joaquim 1992, Estrada y Coates-Estrada 1994, McIntyre 1995, Turner 1996 tomado de Mas Caussel J. F. 2001). En el caso de la RBRL, la fragmentación de la selva mediana subcaducifolia continúa, ya que se incrementaron el número de fragmentos y la superficie promedio disminuyó, en el caso de la selva baja caducifolia el número de fragmentos se mantuvo y la superficie promedio se incrementó. (Cuadro 3).

Cuadro 3. Número de fragmentos, superficie promedio, máxima y mínima de las selvas baja caducifolia y mediana subcaducifolia en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, 2000, 2004, 2009).

Concepto	Selva					
	Baja caducifolia			Mediana subcaducifolia		
	2000	2004	2009	2000	2004	2009
Superficie total (ha)	6,574	6,692	6,951	9,994	9,950	10,208
Número de fragmentos	27	27	27	13	13	16
Superficie promedio (ha)	243.49	247.85	257.44	768.75	765.39	638.02
Superficie mínima (ha)	0.93	1.24	1.24	1.06	1.06	1.06
Superficie máxima (ha)	2,005.98	2,206.34	2,122.23	6,673.85	6,628.12	6,671.88

Fuente: PIMAIG, 2010

Otro indicador de la fragmentación y aislamiento de los parches en las selvas baja caducifolia de la RBRL, es el porcentaje de los fragmentos chicos que hay (hasta de 2.8 ha) los cuales se incrementaron en el periodo de 2004 a 2009; mientras que en la selva mediana subcaducifolia el porcentaje de los fragmentos grandes (hasta 6,674 ha) disminuyó para el mismo periodo; por otro lado, los fragmentos medianos (hasta 33.8 ha) se incrementaron entre 2004 - 2009 para esta misma vegetación (Fig. 18). Esto muestra que el proceso de fragmentación continúa en la RBRL.

Aunque se han realizado esfuerzos para mantener corredores a lo largo de costa del Estado de Yucatán, mediante el establecimiento de las áreas naturales protegidas, Yum Balam al este y Dzilam al oeste, el aislamiento de las selvas de la RBR es evidente y esto probablemente tiene un efecto mayor sobre la dinámica de sus poblaciones; aunque existe un cierto grado de recuperación de las selvas en las inmediaciones de acuerdo a lo reportado por INEGI en la serie V (Fig. 19). Entre las especies que se encuentran asociadas a los pastizales inducidos y que participan en el proceso de regeneración

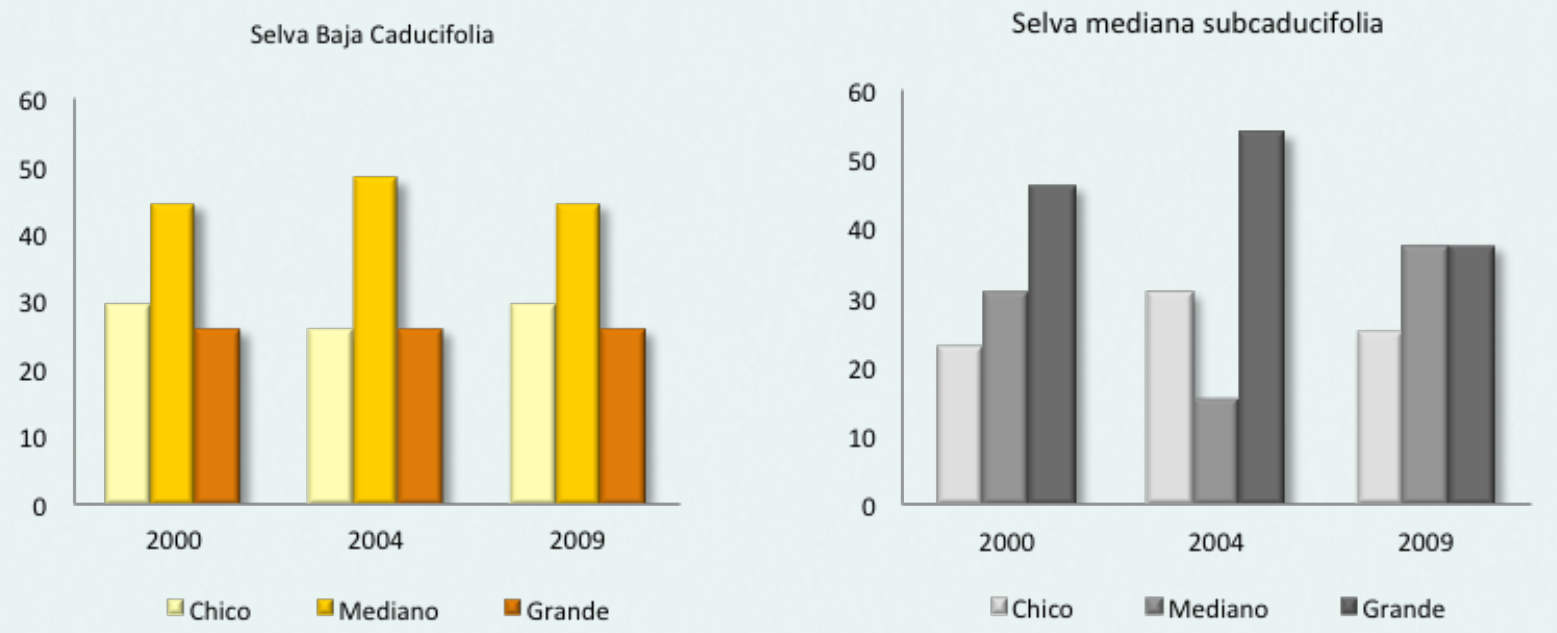


Figura 18. Porcentaje de fragmentos por clase de tamaño en la selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

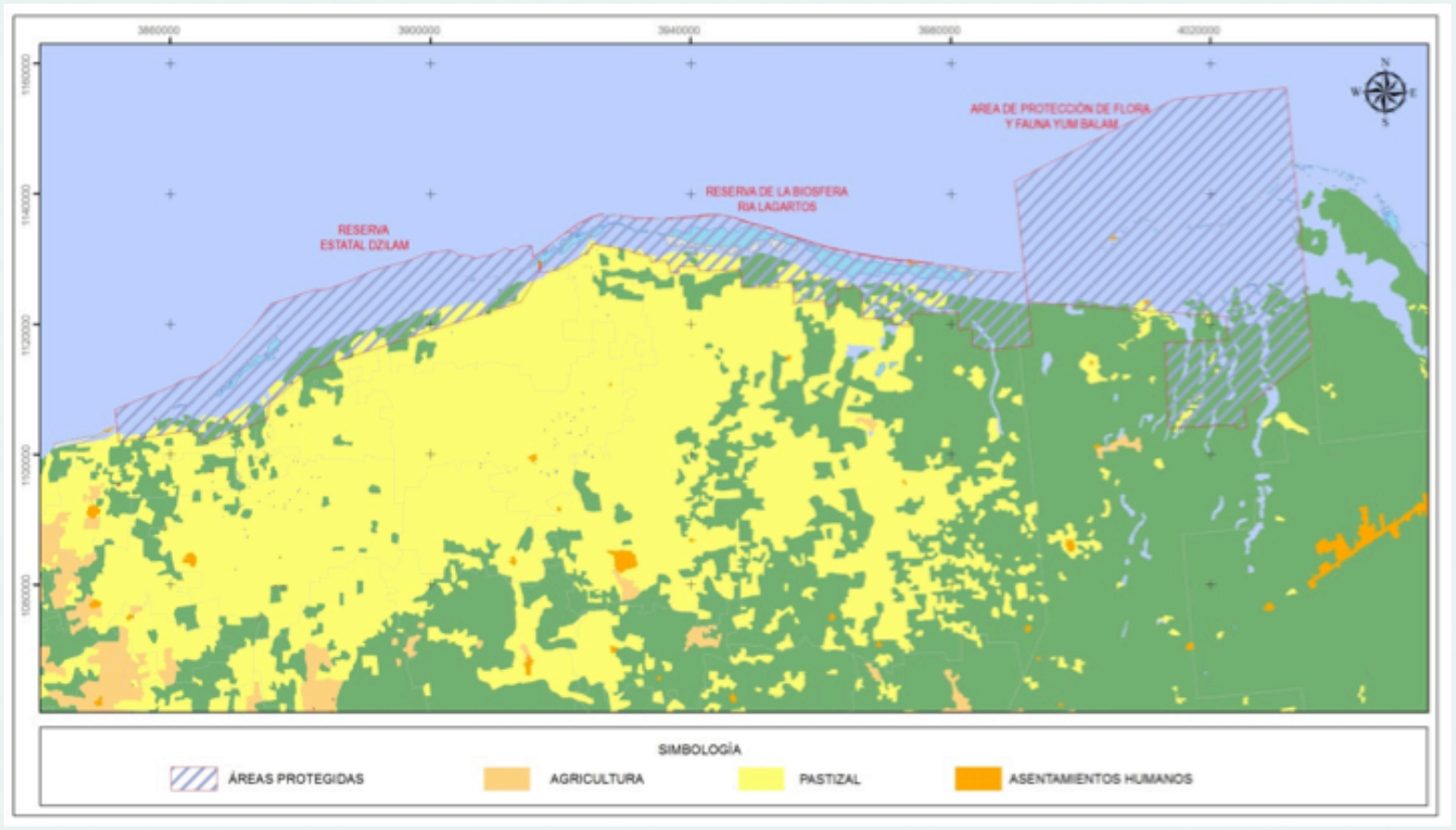


Figura 19. Distribución de las zonas agropecuarias y de selvas en diferentes grados de conservación en el Estado de Yucatán (INEGI, Usos del suelo y vegetación Serie V y CONANP)

natural de las selvas, están *Acacia collinsii, Achyranthes aspera, Amaranthus spinosus, Bourreria pulchra, Commelina diffusa, Croton flavens, Ruellia nudiflora, Sida acuta* y *Wedelia hispida.*

Otro factor que afecta a la conservación de las selvas, es la introducción de especies invasivas, en la RBRL, los pastizales se encuentran conformados principalmente por especies de la familia gramínea, con dominancias de especies de tipo invasivas como el *Cynodon dactylon, Leptochloa facicularis, Sporobolus spicatus* y *Urochloa fusca.* Desafortunadamente no existe información del efecto que las especies invasivas están causando en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas de la RBRL. Sin embargo, datos de las interacciones entre plantas e insectos en la RBRL, han sugerido que las especies invasivas pueden ocupar un lugar importante en las redes de interacción que se establecen a nivel de la comunidad (Campos-Navarrete *et al.* 2014).

Otro factor que contribuye a las selvas son los incendios forestales, los cuales son originados frecuentemente por las quemas que se realizan en las zonas agropecuarias y su intensidad se ve

incrementada por la acumulación de material combustible producto del impacto de los huracanes.

VII. Conclusiones y perspectivas

El análisis de los cambios de uso del suelo en la RBRL, durante el periodo 2000-2009, muestra que en términos generales la cobertura forestal en la reserva presentó un ligero aumento debido quizás a que algunas áreas de uso agropecuario se dejaron en descanso lo que permitió que la vegetación secundaria de los dos tipos de selva ocupara esos espacios. Sin embargo, todavía se registran pérdida en dunas costeras, manglar y tular. Las causas para la pérdida de la cobertura vegetal siguen siendo el desarrollo urbano, las actividades agropecuarias, el crecimiento de la salinera aunado ahora con el desarrollo del ecoturismo.

Es importante, no solo monitorear las tasa de cambio de la cobertura vegetal sino también la fragmentación sobre todo de las selvas de la RBRL y sus causas, así como plantear estudios para promover estrategias dirigidas a establecer corredores biológicos con el resto de las selvas del Estado de Yucatán y Quintana Roo.

En el caso del manglar, aunque su superficie no disminuyo significativamente, su conservación está amenazada debido a que depende directamente del estero Ría Lagartos que debido a sus características intrínsecas, baja profundidad y movilidad lo hacen muy vulnerable a la interrupción del flujo por la construcción de vialidades así como por los bordos construidos por la salinera que ocupan aproximadamente el 12% del espejo de agua y bombean aproximadamente 56,100 l/min del estero. Es importante evaluar las afectaciones que tienen estos estanques en el flujo e incremento de la salinidad en el estero y sus implicaciones no solo en el manglar sino también en la selva baja inundable y los peténes, aunado a la interrupción del flujo por la acumulación de sedimentos en las vialidades y el uso de lanchas para la pesca y recorridos turísticos.

Los peténes al igual que las selvas bajas inundables ocupan superficies muy pequeñas difíciles de cartografiar a la misma escala que los otros tipos de vegetación de la RBRL, por lo que se deben plantear metodologías específicas para su monitoreo, además de impulsar estudios específicos sobre la afectación que tienen en la estructura de sus comunidades vegetales por la

fragmentación y cambios en la calidad del agua.

Finalmente, se requieren realizar estudio específicos que afectan a la funcionalidad de los ecosistemas como por ejemplo el efecto de las especies invasivas que se registran en la RBRL y sus áreas límites.

VIII. Referencias

Agraz-Hernández C, Noriega-Trejo R, López-Portillo J, Flores-Verdugo F y Jiménez-Zacarías J (2006) Guía de campo, identificación de los manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche

Andrade M (1997) Análisis de Amenazas de la Reserva Especial de la Biósfera Ría Lagartos en la Península de Yucatán. Pronatura Península de Yucatán, A.C. México

Arengo F (1995) Effects of food density on the behavior and distribution of non breeding American Flamingos in Yucatán, México in the condor 97 (325-334). consultado en Migoya, R *et al.* Diagnóstico sobre la situación de riesgo del flamenco del Caribe (*Phoenicopterus ruber*) por la presencia de tendidos eléctricos en los humedales costeros del estado de Yucatán

Bautista F, Batllori-Sampedro E, Palacio-Aponte G, Ortiz-Pérez M y Castillo-González M (2005) Integración del conocimiento actual sobre los paisajes geomorfológicos de la Península de Yucatán. En: F. Bautista y G. Palacio (eds.) Caracterización y manejo de los suelos de la península de Yucatán: implicaciones agropecuarias, forestales y ambiéntales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán, Instituto Nacional de Ecología

Brower EJ, Zar HJ y Von Ende NC (1989) Field and laboratory methods for general ecology. Third Edition. Wm. C. Brown, Dubuque, Iowa

Campos G y Durán R (1991) La vegetación de la Península de Yucatán. En: Colunga P.,R. Orellana, N. Ayora, J. Arellano y G. Campos (eds.) Apuntes del curso taller para maestros “El Jardín Botánico”

Calvo-Irabien LM y Soberanis A (2008) Indigenous management practices of Chit (*Thrinax radiata*) in Quintana Roo, Mexico. Palms 1: 47-51

Campos-Navarrete MJ, Parra-Tabla V, Ramos-Zapata J, Díaz-Castelazo C y Reyes-Novelo E (2013) Structure of plant–Hymenoptera networks in two

coastal shrubs. Arthropod-Plant Interactions 7: 607-617

Caribbeanflamingo <http://www.caribbeanflamingo.org/Art%C3%ADculos/analisis-de-la-colision-de-los-flamencos-con- los- tendidos- electricos-en- yucatan/ >(consultado septiembre 2014)

CICY [Centro de investigación científica de Yucatán A.C. <http://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Sitios/Biodiversidad/pdfs/>(consultado septiembre 2014)

CONABIO [Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad] <http://www.conabio.gob.mx/> (consultado septiembre 2014)

CONANP (2007) Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, México, p. 266

CONANP [Comisión nacional de áreas naturales protegidas] <http://www.conanp.gob.mx/>(consultado septiembre 2014)

CONANP y FMCN (2005) Sistema de monitoreo y evaluación del Fondo para Área Naturales Protegidas. Reporte anual

Cox WG (1980) Laboratory manual of general ecology. William Publishers. San Diego State University. p. 237

Duran R (1987) Descripción y análisis de la estructura y composición de la vegetación de los peténes del noroeste de Campeche, México. Biótica. 3: 181-198

Espejel I (1984) La vegetación de dunas costeras de la península de Yucatán. Biótica, 9: 183-201

Flores JS y Álvarez-Sánchez J (2004) Flora y vegetación. En: Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Bautista Zúñiga F, Delfín González H y Palacio Prieto JL, Editores. UADY-INE-CONACYT-UNAM

Flores JS y Espejel I (1994) Tipos de la vegetación de la Península de Yucatán. Etnoflora yucatanense, fasc.3. Ed. Universidad Autónoma de Yucatán, México, p. 22-30; 73-74

García E (1988) Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. 3ª Ed. Instituto de Geografía. UNAM., México, D. F.

Gentry AH (1982) Patterns of Neotropical plant species diversity. Evolutionary Biology 15:1-54

Gentry AH (1988) Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Annals of the Missouri Botanical Garden. 75:1-34

INEGI [Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1991) XI Censo General de Población y Vivienda 1990. México] <www.inegi.org.mx/inegi>(consultado septiembre 2014)

INEGI [Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI (2000) XII Censo General de Población y Vivienda 1990. México] <www.inegi.org.mx/inegi>(consultado septiembre 2014)

INEGI [Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI (2010) Censo General de Población y Vivienda 2010. México] <www.inegi.org.mx/inegi>(consultado septiembre 2014)

INEGI [Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI. 2005) II Conteo de Población y Vivienda 2005. México] <www.inegi.org.mx/inegi>(consultado septiembre 2014)

INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía] <http://www.inegi.org.mx>(consultado septiembre 2014)

ISYSA [Industria Salinera de Yucatán S.A. de C.V. <http://www.isysa.com.mx/flash/indexcosysa.htm>(consultado septiembre 2014)

Martínez Romero E (1996) La restauración ecológica. Ciencias 43:56-61

Mas Caussel JF (2001) Fragmentación de hábitats y evaluación de la biodiversidad en la región Los Peténes, Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. Q026. México D. F.

Meave del Castillo J (1985) Estructura y composición de la selva alta perennifolia de los alrededores de Bonampak. Colección Científica, serie Arqueología, Instituto Nacional de Antropología e Historia. México. D. F. p.147

Miranda F y Hernández E (1963) Los Tipos de Vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México 28:29-179

Moreno-Casasola P, Cejudo-Espinosa E, Capistrán-Barradas A, Infante-Mata D, López-Rosas H, Castillo-Campos G, Pale-Pae J (2010) Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. Boletín Sociedad Botánica de México. 87: 29-50

Parra-Tabla V, Vargas CF, Naval C, Calvo LM, Ollerton J (2011) Population status and reproductive success of an endangered epiphytic orchid in a fragmented landscape. Biotropica 43:640-647

PIMAIG, Procesamiento Integración Manejo y Análisis de Información Geográfica S.A. de C.V. (2010) “Estimación y Actualización al 2009 de la Tasa de Transformación del Hábitat de las Áreas Naturales Protegidas SINAP I y SINAP II del FANP” Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero de Yucatán, POETCY (2007) Informe final, Centro de Investigación y de estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida; Centro de Investigación Científica de Yucatán, Instituto Tecnológico.

RAMSAR [Ramsar convention on wetlands] <http: //www. ramsar. org/ris/key_ ris_index.htm>(consultado septiembre 2014)

Rodríguez Castañeda, B (2000) Gramíneas, características y claves. Volumen I. Universidad Autónoma de Chapingo. México

Rzedowski J (1978) Vegetación de México. Editorial. Limusa. México. p.432

SEMAR [Secretaría marina] <http:// digaohm. semar. gob.mx/cuestionarios/ cnarioRiolagartos. pdf> (consultado septiembre 2014)

Trejo JC, Durán R y Olmsted I (1993) Manglares de la Península de Yucatán. In: Salazar SI y González ND (eds.) Biodiversidad marina y costera de México. Comisión Nacional de Biodiversidad y Centro de Investigaciones Costeras de Quintana Roo, México

Zamora Crescencio P, García Gil G, Flores Guido S y Tun Garrido J (2008) Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. Polibotánica, 26: 33-66

CAPITULO 4

Hidrocarburos en sedimentos recientes

Pedro F. Góngora-Góngora, Víctor M. Cobos-Gasca y Roberto C. Barrientos-Medina

Resumen
I. Introducción
II. Origen, clasificación y fuentes de los hidrocarburos
III. Toxicidad de los hidrocarburos
IV. Estudios sobre hidrocarburos realizados en la región
V. Determinación de hidrocarburos
VI. Resultados y Discusión
VII. Conclusiones
VIII. Agradecimientos

Resumen

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos se encuentran entre los contaminantes de atención prioritaria en los ambientes marinos y estuarinos de la zona costera. En noviembre de 1998 se determinó la presencia y concentración de esta clase de compuestos en los sedimentos recientes en nueve estaciones de colecta en el estero de Ría Lagartos, Yucatán. Los resultados indican la presencia de 12 hidrocarburos aromáticos, en su mayoría monoaromáticos. La concentración total media fue de 4.51 µg/g, encontrándose la mayor cantidad de contaminantes y la mayor concentración total en la cuenca de las Coloradas, donde hay una intensa actividad de flamencos (*Phoenicopterus ruber*) especie catalogada como amenazada por la ley mexicana. Las características de los compuestos encontrados indican que provienen del uso de gasolina para las lanchas en el interior del estero.

I. Introducción

La contaminación por petróleo es considerada como uno de los principales problemas ambientales en la zona costera del Golfo de México, ya sea por la actividad de exploración y explotación de este recurso que se da en la zona, así como por los derrames de petróleo que han ocurrido accidentalmente. Sin embargo el principal aporte a la zona costera se da por la actividad antropogénica, la cual está relacionada con el transporte de hidrocarburos,

descarga de las áreas de exploración y depósito, así como de los desagües municipales, industriales y por el consumo de una gran cantidad de combustible fósil por parte de las embarcaciones (Goldberg 1976 y Windom 1992).

Las áreas naturales protegidas (ANP´s) preservan servicios ambientales muy importantes para el país, por lo que la contaminación marina por petróleo y sus derivados reviste especial interés, por sus implicaciones para la biodiversidad y las pesquerías, lo que lo convierte en una problema socioeconómico, además del ambiental.

Para el caso de la zona costera de la península de Yucatán y la zona sureste del país, son escasos los estudios que se han realizado en cuanto a la contaminación por hidrocarburos, solo hay antecedentes para la laguna de Chelem y el puerto de Progreso, siendo las costas de Campeche, Veracruz y Tabasco donde se han realizado diversos estudios tanto en agua como en sedimentos. Por otra parte, el estero de Ría Lagartos, destaca por su importancia ecológica, entre los cuerpos de agua costeros, dadas sus características morfológicas e hidrológicas (es hipersalino hacia la parte más profunda), alberga una biodiversidad diferente a los otros sistemas lagunares del estado (Herrera-Silveira y Morales-Ojeda, 2010), y es considerada como sitio RAMSAR, según la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, además de soportar una industria salinera en sus márgenes.

Con base en lo anterior y dado que los sedimentos son el destino final donde se van a depositar estas sustancias, se realizó una evaluación de la contaminación por petróleo en el sistema lagunar de Ría Lagartos, a través de la identificación y determinación de hidrocarburos aromáticos en los sedimentos esto con el fin de generar información para los programas de manejo de este importante ecosistema.

II. Origen, clasificación y fuentes de los hidrocarburos

Los hidrocarburos son compuestos formados por átomos de carbono e hidrógeno, y van desde aquellos que contienen un solo átomo de carbono hasta los que están constituidos por decenas de éstos. Pueden ser de cadena recta, ramificada o cíclica, incluyendo compuestos aromáticos con anillos de benceno (Clark 1986). Por su origen pueden ser hidrocarburos biogénicos, los

cuales son sintetizados por plantas terrestres y algunos microorganismos (plancton y algas bentónicas), hidrocarburos diagenéticos que provienen de moléculas precursoras biogénicas mediante transformaciones (Ponce-Vélez y Botello 2005), formados por combustión de gas , gasolina, carbón y madera o de origen antropogénico.

De acuerdo a su estructura química según Albert (1988) se pueden clasificar en Alifáticos, Alicíclicos y Aromáticos. Los hidrocarburos alifáticos son compuestos saturados de cadena lineal (alcanos), ramificada o cíclicas, con algún doble enlace entre carbonos (alquenos), y si presentan algún triple enlace carbonos carbono formar el grupo de los alquinos. Pueden estar formados por átomos que van desde uno hasta 40 carbonos (Posthuma 1977). Estos hidrocarburos provienen de fuentes antropogénicas como: la extracción y refinamiento del petróleo (Farrington 1985), aguas residuales e industriales, derrames de petróleo, goteras de los tanques de gasolina, talleres mecánicos, entre otros (Neff 1982).

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's) lo conforman aquellos compuestos cuya estructura molecular está formada por la unión de dos o más anillos bencénicos, siendo ejemplos de estos: pireno, criseno, benzoantraceno, benzopireno, benzofluoreno, benzofluoranteno y perileno (Botello 2005).

Los HAPs de más de tres anillos muestran potencial cancerígeno (Witt 1995). Estos compuestos no tienen alguna utilidad comercial por lo que no se producen industrialmente. Se forman durante la combustión incompleta del carbón, petróleo, gasolina, madera, otras sustancias orgánicas (ATSDR 1995) y así como de emisiones petrogénicas derivadas de procesos no relacionados con la combustión (Notar *et al.* 2001). La contaminación de los ambientes acuáticos, por HAP's tiene su origen principalmente antropogénico (Botello 1978), proviniendo de fugas de los depósitos de hidrocarburos o de efluentes líquidos, así como de los gases de escape de vehículos, originándose principalmente por la combustión incompleta de combustibles (Soclo *et al.* 2000).

Los HAP's pueden viajar largas distancias a través de la atmósfera, antes de regresar a la tierra con el agua de la lluvia o por el depósito de partículas. Se adhieren a partículas sólidas y se depositan en el fondo de ríos o lagos

(Cutz-Verdejo y Rendón von Osten 2006). La vida media de estos compuestos en los sedimentos varía entre los ocho meses a seis años (Kalf *et al*. 1997).

Las fuentes principales de hidrocarburos (GESAMP 1993) en la zona costera son: A) Vertidos que proceden de los barcos tanto en el mar como en los puertos (aportan 45%), los cuales incluyen accidentes, vertido de las bodegas, limpieza de las cisternas de los barcos y los derrames de las terminales de petróleo; B) Vertidos terrestres acarreados por los ríos (aportan un 34%): C) Precipitaciones atmosféricas (aportan un 10%) y D) Los vertidos procedentes de la exploración y explotación (aportan el 11%).

III. Toxicidad de los hidrocarburos

Los componentes del petróleo crudo y sus derivados solubles en agua, incluyen varios compuestos que son tóxicos para un amplio espectro de plantas y animales marinos (Clark 1986). Los estudios que se han llevado a cabo con estas sustancias señalan que la toxicidad de los hidrocarburos se incrementa a lo largo de la serie de alcanos, cicloalcanos alquenos y aromáticos (Cowell 1976). Por lo que mientras menor sea el tamaño de la molécula de hidrocarburo, más tóxico es el compuesto. Esta toxicidad puede ser modificada por interacciones con otros compuestos y con factores tales como la salinidad, el pH, los materiales suspendidos y la temperatura (Botello *et al.* 1992).

Los efectos biológicos de los contaminantes, pueden manifestarse en varios niveles de organización antes de que se observen cambios a nivel de población, comunidad y ecosistema. Las respuestas fisiológicas de los organismos marinos a los contaminantes dependen de la biodisponibilidad, el consumo, la acumulación y la disposición de los contaminantes dentro del cuerpo, así como de las interacciones de estos con oros compuestos (Capuzzo 1988). Los contaminantes pueden alterar las rutas metabólicas, producir cambios en la conducta de los organismos, incrementar la incidencia de enfermedades y reducir la tasa de crecimiento y de reproducción (Capuzzo 1985).

Los hidrocarburos aromáticos son los componentes del petróleo más tóxicos, dichos compuestos son más solubles en agua que los alifáticos y pueden aniquilar organismos marinos por contacto directo o en soluciones diluidas, pueden entrar a

la cadena alimenticia llagando incluso a afectar al hombre pudiendo desarrollar cáncer y afecciones al sistema nervioso central (Botello 1979). Los hidrocarburos aromáticos de uno o dos anillos bencénicos, son los más tóxicos para los organismos marinos (Malins y Hodgins 1981).

Los alcanos o parafinas, producen anestesia y narcosis en concentraciones bajas en los peces, causando daño celular y muerte a altas concentraciones. Los cicloalcanos pueden interferir o bloquear los procesos biológicos de los organismos marinos, tales como la búsqueda del alimento, escape de los predadores, selección del hábitat y atracción sexual (Botello 1979).

Se ha determinado que concentraciones de hidrocarburos de 0.1 ng/g retardan la división celular y el crecimiento de una gran variedad de organismos planctónicos (Botello 1979). Por otra parte, los efectos patológicos observados en peces por exposición a petróleo, van desde daños en las aletas, lesiones de la válvula cardiaca y del miocardio, alteraciones de las branquias, lesiones del sistema nervioso central, intestinales, hepáticas, pancreáticas, oculares y olfatorias (Clark 1986).

IV. Estudios sobre hidrocarburos realizados en la región.

En México los estudios sobre contaminación por hidrocarburos se han centrado en el Golfo de México, de manera particular en la Laguna de Términos, debido a la actividad petrolera de dicha región.

La extracción de petróleo en el mar, se ve reflejada en el aumento de los de hidrocarburos presentes en los ecosistemas estuarinos s incluso se llegan a cuadriplicar después de un derrame petrolero, como el que sucedió en febrero de 1976 en la Laguna de Términos (Botello 1980).

Botello y Villanueva (1987) cuantificaron los hidrocarburos en sedimentos recientes y en organismos marinos del área de la Sonda de Campeche, colectados antes y después del derrame del pozo Ixtoc-1, encontrando concentraciones más altas de estas sustancias en sedimentos de sitios cercanos al derrame y al área de explotación petrolera, con valores hasta dos veces superiores a los registrados antes de la actividad petrolera.

Estudios llevados a cabo en nematodos bénticos de la Sonda de

Campeche revelan que la contaminación por hidrocarburos de origen petrogénico, afectan la comunidad de esta especie (Herrera 1992). Sin embargo Herrera (1992) en un estudio similar en el cual abarco parte de la plataforma continental de la península de Yucatán, encontró que las concentraciones de hidrocarburos en los sedimentos, los cuales van desde los 25 a los 77 microgramos por gramo de pesos seco (µg/g PS), influyeron levemente en el patrón de distribución y abundancias de los nematodos.

A escala individual las almejas han sido más ampliamente estudiadas, ya que reúnen diversa características que los hacen apropiados para estudios de contaminación ambiental. Álvarez (1991) al realizar una evaluación de la contaminación por hidrocarburos en la almeja Rangia cuneta en la Laguna de Pom en Campeche, encontró concentraciones promedio, dos veces más alta a las detectadas en organismos de zonas no contaminadas. Por su parte Noreña (1999) evaluó los niveles de hidrocarburos en el ostión americano (*Crassostrea virgínica*), en la Laguna de Términos, determinando que las concentraciones totales de estas sustancias se encontraban entere los 34.4 a 157.4 µg/g de PS, los hidrocarburos presentes en estos organismos tenían un origen petrogénico.

En un estudio de prospección realizado por Gutiérrez *et al*. (1998) en la Laguna del río Huach y zona arrecifal contigua, en Quintana Roo, encontraron concentraciones de hidrocarburos aromáticos en los sedimentos con una concentración total promedio de 8.64 µg/g de PS. Mientras que en sedimentos de la Bahía de Chetumal, Noreña *et al.* (1998) cuantifico una concentración media de hidrocarburos aromáticos con dos a tres anillos bencénicos de 0.27 µg/g de PS y de 2.17 µg/g de PS para los de cuatro a cinco anillos. Cabe aclarar que en esta zona no hay extracción de petróleo, sin embargo como ya se mencionó con anterioridad ésta puede provenir de otras fuentes. Resultados similares encontró Dzul en 2010, en el Parque Nacional Costa Occidental de Islas Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc, encontrando que los valores de concentración de hidrocarburos aromáticos estaban por debajo del límite de detección, lo cual no quiere decir que estos compuestos no estén presentes en dichos sitios. Sin embargo Chi (2011) encontró residuos de hidrocarburos aromáticos en sedimentos de tres Parque Nacionales de Quintana

Roo reportando una mayor concentración el parque de Xcalac (5.04 µg/g de PS) y en menor cantidad los parques de Sian Kan (0.75 µg/g de PS) y el de Isla Contoy (0.10 µg/g de PS) todos los valores se consideran concentraciones bajas, según la UNESCO (1976). La fuente de hidrocarburos encontrados en los sedimentos de este estado tiene su origen petrogénico.

Para el caso del estado de Yucatán, solo se han reportado dos estudios realizados en sedimentos de diversas lagunas. En uno de ellos, Nahuat (2006) encontró que la concentración promedio de hidrocarburos aromáticos en sedimentos de las Lagunas de Dzilám era de 17.18 µg/g y para Celestún de 15.59 µg/g. Los valores más altos fueron determinados por Valenzuela-Sánchez, *et al.* (2005), en la Laguna de Chelém (645.57 µg/g) no siendo así para la Laguna de Progreso (33 µg/g). Para el caso de Ría Lagartos, solo se tiene un reporte técnico realizado por Capurro (1986) en donde se incluye un análisis de hidrocarburos y en el que reporta que el ecosistema no presenta problemas de contaminación. Por lo que este estudio es de primordial relevancia ya que constituyen los primeros datos que se tiene sobre la presencia y concentración de estas sustancias en los sedimentos, los cuales sientan las bases para estudios posteriores de monitoreo o de efectos en los organismos que habitan dicho ecosistema.

V. Determinación de hidrocarburos

El estero Ría Lagartos se localiza en el extremo noreste del estado de Yucatán y forma parte de la reserva de la Biósfera del mismo nombre. Tiene una longitud es de 74 km y una extensión de 9,371 hectáreas. Su amplitud varía de 25 m a 3.5 km con una profundidad que oscila entre los 0.5 a 3 m. Debido al escaso intercambio que presenta con el mar y que la evaporación supera a la precipitación, podemos encontrar salinidades superiores a los100 mg/l, hacia la parte más profunda del estero. Este presenta tres cuencas: Río Lagartos, Las Coloradas y el Cuyo, comunicadas entre sí por estrechos naturales tales como: el Puente, la Angostura y San Fernando (CONANP 2007).

Durante el mes de noviembre de 1998 se recolectaron muestras de sedimentos en nueve puntos del estero Ría Lagartos (Fig.1), tomando como referencia las cuencas y estrechos que presenta el sistema lagunar. Las muestras, una por estación, se colectaron con un nucleador y

se pusieron en un frasco ámbar de 1 L de capacidad. Posteriormente, se colocaron en contenedores con hielo para su traslado al laboratorio, donde se conservaron en refrigeración hasta su posterior análisis.

El proceso de extracción de los hidrocarburos así como su identificación y cuantificación, se llevó a cabo en el laboratorio de Análisis Instrumental de la Facultad de Ingeniería Química de la UADY, de acuerdo a lo indicado en los procedimientos 6201A del Standard Methods (APHA/AWWA/WPCF 1990). La detección y cuantificación de los hidrocarburos aromáticos se realizó por medio de un análisis de cromatografía de gases/espectrometría de masas, utilizando un cromatógrafo Perkin Elmer equipado con una columna no polar de sílice fundida, acoplado a un detector selectivo de masas.

Con los datos de concentración de los hidrocarburos detectados, se realizó un análisis de varianza en bloques al azar no paramétrico (prueba de Friedman), considerando los hidrocarburos como bloques y las cuencas (Río Lagartos, Coloradas y el Cuyo) como niveles de tratamiento, previa comprobación de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (Zar 1986). Para determinar la relación entre la temperatura y la salinidad con la concentración de total de los hidrocarburos se aplicó el análisis de correlación lineal no paramétrica de Spearman. Los cálculos se realizaron con el programa PAST (Hammer *et al*. 2001), versión 2.16 y, en todos los casos, el nivel de significancia fue del 95% (= 0.05).

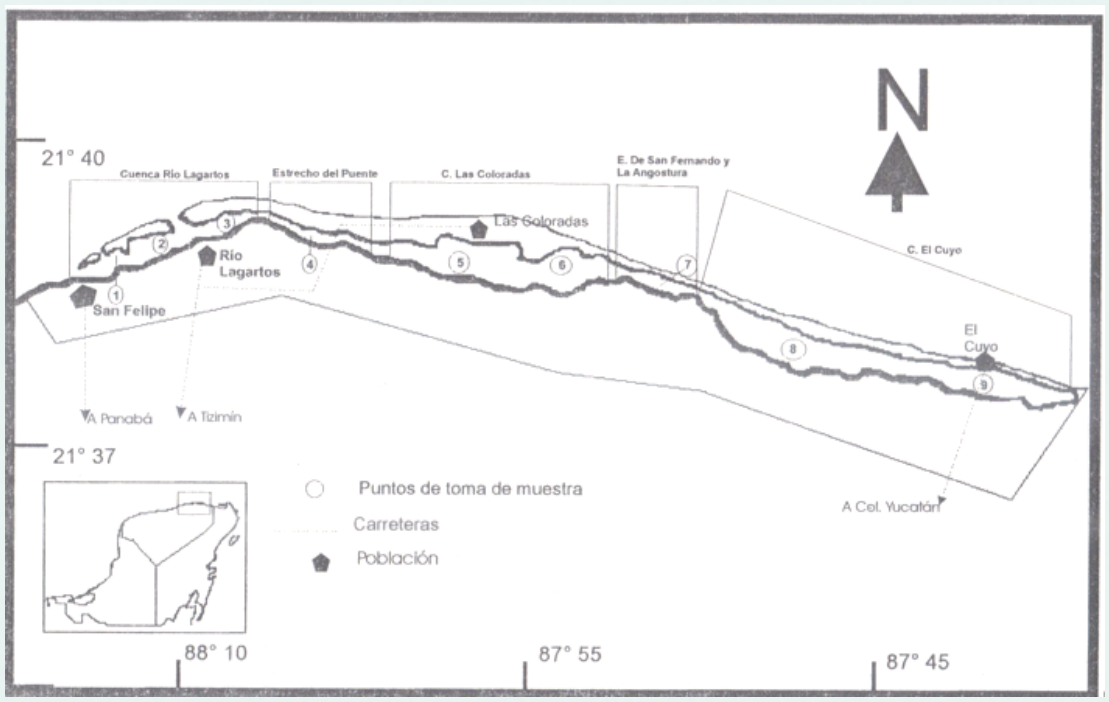


Figura 1. Ubicación geográfica del estero de Ría Lagartos, indicándose las estaciones de muestreo.

VI. Resultados y Discusión

Se encontraron un total de 12 hidrocarburos aromáticos (Cuadro 1) en los sedimentos del estero de Ría Lagartos, con una concentración total de 41.29 µg/g. La mayoría de estos compuestos son monoaromáticos (67%, un anillo), el resto son hidrocarburos aromáticos policíclicos (de 4 y 5 anillos). La concentración total de estos últimos fue de 31.68 µg/g, obteniéndose una concentración media de 3.21 µg/g.

Destaca el benceno, dentro de los hidrocarburos encontrados, por su mayor presencia en el sistema lagunar y el dibenzoantraceno por presentar la concentración total más elevada (Cuadro 1). Las concentraciones de los hidrocarburos muestran una alta variabilidad espacial y algunos de estos compuestos como el tolueno, estireno, 1,3,5 trimetilbenceno, 1,2,4 trimetilbenceno y el 2-clorotolueno se determinaron en un solo sitio y a concentraciones muy bajas.

Cuadro 1. Frecuencia de aparición (FA) y concentración total (CT) de los hidrocarburos registrados en los sedimentos recientes de Ría Lagartos. Se incluye la media ( ) y la desviación estándar ( ) de cada compuesto.

Hidrocarburos	FA (%)	CT (µg/g)	(µg/g)
Benceno	44.4	4.13	0.46 0.64
Criseno	33.2	8.64	0.96 1.83
Clorobenceno	22.2	0.92	0.10 0.21
Tolueno	11.1	1.98	0.22 0.66
Estireno	11.1	0.65	0.07 0.22
1,3,5 Trimetilbenceno	11.1	0.32	0.04 0.11
1,2,4 Trimetilbenceno	11.1	0.81	0.09 0.27
Pireno	33.3	2.78	0.31 0.59
Benzoantraceno	33.3	5.27	0.59 1.73
Dibenzo(ah)antraceno	33.3	14.99	1.67 4.83
p-Xileno	22.2	0.68	0.08 0.15
2-Clorotolueno	11.1	0.12	0.01 0.04

En cuanto a la distribución espacial de los hidrocarburos, sobresalen los valores de las estaciones de Las Coloradas y El Cuyo (Fig. 2). En la primera se encontró la mayor variedad de hidrocarburos (siete) y la mayor concentración total (20.03 µg/g), mientras que en la segunda no se registró contaminante alguno. No se encontraron diferencias significativas entre cuencas considerando a los hidrocarburos como bloques y no se halló asociación significativa entre la concentración total por estación con la temperatura, ni con la salinidad.

Cuatro hidrocarburos resaltan por presentar valores superiores a la concentración total media, la cual es de 4.51 µg/g, estos son: benceno, criseno, benzoantraceno y dibenzo(ah)antraceno. Este último tiene la concentración más alta14.53 µg/g).

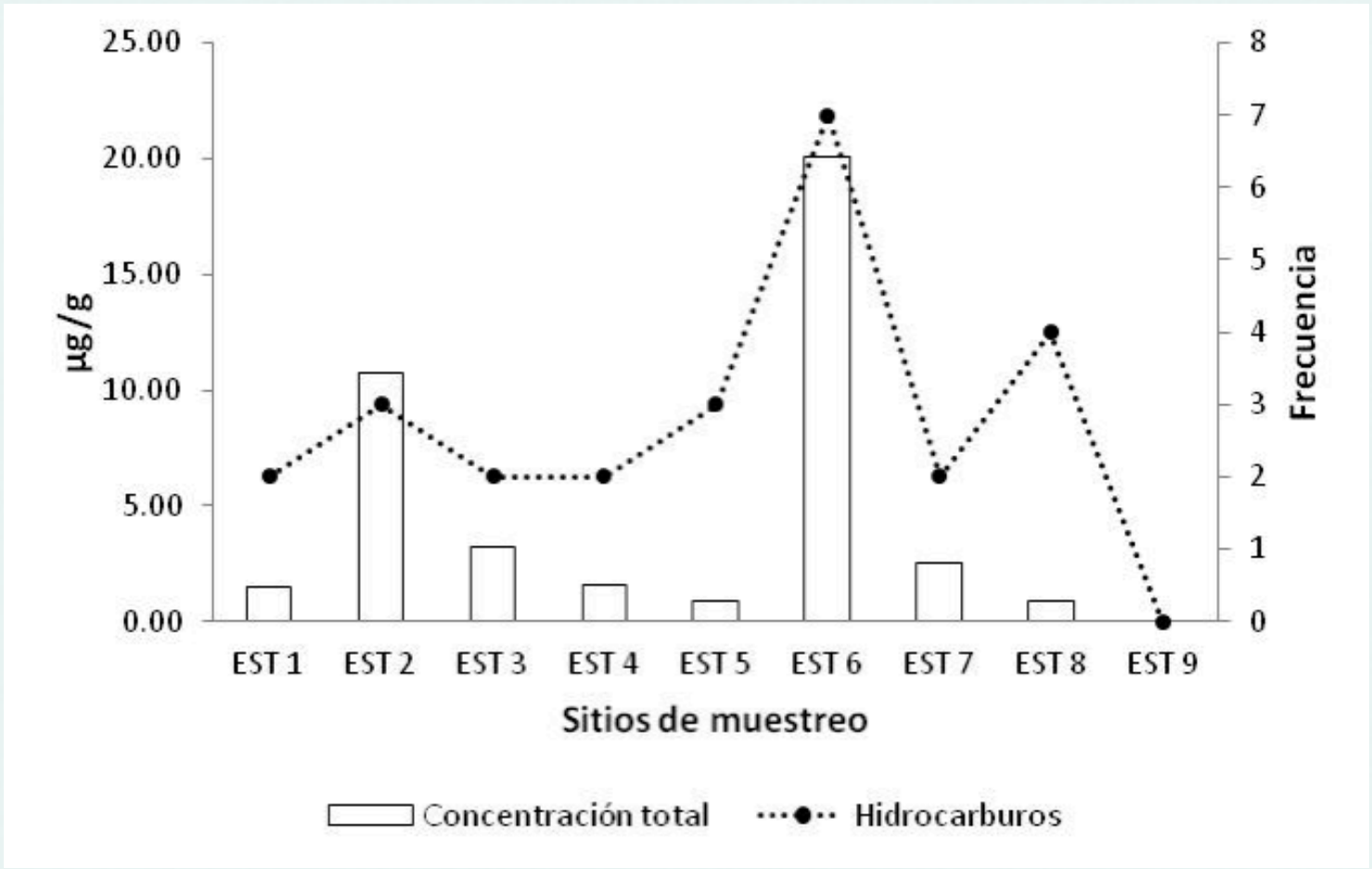


Figura 2. Frecuencia y concentración total de hidrocarburos en sedimentos recientes por sitio de muestreo en Ría Lagartos.

La presencia y concentración de hidrocarburos aromáticos son importantes desde el punto de vista toxicológico, pues estos compuestos están considerados como los más tóxicos dentro del grupo de sustancias catalogadas como hidrocarburos (Cowell 1976). En particular los hidrocarburos aromáticos policíclicos compuestos por 2 y 3 anillos aromáticos tienen toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados tienen potencial cancerígeno (Witt 1995). En el presente trabajo se determinaron principalmente compuestos de bajo peso molecular, pero 33% de estos compuestos presenta 4 o 5 anillos en su estructura, lo que los ubica en una categoría elevada de toxicidad potencial.

La concentración promedio de hidrocarburos totales determinados en este estudio, está por debajo de los valores reportados por Nahuat (2006) para las Lagunas de Dzilám (17.18 µg/g) y Celestún (15.59 µg/g) así como para la Laguna de Progreso (33 µg/g) y muy por debajo de los valores presentes en la Laguna de Chelém (645.57 µg/g) ambas reportadas por Valenzuela-Sánchez *et al.* (2005), por lo que podemos decir que este es uno de los sitios menos contaminados por hidrocarburos en el estado.

Considerando la concentración y su frecuencia de aparición, los compuestos más importantes encontrados en los sedimentos recientes de Ría Lagartos fueron el dibenzo(ah)antraceno, el criseno y el benceno. Los dos primeros son resultado de los procesos de descomposición de las moléculas a altas temperatura, lo que ocurre durante la quema de combustibles fósiles (Botello 2005) mientras que el último es un subproducto de la destilación del petróleo y se encuentra mezclado con los hidrocarburos de la gasolina, por lo que se asocia a fugas de la misma (Albert 1998).

Uno de los criterios establecidos para la calidad sedimentaria es el propuesto por Long *et al.* (1995), los cuales establecieron un intervalo entre 4 y 44 µg/g para hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos marinos. En este estudio, la concentración total encontrada es cercana al límite superior, por lo que se hace necesario establecer en Ría Lagartos, un programa de monitoreo de estos compuestos, tanto en sedimentos como en organismos acuáticos, para observar los patrones espaciales y temporales de la presencia y concentración de dichos compuestos, así como detectar a tiempo los posibles efectos de estas sustancias en la fauna

que habita en este ecosistema. Por otra parte, la concentración de dibenzo(ah)antraceno (14.53 µg/g) presente en los sedimentos de Las Coloradas, sobrepasa el valor crítico del Nivel Probable de Efectos (0.134 µg/g) dado por la Administración nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA en inglés) por lo que dicho compuesto es una amenaza potencial para los organismos ya que por arriba de este valor, es frecuente encontrar efectos adversos en la fauna (Buchman 1999).

Aunque las concentraciones por estación no sobrepasan el criterio de calidad dado por Long *et al.* (1995), ni se encontraron diferencias significativas entre cuencas, se debe resaltar el hecho de que en la estación de Las Coloradas, se determinó el mayor número de contaminantes y la mayor concentración de dibenzo(ah)antraceno de todo el sistema. Esto es de suma importancia debido a que en esta zona donde se reúnen los flamencos (*Phoenicopterus ruber ruber*) para alimentarse, forrajeando en los sedimentos, por lo que la presencia de estos compuestos en este sustrato, representan un riesgo toxicológico para esta especie protegida, por lo que se sugiere monitorear este compuesto en dicha especie.

La concentración total de hidrocarburos no tuvo relación estadística con la salinidad y la temperatura del agua, lo cual es contrario a lo sugerido por Gold y Rodríguez (1989). Sin embargo, las características morfológicas del estero y el flujo de las embarcaciones pueden explicar las concentraciones halladas en las estaciones Las Coloradas y Ría Lagartos. En el primer caso es posible que por los flujos de ascenso y descenso de la marea, influyan para que en esa zona el agua no presente un movimiento considerable (Cobos, 1983), lo que facilitaría la acumulación de los contaminantes. En el segundo caso, la concentración observada puede ser el resultado del uso de la gasolina para las embarcaciones que salen al mar.

La concentración promedio de hidrocarburos aromáticos encontrada en los sedimentos de Ría Lagartos es superior a la hallada en algunos sistemas lagunares de Tabasco (0.95-1.85 µg/g) (Botello et al. 1983) y bahía de Chetumal (2.34 µg/g) (Álvarez-Legorreta y Sáenz-Morales, 2005) , cercana a la determinada en la Laguna de Tamiahua (3.42 µg/g) en Veracruz (Botello y Calva 1998) y menor a la reportada para las lagunas de Dzilám (4.89 µg/g) y Celestún (7.89 µg/g) reportado por Nahuat (2006),

así como lo encontrado por Chi (2011) para el parque de Xcalak (5.04 µg/g) en Quintana Roo. Con base en estas comparaciones, se puede establecer que las concentraciones determinadas en este estudio son bajas; sin embargo, dado que los compuestos determinados en Ría Lagartos no tienen un origen biogénico sino en la combustión de hidrocarburos fósiles, se debe considerar el realizar evaluaciones periódicas sobre estos contaminantes tanto en el sedimento como en otros componentes bióticos y abióticos del sistema.

VII. Conclusiones

La presencia de hidrocarburos en el sedimento del estero de Ría Lagartos, es debida al uso de gasolina como combustible por parte de las lanchas que transitan en el lugar, aunque la concentración de hidrocarburos totales, está muy por debajo comparada con otros sitios cercanos. Sin embargo, en cuanto a la concentración de hidrocarburos aromáticos en los sedimentos, estos se encuentran por arriba de las concentraciones observadas en algunos sistemas lagunares de Tabasco y en la bahía de Chetumal en Quintana Roo.

Las altas concentraciones de dibenzo(ah)antraceno en la cuenca de Las Colorada representa una amenaza potencial para el flamenco el cual se le ha visto forrajeando en dicho sitio.

Urge establecer un programa de monitoreo de estos compuestos, tanto en sedimentos como en organismos acuáticos, para determinar tanto el comportamiento de estos contaminantes en la ría, como los posibles efectos de estas sustancias en la fauna de este ecosistema. Así como regular la actividad de las embarcaciones dentro de la ría, para reducir lo más posible la contaminación por hidrocarburos que estas generan.

VIII. Agradecimientos

Este trabajo se deriva de las actividades del proyecto “Monitoreo de contaminantes del estero de Ría Lagartos, Yucatán” a cargo del segundo autor y financiado por el INE-Reserva de Ría Lagartos. Agradecemos a la dirección y personal de la Reserva, por los permisos y recursos proporcionados. El M. en C. Carlos Zumárraga Barbudo apoyó en los procesos analíticos. Juan Carlos Chab Medina, Marcelino Castro Tello, Reina Chulim Cauich, Andrés, Eduardo Loría y

Diego Coronado prestaron un invaluable apoyo en las labores de campo.

IX. Referencias

Álvarez LT (1991) Evaluación de la contaminación por hidrocarburos en la población de almeja Rangia cuneata en la laguna de Pom-Atasta Campeche. Tesis de Maestría CINVESTAV-IPN Mérida. Yuc.

Albert LA (1988) Curso básico de Toxicología Ambiental. LIMUSA. México.

American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Pollution Control Federation (1990) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed. USA

Álvarez-Legorreta T y Sáenz-Morales R (2005) Hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos de la bahía de Chetumal. En: Botello AV, Rendón-von-Osten J, Gold-Bouchot G y Agraz-Hernández C (eds.) "Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias". 299 – 310, 2ª ed. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. Campeche, México

(ATSDR) Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, (1995). Hidrocarburos Aromáticos policíclicos. Resumen de salud pública. División de toxicología. Departamento de salud y servicios humanos de los EEUU. Estados Unidos de América, p 7

Botello AV (1979). Presencia e importancia de hidrocarburos fósiles en el medio ambiente marino: una nota científica. An. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM, 1: 1 – 6

Botello AV (1980) Cuantificación de un derrame petrolero en la Laguna de Términos Campeche, México. Ann. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM 1: 1-6

Botello AV (1996). Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 203. In: AV. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A Benítez, y D. Zárate-Lomelí. Golfo de México, Contaminación e Impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche, México p 666

Botello AV (2005). Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo In: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz- Hernández (Eds.). Golfo de México,

Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2da Edición. Univ. Autón. De Campeche. Univ. Nal. Autón. De México, Instituto Nacional de Ecología, p 696

Botello AV y Villanueva S (1987) Vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sistemas costeros del Golfo de México y Área adyacentes. I. Sonda de Campeche. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM 1: 45-52

Botello AV, Ponce G, Toledo A, Díaz G y Villanueva S (1992) Ecología, Recursos Costeros y Contaminación en el Golfo de México. Ciencia y Desarrollo 102: 28-48

Botello AV y Calva BLG (1998) Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco lagoons in the southern Gulf of Mexico. “Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology” 60: 96 – 103

Botello AV, Goñi AJ y Castro AS (1983) Levels of organic pollution in coastal lagoons of Tabasco state, Mexico. I: Petroleum hydrocarbons. “Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology” 31: 271 – 277

Buchman MF (1999) NOAA Screening quick reference tables. NOAA HAZMAT Report 99-1, Seattle WA. Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administratio

Capurro FL (1986) Reporteécnico. Convenio CINVESTAV-SEDUE.

Clark RB (1986) Marine Pollution. Claredon Press. Great Britain, p 215.

Chi MP (2011) Variación de la concentración de hidrocarburos de petróleo y bifenilos ploclorados en octión (Crassostrea virginica) y en sedimentos en tres Parques Nacionales de Quintana, Roo. Tesis de Maestría. CINVESTAV Unidad Mérida, México

Clark RB (1993) Marine Pollution. Clarendon Press. Gran Bretaña

Cobos VM (1983) Modelo matemático de la salinidad en el estero de Río Lagartos, Yucatán. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Yucatán, México.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2007) “Plan de conservación y manejo, Reserva de la

Biósfera Ría Lagartos México". México, D.F.

Cutz Verdejo F y Rendón von Osten J (2006) Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs). Centro EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche. Jaina Boletín Informativo 1: 1-5

Cowell EB (1976) "Oil pollution of the sea". Academic Press. Gran Bretaña.

Dzul AM (2010) Hidrocarburos del petroleo disueltos/dispersos, en sedimentos y metabolitos de PAH´s del ronco blanco (Haemulon plumieri) en tres polígonos del Parque Nacional Costa Occidental de Islas Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. Tesis de Maestría. CINVESTAV Unidad Mérida, México.

Farrington JW y Quinn JC (1973) Petroleum hydrocarbons in Narragansett Bay: survey of hydrocarbons in sediments and clams (Mercenaria mercenaria). Estuar. Coastal Mar. Sci. 1:71-79

GESAMP (1993) Impact of oil and related chemicals and cuastes on the marine environmental. Reports and studies No. 50

Golberg ED (1976) The heath of the oceans. UNEP Regional Seas Reports and Studies No 16. Switzerland p. 76

Gold G y Rodríguez S (1989) The effect of temperatura and salinity on the setschenow parameters of Naphtalene. "Canadian Journal of Chemistry". 67: 822 – 826

Gutierrez MA, Gonzalez JC, de la Fuente G, Salas N, Castro V y Bastida J (1988) Prospección ambiental en la laguna del Río Huach y Zona Arrecifal Contigua. Quintana Roo. México. Reporte Técnico. ECOSUR Unidad Chetumal

Hammer Ø, Harper DAT y Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. "Palaeontologia Electronica" 1: 9. Disponible en línea <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>

Herrera RM (1992) Evaluación de los efectos de los hidrocarburos sobre la comunidad de nematodos bénticos de vida libre de la plataforma continental de la península de Yucatán. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN Unidad Mérida

Herrera-Silveira JA (2006) Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): investigación,

diagnóstico y manejo. “Ecotrópicos” 2: 94 – 108

Herrera-Silveira JA y Morales-Ojeda S (2010). Lagunas costeras. En: Durán García, Rafael y Martha Méndez González (eds.) “Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán”. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. Mérida.

Kalf FD, Crommentuijn T y van de Plassche JE (1997) Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Ecotoxicology and Environmental Safety 36:89-97

Long ER, Macdonald DD, Smith SL y Calder (1995) Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management 19: 81 – 97

Nahuat-Aguilar MA (2006) Evaluación de la contaminación por hidrocarburos en los sedimentos de las lagunas de Bocas de Dzilam y Celestún, Yucatán. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Yucatán

Neff JW (1982) Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment sources, fates and biological effects. Am. Pet. Inst.

Noreña-Barroso E, Zapata O, Ceja V y Gold G (1998) Hydrocarbon and orgnochlorine residue concentrations in sediments from bay of Chetumal, México. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 61:80-87

Noreña-Barroso E, Gould-Bouchot G, Zapata-Pérez O y Sericano JL (1999) Polynuclear aromatic hydrocarbons in american oysters Crassostera virginica from the Términos Lagoon, Campeche, Mexico. Marine Pollution Bulletin 8: 637-645

Notar M, Leskovsek H y Faganeli J (2001) Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northem Adriatric Sea. Marine pollution Bulletin 1:36-44

Ponce-Vélez G y Botello AV (2005) Niveles de hidrocarburos en el Golfo de México. En: A. V. Botello, J. Rendón-von-Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (eds.) Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. 269 – 298. 2ª ed. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. Campeche, México.

Posthuma J (1977) The composition of petroleum. Rapp. P. V. Reun. Cons. It. Explor. Mer. 171: 7-16

Soclo HH, Garrigues PH y Ewald M (2000) Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. Marine Pollution Bulletin 5:387-396

UNESCO (1976) Guide to operational procedures for the IGOSS Pilot Project on marine pollution (petroleum). Monitoring Manual and Guides No 7, p.25

Valenzuela-Sánchez IS, Gold-Bouchot G y Ceja-Moreno V (2005) Hidrocarburos en agua y sedimentos de la laguna de Chelem y puerto Progreso, Yucatán, México. En: Botello AV, Rendón-von-Osten J, Gold-Bouchot G y Agraz-Hernández C (eds.) “Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias”. 2ª ed. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. Campeche, México.

Windom GV (1992) Baseline levels of hydrocarbons in seawater of the southern ocean. Mar. Poll. Bull. 2 109-114

Witt G (1995) Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments of the Baltic Sea. “Marine Pollution Bulletin” 3: 237 – 248

Zar JH (1986) “Biostatistical Analysis”. 2da ed. Prentice Hall. Nueva York.

Zhou LJ, Fileman TW, Evans S, Donkin P, Llewellyn C, Readman JW, Fauzi R, Mantoura C y Rowland SJ (1998) Fluoranthene and pyrene in the suspended particulate matter and surface sediments of the Humber estuary, UK. “Marine Pollution Bulletin” 8: 587 – 597

2

Medio Biótico

CAPITULO 5

Estructura de la vegetación de la selva baja caducifolia y de la selva baja inundable

Patricia Guadarrama, Luis Salinas-Peba y Silvia Castillo-Argüero

Resumen
I. Introducción
II. Descripción de la vegetación
III. Descripción de las comunidades vegetales estudiadas
IV. Estructura y diversidad de las comunidades estudiadas
V. Perspectivas
VI. Referencias

Resumen

La vegetación peninsular ha estado sujeta a perturbaciones naturales y antropogénicas que han modificado de forma alarmante su fisonomía y composición, por lo que se ha hecho necesaria la protección de áreas para su conservación. En el presente trabajo se describe la composición florística de las comunidades vegetales de selva baja caducifolia (SBC) y selva baja inundable (SBI) localizadas en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL), Yucatán. En cada tipo de vegetación se seleccionaron seis cuadros de 10m x 10m. Se enlistaron las especies vegetales presentes por (arbóreo, arbustivo y herbáceo), se midió su cobertura, el valor del diámetro a la altura del pecho (DAP) y el área basal en los árboles, así como el valor de importancia de cada especie. Se registraron 43 familias, 80 géneros y 89 especies, de ellas, se 28 especies se encuentran en ambos tipos de vegetación (SBC y SBI). Se reportan cinco especies endémicas y tres bajo protección. Se discute sobre la conservación y el manejo de las comunidades vegetales que son parte de la RBRL.

I. Introducción

La vegetación es un componente del paisaje vital, ya que a través de él se define el tipo de comunidad predominante en un sitio. La importancia de las plantas no solo se relaciona con su función como base de la cadena alimenticia, sino que también son hábitat de una alta diversidad de organismos, a nivel ecosistémico

contribuyen en la formación de suelos, producción de materia orgánica y son reguladores del microclima, entre otras funciones (Crawley 1986). En Yucatán, la vegetación se ha descrito como muy compleja desde el punto de vista florístico, ya que es diferente a la que se presenta en el litoral del Golfo de México; presentando afinidades con la región de las Antillas, Centroamérica y el sureste de la República Mexicana (Durán *et al.* 2000). La vegetación peninsular ha estado sujeta a una serie de perturbaciones naturales y antropogénicas que han ocasionado que la fisonomía y composición de especies se modifique de forma alarmante, observándose una pérdida importante de especies (Sánchez-Aguilar y Rebollar 1999). Por lo que se ha hecho necesario el manejo y la restauración de áreas para su conservación.

La Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL) representa el 19.6% del litoral noroeste yucateco y forma parte de la Región Terrestre Prioritaria RTP-146 Dzilam-Ría Lagartos-Yum Balam, caracterizada por su alto valor biogeográfico y ecosistémico (Arriaga *et al.* 2000), además de ser área de importancia para la conservación de las aves (Benítez *et al.* 1999). Dicha reserva incluye ecosistemas terrestres, dulceacuícolas y marinos con diferentes grados de alteración como resultado de las actividades productivas que se desarrollan en la región. La vegetación de la RBRL se encuentra formada por selvas bajas caducifolias, selvas bajas inundables, manglares y vegetación de dunas costeras que se distribuyen a lo largo del área que ocupa la reserva (Durán *et al.* 1999, Flores y Espejel 1994, RBRL 2007); aunque la selva mediana subperennifolia es la comunidad más utilizada para la agricultura de temporal, extracción de madera y para fauna cinegética, la selva baja caducifolia e inundable han tenido una disminución importante en su área debido a actividades turísticas, agrícolas (cultivo de la caña de azúcar y arroz), así como a su transformación a potreros (Vester y Calmé 2003). Las variables relacionadas con la vegetación son determinantes del funcionamiento del ecosistema (Leirana-Alcocer *et al*. 2009), por ello, el presente trabajo tiene por objetivo describir, desde el punto de vista estructural y de diversidad, las comunidades vegetales de selva baja caducifolia y selva baja inundable presentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán.

II. Descripción de la vegetación

El estudio se realizó en dos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (SBC) y selva baja inundable (SBI). Previamente, se realizó un recorrido en el cual se verificaron y seleccionaron seis sitios a muestrear por tipo de vegetación. En cada sitio de muestreo se establecieron tres cuadros de 10 m por 10 m cada uno (Gentry 1982, 1988), dando como resultado 18 cuadros por tipo de vegetación. Para conocer la composición florística y estructura de la vegetación, en cada cuadro se consideraron las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas. Se consideró arbustivo un ejemplar con una altura igual o mayor de 60 cm, en tanto que si su altura era menor a 60 cm se tomó como herbáceo (Meave del Castillo 1985).

Para el estrato arbóreo, se midieron todos los individuos enraizados (se consideraron árboles, aquellos individuos que presentaron un tronco definido en la base hasta una altura de 2 m). Las medidas obtenidas para el estrato arbóreo fueron el diámetro a la altura del pecho (DAP), para esto se empleó una cinta métrica y se midió la circunferencia. Los árboles con medidas mayores o iguales a 10 cm de DAP se consideraron como árboles maduros. Aquellos árboles menores a 10 se consideraron como jóvenes o pre-adultos. Se consideró como un individuo en el estrato arbustivo, si éste presentaba un DAP menor a 4 cm y con una altura mayor de 50 cm. Los individuos que presentaron una altura menor a 50 cm y sin DAP, se les consideró dentro del estrato herbáceo.

Para el estrato arbustivo y herbáceo se obtuvo la cobertura de cada una de las especies, para ello se midiendo el área de una elipse representada por cada individuo utilizando el diámetro mayor de la planta (de punta a punta del par de hojas más grandes, D1) y el diámetro más pequeño (perpendicular al diámetro mayor, D2) (Brower *et al*. 1989).

Las especies fueron determinadas en el campo, dándoles su valor taxonómico, las especies que no se pudieron determinar, se les asignó una clave, se colectaron y posteriormente se identificaron en el Herbario "Alfredo Barrera Marín" de la Universidad Autónoma de Yucatán.

A partir de los datos obtenidos, se obtuvieron parámetros estructurales y de diversidad.

Dentro de los estructurales se determinó:

Densidad (número de individuos por unidad de área), a través de la fórmula:

$$Densidad\ de\ la\ especie\ X = \frac{No.\ de\ individuos\ de\ la\ especie\ X}{No.\ total\ de\ individuos} \times 100$$

Frecuencia (número de muestras en las que se encuentra una especie):

$$Frecuencia\ de\ la\ especie\ X = \frac{No.\ de\ sitios\ donde\ aparece\ la\ especie\ X}{No.\ total\ de\ sitios} \times 100$$

Dominancia para el estrato arbustivo y herbáceo (cobertura de una especie entre la cobertura total de las especies):

$$Dominancia\ de\ la\ especie\ X = \frac{Cobertura\ \ la\ especie\ X}{Cobertura\ total\ de\ las\ especies} \times 100$$

Dominancia para el estrato arbóreo (área basal de una especie entre el área basal total de las especies):

$$Dominancia\ de\ la\ especie\ X = \frac{Área\ basal\ de\ la\ especie\ X}{Área\ basal\ total\ de\ las\ especies} \times 100$$

Área basal= DAP(π)

DAP= Diámetro de altura

Cobertura= (D1+D2)2/4xπ

D=Diámetro

Con la suma de la frecuencia, densidad y dominancia se obtuvo el valor de importancia (VI) (Mueller-Dombois y Ellemberg 1974, Cox 1980, Flores y Álvarez-Sánchez 2004, Zamora *et al*. 2008).

Dentro de los parámetros de diversidad analizados, se incluyó:

Riqueza (número total de espécies "S")

Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H')

$$H' = \sum pi\ \ ln\ \ pi$$

Donde:

pi = ni / N, pi (proporción de individuos de la especie i)

ni = (número de individuos de la especie i)

N = (número total de individuos)

III. Descripción de las comunidades vegetales estudiadas

Las comunidades de selva son características del estado de Yucatán, pero muestran un decremento de más del 30% del área que originalmente ocupaban, originado por la ampliación en

la frontera agropecuaria (Sánchez-Aguilar y Rebollar 1999, Durán y García 2010). En la reserva de la Biósfera Ría Lagartos, las áreas de selva baja caducifolia e inundable registran 89 especies vegetales agrupadas en 43 familias y 80 géneros (Cuadro 1), con diferencias estructurales entre estratos, lo que implica, una alta tasa de recambio de especies según lo sugerido por Leirana-Alcocer *et al.* (2009).

Cuadro 1. Familias, especies, formas de vida y número de individuos totales por tipos de selvas y estratos presentes para la vegetación encontrada dentro de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México.

Familia	Especie	Forma de Vida	Tipo de Selva		Estrato		
			Baja Caducifolia	Baja Inundable	Árbol	Arbusto	Herbáceo
Acanthaceae	*Bravaisia tubiflora* Hemsl.	Arbusto	24	1	*	*	*
	Justicia carthaginensis Jacq.	Herbáceo	0	9		*	*
	Ruellia nudiflora (Engelm. & A. Gray) Urb.	Herbáceo	0	18			*
Agavaceae	*Agave angustifolia* Haw.	Arbusto	0	11	*	*	*
Amaranthaceae	*Gomphrena serrata* L.	Herbáceo	0	5			*
Anacardiaceae	*Metopium brownei* (Jacq.) Urb.	Árbol	1	1	*		*
Apocynaceae	*Plumeria alba* L.	Árbol	4	1	*	*	
	Thevetia gaumeri Helms.	Árbol	4	1	*		*
Arecaceae	*Sabal yapa* C.Wright ex Becc.	Palma	6	9	*	*	*
	Thrinax radiata Lodd. Ex Schult. & Schult.*	Palma	8	0	*	*	*
Asteraceae	*Bidens pilosa* L.	Herbáceo	0	1			*
	Flaveria linearis Lag.	Herbáceo	0	1		*	
	Viguiera dentata (Cav.) Spreng.	Herbáceo	0	3		*	
Bignoniaceae	*Crescentia cujete* L.	Árbol	0	3	*		*
	Cydista diversifolia (Kunth) Miers	Hierba trepadora	1	5		*	*
Bombacaceae	*Ceiba aesculifolia* (Kunth) Britt. & Baker	Árbol	1	0	*		

***Especie bajo protección NOM-059-SEMARNAT-2010; **Especie endémica de la península de Yucatán.**

Cuadro 1. Familias, especies, formas de vida y número de individuos totales por tipos de selvas y estratos presentes para la vegetación encontrada dentro de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México (continuación).

Familia	Especie	Forma de Vida	Tipo de Selva		Estrato		
			Baja Caducifolia	Baja Inundable	Árbol	Arbusto	Herbáceo
Boraginaceae	*Bourreria pulchra* (Millsp.) Millsp.	Herbáceo	1	0		*	
	Cordia alliodora (Ruiz & Pav.) Oken	Árbol	4	1	*		*
	Cordia sebestena L.	Árbol	0	3	*		
Bromeliaceae	*Bromelia pinguin* L.	Herbáceo	1	0		*	
Burseraceae	*Bursera simaruba* (L.) Sarg.	Árbol	5	3	*		
Cactaceae	*Acanthocereus tetragonus* (L.) Britton & Rose	Arbusto	0	1			*
	Opuntia stricta (Haw.) Haw.	Arbusto	0	6		*	*
Capparaceae	*Capparis flexuosa* (L.) L.	Árbol	14	0	*		
	Forchhammeria trifoliata Radlk.	Árbol	2	0	*	*	
Celastraceae	*Crossopetalum gaumeri* (Loes.) Lundell	Arbusto	6	0	*		
Commelinaceae	*Commelina diffusa* Burm. F.	Herbáceo	0	1			*
Convolvulaceae	*Ipomoea crinicalyx* S. Moore	Hierba trepadora	0	5		*	*
Cyperaceae	*Cyperus sp*	Herbáceo	0	1			*
	Fimbristylis spadicea (L.) Vahl	Herbáceo	0	12			*
Ebenaceae	*Diospyros anisandra* S. F. Blake	Árbol	31	9	*	*	*
Erythroxylaceae	*Erytrhoxylum confusum* Britton	Árbol	0	41	*		

***Especie bajo protección NOM-059-SEMARNAT-2010; **Especie endémica de la península de Yucatán.**

Cuadro 1. Familias, especies, formas de vida y número de individuos totales por tipos de selvas y estratos presentes para la vegetación encontrada dentro de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México (continuación).

Familia	Especie	Forma de Vida	Tipo de Selva		Estrato		
			Baja Caducifolia	Baja Inundable	Árbol	Arbusto	Herbáceo
Euphorbiaceae	*Cnidoscolus aconitifolius* (Mill.) I. M. Johnst.	Arbusto	0	3	*	*	
	Croton arboreus Millsp. **	Árbol	20	10	*		*
	Croton flavens L.	Herbáceo	3	5		*	*
	Enriquebeltrania crenatifolia (Miranda) Rzed.	Arbusto	0	1		*	
	Euphorbia personata (Croizat) V.W. Steim	Arbusto	0	3		*	
	Jatropha gaumeri Greenm **	Árbol	1	10	*	*	*
Fabaceae	*Acacia angustifolia* Sterler	Arbusto	1	0		*	
	Acacia cornígera (L.) Willd.	Arbusto	2	4		*	*
	Acacia pennatula (Schltdl. & Cham.) Benth.	Árbol	23	1	*	*	
	Caesalpinia gaumeri Greem.	Árbol	11	0	*		
	Caesalpinia yucatanensis Greem.	Árbol	12	10	*	*	*
	Diphysa carthagenensis Jacq.	Árbol	3	16	*		*
	Erythrina standleyana Krukoff	Árbol	0	8	*		*
	Haematoxylum campechianum L.	Árbol	0	77	*	*	
	Havardia albicans (Kunth) Britton & Rose **	Árbol	18	2	*		
	Lonchocarpus xuul Lundell **	Árbol	31	0	*	*	*
	Lysiloma latisiliquum (L.) Benth.	Árbol	1	0	*		
	Mimosa bahamensis Benth.	Árbol	3	0	*	*	

***Especie bajo protección NOM-059-SEMARNAT-2010; **Especie endémica de la península de Yucatán.**

Cuadro 1. Familias, especies, formas de vida y número de individuos totales por tipos de selvas y estratos presentes para la vegetación encontrada dentro de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México (continuación).

Familia	Especie	Forma de Vida	Tipo de Selva		Estrato		
			Baja Caducifolia	Baja Inundable	Árbol	Arbusto	Herbáceo
Fabaceae	*Mimosa bahamensis* Benth.	Árbol	3	0	*	*	
	Piscidia piscipula (L.) Sarg.	Árbol	5	0	*		
	Pithecellobium dulce (Roxb.) Benth.	Árbol	1	6	*	*	
	Pithecellobium winzerlingii Britton & Rose	Árbol	15	7	*	*	*
	Senna atomaria (L.) H. S. Irwin & Barneby	Árbol	5	0	*	*	
	Vigna candida (Vell.) Maréchal, Mascherpa & Stainier	Hierba trepadora	0	1			*
Lamiaceae	*Vitex gaumeri* Greem.	Árbol	2	0	*		
Lauraceae	*Nectandra coriácea* (Sw.) Griseb.	Árbol	2	0	*		
Malpighiaceae	*Bunchosia swartziana* Griseb.	Árbol	14	0	*	*	*
	Malpighia glabra L.	Árbol	4	0	*		
Malvaceae	*Cienfuegosia yucatanensis* Millsp. **	Herbáceo	0	5			*
	Hampea trilobata Standl. **	Árbol	10	0	*		
	Malvaviscus arboreus Cav.	Arbusto	3	1	*	*	
	Sida cordifolia L.	Herbáceo	7	1		*	*
Meliaceae	*Trichilia hirta* L.	Árbol	3	0	*		
Moraceae	*Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud.	Árbol	1	0	*		
Myrtaceae	*Eugenia axillaris* (Sw.) Willd.	Arbusto	3	0	*		
Nolinaceae	*Beaucarnea pliabilis* (Baker) Rose*(**)	Árbol	1	0	*		

***Especie bajo protección NOM-059-SEMARNAT-2010; **Especie endémica de la península de Yucatán.**

Cuadro 1. Familias, especies, formas de vida y número de individuos totales por tipos de selvas y estratos presentes para la vegetación encontrada dentro de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México (continuación).

Familia	Especie	Forma de Vida	Tipo de Selva		Estrato		
			Baja Caducifolia	Baja Inundable	Árbol	Arbusto	Herbáceo
Nyctaginaceae	*Neea psychotrioides* Donn. Sm.	Arbusto	2	0		*	
Phyllanthaceae	*Phyllanthus acuminatus* Vahl	Arbusto	1	1	*		
Phytolaccaceae	*Rivina humilis* L.	Herbáceo	0	2			*
Poaceae	*Lasiacis divaricata* (L.) Hitchc.	Herbáceo	3	2			*
Polygonaceae	*Coccoloba cozumelensis* Hemsl.	Árbol	8	1	*		
	Gymnopodium floribundum Rolfe	Árbol	3	1	*		
Primulaceae	*Bonellia flammea* (Millsp. ex Mez) B. Ståhl & Källersjö **	Árbol	7	0	*	*	
	Bonellia sak-lol Carnevali, Hernández-Aguil. & Tapia-Muñoz **	Árbol	0	12	*		*
Rhamnaceae	*Ziziphus yucatanensis* Standl. **	Árbol	1	0	*		
Rubiaceae	*Randia longiloba* Hemsl. **	Árbol	6	10	*		*
	Randia obcordata S. Watson	Árbol	14	6	*	*	*
	Randia truncata Greenm. & C. H. Thomps. **	Árbol	0	2	*		
Sapindaceae	*Paullinia tomentosa* Jacq.	Herbáceo	0	1			*
	Talisia olivaeformis (H.B.K.) Radlk.	Árbol	17	0	*		
	Thouinia paucidentata Radlk. **	Árbol	3	0		*	
Sapotaceae	*Chrysophyllum mexicanum* Brandegee ex Standl.	Árbol	4	0	*		
	Manilkara sapota (L.) P. Royen	Árbol	22	0	*		

***Especie bajo protección NOM-059-SEMARNAT-2010; **Especie endémica de la península de Yucatán.**

Cuadro 1. Familias, especies, formas de vida y número de individuos totales por tipos de selvas y estratos presentes para la vegetación encontrada dentro de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México (continuación).

Familia	Especie	Forma de Vida	Tipo de Selva		Estrato		
			Baja Caducifolia	Baja Inundable	Árbol	Arbusto	Herbáceo
Sterculiaceae	*Guazuma ulmifolia* Lam.	Árbol	6	14	*		
	Helicteres baruensis Jacq.	Árbol	7	0	*	*	
Verbenaceae	*Duranta erecta* L.	Arbusto	5	0		*	*
	Lantana cámara L.	Herbáceo	1	0		*	
Zygophyllaceae	*Guaiacum sanctum* L.*	Árbol	41	0	*	*	*

***Especie bajo protección NOM-059-SEMARNAT-2010; **Especie endémica de la península de Yucatán.**

En la selva baja caducifolia (SBC) se registraron 62 especies de 56 géneros y 33 familias, mientras que para la selva baja inundable (SBI) se presentaron 55 especies de 49 géneros y 27 familias (Cuadro 1). Las familias con mayor riqueza de especies en la SBC fueron Fabaceae (14 especies), Euphorbiaceae (3 especies) y Malvaceae (3 especies). La Familia Fabaceae es muy común en comunidades de selva baja caducifolia en la península de Yucatán (Zamora-Crescencio *et al.* 2011). La forma de vida más abundantes fue la de los árboles, seguido de arbustos, hierbas, palmas y trepadoras (44, 10, 5, 2 y 1 especies respectivamente); mientras que en relación a los estratos, el mejor representado fue el arbóreo (49 especies), seguido del arbustivo y herbáceo (28 y 17 especies respectivamente).

En la selva baja inundable (SBI) se registraron 55 especies de 49 géneros y 27 familias (Cuadro 1). Con base en los cuadros de muestreo, las familias con mayor riqueza de especies fueron Fabaceae (10 especies), Euphorbiaceae (6 especies) y Acanthaceae, Asteraceae, Malvaceae, Rubiaceae (3 especies cada una). Las formas de vida más abundantes fue la de los árboles, seguida de hierbas, arbustos, trepadoras y palmeras (26, 14, 11, 3 y 1 respectivamente). En relación a los estratos, el herbáceo contó con mayor número de especies, seguido del arbóreo y con el menor número el arbustivo (31, 29 y 14 especies respectivamente).

La SBC presentó los mayores valores de importancia (V.I.), en el estrato arbóreo las especies: *Guaiacum sanctum* (15.61),

Lonchocarpus xuul (14.27) y *Diospyros anisandra* (12.46); en el estrato arbustivo *Bravaisia tubiflora* (23.51), *Diospyros anisandra* (21.48), *Lonchocarpus xuul* (15.99) y *Thrinax radiata* (14.4) y en el estrato herbáceo *Sida cordifolia* (32.57), *B. tubiflora* (32.19), D. anisandra (25.36) y *T. radiata* (21.43) (Cuadro 2). Estas especies han sido reportadas comúnmente en vegetación secundaria derivada de SBC, y como características particulares incluyen su capacidad de rebrote y alta tasa de crecimiento (Zamora-Crescencio *et al*. 2011).

Las especies con los mayores valores de importancia para la SBI en el estrato arbóreo fueron *Haematoxylum campechianum* (55.26), *Erytrhoxylum confusum* (26.48), *Guazuma ulmifolia* (18.13) y *Sabal yapa* (13.33). Para el estrato arbustivo fueron, *Agave angustifolia* (33.70), *Pithecellobium dulce* (30.67), *Cnidoscolus aconitifolius* (26.11) y

Cuadro 2. Valor de Importancia (VI) reportado para cada especie por estrato arbóreo (A), arbustivo (Ar) y herbáceo (H) establecida en la vegetación de selva baja caducifolia (SBC) y en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México, se subraya la especie con el VI más alto por estrato y por comunidad vegetal.

Especie	SBC			SBI		
	A	Ar	H	A	Ar	H
Acacia angustifolia		7,24				
Acacia cornigera		6,42	11,09	11,73		
Acacia pennatula	11,21	9,51		3,42		
Acanthocereus tetragonus						6,26
Agave angustifolia				3,02	33,70	8,53
Beaucarnea pliabilis	6,39					
Bidens pilosa						6,47
Bonellia flammea	6,29	12,77				
Bonellia sak-lol				7,91		12,10
Bourreria pulchra		6,78				
Bravaisia tubiflora	4,81	23,51	32,19	3,02		
Bromelia pinguin		8,55				
Bunchosia swartziana	7,50	11,76	11,85			
Bursera simaruba	7,99			7,74		
Caesalpinia gaumeri	5,66					
Caesalpinia yucatanensis	10,61		17,57	11,94	17,01	8,27
Capparis flexuosa	10,47					
Ceiba aesculifolia	2,56					
Chrysophyllum mexicanum	4,63					
Cienfuegosia yucatanensis						8,91
Cnidoscolus aconitifolius				3,81	26,11	
Coccoloba cozumelensis	7,00			6,49		
Commelina diffusa						10,49
Cordia alliodora	4,46					12,00
Cordia sebestena				10,74		
Crescentia cujete				7,03		5,66

Cuadro 2. Valor de Importancia (VI) reportado para cada especie por estrato arbóreo (A), arbustivo (Ar) y herbáceo (H) establecida en la vegetación de selva baja caducifolia (SBC) y en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México, se subraya la especie con el VI más alto por estrato y por comunidad vegetal (Continuación).

Especie	SBC			SBI		
	A	Ar	H	A	Ar	H
Crossopetalum gaumeri	4,71					
Croton arboreus	10,53		19,69	10,49		
Croton flavens		8,37	16,10			10,41
Cydista diversifolia		6,85				13,92
Cyperus sp						6,15
Diospyros anisandra	12,46	21,48	25,36	12,47		
Diphysa carthagenensis	2,99			8,47		17,18
Duranta erecta		14,16	12,10			
Enriquebeltrania crenatifolia					21,93	
Erythrina standleyana				10,67		4,37
Erytrhoxylum confusum				26,48		
Eugenia axillaris	4,73					
Euphorbia personata					22,58	
Fimbristylis spadicea						19,33
Flaveria linearis					15,73	
Forchhammeria trifoliata	2,48	7,96				
Gomphrena serrata						10,91
Guaiacum sanctum	15,61	14,00	13,91			
Guazuma ulmifolia	5,15			18,13		
Gymnopodium floribundum	3,12			3,61		
Haematoxylum campechianum				55,26	14,30	
Hampea trilobata	5,54					
Havardia albicans	8,20			9,90		
Helicteres baruensis	5,54	8,78				
Ipomoea crinicalyx					21,79	10,04
Jatropha gaumeri		6,88		9,21	23,97	6,28
Justicia carthaginensis					12,91	14,01
Lantana camara		9,26				
Lasiacis divaricata			14,90			
Lasiacis divaricata						5,14
Lonchocarpus xuul	14,27	15,99	16,39			
Lysiloma latisiliquum	3,06					
Maclura tinctoria	2,73					
Malpighia glabra	4,06					
Malvaviscus arboreus	1,67	7,03			11,59	
Manilkara sapota	9,10					
Metopium brownei	1,65					7,87
Mimosa bahamensis	7,41	8,84				
Nectandra coriacea	2,92					
Neea psychotrioides		9,85				
Opuntia stricta					25,96	10,58
Paullinia tomentosa						4,58
Phyllanthus acuminatus				3,55		
Phyllanthus mocinianus	1,54					
Piscidia piscipula	5,13					
Pithecellobium dulce	6,06			5,74	30,67	
Pithecellobium winzerlingii	6,01	6,54	15,67	10,07		
Plumeria alba	4,45		11,87	3,61		

Cuadro 2. Valor de Importancia (VI) reportado para cada especie por estrato arbóreo (A), arbustivo (Ar) y herbáceo (H) establecida en la vegetación de selva baja caducifolia (SBC) y en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, en el estado de Yucatán, México, se subraya la especie con el VI más alto por estrato y por comunidad vegetal (Continuación).

Especie	SBC			SBI		
	A	Ar	H	A	Ar	H
Randia longiloba	5,14			10,37		8,58
Randia obcordata	7,80	7,53		7,02		7,03
Randia truncata				4,77		
Rivina humilis						7,40
Ruellia nudiflora						23,31
Sabal yapa	8,83	12,56	14,26	13,33		16,70
Senna atomaria	5,21	6,85				
Sida cordifolia		12,40	32,57			5,58
Talisia olivaeformis	11,60					
Thevetia gaumeri	2,83		13,05			5,93
Thouinia paucidentata		13,74				
Thrinax radiata	4,62	14,40	21,43			
Trichilia hirta	4,34					
Vigna candida						6,02
Viguiera dentata					21,76	
Vitex gaumeri	7,33					
Ziziphus yucatanensis	1,65					

Opuntia stricta (25.96) y para el estrato herbáceo *Ruellia nudiflora* (23.31), *Fimbristylis spadicea* (19.33), *Diphysa carthagenensis* (17.18) y *S. yapa* (16.7) (Cuadro 2). Cabe señalar que *H. campechianum* ha sido catalogada como una de las especies más importantes para la SBI (Tun-Dzul *et al.* 2008).

IV. Estructura y diversidad de las comunidades estudiadas

La SBC presentó un promedio de 47.03 cm de DAP para las especies en el estrato arbóreo, mientras que el área basal promedio fue de 147.77 cm2, y la densidad de árboles fue de 3.92 individuos/100m2. En cuanto al estrato arbustivo de la SBC, la cobertura promedio para las especies fue de 302.71 cm2 y la densidad fue de 6.89 individuos/100m2, mientras que para el estrato herbáceo, la cobertura promedio para las especies fue de 213.89 cm2 y la densidad fue de 11.11 individuos/100m2 (Cuadro 3).

La SBI presentó un promedio de 33.61 cm de DAP en el estrato arbóreo, el área basal fue de 105.61 cm2, y la densidad de árboles fue de 6.66 individuos/100m2. Mientras que, para el estrato arbustivo de la SBI, la cobertura promedio para las especies fue de 270.49 cm2 y la densidad fue de 13.33

Cuadro 3. Estructura y diversidad de la comunidad vegetal de selva baja caducifolia (SBC) y selva baja inundable (SBI) de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán.

Florística		
Taxonomía	**SBC**	**SBI**
No. Individuos (600m^2)	470	377
No. Familias	33	27
No. Géneros	56	49
No. Especies	62	55
Formas de vida	**Número de Especies**	
Arboles	44	26
Arbustos	10	11
Hierbas	5	14
Hierbas trepadoras	1	3
Palmas	2	1
Estructura		
Estratos	Número de Especies	
Arbóreo	49	29
Arbustivo	28	14
Herbáceo	17	31
Estrato Arbóreo		
DAP (cm, ±D.E.)	47,03 (±22,76)	33,61 (±16,38)
A.B. (cm2 ±D.E.)	147,77 (±71,52)	105,61 (±51,47)
Densidad (Ind/100m2 ±D.E.)	3,92 (±1,9)	6,66 (±3,43)
V.I. (±D.E.)	11,72 (±5,67)	20 (±9,82)
Estrato Arbustivo		
Cobertura (cm2 ±D.E.)	302,71 (±146,32)	270,49 (±126,35)
Densidad (Ind/100m2 ±D.E.)	6,89 (±3,36)	13,33 (±6,32)
V.I. (±D.E.)	20,69 (±10,0)	40 (±18,64)
Estrato Herbáceo		
Cobertura (cm2 ±D.E.)	213,89 (±101,39)	181,87 (±88,37)
Densidad (Ind/100m2 ±D.E.)	11,11 (±5,29)	6,25 (±3,08)
V.I. (±D.E.)	33,33 (±15,76)	18,75 (±9,1)
Diversidad		
Shannon-Wiener (H')		
Arbóreo	3,44 (0,83)	2,46 (0,61)
Arbustivo	3,12 (0,75)	2,43 (0,60)
Herbáceo	2,68 (0,01)	3,00 (0,75)

individuos/100m2, para el estrato herbáceo, la cobertura promedio para las especies fue de 181.87 cm2 y la densidad fue de 6.25 individuos/100m2 (Cuadro 3).

Con respecto a la diversidad entre estratos de la SBC, el que presentó mayor diversidad fue el estrato arbóreo (3.44±0.83), seguido del arbustivo (3.12±0.75) y del herbáceo (2.68±0.01). Mientras que en la SBI el estrato que presentó mayor diversidad fue el herbáceo (3.0±0.75), seguido del arbóreo y del arbustivo respectivamente (2.46±0.61 y 2.43±0.6) (Cuadro 3). Estos valores se consideran altos para comunidades de selvas de Yucatán (Tun-Dzul *et al*. 2008).

Por otra parte se encontraron tres especies a las que se les ha asignado una categoría de protección de la Norma Oficial Mexicana para la protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestres (NOM-059-SEMARNAT-2010). Estas especies fueron Beaucarnea pliabilis (despeinada) en categoría endémica y amenazada, *Guaicaum sanctum* (guayacán) y *Thrinax radiata* (palma chiit) ambas en categoría no endémicas y amenazadas. Además se encontraron cinco especies consideradas endémicas de la porción biótica de la península de Yucatán: *Bonellia flammea*, *B. sak-lol, Cienfuegosia yucatanensis, Croton arboreus* y *Enriquebeltrania crenatifolia* (Cuadro 1).

V. Perspectivas

La RBRL es un área destinada, en buena parte, a la conservación de los recursos naturales, por lo que debe considerarse la protección de áreas no perturbadas y las que se encuentran en proceso de recuperación. Consideramos importante que los sitios que fueron utilizados con fines agropecuarios y posteriormente abandonados deben ser considerados como áreas de recuperación, en este sentido algunos autores (Garcia *et al*. 2001) señalan que reservas con grandes extensiones son ideales para mantener poblaciones animales y vegetales de los ecosistemas que preserva, así como para permitir el flujo génico. Asimismo, es importante plantear alternativas a la población para conservar y usar de forma sustentable sus recursos, ya que las comunidades de selva presentan elementos con características particulares que permiten su utilización en un esquema de sustentabilidad, como es el caso de *Caesalpinia gaumeri*, que por sus características mecánicas y de resistencia a la pudrición se utiliza para la

construcción de casas, obtención de leña y carbón, mientras que *Gymnopodium floribundum* es importante en el estado de Yucatán para la producción comercial de miel (Interián-Ku *et al.* 2009).

VI. Referencias

Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L y Loa E (2000) Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México

Benítez H, Arizmendi C y Marquez L (1999) Base de Datos de las AICAS. CIPAMEX, CONABIO, FMCN y CCA. México. Disponible en línea <www.conabio.gob.mx>

Brower EJ, Zar HJ y Von Ende NC (1989) Field and laboratory methods for general ecology. Third Edition. Wm. C. Brown, Dubuque, Iowa

Crawley MJ (1986) Plant Ecology. Blackwell Science, Londres

Cox WG (1980) Laboratory manual of general ecology. William Publishers. San Diego State University

Dupuy JM, Hernández-Stefanoni JL, Hernández-Juárez R, Tun-Dzul F y May-Pat F (2012) Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. Investigación ambiental 4:130-140

Durán R y García GC (2010) Distribución espacial de la vegetación. En: Durán R, Méndez M (eds.) Diversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA

Durán R, Campos G, Trejo JC, Simá P, May Pat F y Juan Qui M (2000) Listado florístico de la Península de Yucatán. Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C. Mérida. Yucatán

Flores JS y Espejel I (1994) Tipos de vegetación de la península de Yucatán. Fascículo 3. Etnoflora Yucatanense. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida. Yucatán

Flores JS y Álvarez-Sánchez J (2004) Flora y vegetación. En: Bautista F, Delfín H, Palacio JL (eds.) Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. UADY-INE-CONACYT-UNAM, Mérida. Yucatán

Garcia GG, March IM y Castillo MAS (2001) Transformación de la vegetación por cambio de uso del suelo en la Reserva

de la Biósfera Calakmul, Campeche. Investigaciones Geográficas, Boletin del Instituto de Geografia, UNAM 46:45-57

Interián-Ku VM, Valdez-Hernández JI, García-Moya E, Romero-Manzanares A, Borja-De-La-Rosa MA y Vaquera-Huerta H (2009) Arquitectura y morfometría de dos especies arbóreas en una selva baja caducifolia del sur de Yucatán, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 85: 17-29

Leirana-Alcocer JL, Hernández-Betancourt S, Salinas-PebaL y Guerrero-González L (2009) Cambios en la estructura y composición de la vegetación relacionados con los años de abandono de tierras agropecuarias en la selva baja caducifolia espinosa de la reserva de Dzilam, Yucatán. Polibotánica 27:53-70

Programa Estatal de Ordenamiento Territorial POET. Estado de Yucatán Caracterización y Diagnósticos Sectoriales, Mérida. Yucatán

Magurran AE (1988) Ecological Diversity and Its Measurement. Princeton University Press, Nueva Jersey

Meave del Castillo J (1985) Estructura y composición de la selva alta perennifolia de los alrededores de Bonampak. Colección Científica, serie Arqueología, Instituto Nacional de Antropología e Historia. México. D. F.

Mueller-Dombois D y Ellemberg H (1974) Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. New York

Sánchez-Aguilar RL y Rebollar S (1999) Deforestación en la Península de Yucatán, los retos que enfrentar. Madera y Bosques 5:3-17

Tun-Dzul FJ, Vester H, Durán R y Schmook B (2008) Estructura arbórea y variabilidad temporal del NDVI en los “bajos inundables” de la península de Yucatán, México. Polibotánica 25:69-90

UADY.1999. Atlas de procesos territoriales de Yucatán. Proyecto y Ejecución Editorial, S.A. de C.V. Mérida. Yucatán

Vester HFM y Calmé S (2003) Los ecosistemas terrestres de la península de Yucatán: estado actual de los paisajes vegetación, flora y fauna. En: Colunga-García P y Larqué-Saavedra A (eds.) Naturaleza y Sociedad en el área Maya, Pasado Presente y Futuro. AMC y CICY, Mérida. Yucatán

White DA y Hood CS (2004) Vegetation patterns and environmental gradients in tropical dry forest of the northern Yucatan Peninsula. Journal of Vegetation Science 15: 151-160

Zamora-Crescencio P, García Gil G, Flores Guido S y Tun Garrido J (2008) Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. Polibotánica, 26: 33-66

Zamora-Crescencio P, Domínguez-Carrasco MR, Villegas P, Gutiérrez-Báez C, Manzanero-Acevedo LA, Ortega-Haas JJ, Hernández-Mundo S, Puc-Garrido EC y Puch-Chávez R (2011) Composición florística y estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 89: 27-35

CAPITULO 6

Fenología de floración y visitantes florales de especies herbáceas

Víctor Parra-Tabla, Luis Abdala-Roberts Patricia Téllez, Nataly Celaya,
Luis Salinas-Peba y Conchita Alonso

Resumen

I. Introducción

II. Fenología de floración de especies del estrato herbáceo de plantas de la RBRL

III. Visitantes florales de las especies del estrato herbáceo

IV. Perspectivas

V. Agradecimientos

VI. Referencias

Resumen

La fenología de la floración en los ecosistemas terrestres y su relación con el fenómeno de la polinización, es un elemento clave en el estudio de la funcionalidad de los ecosistemas. La consecuencia directa del éxito de la polinización es su efecto en procesos como la regeneración de la vegetación y por tanto con fuertes implicaciones para la conservación. En esta contribución presentamos la primera descripción cuantitativa de la fenología de floración de 27 especies de plantas herbáceas presentes en la Reserva de La Biósfera de Ría Lagartos (RBRL). De igual forma, aportamos datos de los principales grupos de insectos visitantes de las flores que potencialmente juegan el papel como polinizadores en el estrato herbáceo. Finalmente, en el apartado de perspectivas sugerimos algunas líneas de investigación que consideramos relevantes en esta área de estudio y que serían de gran importancia para el fortalecimiento de las medidas de conservación de la RBRL.

I. Introducción

La producción de flores a lo largo del tiempo (conocido como fenología de floración) es uno de los momentos más importantes en las comunidades terrestres de todos los tipos de ecosistemas terrestres debido a que este fenómeno dispara eventos de interacción entre las plantas y un sinnúmero de especies de animales que abarcan desde pequeños invertebrados (como abejas, avispas,

Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (2015) José Ramos-Zapata, Victor Parra-Tabla, Jorge Leirana-Alcocer, Alejandra González-Moreno y Xavier Chiappa-Carrara (Eds.) UADY-UNAM.

hormigas, escarabajos) hasta vertebrados (como murciélagos y aves). Las interacciones que se establecen entre las plantas y los animales pueden ser de tipo antagonista en la que los animales provocan un daño a las flores y frutos (por ejemplo los robadores de néctar, parásitos y depredadores de frutos y semillas) y otras de tipo mutualista en las que las plantas se benefician de la interacción (por ejemplo polinizadores y dispersores de semillas).

El papel de las especies de animales que cumplen con el papel de polinizadores de las plantas es fundamental en las comunidades terrestres porque determina el éxito reproductivo de las plantas a través de la producción de frutos y semillas, y en consecuencia guía los procesos de regeneración de la vegetación (Bullock 1995, Murcia 2002). Se ha calculado que alrededor del 85% de toda la producción de frutos y semillas tanto de plantas cultivadas como de plantas silvestres, depende de los visitantes florales de manera particular en sitios de alta biodiversidad (Vamosi *et al.* 2006). Es por esta razón que el estudio cuantitativo de la fenología floral y su relación con los visitantes florales, se considera clave para el entendimiento de la funcionalidad de los ecosistemas terrestres y en consecuencia para su conservación (Guitian *et al*. 1996, Berry y Gorchov 2004).

Recientemente, muchos autores han llamado la atención de la importancia de contar con buenos registros fenológicos de las plantas, debido a que se ha demostrado que una de las consecuencias del incremento de la temperatura promedio del planeta, producto del cambio climático global, ha sido la modificación de los tiempos de floración (Inouye *et al.* 2002, Saavedra *et al.* 2003, Munguia-Rosas *et al.* 2011). Esta modificación puede afectar la interacción de las plantas con sus polinizadores al provocar un “desacoplamiento” temporal entre ambos grupos biológicos, afectando de esta manera tanto la producción de frutos y semillas de las plantas, como las probabilidades de sobrevivencia de los polinizadores debido a la modificación temporal en la disponibilidad de sus fuentes de alimentación (Memmot *et al.* 2007).

La fenología reproductiva de las plantas está regulada por factores que se consideran de corto plazo o ecológicos, como son la disponibilidad y variación temporal en la disponibilidad de agua, luz y nutrientes, y de factores de largo plazo o

llamados evolutivos dentro de las que destacan la interacción con otros organismos.

En las comunidades naturales la fenología reproductiva puede ser muy contrastante dependiendo de las condiciones climáticas y de las características generales del ecosistema en el que se encuentran. Por ejemplo, en zonas tropicales altamente estacionales en las que es claramente distinguible una época lluviosa y una época seca, de igual forma es fácil identificar aquellas especies que florecen en una determinada época (Bullock 1995). Este tipo de ecosistemas estacionales son muy comunes en México y están representados por selvas bajas caducifolias y por zonas costeras. En general existen muy pocos estudios referentes a los patrones fenológicos en estos ecosistemas estacionales, pero particularmente en notable que prácticamente no existen estudios cuantitativos en zonas costeras de México. Esta estacionalidad en la producción de flores va aparejada con la estacionalidad y presencia o ausencia de los animales (como los insectos), y define momentos específicos de sus ciclos de vida, como su temporada reproductiva.

En este capítulo hacemos la primera descripción cuantitativa de la fenología de floración de 27 especies de plantas herbáceas presentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL) y presentamos de manera adicional una descripción de los principales grupos funcionales de sus visitantes florales y sus patrones generales de actividad durante la época de lluvias.

II. Fenología de floración de especies del estrato herbáceo de plantas de la RBRL

Los datos presentados en esta contribución fueron generados durante la temporada de lluvias del año 2010 en una zona aledaña a la RBRL. Mediante muestreos semanales se registró la fenología de floración de 27 especies pertenecientes a 13 familias que forman parte sustancial de la comunidad de plantas del estrato herbáceo y que están presentes en la RBRL (Fig. 1). En el Cuadro 1 se enlistan todas las especies estudiadas. Los detalles de la metodología de muestreo, tanto de las plantas como de los visitantes florales, pueden verse en Celaya (2012) y en Alonso *et al.* (2013).



Figura 1. Panorámica de parte de la vegetación del estrato herbáceo de un sitio cercano a la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos

Cuadro 1. Listado de las especies de herbáceas incluidas en este trabajo

Especie	Familia	Nombre maya
Alternanthera flavescens	Amaranthaceae	
Alternanthera ramosisima	Amaranthaceae	
Angelonia angustifolia	Scrophulariaceae	Ya'ax xiiw
Ammania coccínea	Lythraceae	
Asclepia curassavica	Asclepiadaceae	
Bacopa procumbens	Scrophulariaceae	
Bidens pilosa	Asteraceae	k'an tumbuub, k'an mul, matsa ch'ich bu'ul
Blutaparon vermiculare	Amaranthaceae	
Cienfuegosia yucatanensis (*)	Malvaceae	
Clitoria sp.	Fabaceae	
Commelina diffusa	Commelinaceae	
Crotalaria incana	Fabaceae	Ni'ooch
Cuphea gaumeri (*)	Lythraceae	
Eupatorium odoratum	Asteraceae	
Evolvulus alsinoides	Convolvulaceae	Xia xiiw, jaway
Ipomoea pes-caprae	Convolvulaceae	
Melochia pyramidata	Malvaceae	Chi'chi' bej, Chak ch'ooben, Sak chi'chi'bej
Philoxerus vermicularis	Amaranthaceae	
Phylla nodiflora	Verbenaceae	
Porophyllum punctatum	Asteraceae	Uk'iil, Uuk'che', Uu'k xiiw, Tu'xiiw, Keliil, Susuk xiiw
Portulaca pilosa	Portulacaceae	Xanab mucuy

Cuadro 1. Listado de las especies de herbáceas incluidas en este trabajo (Continuación).

Especie	Familia	Nombre maya
Portulaca oleracea	Portulacaceae	Xúukul, Xanab mukuy, Páats mo'ol t'u'ul
Ruellia nudiflora	Acanthaceae	Berraco xiiw, Cruz xiiw, Che'su'uk, Kabal xa'an, Kabal ya'ax niik, Pajkanul, Xana mukuy
Sida acuta	Malvaceae	Chi'chi'bej
Stachytarpheta jamaicensis	Verbenaceae	Verbena (español)
Tamonea curassavica	Verbenaceae	Chan aak' uuch
Trianthema portulacastrum	Aizoaceae	Verdolaga (español)

El período de floración de la mayoría de las especies presentes en la zona de estudio abarcó desde inicios del mes de agosto hasta mediados de septiembre, justo después de registrarse la mayor precipitación pluvial en la zona. De las 27 especies registradas, 6 presentaron menos de 50 flores durante todo el período de floración (*Asclepia curassavica, Cienfuegosia yucatanensis, Ipomoea pes-caprae, Philoxereus vermicularis, Porophyllum punctatum* y *Ruellia nudiflora*); y 8 especies entre 50 y 100 flores (*Ammania coccínea, Bacopa procumbens, Clitoria sp., Eupatorium odoratum, Melochia pyramidata, Portulaca pilosa, Stachytarpheta jamaicensis, Trianthema portulacastrum*) (Fig. 2).

Por el contrario, las demás especies presentan de 50 a 200 flores en promedio por día; 4 especies produjeron menos de 500 flores durante todo el período de floración (*Alternanthera flavescens, Commelina diffusa, Crotalaria incana* y *Portulaca oleracea*); y 7 presentan menos de 1000 flores (*Alternanthera ramosisima, Bidens pilosa, Blutaparum vermiculare, Cuphea gaumeri, Evolvulus alsinoides, Phylla nodiflora y Sida acuta*) (Fig. 3). Las especies con mayor número de flores fueron *Tamonea curassavica* con más de 2000, y *Angelonia angustifolia* con más de 1000 flores durante todo el período de floración (Fig. 3).

A pesar de que la mayoría de las especies alcanzan la máxima producción de flores durante el periodo que va hacia finales del mes de agosto e inicios del mes de septiembre, especies como *Portulaca pilosa* y *Phyla nodiflora*, presentan un mayor número de flores a inicios de dicho período; y por el contrario, *Eupatorium odoratum, Bacopa procumbes* y *Crotalaria incana*, lo presentan al final del período. *Tamonea curassavica* presentó dos picos de floración, uno al inicio y otro al final del período (Fig. 3); y especies como *Melochia pyramidata* y *Asclepia cuarassavica* se

mantienen estables y con pocas flores durante todo el período de floración.

De manera interesante, e independientemente del número total de flores producidas, durante el año de estudio se observó un patrón bimodal que describió dos picos de floración generales, uno que ocurrió durante la primer y segunda semana de agosto y otro que ocurrió alrededor de la segunda semana de septiembre (Fig. 2). Para las especies con una baja producción de flores (Fig. 2), se pudo identificar en el primer pico de floración a especies como *P. pilosa, T. portulacastrum* y *R. nudiflora*, mientras que para el segundo pico a especies como *A. coccinea, B. procumbens* y *M. pyramidata* (Fig. 2). En contraste en las especies que se observó una alta producción de flores (Fig. 2), varias de ellas fueron representativas de ambos picos, por ejemplo *T. curasavica, B. pilosa,* y *P. nodiflora* (Fig. 3).

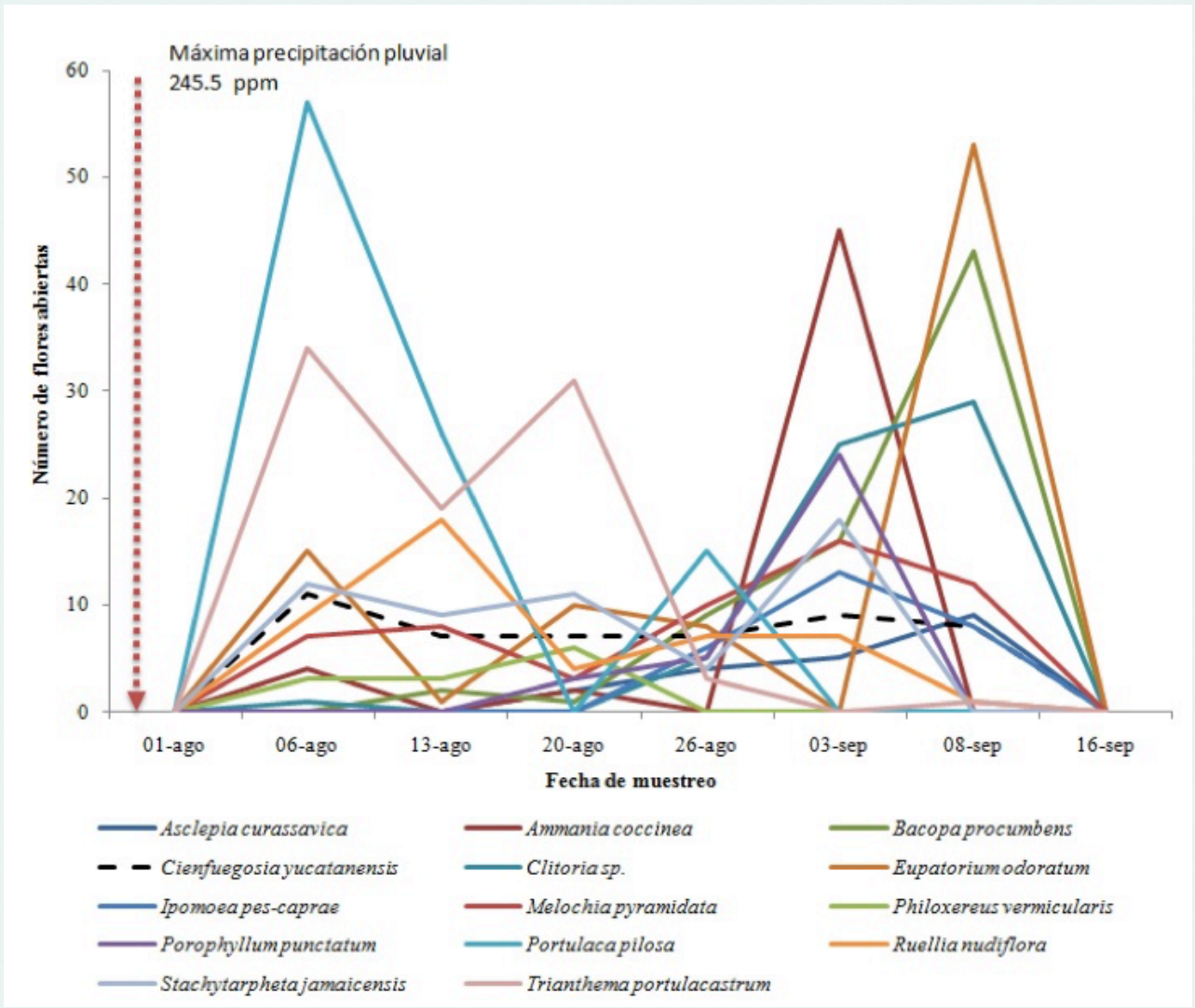


Figura 2. Fenología de floración de las especies presentes en la Reserva de Ría Lagartos. Se muestra el número total de flores abiertas por fecha de registro para las especies que produjeron menos de 100 flores durante todo el período de floración.

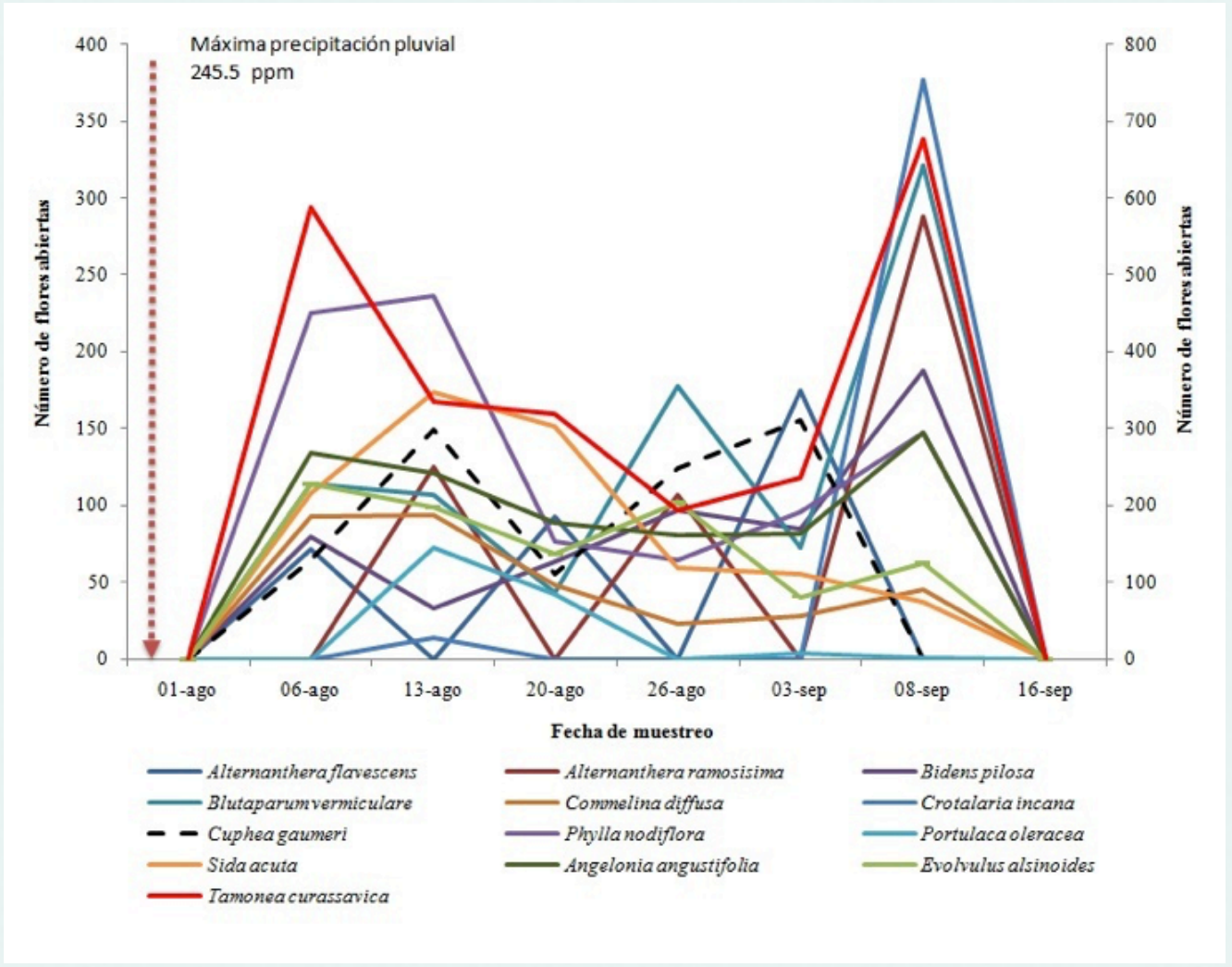


Figura 3. Fenología de floración de las especies presentes en la Reserva de Ría Lagartos. Se muestra el número total de flores abiertas por fecha de registro para las especies que produjeron de 100 hasta 300 flores en al menos una fecha de muestreo. En el eje secundario se ubican: *Angelonia angustifolia, Tamonea curassavica, Evolvolus alsinoides* y *Phyla nodiflora*, debido a que estas especies produjeron más de 300 flores en al menos una fecha de muestreo.

Diversos autores han propuesto que en las comunidades de plantas existe un desplazamiento en la fenología floral debido a que de esta manera las plantas evitan la competencia por polinizadores, lo que resultaría en una separación uniforme de los picos de floración (Cole 1981). La fenología de floración general de las especies reportadas en este estudio parece apoyar esta hipótesis, sin embargo, es necesario llevar a cabo estudios más específicos para poder concluir algo al respecto.

Las especies endémicas (que son aquellas que se encuentran restringidas en su distribución) requieren especial atención debido a que su estudio nos permite comprender las condiciones particulares que determinan por qué se encuentran solo en ciertos ambientes y pueden dar pistas si es de interés el tomar medidas para su conservación. En el

estrato herbáceo de la RBRL se pueden encontrar al menos a dos especies *C. yucatanensis* (endémica de la región caribeña, Téllez 2012) y *C. gaumeri* (endémica del estado de Yucatán y de Quintana Roo, Celaya 2012). *C. yucatanenis* se caracteriza por tener una baja producción de flores, aunque su fenología se encuentra extendida durante la temporada lluviosa (Fig. 2). En contraste *C. gaumeri* presenta una alta producción de flores y dos picos de floración, el primero a mediados de agosto y el segundo a inicios de septiembre, finalizando la producción antes que las demás especies.

Bullock (1995) ha descrito que la fenología reproductiva para especies de diversas formas de vida de los trópicos secos de México ocurre durante la temporada de lluvias y Castillo y Carabias (1982) observaron este mismo patrón de floración en especies herbáceas de las zonas costeras de Veracruz. De acuerdo a la fenología reproductiva observada en la RBRL, el período de floración de las especies encontradas es similar a lo encontrado por estos autores, ya que ocurre durante la temporada de lluvias típica de la zona, es decir durante los meses agosto a septiembre. Sin embargo, es necesario adicionar al estudio de la fenología de floración de las especies de la RBRL la fenología de fructificación y de dispersión de semillas para tener un panorama más amplio de los ciclos de reproducción y reclutamiento de nuevos individuos a nivel de toda la comunidad.

III. Visitantes florales de las especies del estrato herbáceo

En general, los principales polinizadores del estrato herbáceo y arbustivo son insectos, y de hecho dentro de la RBRL y a lo largo de la costa de Yucatán, se ha observado que en general los himenópteros (como abejas y avispas) son los principales polinizadores (Contreras 1988, Reyes-Novelo *et al*. 2010, Campos-Navarrete *et al.* 2011, y ver Campos-Navarrete *et al.* en este volumen). Aunque en el estrato arbustivo y arbóreo otros grupos, como los colibríes y murciélagos, también pueden jugar un papel muy importante (Medina 2013 y ver Medina y Parra-Tabla, y Salas y Tun en este volúmen).

La diversidad, abundancia y actividad de los polinizadores tiene un papel determinante en la reproducción de las especies de plantas con flores. Sin una actividad adecuada de los polinizadores, se compromete la producción de semillas

y en consecuencia se puede afectar la regeneración y conservación de la vegetación (Cruden 1977, Klein *et al.* 2003, Gómez *et al.* 2010). La limitación en la producción de semillas por una inadecuada actividad o por una disminución en el servicio ambiental que ofrecen los polinizadores, es un fenómeno común en las poblaciones naturales de plantas (Ashman *et al.* 2004). Sin embargo, las actividades antropogénicas y la constante destrucción del hábitat, ha sido un factor que ha incrementado el fenómeno de limitación por polinizadores en la reproducción de las plantas, básicamente porque dichas actividades impactan en la distribución de las especies de polinizadores, en su abundancia o directamente en su extinción (Meneses *et al.* 2010).

En particular en especie de herbáceas de la costa y el matorral costero de Yucatán, estudios recientes (Téllez 2012, Alonso *et al*. 2013) han aportado evidencias de que la limitación por polinizadores es muy importante en especies de plantas herbáceas. Dentro de las especies estudiadas en esos trabajos se encuentran las especies *Cienfuegosia yucatanensis* y *Cuphea gaumeri* (especie endémicas; Fig. 4) y *Tamonea curassavica*), reportadas en este capítulo.

En otros sitios de la costa de Yucatán, extensas observaciones han mostrado que *C. yucatanensis* es visitada principalmente por diversas especies de mariposas (Lepidopteros; Fig. 4). Por su parte *C. gaumeri* recibe principalmente visitas de abejas y avispas (Fig. 4).



Figura 4. *Cienfuegosia yucatanensis* (izquierda) y *Cuphea gaumeri* (derecha), especies de plantas endémicas presentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (fotos: Luis Salinas)

En sitios relativamente cercanos a la RBRL, se ha demostrado que la fragmentación afecta la diversidad de especies de abejas (Meneses *et al.* 2010), así como la conformación de las redes de interacción entre las plantas y los polinizadores (Campo-Navarrete 2011 y ver Campos-Navarrete *et al.* en este volumen). De igual forma en zonas de selva baja y del matorral costero, se ha demostrado que las actividades humanas han alterado la interacción entre las plantas y sus polinizadores y han tenido un efecto negativo en la reproducción de algunas especies (por ejemplo ver Parra-Tabla *et al.* 2002, Parra-Tabla *et al.* 2011).

Los insectos que se registraron visitando las flores en el sitio de estudio de este trabajo, pueden ser descritos como "grupos funcionales" de acuerdo a sus características generales como tamaño, conducta de alimentación y biología general (Cuadro 2). Estos grupos funcionales se distribuyeron en dos familias de himenópteros (Apidae y Vespidae), dos familias de dípteros (Syrphidae y Bombilidae) y en los órdenes lepidóptera, coleóptera y otros (Fig. 5).

Cuadro 2. Características de los grupos funcionales de los visitantes florales registrados en las especies de plantas herbáceas presentes en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

Grupos funcionales		**Características**
Ordenes	**Polinizadores**	
Himenóptera	Apis *sp.*	colonial; eficiente recolector de polen y néctar
Himenóptera	Abejas grandes	endotérmicas; eficientes y rápidas; variables en tamaño del cuerpo; tiempo de vida corto; rango de visita corto
Himenóptera	Abejas pequeñas	ectotérmicas; en general solitarias; altas tasas de visitas; toleran estrechos rangos de temperatura
Himenóptera	Avispas	carnívoros; visitantes florales secundarios; algunos grupos consumen néctar
Díptera	Bombilius *sp.*	rápidos; toleran un rango térmico estrecho; los machos son territoriales; piezas bucales rígidas y largas; se restringen a ciertas flores
Díptera	Sírfidos	se alimentan de polen y néctar; tiempo de alimentación variable; de vuelo rápido; algunos endotermicos; con altas tasas de visita
Lepidóptera	Mariposas grandes	trompa larga; bomba de néctar más eficiente que las pequeñas; no están limitadas a la concentración del néctar
Lepidóptera	Mariposas pequeñas	bajas tasas de visita en muy pocas flores por planta; requerimientos térmicos estrechos; menos enfocadas a la polinización, visitan las flores para oviposición y apareamiento
Coleóptera	Escarabajos	consumidores de polen; ineficientes en polinización; ectotermicos (particularmente los pequeños); estrecho rango de actividad estacional; rango de vuelo corto
Otros	Otros	con baja incidencia; pequeños; polinizadores ineficientes

Los himenópteros (abejas y avispas) fueron los polinizadores más abundantes en el sitio y contribuyeron aproximadamente con el 67% de las visitas totales, de las cuales el 35% correspondió al grupo de las abejas, que incluye a la especie *Apis mellifera*, así como a abejas nativas de tamaño grande, como *Xylocopa sp.* y de tamaño pequeño como *Melipona beecheii* y *Trigona sp.* Un 32% de las visitas correspondió a diferentes especies véspidos (avispas) (Fig. 6).

Es interesante comentar que en cultivos de hortalizas en Yucatán, también se ha identificado a las abejas nativas como especies clave en la polinización de cultivos de gran importancia cultural y comercial como la calabaza, el melón y la sandía (Canto y Parra-Tabla 2000, Meléndez *et al.* 2002).

Por otro lado, el grupo de los dípteros (como moscas, sílfidos y bombílidos) contribuyó en un 19% al total de las visitas, mientras que el 12% correspondió

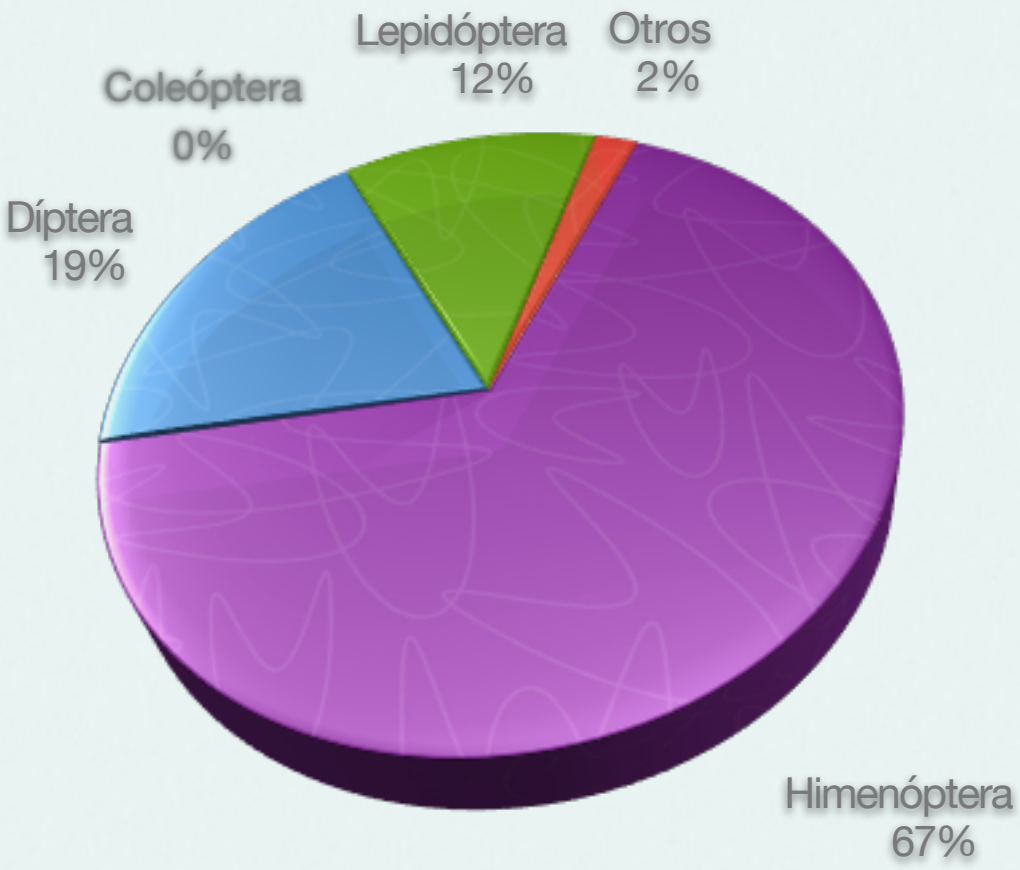


Figura 5. Porcentaje de visitas florales de diferentes grupos de insectos en las plantas herbáceas en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

a las diferentes especies de lepidópteros (mariposas). Finalmente el grupo de los coleópteros (escarabajos) fue el menos representativo para la polinización de las especies en la comunidad de plantas, contribuyendo con menos del 1% de las visitas florales totales.

Si bien los datos de los visitantes florales aportados en este trabajo dan una buena idea de que especies podrían ser las más importantes en términos de su contribución a la polinización, es importante comentar que se deben llevar a cabo estudios más detallados para evaluar quienes polinizan efectivamente a que especies de plantas. A nivel de una comunidad de plantas y polinizadores se establecen redes complejas de interacción (ver Campos-Navarrete *et al.* en este volumen), las cuales se supone tienen cierto grado de estabilidad cuando confrontan perturbaciones (Bascomte *et al.* 2007, Kaiser-Bunbury *et al.* 2010). Sin embargo, recientemente mucho autores han sugerido la importancia de evaluar con mayor precisión el efecto de las perturbaciones en las especies tanto de plantas como de polinizadores que conforman dichas redes y en las consecuencias puntuales que tienen tales perturbaciones en la persistencia de las especies dentro de las comunidades, lo cual es sumamente relevante en términos de la conservación de los ecosistemas naturales (Vamosi *et al.* 2006).

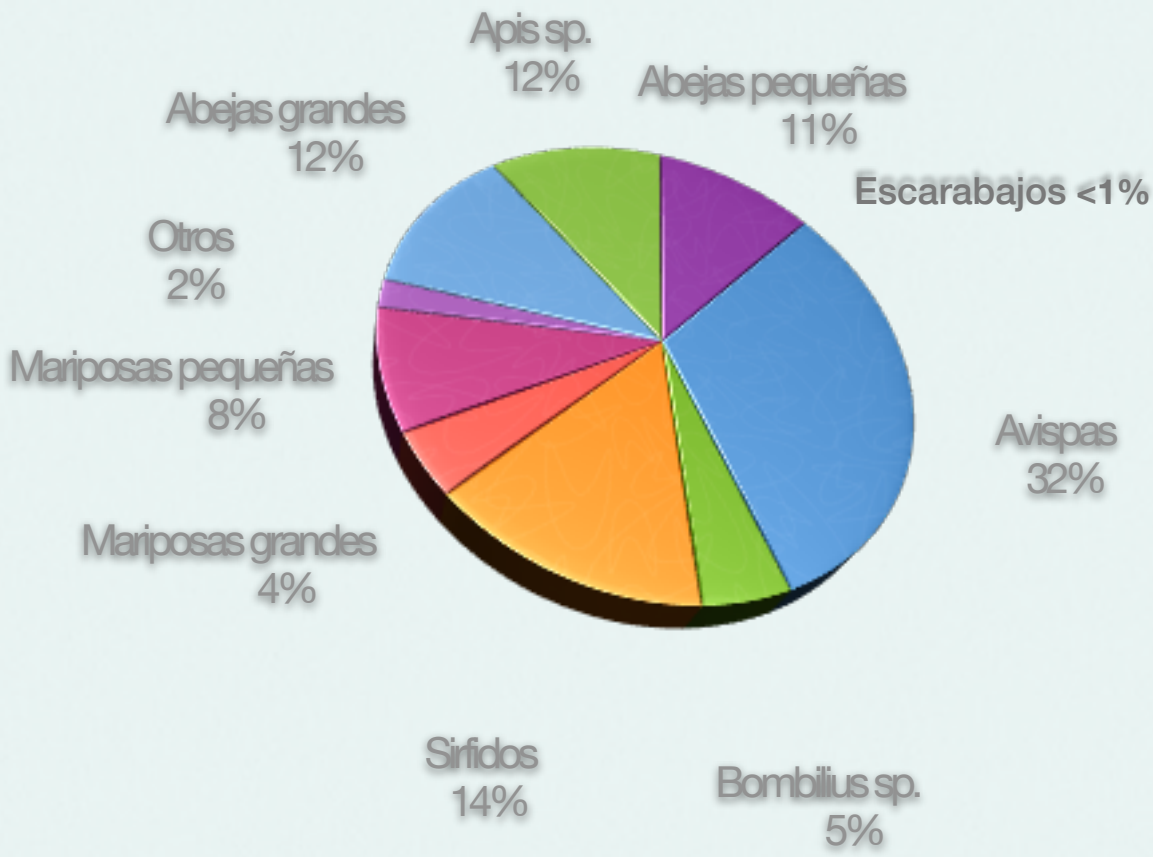


Figura 6. Porcentaje de visitas a las flores de los principales grupos de insectos en las plantas del estrato herbáceo de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

En particular en la RBRL es fundamental el profundizar en estudios de las interacciones biológicas que se dan entre las plantas y sus polinizadores y de los dispersores de semillas, básicamente porque como se dijo con anterioridad, estos grupos juegan un papel fundamental en la regeneración de la vegetación.

VI. Perspectivas

Son muchas las posibilidades de estudios ecológicos que se pueden llevar a cabo en la RBRL en general y particularmente en aspectos relacionados con la funcionalidad ecológica de esta importante zona protegida de México. En el presente trabajo se presenta apenas el primer análisis cuantitativo de la fenología de floración de un grupo de especies del estrato herbáceo. Si bien en sitios estacionales a nivel de toda la comunidad de plantas existe una respuesta relativamente uniforme, existen muchas especies de árboles y arbustos que florecen fuera de la época de lluvias y que son de particular importancia para el mantenimiento de recursos florales para una buena cantidad de especies de animales (por ejemplo ver Medina 2013, Campos-Navarrete *et al.* y Selem-Salas y Tun-Garrido en este volúmen). Por esta razón es muy importante realizar estudios fenológicos en todas las formas de vida y en todos los tipos de vegetación de la RBRL.

Recientemente se ha sugerido que el incremento en la temperatura media del planeta está modificando los patrones fenológicos de las plantas, comprometiendo de esta forma la cohesión de las interacciones que éstas mantienen con sus polinizadores. Dadas las graves consecuencias que esto podría tener (por ejemplo se calcula que los polinizadores podrían perder hasta un 50% de sus recursos de alimentación (Memmott *et al*. 2007), es necesario establecer estudios de largo plazo que permitan establecer tal impacto para identificar cuales especies serían las más afectadas y establecer medidas preventivas. Estos estudios de largo plazo deberían de ser acompañados de monitoreos de la abundancia de los visitantes florales, la producción de frutos y semillas y los patrones de regeneración de la vegetación (es decir en la abundancia y diversidad de las plantas que se van estableciendo en el tiempo). Respecto a este aspecto en particular, diversas evidencias sugieren que existe una disminución en el servicio de la polinización a nivel mundial, y de manera especial en sitios de alta biodiversidad

como lo es nuestro país (Vamosi *et al.* 2006). La poca evidencia existente en la vegetación costera de Yucatán, incluyendo la RBRL, ha demostrado que en general existe una importante limitación natural por polinizadores tanto del estrato herbáceo, como del arbustivo (Rico-Gray y Thien 1987, Téllez 2012, Alonso *et al.* 2013); por lo que en caso de esta limitación se viera incrementada por factores antropogénicos se pondría en un riesgo real la conservación de estos ecosistemas.

Otro aspecto que debería de ser evaluado y que se liga directamente con la fenología de floración y su importancia en la relación con diversos grupos de animales, es el impacto de la introducción de especies no nativas dentro de la RBRL que puede ser favorecida por las presiones a las que esta área está sujeta (por ejemplo por la extracción de especie, quemas e invasión de pastos, etc.). En la literatura existen evidencias de que las especies exóticas o no nativas, ya sea de plantas o polinizadores, pueden afectar de manera muy importante a las comunidades naturales (ver Campos-Navarrete *et al.* en este volumen). Por ejemplo, en Yucatán existen evidencias de que la abeja europea (*Apis mellifera*) (especie introducida a principios del siglo pasado; Quezada-Euan 2002), desplaza abejas nativas de sus recursos florales (Pinkus *et al.* 2005), y se introduce fácilmente en las redes de interacción a nivel de la comunidad de plantas e insectos (Campos-Navarrete 2011). En la RBRL esta especie se encuentra ampliamente distribuida, y aunque su efecto específico no ha sido evaluado, se puede presumir como muy importante porque además ha sufrido proceso de entrecruzamiento con su fenotipo africanizado, lo cual genera organismos más agresivos y con alta capacidad de movilidad (sin mencionar su peligro para los habitantes de la zona).

Este tipo de información sería fundamental para poder establecer el estado de la conservación dentro de la RBRL, pero a través de aspectos que permiten evaluar su funcionalidad, más allá de la importancia de contar solo con estudios florísticos y faunísticos completos y actualizados.

Desde un punto de vista de la investigación básica, el estudio de las interacciones entre las plantas y sus polinizadores, debería de abarcar además que tanto nivel de generalización o especialización existe entre las plantas y sus polinizadores. En particular este aspecto sería importante de estudiar en

especies endémicas y que pueden ser más susceptibles a la destrucción del hábitat, por ejemplo especies de plantas como *C. yucatanesis* y *C. gaummeri* deberían de ser incluidas en un análisis más específico que permita conjuntar información básica y necesaria para establecer medidas concretas para su conservación.

V. Agradecimientos

La gran mayoría de la información presentada en esta contribución se logró conjuntar gracias al apoyo de la Fundación BBVA, a través de un proyecto de colaboración entre la estación Biológica de Doñana (Sevilla, España), la Universidad de Pittsburgh y la Universidad Autónoma de Yucatán.

VI. Referencias

Alonso C, Navarro C, Arceo-Gómez G, Meindi G, Parra-Tabla V y Ashman TL (2013) Among species differences in pollen quality and quantity limitation: implications for endemics in biodiverse hotspots. Annals of Botany 112: 1461-1469.

Ashman TL, Knight TM, Steets JA, Amarasekare P, Burd M, Campbell DR, Dudash MR, Johnston MO, Mazer SJ, Mitchell RJ, Morgan MT y Wilson WG (2004) Pollen limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. Ecology 85: 2408–2421

Bascompte J y Jordano P (2007) Plant Animal Mutualistic Networks: The Archicteture of Biodiversity. Annual Reviews of Ecology Evolution and Systematics 38:567–593

Berry E y Gorchov D (2004) Reproductive biology of the dioecios understorey palm Chamaedora radicalis in Mexican cloud forest: pollination vector, flowering phenology and female fecundity. Journal of Tropical Ecology 20:369-376

Bullock SH (1995) Plant reproduction in neotropical dry forests. In: Bullock SH, Mooney HA, Medina E (eds.) Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press. Cambridge, U.S.A. pp 203– 277

Canto-Aguilar A y Parra-Tabla V (2000) Importance of conserving alternative pollinators: assessing pollination efficiency of the squash bee *Peponapis limitaris* in *Cucurbita moschata* (Cucurbitaceae). Journal of Insect Conservation 4:201-208

Castillo S y Carabias J (1982) Ecología de la vegetación de dunas costeras: fenología. Biótica 7:551-568

Celaya Cordero IN (2012) Efecto de la cofloración sobre el éxito reproductivo de la especie endémica *Cuphea gaumeri* Koehne (Lytrhaceae) en la costa norte de Yucatán, México. Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma de Yucatán.

Cole B (1981) Overlap, regularity, and flowering phenologies. American Naturalist 117:993-997

Contreras H (1998) Abejas nativas (Hymenoptera: Apiodea; Serie: Apiformes) de la Reserva Especial de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán, México. Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Tesis. Licenciatura en Biología. México.

Cruden R (1977) Pollen-ovule ratios: A conservative indicator of breeding systems in flowering plants. Evolution 31:32-46

Gómez JM, Abdelaziz M, Lorite J, Muñoz-Pajares AJ y Perfectti F (2010) Changes in pollinator fauna cause spatial variation in pollen limitation. Journal of Ecology 98:1243–1252

Guitian J, Guitian P y Navarro L (1996) Fruit set, fruit reduction and fruiting strategy in *Cornus sanguinea* (Cornaceae). American Journal of Botany 83:744-748

Inouye DW, Morales MA y Dodge GJ (2002) Variation in timing and abundance of flowering by *Delphinium barbeyi* Huth (Ranunculaceae): the roles of snowpack, frost, and La Niña, in the context of climate change. Oecologia 130:543-550

Kaiser-Bunbury C, Muff S, Memmott J, Muller CB, y Caflisch A (2010) The robustness of pollination network to the loss species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behavior. Ecology Letters 13:442-452

Klein A, Steffan-Dewenter I y Tscharntke T (2003) Bee pollination and fruit set of *Coffea arabica* and *C. canephora* (Rubiaceae). American Journal of Botany 90:153-157

Meléndez V, Magaña-Rueda S, Parra-Tabla V, Ayala R y Navarro J (2002) Diversity of native bee visitors of cucurbit in Yucatán, México. Journal of Insect Conservation 6:135-147

Memmott J, Craze PG, Waser NM y Price MV (2007) Global warming and the

disruption of plant–pollinator interactions. Ecology Letters 10:710-717

Meneses-Calvillo L, Meléndez-Ramírez V, Parra-Tabla V y Navarro J (2010) Bee species diversity in a fragmented landscape of the Mexican Neotropic. Journal of Insect Conservation 14:323-334

Munguía-Rosas MA, Ollerton J, Parra-Tabla V y De Nova A (2011) Meta-analysis of phenotypic selection on flowering phenology suggests that early flowering plants are favoured. Ecology Letters 41:511-521

Murcia C (2002) Ecología de la polinización. En: Guaniguata MR, Catan G (eds.) Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. Ediciones LUR, Costa Rica. Pp 493-521

Parra-Tabla V, Vargas MF, Magaña-Rueda S y Navarro J (2000) Female and male pollination success of *Oncidium ascendens* (Orchidaceae) in two contrasting patches: forest vs. agricultural field. Biological Conservation 94:335-340

Parra-Tabla V, Vargas CF, Naval C, Calvo LM y Ollerton J (2011) Population status and reproductive success of an endangered epiphytic orchid in a fragmented landscape. Biotropica 43:640-647

Pinkus RM, Parra-Tabla V y Meléndez-Ramírez V (2005) Floral resource use and competition between *Apis mellifera* and native bees in Cucurbitaceae crops in Yucatán, México. The Canadian Entomologist 137:441-449

Quezada-Euán JJ (2000) Hybridization between European and Africanized honeybees in tropical Yucatán, México. II Morphometric, allozymic and mitochondrial DNA variability in feral colonies. Apidologie 31: 443-453

Reyes-Novelo N, Meléndez-Ramírez V, Ayala Barajas R y Delfín-González H (2010) Wild bee fauna (Hymenoptera: Apoidea) of six natural protected areas in Yucatan, Mexico. Entomological News 120:530-545

Rico-Gray V y Thien LB (1987) Some aspects of the reproductive biology of *Schomburgkia tibicinis* Batem (Orchidaceae) in Yucatán, México. Brenesia 28:13–24

Saavedra F, Inouye DW, Price M y Harte J (2003) Changes in flowering and abundance of *Delphinium muttallianum* (Ranunculaceae) in response to a subalpi-

ne climate warming experiment. Global Change Biology 9:885-894

Téllez Quiñones P (2012) Biología reproductiva y ecología de la polinización de la especie endémica de la región caribeña *Cienfuegosia yucatanensis* Millsp. (Malvaceae) en la costa norte de Yucatán, México. Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma de Yucatán.

Vamosi JC, Knight TM, Steets J, Mazer SJ, Burd M y Ashman TL (2006) Pollination decays in biodiversity hotspots. Proceedings of the National Academy of Sciences 103:956-961

CAPITULO 7

Tres especies de arbustos como “constructoras” de hábitat en el matorral costero

Jorge L. Leirana Alcocer, Luisa A. Ríos Candila, Francisco Bautista, Jorge A. Navarro Alberto y Manuel B. Crespo

Resumen
I. Introducción
II. Algunos conceptos generales de la ecología de la vegetación
a. Zonificación ecológica de la vegetación costera
b. Estrategias de vida de las plantas
c. Estructura de las poblaciones vegetales
d. Interacciones entre especies
III. Estudiando el matorral costero de Ría Lagartos
a. Principales hallazgos
IV. Perspectivas
a. El chechén (*M. Brownei*), *P. keyense* y *B. retusa* pueden ser considerados como ingenieros de los ecosistemas costeros de la Reserva y especies clave en el manejo y restauración del matorral costero
b. Arbustos como recurso para aves y abejas
c. El chechén como recurso económico
V. Agradecimientos
VI. Referencias

Pithecellobium keyense y *Bumelia retusa* tres especies arbustivas dominantes del matorral costero con algunas propiedades del suelo y la vegetación. Se encontró que las tres especies se relacionan positivamente con la cobertura del estrato arbustivo y el chechén de manera negativa con el herbáceo. Las tres especies se relacionan con el aumento en la cobertura de hojarasca, porcentaje de materia orgánica del suelo y disminución del pH. Por sus efectos sobre el ecosistema, las tres especies son importantes para la conservación del matorral costero y candidatas para reforestar las zonas costeras perturbadas.

Resumen

La vegetación es el principal indicador del estado de conservación de los ecosistemas terrestres, por lo que es necesario conocer su funcionamiento para diseñar estrategias de conservación. Una aproximación hacia este conocimiento es la descripción cuantitativa de la relación entre las especies dominantes y el microambiente. En este trabajo se describe la relación entre la cobertura de *Metopium brownei* (chechén),

I. Introducción

La vegetación es el componente biótico que mejor indica las condiciones ambientales históricas de un área geográfica, porque las plantas al ser inmóviles tienen que tolerar las condiciones en las que germina su semilla o morir, ya que no pueden migrar para encontrar mejores condiciones. De la estructura de la vegetación se puede

deducir la historia del clima; de la composición de especies se puede inferir algunos factores físicos del suelo, la región biogeográfica e incluso historia de perturbaciones naturales o humanas (Terradas 2001).

Las comunidades vegetales no son receptoras pasivas de las fuerzas ambientales, a su vez son la causa de importantes modificaciones de los hábitats. Las raíces forman una extensa red que fijan las partículas de suelo y disminuyen la velocidad a la que los nutrimentos se filtran a los horizontes más profundos, las plantas promueven la conservación de la humedad del suelo, proveen la hojarasca para alimento de los organismos edáficolas (que viven en el suelo gran parte de su vida), promueven junto con la biota del suelo la formación de los agregados (terrones) del suelo, el dosel de los árboles y arbustos atrae a todo tipo de animales vertebrados e invertebrados que aceleran los ciclos de nutrimentos y energía; la cobertura vegetal genera sitios sombreados de menor temperatura y reduce la velocidad de los vientos, lo que reduce la tasa de evapotransporación y permite que la humedad ambiental permanezca por más tiempo.

Algunos de los servicios ambientales proporcionados por las plantas del matorral costero son: producción de alimentos, fibra, oxígeno, conservación de suelos, refugio y alimento de la fauna, filtrado y purificación del agua, protección de los cuerpos de agua y fuente de germoplasma (material genético que puede ser usado para mejorar o desarrollar especies domesticadas) entre otros. En la costa, por su atractivo para construir casas de veraneo e instalaciones turísticas, la vegetación de manglar, matorral y selva ha sido destruida o fragmentada; en muchos casos se requiere medidas de restauración ecológica (Meyer-Arendt 2001).

La regeneración o restauración de las funciones ecosistémicas comienzan por recuperar los procesos biológicos de los suelos y establecer una cubierta vegetal; sin lo cual es imposible recuperar los otros elementos de los ecosistemas (Walker y Del Moral 2003). Sin embargo, para conservar o restaurar los ecosistemas son necesarios conocimientos básicos sobre la ecología de la vegetación. Específicamente es necesario conocer las condiciones ambientales en las que cada especie es capaz de sobrevivir y reproducirse; así como la influencia de una especie sobre el ambiente y las demás

especies tanto vegetales, animales y microorganismos.

En este capítulo se proporcionarán algunos conceptos básicos de la ecología vegetal, posteriormente se explicará la estrategia que se utilizó para estudiar cuantitativamente algunas propiedades del matorral costero y se describirán los resultados obtenidos, centrándonos en tres especies dominantes: *Metopium brownei* (chechén), *Pithecellobium keyense* y *Bumelia retusa*; para finalizar se dará una descripción breve del significado de los hallazgos y sus posibles implicaciones en el funcionamiento de la vegetación costera.

II. Algunos conceptos generales de la ecología de la vegetación

a. Zonificación ecológica de la vegetación costera

La vegetación de los cordones litorales de Yucatán y de otras costas arenosas se divide en dos zonas ecológicas diferentes: la vegetación de pioneras y el matorral costero que colonizan respectivamente la duna frontal y la primera duna (Fig. 1). La vegetación de pioneras es la que crece más cerca del mar y coloniza la llamada duna frontal; la duna frontal se compone de sedimentos de origen marino, de partícula gruesa

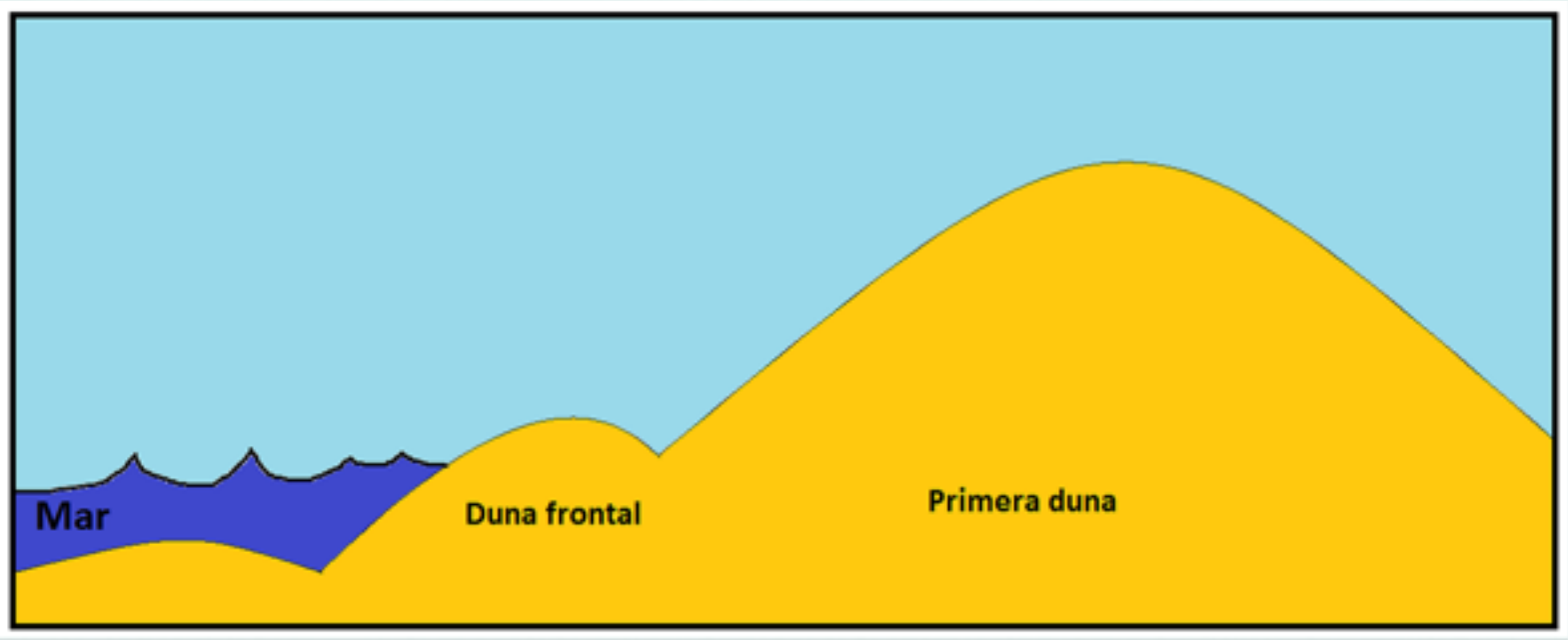


Figura 1. Zonificación de las dunas de las costas arenosas (redibujado de Martínez 2010). La vegetación de pioneras crece sobre la duna frontal, el matorral costero se establece a partir de la primera duna

(arenas de 0.02 a 2 mm) y que por estar sujetas a la acción de los vientos sufre una alta tasa de transporte de material (ver capítulo 3, este volumen), además de ser muy salina. La vegetación de pioneras está sujeta a fenómenos que causan estrés, como el rocío salino del mar y las inundaciones ocasionales causadas por tormentas, huracanes, etc. Las plantas características de esta zona son hierbas con hábitos rastreros y algunos arbustos de crecimiento rápido como *Suriana maritima, Tournefortia gnaphalodes* y *Scaevola plumieri.*

El matorral ocupa las dunas fijas, aquí la vegetación reduce la movilidad del suelo con sus raíces y también amortigua la velocidad de los vientos marinos con su dosel; esto permite que la vegetación sea mucho más densa y diversa. El matorral costero es dominado principalmente por arbustos, cactáceas y palmeras; la altura máxima de la vegetación rara vez sobrepasa los cuatro metros, aunque por su densa cobertura permite la existencia de varias epífitas (plantas que crecen sobre los árboles y arbustos sin ser parásitas) como orquídeas y bromeliáceas (de la familia de la piña). Esta zona es la de menos salinidad del suelo.

b. Estrategias de vida de las plantas

El ecólogo de la vegetación John Phillip Grime (1977) clasificó a las plantas según su estrategia de vida en ruderales, competidoras y tolerantes al estrés (Smith y Smith 2007) y representó estas tres estrategias en un espacio conceptual con forma de triángulo (Fig. 2). Muy pocas

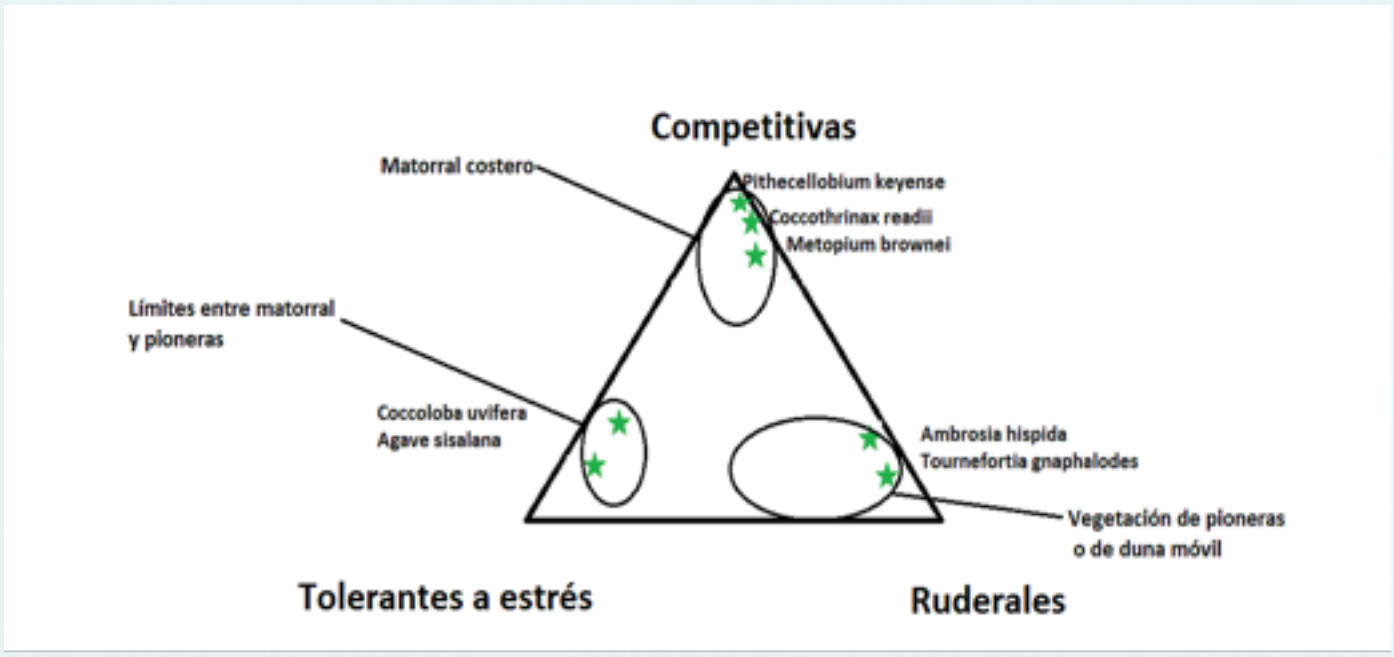


Figura 2. Espacio conceptual de las principales estrategias de vida de las plantas creado por John Phillip Grime (1977). En el ejemplo se proporcionan las posiciones relativas de algunas especies de la costa de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

especies se encuentran en alguno de los vértices del triángulo, y la enorme mayoría se encuentran ubicadas en algún lugar intermedio de estos tres puntos.

Las plantas tolerantes al estrés colonizan sitios inhóspitos para la mayoría de las especies, ya sea porque el suelo es muy pobre en nutrimentos, tiene un alto contenido de sales o está sujeto a constante movimiento por la acción del viento. En esta reserva, por ejemplo, las plantas que sobreviven en la duna frontal son más tolerantes al estrés que las del matorral.

Las especies ruderales son capaces de ocupar en muy poco tiempo hábitats recientemente creados; tienen características biológicas que les permiten dispersar numerosas semillas a grandes distancias, la semilla puede permanecer viable por mucho tiempo en espera de que se generen las condiciones ideales para su germinación. Las especies ruderales son las primeras en aparecer después de que la vegetación de un bosque o matorral ha sido talada o cuando ha sido barrida por un incendio, o cuando se genera un hábitat nuevo en donde no lo había, por ejemplo cuando emergen nuevas tierras del mar. Algunas de las especies de pioneras de la duna frontal pueden comportarse como ruderales y pueden ocupar fragmentos del matorral costero cuando éste es afectado por algún incendio o cuando la vegetación arbustiva es talada por completo.

Las plantas competitivas ocupan áreas en los que los nutrimentos no son escasos y son capaces de germinar y crecer en lugares previamente ocupados por las ruderales; ya que son más eficientes adquiriendo nutrimentos o utilizándolos en su crecimiento, y a la larga desplazan a las demás especies y se convierten en las mas dominantes del ecosistema. En la vegetación costera de la Reserva, las especies mas competitivas se establecen en las dunas fijas, que son las dunas de la primera en adelante hacia tierra adentro, son las más alejadas del mar y con menor exposición a factores estresantes como el movimiento del suelo, la salinidad edáfica y el rocío salino. Ahí se forma el matorral de duna costera, caracterizado por la abundancia de arbustos, cactáceas, orquídeas, agaves y palmas enanas entre otras especies.

Cabe destacar que las plantas se clasifican como competitivas, tolerantes al estrés o ruderales siempre en comparación con otras; de manera que la posición de las especies ejemplificadas en

la figura 2 puede variar si las comparamos con las de otros ecosistemas (como vegetación acuática, árboles de la selva o especies asociadas a los cultivos).

c. Estructura de las poblaciones vegetales

Una población consiste en todos los individuos de una misma especie que ocurren en un sitio, las poblaciones tienen muchas propiedades entre las cuales podemos mencionar su estructura por edades o por etapas de vida. La estructura por etapas de vida de una población consiste en el porcentaje o proporción de individuos en cada una de las etapas del ciclo vida de la especie. En algunas poblaciones son más abundantes los individuos adultos, sin embargo inmediatamente después de la temporada de reproducción se puede observar que cambia la estructura y encontramos una mayor proporción de individuos jóvenes.

En las plantas, la etapa en el ciclo de vida se mide no tanto por la edad cronológica de los individuos, sino por el tamaño o estado fisiológico (por ejemplo los individuos pueden ser pre o post reproductivos, dependiendo si han florecido alguna vez o no).

En la figura 3 se proporciona la estructura por tamaños del chechén, del matorral costero de Las Coloradas, en Río Lagartos, en este caso se usó el diámetro basal del tronco medido en centímetros, ya que esta medida se relacionó con la altura, tamaño de la copa y es un indicador de los años cronológicos de los individuos, además presenta menos variaciones por daños en el dosel (Bidwell 1979).

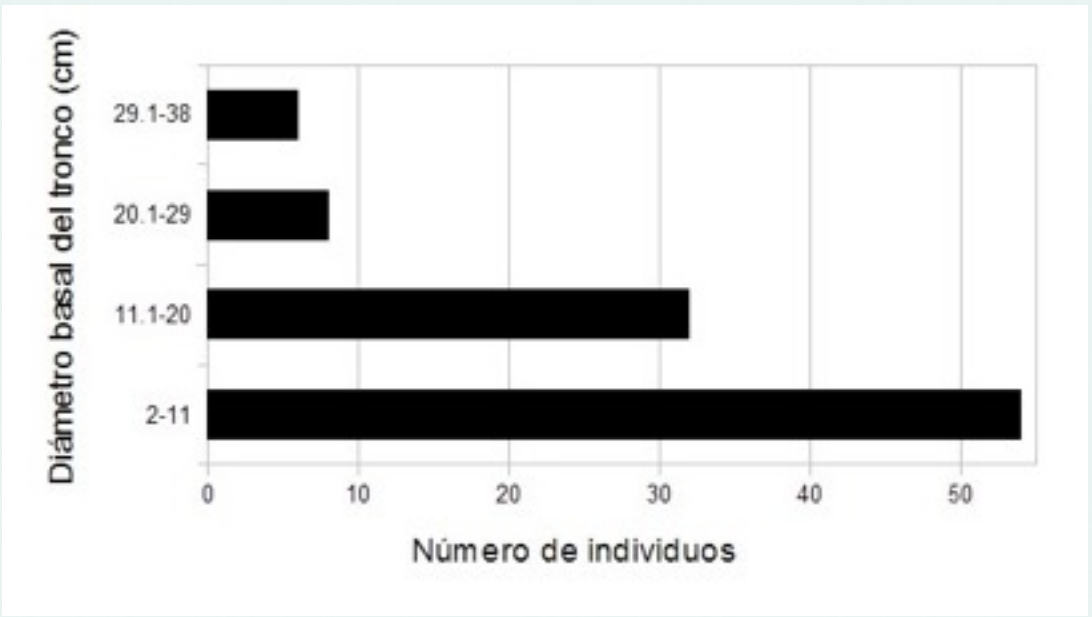


Figura 3. Estructura por tamaños, en este caso diámetro de la base del tronco en centímetros, del chechén (*Metopium brownei*) en la vegetación de matorral costero de una localidad de Las Coloradas, en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

En la estructura por tamaños del chechén se observa un alto porcentaje de individuos pequeños y un menor porcentaje de individuos grandes y medianos, esta estructura es típica de poblaciones en crecimiento, o que por lo menos están produciendo suficientes individuos nuevos para sustituir a los que mueren (Terradas 2001).

d. Interacciones entre especies

Todos los organismos vivos de un ecosistema conforman lo que se llama una comunidad ecológica; definida brevemente, una comunidad es el conjunto de todas las especies que coexisten en un mismo sitio y tiempo. Cada una de las especies que componen una comunidad biológica necesita de las demás para completar su ciclo de vida y que sus individuos puedan llegar a reproducirse; los herbívoros necesitan de las plantas para alimentarse, muchas plantas requieren de polinizadores para poder fertilizar sus óvulos y de hongos micorrizógenos para absorber de manera eficiente los nutrimentos del suelo. A esas formas de relación entre poblaciones se les denomina interacciones biológicas

Las interacciones biológicas pueden ser: depredación (el depredador se alimenta de otra especie que es la presa y muere al ser depredada), parasitismo (el parásito vive dentro de su hospedero una parte de su vida pero la víctima no muere en el corto plazo), competencia (ambas especies requieren de un mismo elemento que es limitado en el ambiente), comensalismo (cuando una especie se beneficia de la relación pero la otra no se ve afectada) y mutualismo (como en la polinización, en la que ambas especies participantes reciben un beneficio). En ambientes áridos y semiáridos, las especies de arbustos o árboles capaces de sobrevivir y crecer a pleno sol generan con su sombra y con la hojarasca que producen y depositan en el suelo, condiciones favorables para que germinen otras especies, o para que se reproduzcan microorganismos y macrofauna edafícola u otros animales más grandes bajo su copa; este es un ejemplo de comensalismo que en la literatura se le menciona como facilitación o nodricismo y a las especies que modifican su entorno, creando o manteniendo condiciones favorables para unas especies y adversas para otras se les llama especies ingeniero (Kangas 2004).

III. Estudiando el matorral costero de Ría Lagartos

La abundancia y densidad de la vegetación de matorral de algunos sitios de la reserva de la biósfera Ría Lagartos podría sugerir que en él se está dando una competencia feroz por el espacio, la luz y la escasa humedad del suelo. También se sabe que se están llevando a cabo interacciones mutualistas como la polinización (capítulo 7 de este volumen) y el establecimiento de micorrizas (capítulo 10 de este volumen). Ambos mecanismos determinan el funcionamiento de la vegetación.

Se sabe que la presencia y abundancia de algunas especies de arbustos y árboles determinan el ambiente de muchas especies de herbáceas, hongos, microorganismos y fauna. En este capítulo el enfoque se centra en las tres especies de arbustos más abundantes, *Metopium brownei* (chechén), *Bumelia retusa* y *Pithecellobium keyense*, y su influencia sobre las propiedades del suelo y el ambiente que lo rodea.

Decidimos documentar lo que ocurre en cuadrados con un área pequeña (4 m2), ya que para las plantas es muy importante lo que ocurre en su entorno inmediato para determinar su probabilidad de sobrevivir, crecer y reproducirse por ser organismos sésiles. Los cuadros fueron seleccionados a lo largo de cuatro líneas o transectos trazados en dirección perpendicular a la línea de costa (Figura 4). Se muestrearon 200 cuadros con el

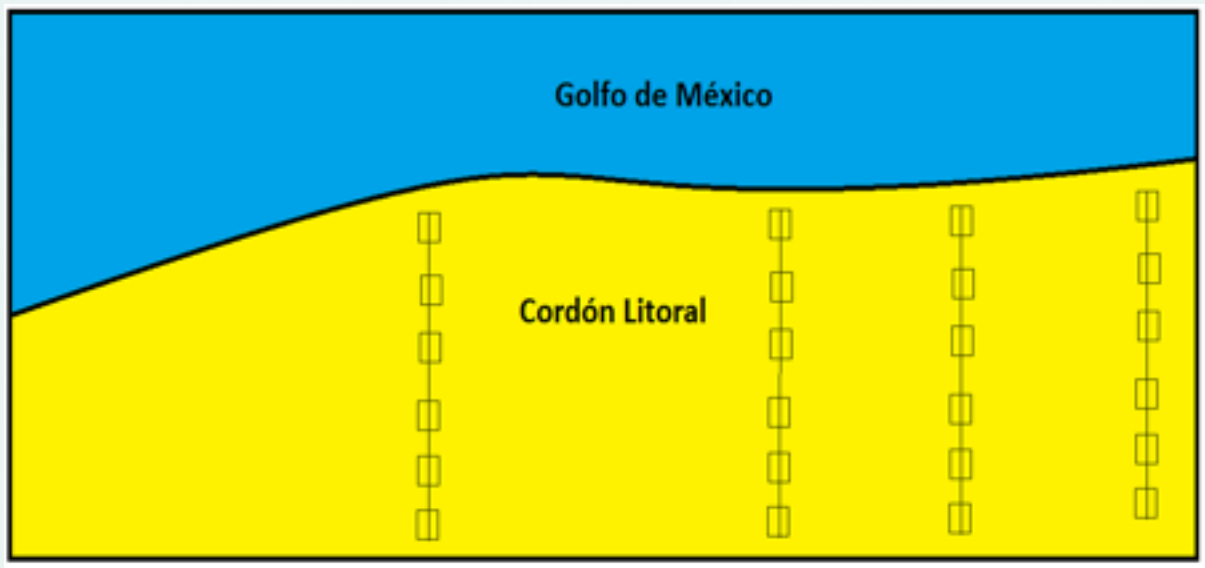


Figura 4. Diagrama del muestreo utilizado para este estudio. Las líneas delgadas representan los transectos, los cuadros representan las áreas muestreadas. No se representa la posición exacta de los cuadros ya que es sólo para fines de ilustración.

objetivo de representar lo mejor posible la heterogeneidad de condiciones del ambiente costero.

Describimos algunas de las propiedades de algunas de las especies más dominantes según datos recabados con anterioridad en el sitio de estudio. Elegimos al *M. brownei* (chechén), *P. keyense* y *B. retursa* porque presentaron altos valores de abundancia (número de individuos), frecuencia (número de cuadrantes) y cubrían una gran superficie.

En cada cuadro se describieron algunas propiedades del hábitat como la cobertura de herbáceas pequeñas (25 cm o menos de alto), herbáceas altas (entre 25 y 50 cm de altura), arbustos pequeños (de 50 a 100 cm de alto) y arbustos altos (mayores a 100 cm de altura).

También se describieron algunas de las propiedades de una muestra de suelo tomada de la superficie de cada cuadro (5-7 cm de profundidad), que es en la que se realizan la mayor parte de las funciones bioquímicas del suelo (Aguilera-Herrera 1989).

Las propiedades del suelo estudiadas fueron, porcentaje de la superficie cubierta de hojarasca, peso de la muestra a volumen constante (100 cm3), pH, conductividad eléctrica, índice de brillo del suelo y porcentaje de materia orgánica.

La cobertura de hojarasca, se estimó como el porcentaje cubierto por hojarasca y troncos muertos de la superficie de cada cuadro. Ésta es una variable importante porque la hojarasca genera condiciones favorables para insectos y otros animales, además de hongos y microorganismos. La actividad de los detritívoros (organismos que se alimentan de los desechos de otros) y los microorganismos descomponedores, convierten la hojarasca, desechos y cadáveres de animales en materia orgánica que se incorpora al suelo.

La variación en el peso por volumen del suelo puede tener muchas causas, entre ellas la naturaleza del componente mineral, el porcentaje de materia orgánica (que puede ser muy liviana antes de mineralizarse por completo) y la cantidad de poros o espacios vacíos entre las partículas y agregados que conforman el suelo. Los poros son importantes porque es ahí en donde se almacena el agua y el aire, que usan las raíces para alimentar a la planta y respirar respectivamente.

La brillantez o índice de brillo del suelo se refiere al porcentaje de radiación

de luz blanca que es reflejada por la muestra de suelo. A mayor brillantez, quiere decir que el suelo refleja mayor cantidad de la luz que recibe, es decir que el color es mas blanco; los suelos con menor índice de brillantez son los más oscuros, en el caso de la arena calcárica (es decir con alto porcentaje de calcio), como la de las playas de la Península de Yucatán, la oscuridad suele estar asociada con la presencia de materia orgánica principalmente. La brillantez se estimó con fotografías digitales de las muestras de suelo siguiendo la técnica de Levin *et al*. (2005) y con el software para analizar las imágenes desarrollado por Byers (2006).

El pH o reactividad del suelo se refiere a qué tan ácido o básico es el mismo. En este caso se hicieron mezclas suelo:agua 1:10 de todas las muestras de suelo y se analizaron con un medidor de pH según la norma mexicana para analizar suelos contaminados (NMX-AA-25-1984). La conductividad eléctrica (CE) mide la capacidad de una solución para transmitir la electricidad, las soluciones con alta concentración de sales serán mejores conductoras que las que tienen menos. La solución de suelo que presente una alta CE será la que contenga una mayor cantidad de sales solubles. Las sales solubles pueden ser nutritivas o tóxicas, pero el análisis solamente determina si existen o no y si están en alta o baja concentración, pero no ofrece información sobre qué iones están presentes.

Así mismo se estimó el porcentaje de materia orgánica contenida en la muestra de suelo, el cual es un indicador importante de la calidad del suelo; ya que suelos con alto contenido de materia orgánica son más eficientes en el almacenamiento de agua y nutrimentos; permite un buen desarrollo de las raíces y sirve de alimento y refugio a microorganismos y otros detritívoros. Por último, usando técnicas estadísticas se estimó si hubo alguna asociación significativa entre la cobertura de las especies de estudio y las propiedades del ambiente en los cuadros estudiados.

a. Principales hallazgos

Las tres especies son componentes muy importantes en la vegetación de matorral costero en Ría Lagartos; primero porque son las especies de arbustos con mayor abundancia y cobertura, y en segundo lugar por los efectos que tienen sus individuos sobre el suelo y el ambiente inmediato de las otras especies. En el caso del chechén, algunos autores han reportado la existencia de áreas de las

costas en las que esta especie es el arbusto dominante, dichas zonas son denominadas chechenales (Zamora 2003).

La estructura por tamaños (Fig. 3) en la que hay mas individuos en las clases pequeñas, como se mencionó anteriormente, indica que la población está creciendo o que por lo menos está produciendo numerosos propágulos (semillas y plántulas), probablemente suficientes para sustituir las pérdidas por mortandad (Terradas 2001), por lo tanto nos encontramos con una población de esta especie viable en el largo plazo.

Por otro lado, se encontró que la cobertura de las tres especies de estudio se relacionan directamente con muchas características indicadoras de un matorral con poca perturbación, como el contenido de materia orgánica del suelo, concentración de nitrógeno orgánico y un alto porcentaje del suelo cubierto por hojarasca que son indicadores de la calidad del suelo, así como otras características como la disminución en la cobertura de herbáceas altas y un aumento en la cobertura de arbustos altos (Walker y Del Moral 2003). La cobertura de arbustos altos se asocia a la cobertura de las especies de estudio porque son arbustos que tienden a ocupar mucho espacio, también influye que el chechén presenta una asociación con la cobertura de una especie de palma (*Coccothrinax readii*). La disminución de la cobertura de herbáceas altas se puede deber a la competencia por luz, ya que estos arbustos forman una densa copa; por otra parte también se ha reportado que el extracto de hojas y tallos del chechén retrasa la germinación y crecimiento de algunas herbáceas cutivadas (Anaya *et al*.1999), es posible que esto ocurra también en los ambientes naturales.

En cuanto a la relación entre la cobertura de chechén y la palmera protegida *Coccothrinax readii* será muy interesante plantearse experimentos que expliquen sus causas. Fuera de la palmera mencionada, ninguna otra especie parece estar asociada al chechén.

Así mismo, la cobertura de las especies estudiadas presentó relaciones inversas con el peso, índice de brillo y el pH del suelo, y una relación positiva con la cobertura de hojarasca y el porcentaje de materia orgánica del suelo. Por estos resultados es posible inferir que los menores valores de la densidad aparente se deben a la humificación de la materia orgánica presente en los sitios en los que crecen estos arbustos. La descomposición

de la hojarasca bajo condiciones aerobias genera acidez por lo cual el pH disminuye.

Estas correlaciones sugieren que los arbustos estudiados son componentes clave en esta función del ecosistema. La hojarasca o mantillo es una propiedad muy importante en los ecosistemas terrestres, pues es la principal fuente de materia orgánica (nutrimentos) que se incorpora a las capas más superficiales del suelo, la hojarasca provee además una capa protectora contra el impacto directo de las gotas de lluvia, que por su energía pueden arrastrar los nutrientes a las capa más profundas del suelo; una extensa capa de mantillo previene los cambios bruscos de temperatura y reduce la velocidad a la que se evapora el agua de la superficie del suelo (Aguilera-Herrera 1989). El mantillo proporciona también refugio a muchas semillas y a una gran diversidad de organismos como artrópodos y microorganismos encargados de la recirculación de nutrientes en el ecosistema (Álvarez-Sánchez y Harmon 2003).

La cobertura de hojarasca, como era de esperarse, estuvo negativamente correlacionada con el índice de brillo del suelo ya que su desintegración produce pigmentos oscuros debidos al humus, que inciden sobre las propiedades colorimétricas del sustrato; su efecto es más visible cuando el material parental del suelo (en este caso la arena que proviene de fragmentos de conchas de organismos marinos) es de color claro (Schaetzl y Anderson 2005), como en el caso de la arena de las playas yucatecas.

Si bien la disminución de la brillantez del suelo sugiere que la materia orgánica se está incorporando al suelo, la correlación no fue perfecta ya que el color y brillo del suelo se define también por la naturaleza química de los pigmentos, su comportamiento colorimétrico y la interacción entre los pigmentos y el material mineral de origen (Schaetzl y Anderson 2005).

La correlación entre la cobertura de estas especies y el porcentaje de materia orgánica en el suelo nos está sugiriendo que las especies están proporcionando no solo la materia prima (hojarasca susceptible de ser descompuesta por la biota) sino también las condiciones ambientales para favorecer la actividad de los organismos descomponedores entre los que se encuentran principalmente artrópodos, hongos, bacterias y protozoarios, que son una parte muy importante pero poco estudiada de la

biodiversidad de nuestro país (Álvarez-Sánchez y Harmon 2003).

La materia orgánica del suelo produce un aumento en varias de las propiedades del suelo que se consideran indicadoras de su calidad (Juárez-Sanz *et al*. 2006). La materia orgánica aporta nutrimentos tales como el nitrógeno, fósforo y azufre a los horizontes someros del suelo (Aguilera-Herrera 1989). Otro efecto del aumento en el porcentaje de humus fue la disminución del pH que se debe principalmente a la presencia de los ácidos orgánicos, húmicos y fúlvicos, que se forman a partir de la descomposición de restos vegetales y animales bajo condiciones aerobias. La adición de materia orgánica al suelo favorece la creación de agregados, lo que a su vez produce un aumento en la porosidad del suelo (Aguilera-Herrera 1989). La porosidad es una propiedad física importante porque los poros actúan como reservorio de agua y nutrimentos y favorecen el desarrollo de las raíces y la microbiota (Schaetzl y Anderson 2005).

Las mejoras en las condiciones del suelo producidas por las especies de arbusto estudiadas, se ven sin embargo contrarrestadas por la densa cobertura que son capaces de generar, disminuyendo el paso de la luz bajo su dosel; además de que se ha documentado que algunas sustancias contenidas en las hojas del chechén tienen efectos alelopáticos (es decir que inhiben la germinación y crecimiento o disminuyen la sobrevivencia) sobre algunas plantas cultivadas y reducen las tasas de crecimiento y germinación de dichas especies (Anaya *et al.* 1999). Este efecto alelopático aun no ha sido probado en plantas silvestres del matorral costero. Sin embargo ésto podría explicar la disminución de la cobertura de herbáceas altas (de 25 a 50 cm de alto) cuando aumenta la cobertura de chechén; la herbáceas altas con frecuencia crecen densamente en los fragmentos en los que por alguna perturbación se ha perdido la cobertura de arbustos.

IV. Perspectivas

Con base en el análisis de nuestros datos y de los que existen publicados, nos permitimos sugerir algunas posibles líneas de investigación que serán muy útiles para revalorar al chechén y las otras especies como importantes recursos en la conservación de hábitats.

a. El chechén (*M. Brownei*), *P. keyense* y *B. retusa* pueden ser considerados como ingenieros de los ecosistemas costeros de la Reserva y especies clave en el manejo y restauración del matorral costero

Hemos descrito cómo mejoran las condiciones del suelo y del microambiente de algunos organismos en las áreas ocupadas por estas especies; sin embargo, falta valorar su tasa de crecimiento y sobrevivencia al reintroducirlas a los hábitats que se quisieran restaurar. También será interesante estudiar la capacidad de cada una para facilitar la sobrevivencia de otras especies que se quieran reintroducir o si serán predominantemente competidores. En especial puede resultar muy fructífero el ahondar en la relación que se encontró entre la cobertura de chechén y la de la palma *Coccothrinax readii* la cual es una especie con potencial económico y protegida en la norma mexicana NOM-SEMARNAT-059-2010.

Aún se debe trabajar más sobre la influencia de estas especies sobre los nutrimentos esenciales del suelo como el nitrógeno y fósforo, dichos análisis están en proceso en el laboratorio de Ecología Tropical del Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la UADY.

b. Arbustos como recurso para aves y abejas

En selvas tropicales de la Península de Yucatán y las Antillas y en los bosques subtropicales de Florida, tanto el fruto de chechén (Bancroft *et al*. 2000, Bahamas National Trust 2010) como el de especies del género Bumelia (Snow 1981) han sido reportados como recursos alimenticios de algunas especies de aves frugívoras, dada la abundancia y superficie ocupada por ambas especies en el matorral costero es muy posible que las aves de este ecosistema también las estén aprovechando, lo que le daría otra dimensión a la especie en materia de restauración de hábitat y conservación. Este tema también es de central importancia para investigar los mecanismos de dispersión de estas especies.

Por otra parte, el chechén ha sido reportado como una fuente muy importante de polen para las abejas solitarias del género Megachilidae en la selva lluviosa de la Reserva de la Biósfera de Siaan Ka'an (Villanueva-Gutiérrez y Roubik 2004). Será de gran importancia

estudiar a los polinizadores y otros visitantes florales de la especies y dilucidar su papel en su reproducción, así como la importancia de esta especie en la sobrevivencia de los polinizadores silvestres del matorral costero.

c. El chechén como recurso económico

Por el potencial alelopático de los extractos del chechén este podría resultar en una fuente para elaborar herbicidas naturales. Además el chechén tiene usos medicinales, entre ellos el tratamiento de las verrugas.

El chechén es además una especie maderable, si bien su resina irritante y tóxica y su forma de crecimiento en el matorral (arbusto), hacen que este uso sea poco viable al menos en la costa; no obstante las poblaciones costeras pueden servir como una fuente de germoplasma para otros tipos de vegetación.

V. Agradecimientos

Los muestreos de campo y análisis de laboratorio fueron financiados por PROMEP por medio de los proyectos: "Influencia de la Cobertura vegetal en la calidad del suelo (Regosol calcárico) del matorral costero de una ANP de Yucatán" y "Estudio de la diversidad y las interacciones bióticas para la conservación y restauración de la vegetación de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán" Clave Promep/103.5/12/2117

Los autores queremos agradecer a las autoridades de la reserva por las facilidades prestadas en el transcurso de esta investigación. Al I.Q. W. Leirana Ruiz y Germán García por su asesoría en los análisis químicos de parte de las muestras de suelo.

VI. Referencias

Aguilera-Herrera N (1989) Tratado de edafología de México Tomo 1. Ediciones de la Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.

Álvarez-Sánchez J y Harmon ME (2003) Descomposición de hojarasca, hojas y madera. En: Álvarez-Sánchez J y Naranjo-García E (eds.) Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México. Ediciones de la Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, pp 108-122

Anaya A, Mata R, Rivero-Cruz F, Hernández-Bautista B, Chávez-Velasco D y Gómez-Pompa A (1999) Allelochemical

potential of Metopium brownei. Journal of chemical ecology 25:141-156

Bahamas National Trust (2010) Birds of the Bahamas: The whitecrowned pigeon. Dossier electrónico emitido por el Bahamas National Trust.

Bancroft GT, Bowman R y Sawicki CR (2000) Rainfall, fruiting phenology and the nesting season of the whitecrowned pigeons in the upper Florida Keys. The Auk 117:416-426.

Bidwell RGS (1979) Fisiología vegetal. AGT Editores. México, D.F.

Byers JA (2006) Analysis of Insect and plant colors in digital images using Java software on the internet. Annals of the Entomological Society of America 99:865-874

Grime JP (1977) Evidence for the existance of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory.The American Naturalist 111:1169-1194

Juárez-Sanz M, Sánchez-Andreu J y Sánchez-Sánchez A (2006) Química del suelo y medio ambiente. Publicaciones de la Universidad de Alicante. San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

Kangas PC (2004) Ecological engineering, principles and practice. Lewis Publishers. New York. EEUU

Levin N, Ben-Dor E y Singer A (2005) A digital camera as a tool to measure colour indices and related properties of sandy soils in semiarid environments. International Journal of Remote Sensing 26:5475-5492

Martínez ML (2010) Las playas y dunas costeras: hogar en movimiento. Colección La Ciencia para Todos. Fondo de Cultura Económica. México, D.F

Meyer-Arendt KJ (2001) Recreational urbanization and shoreline modification along the north coast of Yucatán. Tourism Geographies 3:87-104

NMX-AA-25 (1984) Protección al ambiente-Ccontaminacion del suelo-residuos sólidos: determinacion del pH-método potenciométrico.

NOM-059 (2010) Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F, pp 1-80

Schaetzl R y Anderson S (2005) Soils: genesis and geomorphology. Cambridge University Press. Cambridge, U.K.

Smith TM y Smith RL (2007) Ecología. Pearson. Madrid, España

Snow DW (1981) Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. Biotropica 13: 1-14

Terradas J (2001) Ecología de la vegetación, de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Editorial Omega. Barcelona, España

Villanueva-Gutiérrez R y Roubik DW (2004) Pollen sources of long-tongued solitary bees (Megachilidae) in the Biosphere Reserve of Quintana Roo, Mexico. IN: Freitas BM, Pereira OJ (eds.) Solitary bees – conservation, rearing and management for pollination. Fortaleza, Brasil, pp 185-190

Walker LR y Del Moral R (2003) Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. Cambridge, U.K.

Zamora P (2003) Contribución al estudio florístico y descripción de la vegetación del municipio de Tenabo, Campeche, México. Polibotánica 15:1-40

CAPITULO 8

Respuestas ecofisiológicas de plantas cactáceas:Fijación de CO_2, productividad y supervivencia

J. Carlos Cervera Herrera, Raiza J. Castillo Argáez e Irving R. Vargas Solís

Resumen

I. Introducción
II. Vías de fijación de carbono
  a. Microambiente y CAM
  b. Agua y asimilación de CO_2
  c. Luz y asimilación de CO_2
  d. Temperatura y asimilación de CO_2
III. Productividad plantas CAM
IV. Supervivencia
  a. Tolerancia a la sequía
  b. Tolerancia a la temperatura
V. Conclusiones y perspectivas
VI. Referencias

Resumen

La fisiología ecológica de plantas es una rama de la ecología que busca describir los mecanismos fisiológicos por los que las plantas sobreviven, crecen y se reproducen en su ambiente natural. Existe muy poca información básica sobre la fisiología y los requerimientos ambientales de cactáceas, familia de la que México es el principal centro de diversificación. Las cactáceas exhiben CAM como vía de ganancia de carbono y se caracteriza por la apertura estomática nocturna que reduce la pérdida de agua por transpiración. La supervivencia de cactáceas está positivamente correlacionada con la productividad primaria de sus miembros. La productividad representa el efecto acumulativo del contenido de agua en el suelo, la temperatura del aire y el flujo de fotones para fotosíntesis, ya que sus efectos tienen influencia directa sobre la tasa de fijación de carbono. Generamos Índices de Productividad Ambiental que permiten predecir la ganancia de carbono y la productividad bajo diferentes escenarios ambientales. Sin embargo, debido a la gran diversidad de cactáceas y a su gran diversidad de respuestas a un ambiente muy variable, el estudio de sus respuestas fisiológicas está muy lejos de estar completo.

I. Introducción

La fisiología ecológica o ecofisiología de plantas es una rama de la ecología que busca describir los mecanismos fisiológicos por los que las plantas

sobreviven, crecen y se reproducen en su ambiente natural y la forma en la que capturan y hacen uso de los recursos. En otras palabras, los ecofisiólogos abordan preguntas ecológicas relacionadas con procesos fisiológicos, como la fotosíntesis o la transpiración, que actúan como controles sobre el crecimiento, reproducción, supervivencia, abundancia y distribución geográfica de las plantas, ya que estos procesos son afectados por las interacciones con los ambientes físico, químico y biótico. Estos patrones y mecanismos ecofisiológicos pueden ayudarnos a entender el significado funcional de características vegetales específicas y su herencia evolutiva.

La fisiología ecológica vegetal puede contribuir a la conservación de especies ya que se ocupa de los atributos fisiológicos particulares de una especie en el contexto de su ambiente natural. Esta disciplina contribuye a entender cómo los procesos fisiológicos afectan a la supervivencia, al crecimiento y a la reproducción de los individuos bajo las condiciones particulares del hábitat donde crecen (Zotz 2000). Esta disciplina también estudia los rangos de tolerancia, los mecanismos de apropiación y la utilización de los recursos, la adaptación al estrés y la plasticidad de estos mecanismos ante un ambiente físico cambiante (Vázquez-Yanes 1999). La aproximación ecofisiológica ha sido y es aún una herramienta muy poderosa, por ejemplo, para cultivares con metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM), se ha llegado a un entendimiento tan detallado acerca de los efectos de la variación en la luz, la temperatura y la humedad del suelo sobre la tasa de asimilación de carbono, tanto de agaves como el tequilero y el henequén, como de cactáceas como la pitahaya y el nopal, que ha sido posible modelar su productividad bajo diferentes escenarios (Acevedo *et al*. 1983, Nobel 1988, García de Cortázar y Nobel 1992, Nobel *et al*. 1998, Nobel y De la Barrera 2004). En contraste, existe muy poca información básica sobre la fisiología, las tasas de crecimiento en condiciones naturales y los requerimientos ambientales de plantas CAM con tamaños poblacionales reducidos y en alguna categoría de riesgo.

México es un centro de diversificación muy importante de plantas suculentas, principalmente de la familia Cactaceae, la cual tiene una alta proporción de especies raras y amenazadas (Hernández y Godínez-Álvarez 1994). El 40% de las aproximadamente 700 especies que

crecen en el país están incluidas en la Norma Oficial Mexicana de protección de especies nativas de flora y fauna silvestre (Diario Oficial de la Federación 2010, De la Barrera y Andrade 2005). Además, 45.7% de las cactáceas están incluidas en el Libro Rojo de IUCN (Walter y Gillet 1998). A pesar de los avances en relación a la fisiología de la germinación de semillas (Rojas-Aréchiga y Vázquez-Yanes 2000), biología reproductiva (Méndez *et al.* 2005), establecimiento de plántulas y demografía (Godínez-Álvarez *et al*. 2003), aún se sabe muy poco acerca de cómo proteger y manejar poblaciones de plantas suculentas; la conservación de especies raras y amenazadas se ha limitado a la evaluación de sus localidades y a los esfuerzos de re-establecimiento, con los datos meteorológicos de estaciones cercanas (Higgins *et al*. 1997, Wiser *et al*. 1998, Leirana-Alcocer y Parra-Tabla 1999, Pfab y Witkowski 2000).

Prácticamente no existen estudios de los microambientes in situ ni su relación con la fisiología y el crecimiento de estas especies. Los pocos estudios de demografía de cactáceas endémicas y amenazadas (Esparza-Olguín *et al.* 2002, Méndez *et al*. 2004) no permiten contestar la pregunta de cómo estas especies se desempeñan en condiciones naturales, sino que manejan los cambios poblacionales en términos de destrucción del hábitat y distribución actual.

Este capítulo se enfoca en cómo los factores ambientales afectan la fijación neta de CO2, ya que la productividad, la reproducción y la supervivencia de cactáceas dependen de la ganancia de carbono de los individuos. Nos enfocaremos principalmente en las respuestas de las plantas a luz, temperatura y agua. Describiremos la forma en que las especies nativas como *Opuntia stricta* y *Mammillaria gaumer*i obtienen carbono y del efecto que ejerce el ambiente sobre la fijación de carbono por la vía CAM y la productividad. Finalmente, discutiremos de la tolerancia a temperaturas extremas y a la sequía y su relación con la supervivencia de las especies.

II. Vías de fijación de carbono

La asimilación del carbono necesario para el mantenimiento y el crecimiento de las plantas es realizada a través de tres vías fotosintéticas: C3, C4 y CAM. Las diferencias clave entre estas vías son el sitio inicial de incorporación de CO2 a una molécula orgánica, así como el tiempo, lugar y vía bioquímica para el

procesamiento del CO2 fijado. En todas las plantas ocurre la fotosíntesis C3: durante el día el CO2 es incorporado a un compuesto de 5 carbonos (ribulosa 1,5 bifosfato, RuBP) en los cloroplastos, lo que conduce a la formación de dos moléculas de tres carbonos (de aquí el nombre de C3). Esta reacción es catalizada por la enzima ribulosa 1,5-bifosfato carboxilasa (Rubisco; Salisbury y Ross 1992). Rubisco también cataliza la oxigenación de RuBP. Cuando ocurre oxigenación no hay ganancia de carbono, por el contrario, se pierde por respiración, la razón entre carboxilación y oxigenación depende de las concentraciones relativas de CO2 y O2 (Lambers *et al.* 2008).

En la vía C4, la reacción inicial de carboxilación no ocurre en los cloroplastos e involucra a una enzima diferente, la fosfoenol piruvato carboxilasa (PEPC) para producir oxalacetato, como primer producto de la fijación, y otros compuestos de cuatro carbonos (principalmente malato y aspartato). El siguiente paso en estas plantas es la transferencia de estos compuestos de cuatro carbonos a células de la vaina del haz vascular en donde son descarboxilados (Lambers *et al.* 2008). La vaina del haz vascular también es conocida como anatomía Kranz y consiste de una lámina de células con pared engrosada que rodean al haz vascular. El CO2 liberado es fijado nuevamente por las células del haz de la vaina, utilizando la vía C3 normal. La fijación inicial realizada por PEPC funciona como mecanismo de concentración de CO2 ya que PEPC tiene mayor afinidad por el CO2 que Rubisco (Nobel 1994).

Las plantas CAM (metabolismo ácido de las crasuláceas, siglas en inglés) se diferencian claramente de las plantas C3 y C4 en que la apertura estomática ocurre principalmente durante la noche, lo que produce una acumulación de compuestos de 4 carbonos como el ácido málico en las vacuolas de las células de un tejido especializado en cactáceas y otras suculentas. La fijación nocturna de CO2 en malato por medio de PEPC ocurre cuando los estomas están abiertos y la pérdida de agua por transpiración es baja. Durante la noche, el malato es acumulado en la vacuola en forma de ácido málico, durante el día la difusión pasiva del malato fuera de la vacuola y su descarboxilación promueve el cierre de estomas. La concentración interna de CO2 alrededor de Rubisco aumenta, inhibiendo su actividad oxigenasa y por lo tanto, minimizando la fotorrespiración (Cushman

2001). El CO2 liberado dentro de la planta, por descarboxilación del malato, es fijado en productos fotosintéticos por la vía C3.

Las cactáceas exhiben CAM y la apertura estomática nocturna reduce la pérdida de agua por transpiración debido a la menor demanda evaporativa por la reducción en la diferencia de presión de vapor entre el tallo y la atmósfera. Adicionalmente, la oscilación en la concentración de ácido málico durante el ciclo día-noche, permite la adquisición y retención osmótica de agua en estadios críticos (Lüttge 2004). Otra ventaja de la fijación nocturna de CO2 y la reducción en la transpiración es que permiten una mayor eficiencia de uso de agua (EUA), porque se pierden menos moléculas de agua por moléculas de carbono fijado cuando la temperatura del aire es menor y la humedad relativa mayor que durante el día. Así, las plantas CAM exhiben una EUA mucho mayor que la de plantas C3 y C4 bajo condiciones similares (Drennan y Nobel 2000).

a. Microambiente y CAM

El microambiente se define como el conjunto de factores o variables del clima íntimamente relacionado con los procesos fisiológicos de las plantas (Jones 1992). Los factores microambientales que ejercen influencia sobre los atributos bioquímicos y fisiológicos de las plantas CAM son principalmente el estado hídrico, la cantidad de luz y la temperatura. La mayoría de las plantas CAM viven en ambientes áridos o semiáridos y han desarrollado diferentes mecanismos para hacer frente al estrés hídrico, como suculencia, estructura en forma de roseta que permite capturar y retener agua, reducción en el tamaño y frecuencia de los estomas, cutícula impermeable al agua, estructuras de hoja y tallo especializadas para absorber el agua (Nobel 1988, Lüttge 2004).

La fijación neta de CO2 de las plantas CAM ha sido caracterizada tradicionalmente en un ciclo de cuatro fases que permiten la comparación de especies CAM (Osmond 1978): 1) fijación de CO2 durante la noche vía PEPC; 2) fijación de CO2 temprano por la mañana vía PEPC y Rubisco, cuando la demanda evaporativa es baja; 3) Cierre estomático al mediodía por aumento e la demanda evaporativa; y 4) fijación de CO2 al final de la tarde vía Rubisco y PEPC, cuando la demanda evaporativa vuelve a bajar. Durante la sequía, el patrón de las fases CAM es ajustado y algunas fases pueden reducirse o desaparecer con el progreso

de la sequía (Nobel 1988, Lüttge 2004). Para muchas especies, la contribución de la fijación nocturna de CO2 a la ganancia diaria de carbono se vuelve proporcionalmente más importante al progresar la sequía (Winter y Holtum 2002, Graham y Andrade 2004). Sin embargo, algunas plantas CAM pueden lograr alta productividad en comparación con plantas C3 y C4 bajo condiciones similares (Nobel 1991, 1996).

b. Agua y asimilación de CO2

Para la mayoría de las cactáceas, ocurren pequeños cambios en la fijación neta de CO2 durante los primeros días de sequía porque poseen tallos suculentos en los que pueden almacenar agua y por la gran eficiencia de uso de agua de la vía CAM (Nobel 1988, Lüttge 2004). El transporte de agua de los tejidos de almacenamiento en tallo y hoja al tejido fotosintético permite la fijación continua de CO2.

Cuando las cactáceas están bien irrigadas y bajo las condiciones normales de luz y temperatura en las que crecen, la mayor fijación de CO2 ocurre durante la noche. A continuación presentamos el curso diario de fijación de CO2 en respuesta a la sequía para *Mammillaria gaumeri*, una cactácea globular que crece en la selva baja caducifolia de la Reserva de Ría Lagartos (Fig. 1). Para esta especie, la tasa

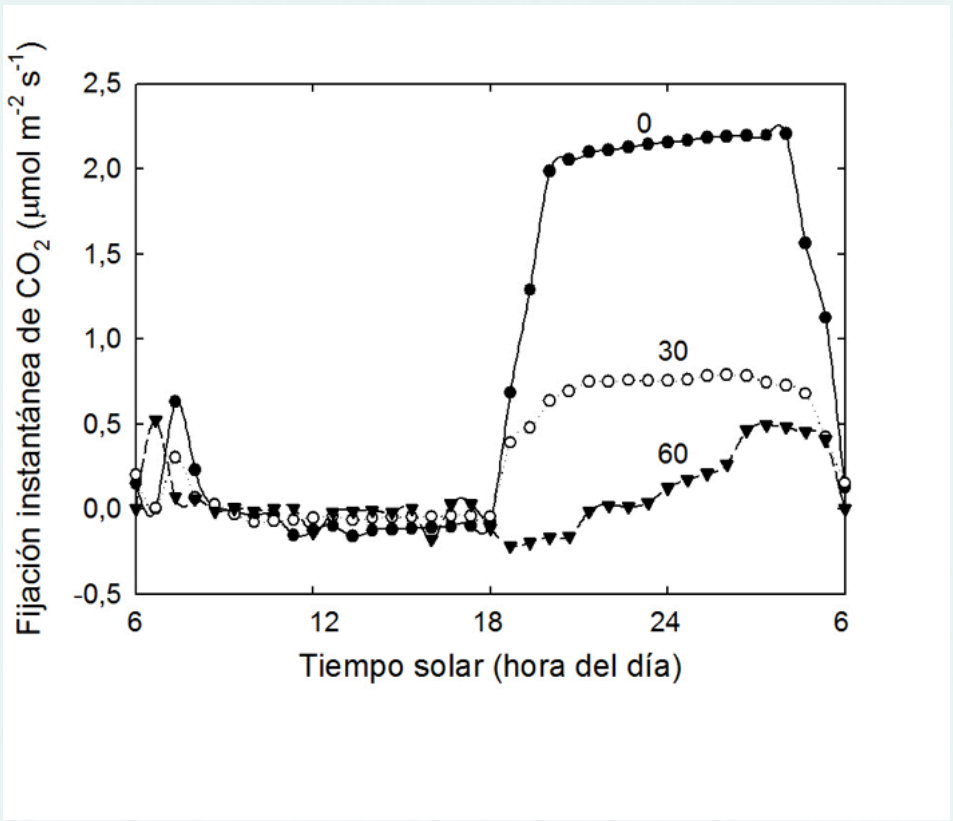


Figura 1. Curso diario de fijación de CO2 de *Mammillaria gaumeri* en respuesta a diferentes días que las plantas fueron mantenidas en sequía (0, 30 y 60 días).

máxima instantánea de fijación de CO2 ocurre durante la estación lluviosa y el 84% del CO2 total diario es fijado durante la noche. Después de 30 días de sequía, la tasa máxima instantánea de CO2 y la tasa de fijación de CO2 total diaria se reduce se reducen a la mitad. La proporción de CO2 fijado durante la noche se incrementa a 87%. Después de 60 días de sequía, la tasa máxima instantánea de CO2 se reduce a la cuarta parte y la tasa de fijación de CO2 total diaria se reduce al 7% del total máximo de las plantas bien irrigadas. Además, el 93% del CO2 es fijado durante la noche (Cervera *et al.* 2007).

Para *Opuntia stricta*, una cactácea con tallos aplanados a manera de hojas (cladodios) que crece en el matorral de duna costera de la Reserva de Ría Lagartos, la contribución de la fijación nocturna de CO2 es menor que para *Mammillaria gaumeri* (Fig. 2). Durante la estación de lluvias, 76% del carbono es fijado durante la noche. A los 12 días de sequía, la contribución de la fijación nocturna se incrementa al 87%. Finalmente, después de 25 días de sequía, el 97% del CO2 es fijado durante la noche. Para *O. stricta*, la mayor contribución diurna de la fijación de CO2 ocurre presumiblemente a través de la vía C3.

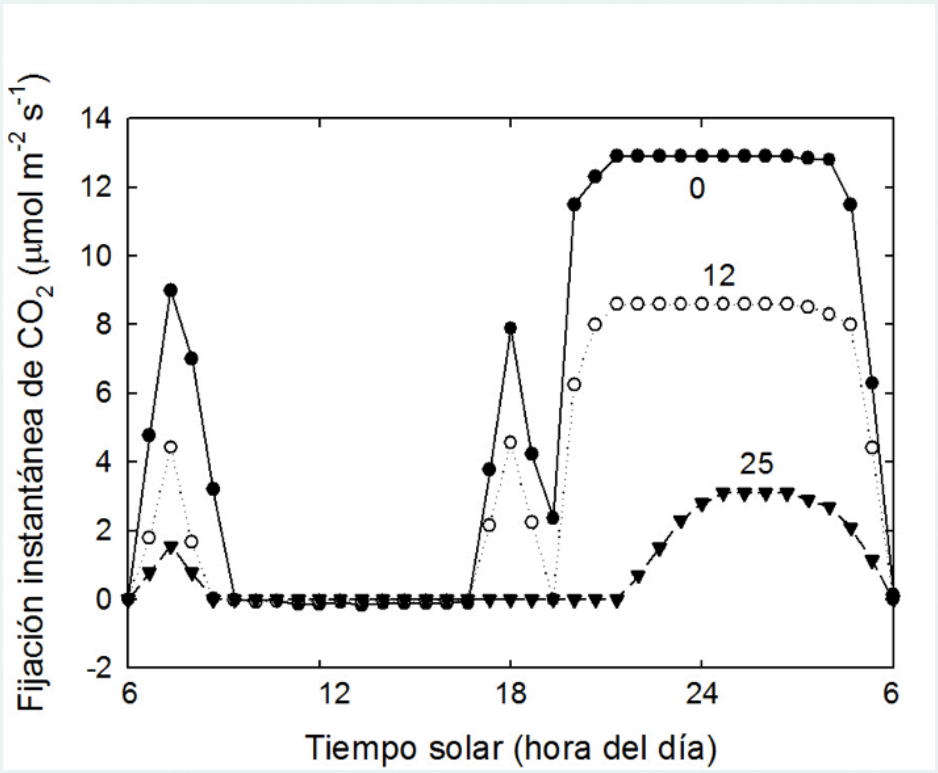


Figura 2. Curso diario de fijación de CO2 de *Opuntia stricta* en respuesta a diferentes días en los que las plantas fueron mantenidas en sequía (0, 12 y 25 días).

Como puede verse, el agua es el principal factor que limita la fijación de CO2 en ambientes áridos y semiáridos. La reducción en la pérdida de agua por transpiración justifica la fijación vía CAM, ya que aumenta la tolerancia a la sequía, pero el costo es una menor tasa de fijación de CO2 y por lo tanto, menores tasas de crecimiento. Sin embargo, especies como *Opuntia stricta*, que tienen mayor proporción de fijación diurna de CO2, pueden mantener tasas de fijación y crecimiento elevadas, pero el costo es una menor tolerancia a la sequía.

c. Luz y asimilación de CO2

Para plantas mantenidas en oscuridad continua, la fijación de CO2 es negativa (Fig. 3), debido a que solamente ocurre pérdida de CO2 por respiración porque para que haya fotosíntesis es necesaria la luz. La tasa de fijación de CO2 total diaria de plantas expuestas a la radiación total se incrementa al aumentar la cantidad de luz (flujo de fotones para fotosíntesis, FFF) y llega a la mitad máxima a 15 mol m-2 d-1 de FFF para *Opuntia stricta* y a 23 mol m-2 d-1 de FFF para *Mammillaria gaumeri* (Cervera *et al.* 2007). La tasa de fijación se satura a 35.5 mol m-2 d-1 de FFF para *O. stricta* y a 42.2 mol m-2 d-1 de FFF para *M. gaumeri*. En contraste, para cactáceas de sombra, como la trepadora *Hylocereus undatus*, la tasa de fijación alcanza la mitad máxima cuando recibe únicamente 4 mol m-2 d-1 de FFF, se satura a 20 mol m-2 d-1 de FFF y se reduce por exceso de luz (fotoinhibición) cuando recibe 30 mol m-2 d-1 de FFF (Raveh *et al.* 1998).

Una de las razones por las que para cactáceas expuestas, no trepadoras, la tasa de fijación de CO2 no se inhibe por el exceso de luz es que la mayor parte de su superficie fotosintética es vertical y por lo tanto no perpendicular a los haces de luz, reduciéndose así la cantidad de luz que llega a los fotosistemas (Lambers *et al.* 2008). Las espinas y las pubescencias también pueden crear sombra sobre los tallos (Nobel 1988), en particular en los ápices de cactáceas globulares como *M. gaumeri.* El reciclaje del CO2 interno producido por respiración también puede ayudar a prevenir la inhibición crónica ya que mantiene la actividad fotosintética, reduciendo así los efectos nocivos del exceso de luz. En general, debido a la arquitectura y al grosor y opacidad de los tallos de cactáceas columnares y globulares, la fijación de CO2 está limitada por la cantidad de luz (Cervera *et al.* 2007).

Las cactáceas con cladodios, como Opuntia stricta, exhiben fototropismo y los

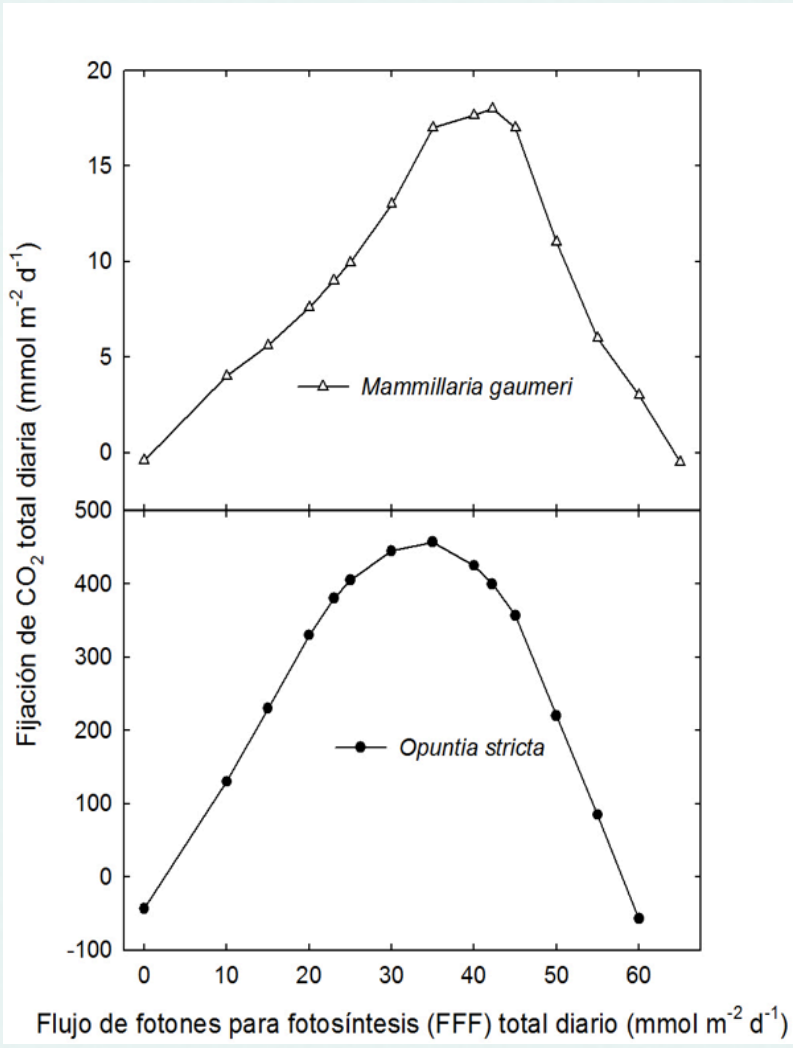


Figura 3. Respuesta de la fijación total diaria de CO2 de *Mammillaria gaumeri* y *Opuntia stricta* a diferentes niveles de flujo de fotones para fotosíntesis (FFF).

cladodios pueden rotar hasta 16º bajo condiciones controladas para estar más perpendiculares al haz de luz y recibir mayor proporción de la radiación incidente (Nobel 1988). Así, en condiciones de campo, los cladodios tienen a estar orientados favorablemente para interceptar más luz, incrementar su tasa de fijación de CO2 y a su vez aumentar su productividad. Debido a que los cladodios formados en cladodios subyacentes tienden a estar orientados en el mismo plano que el cladodio padre (Nobel 1988), se pueden observar tendencias de orientación a nivel de planta completa. Por ejemplo, los cladodios que se forman durante el verano tienen una orientación norte-sur y los que se forman en invierno tienen una orientación este-oeste (Nobel 1988).

d. Temperatura y asimilación de CO2

El patrón diario y la magnitud de la fijación de CO2 de *Opuntia stricta* y *Mammillaria gaumeri* son resultado de la temperatura nocturna (Fig. 4). La temperatura óptima para ambas especies es 20 ºC. Temperaturas inferiores a la óptima permiten la fijación sustancial de CO2. En contraste, temperaturas

superiores a la óptima conducen a la reducción de la fijación de CO2, principalmente temperaturas superiores a los 30 ºC ya que conducen al cierre de estomas.

A pesar que las cactáceas pueden tolerar las altas temperaturas de los desiertos, la fijación de CO2 es favorecida a temperaturas moderadas, especialmente si las noches son frescas, con temperaturas entre 10 y 15 ºC (Nobel 1988). La temperatura óptima para la fijación de CO2 para cactáceas tropicales es mayor que para cactáceas de ambientes desérticos. La temperatura es óptima para especies del trópico cuando la temperatura del aire es similar a la temperatura media anual del sitio en el que crecen las especies, generalmente entre 20 y 25 ºC (Cervera *et al.* 2007). Las reacciones bioquímicas relacionadas con la fijación de CO2 pueden haberse adaptado a los cambios estacionales en la temperatura cuando las especies de regiones tropicales comenzaron a colonizar regiones con temperatura nocturna menor (Nobel 1988).

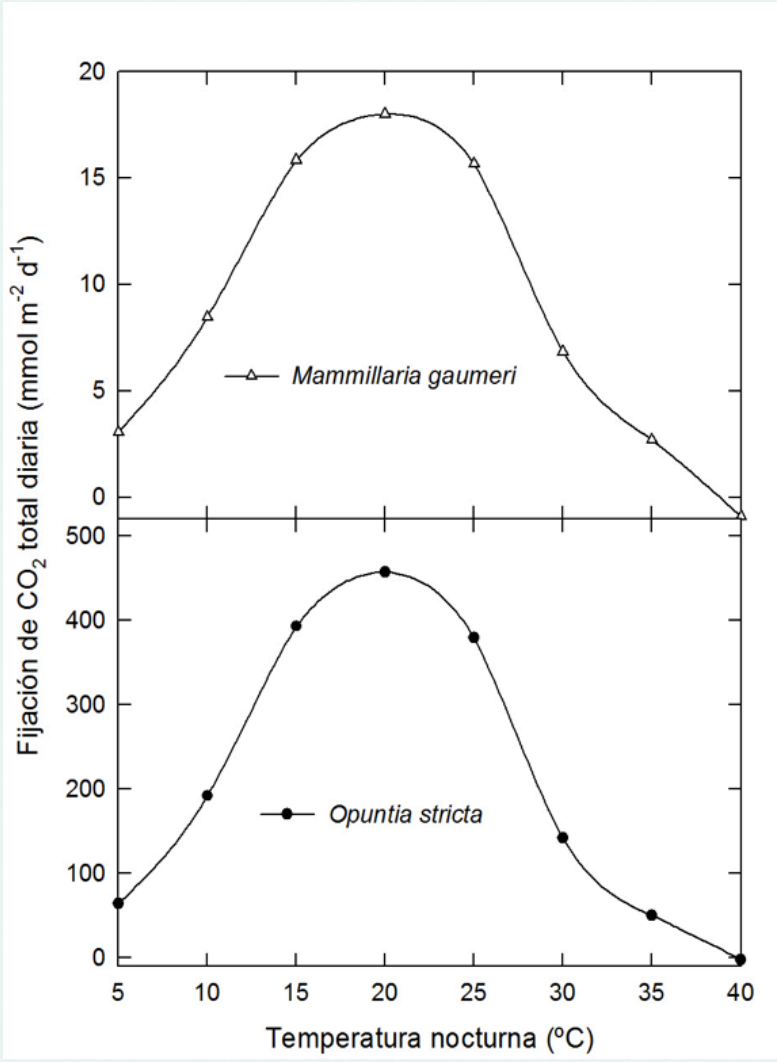


Figura 4. Respuesta de la fijación total diaria de CO2 de *Mammillaria gaumeri* y *Opuntia stricta* a diferentes niveles temperatura.

III. Productividad de plantas CAM

Se ha demostrado que la supervivencia de cactáceas está positivamente correlacionada con la edad y el tamaño del individuo (Godínez-Álvarez *et al.* 2003), así que tasas de crecimiento altas permitirían mayor acumulación de biomasa y por lo tanto, mayor probabilidad de supervivencia de los individuos. El tiempo de floración también depende de la biomasa individual (García de Cortázar y Nobel 1992, Bowers 1996), y también existe una relación positiva entre el tamaño de la planta y la producción de frutos (Rae 1995, Bullock y Martijena 1998). Esto sugiere, entonces, que la supervivencia y posible expansión de las poblaciones de cactáceas dependería de la productividad primaria de sus miembros.

La productividad representa el efecto acumulativo del contenido de agua en el suelo, la temperatura del aire y el flujo de fotones para fotosíntesis, ya que sus efectos tienen influencia directa sobre la tasa de fijación de CO2 y el almacenamiento de carbono (Nobel 1988). La vía CAM está generalmente asociada con cactáceas que crecen en ambientes con muy baja disponibilidad de agua y que crecen muy lentamente (Osmond 1978). Para estas plantas, CAM es una estrategia de supervivencia al estrés y no para lograr productividad elevada y ser dominantes en los ecosistemas (Lüttge 2004). Por ejemplo, algunas cactáceas globulares de ambientes desérticos crecen únicamente 2.5 g al año (Nobel 1988). En contraste, cultivos C3 como la alfalfa pueden tener rendimientos superiores a los 30 Mg Ha-1 año-1. Los cultivos C4, como la caña de azúcar, son mucho más productivos y tener rendimientos de hasta 70 Mg Ha-1 año-1 (Nobel 1991). Sin embargo, algunos cultivos CAM como el henequén y el nopal pueden tener rendimientos similares a cultivos C4, bajo las condiciones ambientales adecuadas (Nobel 1991, 1996), gracias a la flexibilidad metabólica que les permite fijar CO2 vía C3 al final de la tarde cuando la temperatura y la demanda evaporativa son más bajas (Lüttge 2004).

Las respuestas de la productividad al contenido de agua en el suelo, a la temperatura del aire y a la cantidad de luz incidente (FFF) han sido caracterizadas para algunas especies CAM, principalmente de cultivo. Estas respuestas se utilizaron para generar un Índice de Productividad Ambiental (IPA, Nobel 1988). El IPA es un indicador

fisiológico del crecimiento esperado y se define como:

IPA = Índice de Agua Índice de Temperatura Índice de FFF (1)

y sus valores van de 0.0, cuando alguno de los componentes inhibe totalmente la fijación de CO2, a 1.0, cuando todos los componentes están al nivel óptimo para la fijación de CO2.

El Índice de Agua es un indicador mensual de la fracción de la fijación máxima de CO2 esperada que se basa en el contenido de agua en la zona de la raíz y en el tejido de almacenamiento del tallo. Para *Opuntia stricta*, el Índice de Agua, tiene valor de 1.0 en un mes lluvioso o cuando el tallo puede suministrar agua al tejido fotosintético (Fig. 5a). Se va reduciendo conforme progresa la sequía y se van cerrando los estomas y finalmente el valor del índice se vuelve 0.0 cuando el agua almacenada se ha agotado y los estomas se cierran completamente.

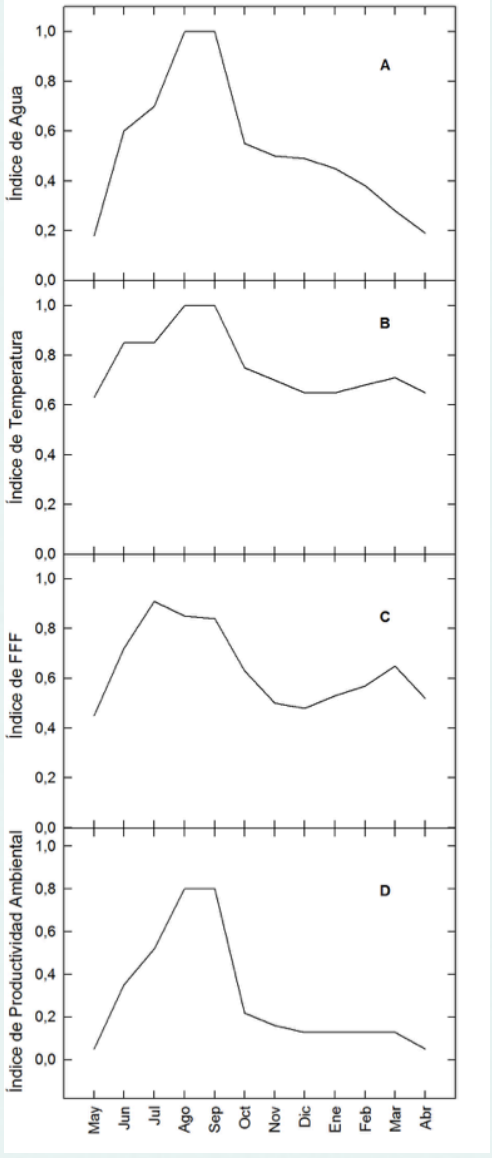


Figura 5. Efecto mensual de las variables ambientales sobre los Índices de a) Agua, b) Temperatura, c) Luz y d) Productividad Ambiental, de *Opuntia stricta*

El Índice de Temperatura tiene un valor de 1.0 para los meses con temperatura diurna/nocturna de 30/20 ºC. Cuando la temperatura es elevada (35/25 ºC), el valor del índice es de 0.62. Finalmente, para meses con temperatura baja (25/15 ºC), el valor del índice es de 0.7 (Fig. 5b). El Índice de FFF tiene valores de 0.9 en los meses de verano cuando la radiación incidente es 32 mol m-2 d-1, a 0.5 durante la estación de nortes cuando la radiación es mínima (24 mol m-2 d-1) indicando que la fijación neta de CO2 está limitada siempre por la cantidad de luz (Fig. 5c). En contraste, durante los meses de sequía, cuando ocurre la mayor radiación incidente, los valores del índice de FFF alcanzan sus valores mínimos debido al exceso de luz.

Después de multiplicar el valor de cada Índice, se puede observar que el patrón de productividad de *Opuntia stricta* refleja principalmente la disponibilidad de agua. Así, los mayores valores del IPA ocurren durante la estación lluviosa, en los meses de agosto y septiembre, cuando la radiación y la temperatura son moderadas y hay elevada disponibilidad de agua (Fig. 5d). En contraste, los meses de menor productividad son abril y mayo debido a la sequía, a la elevada demanda evaporativa y a radiación y temperatura extremas. El IPA anual calculado para *O. stricta* es 0.45, lo que indica que la fijación de CO2 anual es únicamente el 45% de la que podría fijarse bajo las condiciones óptimas durante la estación lluviosa (alta disponibilidad de agua, temperatura nocturna de 20 ºC y flujo de fotones de 35 mol m-2 d-1.

Debido a que la fijación de CO2 puede expresarse en base al área del tallo, el IPA puede utilizarse para calcular la fijación de CO2 a nivel de planta completa (Nobel 1988). La productividad puede ser expresada como la ganancia de peso seco por unidad de área de suelo asumiendo que el CO2 es incorporado a carbohidratos y haciendo correcciones por pérdidas en la respiración de raíces y expresando los datos por área explorada por las raíces. Así, la productividad anual bajo condiciones naturales de *O. stricta* es de 6 ton ha-1 año-1, similar a la productividad del nopal cultivado en regiones semiáridas bajo condiciones de temporal (Nobel 1991). En contraste, la productividad del nopal bajo condiciones ideales con riego y fertilización es de 50 ton ha-1 año-1.

IV. Supervivencia

a. Tolerancia a la sequía

Las plántulas de cactáceas tienen mayores posibilidades de supervivencia bajo la copa de arbustos perennes conocidos como nodrizas (Jordan y Nobel 1979 1981, Franco y Nobel 1989, Godínez-Álvarez *et al.* 1999, Esparza-Olguín *et al*. 2002, Cervera *et al.* 2006). Los arbustos nodriza proveen de protección contra la radiación solar directa, reducen los extremos de temperatura en el suelo y reducen la evaporación de agua del suelo. Así, con más agua disponible, se incrementan la probabilidad de supervivencia y los límites de distribución de las cactáceas (Franco y Nobel 1989, Cervera *et al.* 2006).

Como hemos visto, las cactáceas son plantas suculentas que evitan la sequía porque almacenan agua en el tallo (Gibson y Nobel 1986); sin embargo, debido a que la mayoría exhibe tasas de crecimiento muy lentas, tienen poco tejido de almacenamiento de agua durante el primer año de crecimiento (Jordan y Nobel 1979, 1981). Así, la tolerancia a la sequía de las plántulas es baja porque la razón volumen/superficie (v/s, la relación entre el volumen de tejido que puede almacenar agua, en cm3, y el área por la que se pierde transpiración, en cm2) es baja en comparación con individuos adultos (Nobel 1988).

El Cuadro 1 muestra datos de la razón v/s de individuos adultos y plántulas de diferentes especies que crecen en la Reserva de Ría Lagartos. Existe una relación directa entre la razón v/s y los días que las plantas pueden tolerar en sequía.

Cuadro 1. Relación volumen/superficie y tolerancia a la sequía de individuos adultos y plántulas de cactáceas nativas de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos .

Especie	v/s (cm)	Tolerancia a la sequía (días)
Adultos		
Mammillaria gaumeri	2.7	454
Acanthocereus tetragonus	0.7	187
Selenicereus donkelaarii	0.5	123
Opuntia stricta	0.3	96
Plántulas		
Mammillaria gaumeri	0.059	21
Acanthocereus tetragonus	0.037	16
Selenicereus donkelaarii	0.028	12
Opuntia stricta	0.024	7

Las plántulas de *M. gaumeri* pueden perder 84% del agua almacenada y sobrevivir, incrementando el número de días de sequía que pueden tolerar. Sin embargo, debido a la reducida capacidad de almacenamiento de agua de las plántulas (relación volumen/superficie muy baja), este es el estadio del ciclo vital más vulnerable a la sequía y la mayoría muere al inicio de la estación seca (Cervera *et al.* 2006).

Datos para *Carnegiea gigantea, Ferocactus acanthodes, M. gaumeri* y *Agave deserti* sugieren que el establecimiento de suculentas en ambientes áridos y semi-áridos puede estar limitado a años con estación seca de corta duración, relativamente más fresca y húmeda (Jordan y Nobel 1979, 1981, Cervera *et al.* 2006). En contraste, los individuos adultos, principalmente de cactáceas columnares y globulares, pueden tolerar sequías de meses e incluso años (Nobel 1988).

b. Tolerancia a la temperatura

La precipitación es la variable ambiental que ejerce mayor influencia para la supervivencia en regiones áridas (Nobel 1988). Adicionalmente, las temperaturas extremas restringen el establecimiento y supervivencia de plántulas ya que limitan la fijación de CO2 y también pueden dañar los tejidos (Gibson y Nobel 1986). La temperatura de congelación puede causar la formación de cristales extracelulares, lo que a su vez provoca la salida de agua de la célula y conducir a daño irreversible (Nobel 1988). La temperatura elevada extrema puede desnaturalizar proteínas, degradar membranas celulares e interrumpir el metabolismo general de la planta (Nobel 1988). Individuos adultos de cactáceas globulares como *Epithelantha bokei, Mammillaria lasiacantha* y *Ariocarpus fissuratus* pueden tolerar temperaturas superiores a los 64 ºC (Nobel 1988). En contraste, plantas tropicales como *Hylocereus undatus* no toleran temperaturas superiores a los 50 ºC (Nobel y de la Barrera 2004).

El Cuadro 2 muestra la tolerancia a la temperatura elevada de plántulas e individuos adultos de plantas suculentas que crecen en la Reserva de Ría Lagartos. Los resultados muestran que las especies que viven en ambientes más expuestos a la radiación toleran mayor temperatura del aire. La especie más tolerante es la cactácea globular *M. gaumeri* y las especies menos tolerantes son las trepadoras como *Selenicereus donkelaarii.*

Las plántulas son menos tolerantes a la temperatura elevada por su baja capacidad de aclimatación y porque al crecer en ambientes de sombra su sistema de protección al exceso de luz aún no está bien desarrollado (Nobel 1988, Cervera *et al.* 2006).

V. Conclusiones y perspectivas

Debido a que las cactáceas muestran una gran diversidad de respuestas a su ambiente que es muy variable, el estudio de sus respuestas fisiológicas está muy lejos de estar completo. La aproximación de los estudios microambientales también puede ayudar a entender los aspectos ecológicos de las cactáceas. Muchas cactáceas obtienen más carbono, crecen y se reproducen más en la combinación microambiental que les permite obtener más agua y luz adecuada.

Los individuos que crezcan en otras condiciones que no sean tan adecuadas obtendrán menos carbono y crecerán menos. Los biólogos de conservación necesitan de proveer a legisladores y manejadores de recursos de datos que expliquen los mecanismos que causan que las poblaciones de cactáceas silvestres se reduzcan. Para desarrollar y monitorear las posibles soluciones, los biólogos de conservación están utilizando más técnicas basadas en procesos fisiológicos.

Es necesario conocer la fisiología básica de las plantas y sus requerimientos ambientales para crecer y reproducirse en un ambiente cambiante. El incremento en la temperatura ambiental asociado con el cambio climático global incrementará los límites latitudinales y altitudinales de

Cuadro 2. Tolerancia a la temperatura elevada extrema de individuos adultos y plántulas de cactáceas nativas de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

Especie	Temperatura letal (ºC)
Adultos	
Mammillaria gaumeri	68
Acanthocereus tetragonus	59
Selenicereus donkelaarii	56
Opuntia stricta	60
Plántulas	
Mammillaria gaumeri	52
Acanthocereus tetragonus	46
Selenicereus donkelaarii	43
Opuntia stricta	46

muchas cactácaes cuya distribución actual está limitada por las temperaturas bajas. En contraste, el rango de muchas especies se reducirá debido al incremento de la sequía. Así, para que las estrategias de conservación sean exitosas, es importante comprender las respuestas fisiológicas de las plantas al ambiente. Herramientas como el Índice de Productividad Ambiental (IPA), que pueden predecir la fijación de CO2 y la productividad de plantas bajo diferentes escenarios ambientales, pueden ser utilizadas para evaluar la productividad de especies amenazadas en todo su rango de distribución. El IPA, junto con datos de tolerancia a sequía y temperatura elevada, ayudaría a modelar la respuesta de las plantas al cambio climático y a explicar los mecanismos por los cuáles una especie expandiría o reduciría su rango de distribución en un ambiente cambiante.

VI. Referencias

Acevedo E, Badilla I y Nobel PS (1983) Water relations, diurnal acidity changes, and productivity of a cultivated cactus, *Opuntia ficus-indica.* Plant Physiology 72: 775-780

Bowers JE (1996) More flowers or new cladodes? Environmental correlates and biological consequences of sexual reproduction in a Sonoran Desert prickly pear cactus, Opuntia engelmannii. Bulletin of the Torrey Botanical Club 123: 34-40

Bullock SH y Martijena NE (1998) Growth and reproduction in forest trees of the cactus *Opuntia excelsa*. Biotropica 30: 553-558

Cervera JC, Andrade JL, Graham E y Simá JL (2006) Microhabitats, germination and establishment for *Mammillaria gaumeri* (Cactaceae), a rare species from Yucatan. International Journal of Plant Sciences 167: 311-318

Cervera JC, Andrade JL, Graham E, Durán R y Jackson P (2007) Photosynthesis and optimal light microhabitats for a rare cactus, *Mammillaria gaumeri*, in two tropical ecosystems. Biotropica 39: 620-627

Cushman JC (2001) Crassulacean acid metabolism. A plastic photosynthetic adaptation to arid environments. Plant Physiology 127: 1439-1448

De la Barrera E y Andrade JL (2005) Challenges to plant mega-diversity: how environmental physiology can help. New Phytologist 167: 5-8

Diario Oficial de la Federación (2001) Norma Oficial Mexicana que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras, y las sujetas a protección especial y que establece especificaciones para su protección. NOM-059-ECOL. 2010. México, Distrito Federal

Drennan PM y Nobel PS (2000) Resposes of CAM species to increasing atmospheric CO2 concentrations. Plant, Cell & Environment 23:767-781

Esparza-Olguín L, Valverde T y Elena Vilchis-Anaya E (2002) Demographic analysis of a rare columnar cactus (*Neobuxbaumia macrocephala*) in the Tehuacan Valley, Mexico. Conservation Biology 103: 349-359

Franco AC y Nobel PS (1989) Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. Journal of Ecology 77: 870-886

García de Cortázar V y Nobel PS (1992) Biomass and fruit production for the prickly pear cactus, *Opuntia ficus-indica.* Journal of the American Society for Horticultural Science 117: 558-562

Gibson A y Nobel P (1986) The cactus primer. Harvard Univ. Press. Cambridge, Massachusetts

Godínez-Alvarez H, Valiente-Banuet A y Banuet LV (1999) Biotic interactions and the population dynamics of the long-lived columnar cactus Neobuxbaumia tetetzo in the Tehuacán Valley, México. Canadian Journal of Botany/Revue Canadien de Botanique 77: 203-208

Godínez-Álvarez H, Valverde T y Ortega-Baes P (2003) Demographic trends in the Cactaceae. The Botanical Review 69: 173-203

Graham EA y Andrade JL (2004) Drought tolerance associated with vertical stratification of two co-occurring epiphytic bromeliads in a tropical dry forest. American Journal of Botany 91: 699-706

Hernández HM y Godínez-Álvarez H (1994) Contribución al conocimiento de las cactáceas mexicanas amenazadas. Acta Botanica Mexicana 26: 33-52

Higgins SI, Azorin EJ y Morris MJ (1997) A dynamic ecological model as a tool for conflict resolution in an invasive- alien-plant, biological control and native-plant scenario. Ecological Economics 22: 141-154

Jones HG (1992) Plants and microclimate. A quantitative approach to environmental plant physiology. New York: Cambridge University Press.

Jordan PW, Nobel PS (1979) Infrequent establishment of seedlings of *Agave deserti* (Agavaceae) in the northwestern Sonoran Desert. American Journal of Botany 66: 1079-1084

Jordan PW y Nobel PS (1981) Seedling establishment of Ferocatus acanthodes in relation to drought. Ecology 62: 901-906

Lambers, H., F.S. Chapin, y T.L. Pons (2008) Plant Physiological Ecology. New York, USA: Springer.

Leirana-Alcocer J y Parra-Tabla V (1999) Factors affecting the distribution, abundance and seedling survival of Mammillaria gaumeri, an endemic cactus of coastal Yucatán, México. Journal of Arid Environments 41: 421-428

Lüttge U (2004) Ecophysiology of crassulacean acid metabolism (CAM). Annals of Botany 93: 629-652

Méndez M, Durán R y Olmsted I (2004) Population dynamics of *Pterocereus gaumeri,* a rare and endemic columnar cactus of Mexico. Biotropica 36: 492-504

Méndez M, Durán R, Dorantes A, Dzib G, Simá L, Simá P y Orellana R (2005) Floral demography and reproductive system of *Pterocereus gaumeri,* a rare columnar cactus endemic to Mexico. Journal of Arid Environments 62: 363-376

Nobel PS (1988) Environmental biology of agaves and cacti. Cambridge University Press, Nueva York

Nobel PS (1991) Achievable productivities of certain CAM plants: basis for high values compared with C3 and C4 plants. New Phytologist 119:183-205

Nobel PS (1994) Remarkable agaves and cacti. Oxford University Press, New York

Nobel PS (1996) High productivity of certain agronomic CAM species. In: Winter, K. and Smith, J. A. C. (eds.) Crassulacean acid metabolism. Biochemistry, ecophysiology and evolution. Springer, Berlin. Pp. 255-265.

Nobel PS, Castañeda M, North G, Pimienta-Barrios E y Ruiz A (1998)

Temperature influences on leaf CO2 exchange, cell viability and cultivation range for Agave tequilana. Journal of Arid Environments 39:1-9

Nobel PS y De la Barrera E (2004) CO2 uptake by the cultivated hemiepiphytic cactus, *Hylocereus undatus.* Annals of Applied Biology 144: 1-8

Osmond CB (1978) Crassulacean acid metabolism: a curiosity in context. Annual Review of Plant Physiology 29:379-414

Pfab MF y Witkowski ETF (2000) A simple population viability analysis of the critically endangered Euphorbia clivicola R.A. Dyer under four management scenarios. Biological Conservation 96: 263-270

Rae JG (1995) Aspects of the population and reproductive ecology of the endangered fragrant prickly-apple cactus [*Cereus eriophorus var. fragrans* (Small) L. Benson]. Castanea 60: 225-269

Raveh E, Nerd A y Mizrahi Y (1998) Responses of two hemiepiphytic fruit crop cacti to different degrees of shade. Scientia Horticulturae 73:151-164

Rojas-Aréchiga M y Vázquez-Yanes C (2000) Cactus seed germination: a review. Journal of Arid Environments 44:85-104

Salisbury FB y Ross CW (1992) Plant physiology. University of California Press. New York, USA.

Vázquez-Yanes C (1999) La fisiología ecológica de las plantas. En: Orellana R, Escamilla JA, Larqué-Saavedra A (eds.) Ecofisiología vegetal y conservación de recursos genéticos. Yucatán: Centro de Investigación Científica de Yucatán

Walter KS, Gillet HJ (1998) 1997 IUCN Red List of Threatened plants. Gland: IUCN The World Conservation Union

Winter K y Holtum JAM (2002) How Closely Do the δ13C Values of Crassulacean Acid Metabolism Plant Reflect The Proportion of CO2 Fixed During Day and Night? Plant Physiology 129:1843-1851

Wiser SK, Peet RK y White OS (1998) Prediction of rare-plant occurrence: A southern Appalachian example. Ecological Applications 8: 909-920

Zotz G (2000) Size-related intraspecific variability in physiological traits of vascular epiphytes and its importance for plant physiological ecology. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 3: 19-28

CAPITULO 9

Hongos micorrizógenos: organismos clave para la vegetación

José Ramos-Zapata, Patricia Guadarrama, Laura Hernández-Cuevas, Luís A. Salinas Escobar, Ángel Patrón, Gema Galindo-Flores, Alejandro Kong-Luz, Guadalupe Santiago-Martínez y Rosabel Juárez Barradas.

Resumen
I. Introducción
II. Hongos micorrizógenos arbusculares
III. Hongos ectomicorrizógenos
IV. Conclusiones
V. Perspectivas
VI. Agradeciemientos
VII. Referencias

Resumen

Los hongos micorrizógenos juegan un papel importante en el funcionamiento de las comunidades vegetales, permitiendo una mejor distribución de los recursos y disminuyendo la competencia entre plantas, promoviendo entonces el aumento en la diversidad. Con el objetivo de evaluar la diversidad de hongos micorrizógenos de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, se realizó la descripción de la riqueza tanto de hongos micorrizógenos arbusculares como de hongos ectomicorrizógenos, en diferentes tipos de vegetación, así como el análisis de su colonización dentro de los sistemas radicales de algunas especies. Se encontraron 31 especies de HMA asociadas a 22 especies vegetales y se identificaron dos hongos ectomicorrizógenos y 11 morfotipos asociados a dos especies vegetales, en la vegetación de selva baja caducifolia, matorral de duna costera, manglar y selva mediana sub perenfolia. La presencia de la asociación micorrizica (arbuscular y ectomicorrízica) en todos los sitios estudiados, señala la importancia de esta interacción en la RBRL y se sugiere su uso potencial en estrategias de manejo y conservación.

I. Introducción

Las interacciones bióticas determinan el equilibrio de las comunidades al afectarlas de forma positiva o negativa. Dentro de las interacciones que inciden de manera positiva está el mutualismo donde los participantes obtienen beneficios,

como es el caso del que se establece entre especies vegetales y ciertos tipos de hongos del suelo que a través de su asociación en las raíces (conocida como asociación micorrícica) le proporcionan a las plantas recursos necesarios para mejorar su crecimiento. Actualmente, se ha evidenciado que las plantas asociadas con hongos micorrizógenos (que forman micorrizas) poseen ventajas como son: una mayor y más eficiente captación de nutrimentos, protección contra el estrés producido por patógenos o contra la falta o exceso de agua, estimulación en la producción de antibióticos, así como mayor resistencia a metales pesados y contaminantes ambientales; lo cual repercute en una condición nutrimental adecuada para la planta lo que promueve un mayor y mejor crecimiento, desarrollo y reproducción. Por otro lado, el hongo recibe beneficios que van desde un ambiente libre de competencia (en el interior de las raíces) hasta alimento que la planta obtuvo a través de la fotosíntesis y le transfiere al hongo, lo que puede representar una inversión energética importante para la planta hospedera.

Los hongos micorrizógenos favorecen la productividad y la diversidad de las comunidades vegetales, promoviendo así la continuación de los procesos ecológicos y la conservación de los ecosistemas. Las asociaciones micorrícicas se han dividido para su estudio en seis grandes grupos: arbuscular, ectomicorriza, ericoide, monotropoide, arbutoide y orquidioide, en función de tres cuestiones: i) del grupo de hongos, que pueden ser microscópicos o formar esporomas de varios centímetros; ii) de la planta hospedera y iii) de la morfología de la colonización desarrollada en las raíces de la especie vegetal. De estos grupos, las micorrizas arbusculares y las ectomicorrizas son las más abundantes y ampliamente distribuidas en el planeta; involucran especies agrícolas, maderables y la gran mayoría de las plantas silvestres, centrándose en ellas la mayoría de las investigaciones a nivel mundial. Hasta el momento se conocen alrededor de 230 especies de hongos micorrizógenos arbusculares y se estima que se asocian con el 80% de las especies vegetales en todo el mundo, y alrededor de 2 mil especies de hongos ectomicorrizógenos conocidos que se asocian con un 3% de las especies de plantas (Smith y Read 2008). A pesar del bajo porcentaje de plantas con las que se asocian los hongos ectomicorrizógenos, estas son de gran importancia ecológica y económica ya que son perennes (de larga vida) y maderables (Smith y Read 2008) y

por su parte muchos de los hongos son comestibles. Los hongos micorrizógenos arbusculares y ectomicorrizógenos también desempeñan un función primordial en los procesos sucesionales de la vegetación y de formación del suelo, pues favorecen el establecimiento de las plantas pioneras y el recambio de especies vegetales (Wang y Qiu 2006). Por lo anterior y con base en la importancia de conocer los recursos biológicos de diferentes regiones en México, recursos que como los hongos micorrizógenos pueden ser determinantes para el buen funcionamiento de los ecosistemas vegetales, este trabajo tiene por objetivo evaluar la diversidad de hongos micorrizógenos de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos en diferentes tipos de vegetación.

En la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL) se presenta una gran diversidad de ecosistemas. Entre éstos existen varios tipos de vegetación como selva mediana subperennifolia, selva mediana subcaducifolia, selva baja (caducifolia, caducifolia espinosa e inundable, así como algunos relictos de selva espinosa, vegetación altamente amenazada en el estado de Yucatán debido a su casi desaparición), manglares, matorral de dunas costeras, pastizales inundables y la vegetación de pastos marinos. También se presentan formaciones características de las zonas costeras de la Península de Yucatán denominadas petenes (CONANP 2007).

En la RBRL los tipos de vegetación presentan diferentes grados de perturbación; de hecho, de 1976 a 2000 se estima que se ha perdido el 12.2% de su vegetación natural (CONANP 2007). La tala de la vegetación con fines agrícolas provoca la fragmentación de las comunidades vegetales lo que ocasiona impactos negativos, formándose parches aislados de vegetación en los cuales las poblaciones de plantas pueden sufrir pérdida de diversidad ya que se limita el flujo de polen y la dispersión, lo que genera problemas serios que podrían conducir incluso a la desaparición local de las especies. Asimismo, la fragmentación no solamente reduce las comunidades y los recursos disponibles para ellas, sino que modifica la velocidad y dirección de funciones como los ciclos de nutrientes entre los componentes de lo que antes fue un sistema continuo.

Los hongos micorrizógenos son organismos claves en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que al formar interacciones benéficas con las plantas,

pueden promover un reciclamiento adecuado de los nutrimentos, incrementando las posibilidades de éxito en el establecimiento y supervivencia de las plantas en los distintos fragmentos de vegetación. No obstante, como punto inicial para un manejo adecuado de los recursos tendientes a su utilización en las prácticas de conservación y restauración de la vegetación, como es el caso de los recursos constituidos por los hongos micorrizógenos, es necesario un estudio descriptivo en el que se identifique a las especies fúngicas, los tipos de vegetación en los que se encuentran y las plantas con las que se asocian. Se presenta a continuación la estrategia seguida para el estudio de los hongos micorrizógenos, considerando los dos grupos más importantes presentes en la RBRL y los resultados hasta ahora obtenidos.

II. Hongos micorrizógenos arbusculares

Se realizaron muestreos en el campo, previa selección de diferentes tipos de vegetación: manglar, matorral de dunas costeras, selva baja caducifolia y un potrero. En todos éstos, con excepción del potrero, se escogieron para el muestreo dos condiciones contrastantes: en el caso particular del manglar las condiciones fueron el grado de salinidad del agua intersticial. Para el matorral de duna costera y la selva baja se tomó como condición contrastante el grado de perturbación, basado en la ausencia de componentes estructurales típicos de dichos tipos de vegetación, lo que se consideró como un indicador de perturbación.

Los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), son microscópicos, esto quiere decir que no son observables a simple vista, razón por la cual la interacción se estudia mediante la observación, con ayuda de un microscopio, de las raíces de una planta hospedera que han sido recolectadas y teñidas con un colorante afín a los componentes de pared de tales hongos; por otra parte la presencia de los HMA en la rizosfera de las plantas se determina mediante la recuperación de sus propágulos del suelo (estructuras que propician la colonización de las raíces), sin embargo, el único propágulo de los HMA que se puede utilizar para identificar a la especies de HMA presentes son las esporas, que tienen diámetros de entre 0.1 y 1 mm.

Para detectar la presencia de la interacción se tomaron las raíces de

diferentes especies de plantas elegidas de acuerdo con su abundancia en los distintos tipos de vegetación estudiados (excepto en el pastizal inducido) y para determinar la identidad de los HMA se tomaron muestras de suelo, en los diferentes tipos de vegetación (considerando las condiciones contrastantes). Las muestras de suelo se hicieron pasar por un tamiz de apertura de malla de 2 mm para eliminar rocas y materia orgánica de tamaño mayor al referido. Cada una de las muestras de suelo se etiquetó y se utilizó para la extracción de las esporas de los HMA. Para la determinación de la presencia de HMA en las raíces de las plantas seleccionadas y para la determinación taxonómica de los HMA, se siguieron los métodos convencionales usados para procesar estos hongos (Hernández-Cuevas *et al.* 2008); con las raíces teñidas y con las esporas se realizaron preparaciones permanentes con alcohol polivinílico como medio de montaje y en el caso de las esporas además se les agregó reactivo de Melzer para ayudar en la determinación taxonómica.

Todas las 21 especies seleccionadas, de acuerdo al criterio mencionado previamente (Cuadro1), presentaron micorriza arbuscular identificándose la presencia de estructuras típicas de la interacción (hifas, vesículas, esporas o arbúsculos) (Fig. 1), lo que significa que el 100% de las especies analizadas presentan interacción micorrízica arbuscular, lo que coincide con lo reportado por otros autores para ecosistemas tropicales (García-Sánchez *et al.* 2008, Gavito *et al*. 2008, Guadarrama *et al.* 2012). Las plantas presentaron valores de colonización que oscilaron entre el 1 y 80%, lo cual es consistente con lo reportado previamente para plantas de diferentes ambientes del estado de Yucatán, como dunas costeras (Ramos-Zapata *et al.* 2011, Guadarrama *et al.* 2012), especies de arvenses en milpa (Ramos-Zapata *et al*. 2012), frutales en huertos familiares (Ramos-Zapata *et al.* 2012) y petenes (Echeverría 2007). Cabe señalar que un bajo porcentaje de colonización no necesariamente significa una menor eficiencia por lo que para probar si existe una relación directa entre la colonización y su eficiencia para las plantas de la RBRL es necesario realizar estudios de invernadero con especies vegetales seleccionadas.

Cuadro 1. Especies vegetales asociadas con hongos micorrizógenos arbusculares en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

Tipo de vegetación	Familia	Especie
Manglar	Combretaceae	*Conocarpus erectus*
		Concarpus erectus var. *sericeus*
Matorral de duna costera	Arecaceae	*Thrinax radiata*
		Pseudophoenix sargentii
		Coccothrinax readii
	Anacardiaceae	*Metopium brownei*
	Leguminoseae	*Pithecellobium keyense*
		Caesalpinia vesicaria
	Malvaceae	*Gossyipium hirsutum*
		Malvaviscus arboreus
	Polygonaceae	*Coccoloba uvifera*
	Primulaceae	*Jacquinia aurantiaca*
	Sapotaceae	*Bumelia retusa*
	Verbenaceae	*Lantana camara*
Selva baja caducifolia	Burseraceae	*Bursera simaruba*
	Nyctaginaceae	*Neea psychotrioides*
	Rhamnacaea	*Ziziphus yucatanensis*
	Sapotaceae	*Chrysophyllum mexicanum*
	Polygonaceae	*Coccoloba barbadensis*
	Nolinaceae	*Beaucarnea pliabilis*
	Leguminosae	*Diphysa carthagenensis*
	Zygophyllaceae	*Guaiacum sanctum*

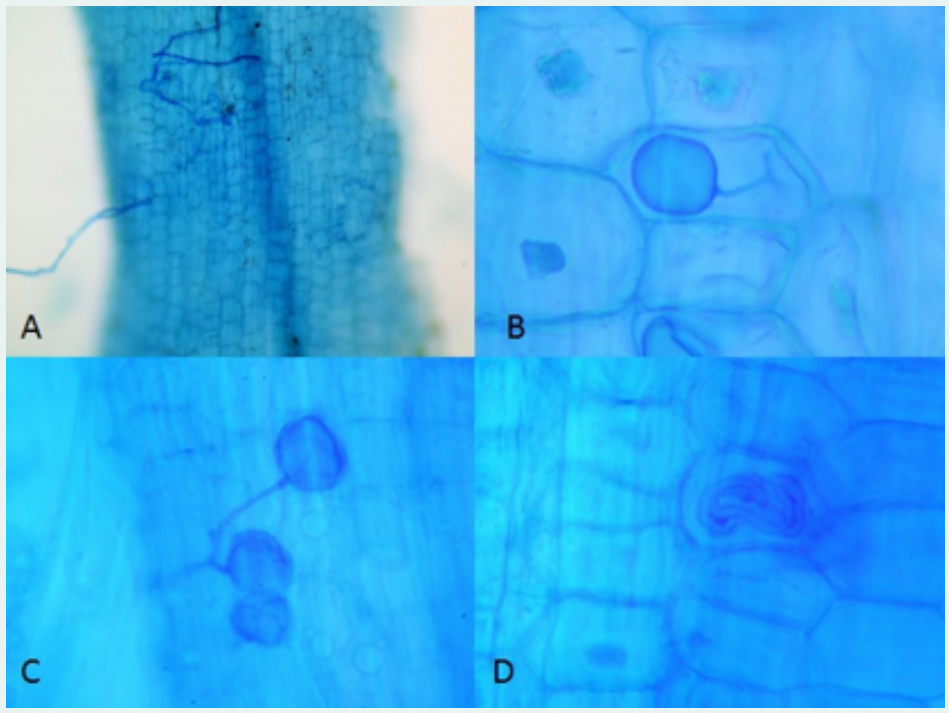


Figura 1. Raíces de plantas de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos teñidas para mostrar estructuras fúngicas formadas en su interior por hongos micorrizógenos arbusculares. A) Hifas penetrando la raíz, B) Espora e hifa de sostén en el interior de una célula, C) Vesículas unidas a hifas y D) Enrollamiento de hifas en el interior de una célula.

Es interesante resaltar el hecho de que dos especies de la familia Polygonaceae, reconocida porque la mayoría de sus miembros no forma micorriza arbuscular al no interactuar con los HMA, ambas del mismo género *Coccoloba uvifera* y *C. barbadensis* presentaron colonización micorrízica arbuscular en sus raíces, por este motivo son importantes los estudios descriptivos, ya que de esa manera se genera información que puede ser empleada para la toma de decisiones, ya que en el caso de *C. uvifera* (uva de mar) es una especie que domina el matorral costero de la RBRL, por lo que puede ser una especie candidata para utilizarse en las estrategias de conservación y restauración del mismo, el hecho de presentar interacción micorrícica permite la posibilidad de emplear esta interacción como estimulante para su establecimiento, como ya se ha hecho con otras plantas en ambientes de dunas costeras (Allen 1989, Sylvia *et al.* 1993, Gemma y Koske 1997).

Se aislaron e identificaron hasta ahora 31 especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) pertenecientes a seis familias y once géneros. El género Acaulospora es el más numeroso, con seis especies, seguido de Glomus con cinco; no obstante, cabe resaltar que 13 especies más, de los géneros Funneliformis (4 especies), Rhizophagus (1), Septoglomus (2), Sclerocystis (3), Claroideoglomus (2) y Diversispora (1) (Cuadro 2), hasta hace poco se encontraban adscritas al género Glomus, que fue disgregado en éstos y otros géneros de acuerdo con la propuestas de clasificación de HMA más reciente (Redecker *et al.* 2013). Las especies de estos géneros disgregados de Glomus y especies del propio Glomus se encontraron en la mayoría de los tipos de vegetación estudiados (Cuadro 2).

El tipo de vegetación que presentó el mayor número de especies de HMA fue el manglar con 18 especies pertenecientes a diez géneros, siendo el de mayor riqueza y representación de géneros. Esto es interesante ya que ofrece evidencia acerca de la importancia que podría tener de la interacción micorrízica arbuscular en esta vegetación, que en general es pasada por alto en los estudios realizados en los manglares debido a que se ha asumido que no existe, ya que los HMA requieren de oxígeno y éste es escaso en el suelo de sitios inundados como los manglares. No obstante ya se ha reportado la interacción en manglares de otras partes del mundo (Wang *et al*. 2010) e incluso en la misma especie de manglar en un petén de Celestún (Echeverría 2007).

La selva baja caducifolia, fue la segunda en cuanto a riqueza de especies

de HMA con 11 especies. Las selvas bajas del estado de Yucatán han sido poco estudiadas desde el punto de vista de la interacción micorrízica arbuscular, sin embargo se han encontrado al menos siete especies características de este tipo de vegetación interactuando con los HMA en una selva baja caducifolia secundaria (Ramos-Zapata *et al.* datos no publicados). Es interesante notar que siete de las 11 especies de HMA reportadas para este tipo de vegetación fueron exclusivas, esto es, no se presentaron en los otros sistemas analizados. Esta información, lo mismo que la de manglar donde hubo 11 especies exclusivas será importante para implementar planes de manejo o restauración, ya que ofrece datos acerca de la distribución particular de estos organismos benéficos y las especies vegetales con las que interactúan.

Para el matorral de duna costera se reportan ocho especies de HMA, dos de ellas sólo se han encontrado en dicho ambiente (Cuadro 2), este valor es alto comparado con los reportes de Barredo-Pool *et al.* (1998) quienes reportan seis morfotipos de HMA en el suelo rizosférico de la duna costera del litoral norte yucateco. Mientras que en las costas de Sisal, Ramos-Zapata *et al.* (2011) reportaron propágulos infectivos en la rizósfera con cambios poco perceptibles a lo largo del año.

El tipo de vegetación en el que se encontró el menor número de especies fue el potrero (2). En sitios perturbados, como es el potrero, se suele presentar una pérdida de especies de HMA de forma inmediata (Aguilar-Fernández *et al.* 2009), sin embargo existen reportes en donde se observan cambios a largo plazo (Allen *et al.* 1998, Guadarrama-Chávez *et al.* 2007); de acuerdo con nuestros resultados en la RBRL el cambio de uso de suelo de una selva baja caducifolia a un pastizal para el pastoreo de ganado bovino ha provocado una reducción significativa en el número de especies de HMA.

Glomus microcarpum y *Funneliformis geosporus*, se aislaron de tres y cuatro de los sistemas estudiados, respectivamente, lo que puede indicarnos que se encuentran distribuidas ampliamente al presentarse en todos o casi todos los tipos de vegetación de la reserva estudiados hasta el momento. Es de destacar que en todos los tipos de vegetación estudiados exista asociación micorrícica arbuscular en las raíces de las plantas y que se haya detectado la presencia de los HMA en el suelo de todos los sitios hasta ahora estudiados.

Cuadro 2. Especies de HMA registradas en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán. En ambiente de manglar y de duna costera

Familia	Género	Especies	Manglar	Duna costera	Selva baja caducifolia	Potrero
Glomeraceae	*Funneliformis*	*Funneliformis badium*			+	
		F. coronatus	+		+	
		F. geosporus	+	+	+	+
		F. verruculosum			+	
	Glomus	*Glomus deserticola*	+			
		Gl. microaggregatum	+			
		Gl. microcarpum	+	+	+	
		Gl. hyderabadensis			+	
		Gl. aff. *reticulatum*			+	
	Rhizophagus	*Rhizophagus fasciculatus*	+	+		
	Septoglomus	*Septoglomus constrictum*			+	
		Se. viscosum		+		
	Sclerocystis	*Sclerocystis coccogenum*	+			
		S. rubiformis	+	+		
		S. sinuosa			+	
Claroideoglomeraceae	Claroideoglomus	*Claroideoglomus claroideum*		+		
		C. etunicatum	+		+	+
Diversisporaceae	Diversispora	*Diversispora spurca*	+			
Gigasporaceae	Gigaspora	*Gigaspora decipiens*	+			
		Gigaspora sp.	+			
	Dentiscutata	*Dentiscutata erythropus*	+	+		
Acaulosporaceae	Acaulospora	*Acaulospora foveata*	+			
		A. kentinensis		+		
		A. laevis			+	
		A. myriocarpa	+			
		A. rehmii	+			
		A. scrobiculata	+			
Ambisporaceae	Ambispora	*Ambispora appendicula*	+			
		TOTAL	18	8	11	2

III. Hongos ectomicorrizógenos

La recolección del material biológico se llevó a cabo en dos tipos vegetacionales de la Reserva, la selva baja caducifolia y el matorral de dunas costeras. Para la obtención de las raíces micorrizadas, en selva baja caducifolia se establecieron 3 cuadros de 10x10 m en selva perturbada y 3 en selva conservada, en cada uno se obtuvieron 9 bloques de 20x20x20 cm de suelo rizosférico, obteniendo un total de 54 bloques recolectados alrededor de especies arbóreas Coccoloba y Caesalpinia. En el matorral de dunas costeras se consideraron dos localidades: El Cuyo y Holchit., los bloques se tomaron bajo 60 plantas de *C. uvifera,* (14 juveniles y 46 adultas) a lo largo de un transecto longitudinal. Cada muestra fue colocada en papel aluminio dentro de una bolsa de plástico, debidamente etiquetada y georeferenciada. En el laboratorio, cada bloque se analizó para buscar las raíces micorrizadas de acuerdo con las técnicas convencionales de estudio (Marx *et al.* 1991, Brundett *et al.* 1996). Las muestras de raíces micorrizadas se fijaron en FAA y se realizó la caracterización morfológica macro y microscópica de los diferentes morfotipos (Agerer 1986, http://www.deemy.de).

La búsqueda y recolección de esporomas de hongos potencialmente ectomicorrizógenos, se realizó de manera dirigida hacia las plantas potencialmente ectomicorrizógenas que se presentaron en cada uno de los tipos de vegetación. Para la selva baja subcaducifolia en todo el cuadro, con énfasis en plantas del género Coccoloba y Caesalpinia y en el caso del matorral de dunas costeras se llevó a cabo alrededor y bajo plantas de *C. uvifera.* Los esporomas fueron extraídos del suelo desde la base con una pala de jardinero y colocados en papel encerado, para evitar algún daño en sus estructuras, posteriormente se realizó una descripción macroscópica detallada de cada uno de los ejemplares recolectados, el color de cada uno de ellos fue tomado basándose en las tablas Methuen Handbook of Colour (Komerup y Wanscher 1978). Además se deshidrataron y herborizaron de acuerdo con las técnicas convencionales (Cifuentes *et al*. 1986) para su posterior identificación taxonómica utilizando claves y descripciones especializadas. Los ejemplares fueron depositados en el herbario del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas, de la Universidad Autónoma de Tlaxcala Herbario TLXM).

Con la información generada se determinaron las especies clave tanto de

hongos, de plantas que forman ectomicorriza y los diferentes morfotipos de ectomicorriza en los dos tipos de vegetación seleccionados (selva baja subcaducifolia y matorral de dunas costeras).

En selva baja caducifolia, en seis bloques de suelo (tres de selva conservada y tres a selva perturbada), se obtuvieron raíces micorrizadas, no obstante, aunque se lograron observar estructuras características de la ectomicorriza como el manto y la red de Hartig no se logró asociar a algún tipo de morfotipo citado en literatura ya que se encontraban en un alto grado de deterioro.

Para el caso del matorral de dunas costeras de las localidades El Cuyo y Holchit (Rio Lagartos), las plantas juveniles de *Cocccoloba uvifera* presentaron once morfotipos de hongos ectomicorrícicos los cuales se caracterizaron de acuerdo con los criterios de Agerer (1987-1991, 1991, 2006) y Ludwin-Maximilians (2004-2011), observándose mayor abundancia y dominancia del morfotipo uno, el cual corresponde a la ectomicorriza formada por el hongo *Scleroderma bermudense* (Agerer 2006, Avril 2009 y Álvarez 2012) hongo que corresponde a etapas tempranas de la asociación. Los morfotipos restantes raramente se encontraron. Mientras que en plantas adultas se observó mayor diversidad de morfotipos ya que se hallaron en total once, sin presentar dominancia de alguno de estos. De acuerdo con la literatura, el morfotipo 2 corresponde al género Cantharellus, el 3 a Russula, el 5 a Tomentella, el 6 a un hongo Boletoide y el 7 y 11 a Lactarius (Cuadro 3) (Avril 2009).

En cuanto a la indentificación de los esporomas, en el matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos se identificaron dos especies de hongos ectomicorrizógenos asociados a *Coccoloba uvifera, Cantharellus sp*. y *Scleroderma bermudense* Coker. *Cantharellus sp.* se recolectó en el sitio de Holchit asociado a plantas maduras y *S. Coker* se encontró en ambas localidades.

Con base en la literatura sobre hongos ectomicorrizógenos, en plantas de *C. uvifera* se han registrado aproximadamente 20 especies asociadas con esta planta (Cabrera *et al.* 1990, Bandou *et al.* 2006, Avril 2009, Álvarez 2012), por lo que las dos especies de hongos ectomicorrizógenos recolectados en la RBRL representan el 10% de la diversidad de hongos ectomicorrizógenos registrada para ésta con base en las

estructuras reproductivas. Este porcentaje aparentemente bajo de esporomas se debe posiblemente a la época en que se realizó el muestreo debido a que las condiciones ambientales de poca humedad, no eran las mejores para su desarrollo.

Cuadro 3. Características generales de los 11 morfotipos de ectomicorriza identificados en el sistema radical de *las plantas C. uvifera* en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

Características									
	Tipo de ramificación	**Terminaciones no ramificadas**	**Color**	**Manto**	**Hifas**	**Fíbulas**	**No. C.C.P. la rHartig**	**Rizomorfos**	**Cistidios**
Morfotipo 1 ***Scleroderma bermudense***	Simple a Irregular-pinada	Torcidas	Blanco	Liso Pseudoparenquimátoso (L)	S	P	2	Indiferenciados	Ramificados desde la base en forma de cruz
Morfotipo 2 ***Cantharellus***	Simple a Irregular-pinada	Rectas a Torcidas	Café pálido	Algodonoso Pseudoparenquimátoso (L a K)	SED	P	1	Indiferenciados	A
Morfotipo 3 ***Russula***	Simple a Monopodial-pinada	Rectas a Torcidas	Café amarillento	Liso Pseudoparenquimátoso (K)	SED	A	1	A	Uniramifiados
Morfotipo 4	Simple	Rectas a Torcidas	Café rojizo	Liso Pseudoparenquimátoso (L a K)	SED	A	1	A	A
Morfotipo 5 ***Thelephora***	Simple	Rectas a Torcidas	Café obscuro	Liso Pseudoparenquimátoso (P)	S	P	2	Thelephoroides	A
Morfotipo 6 Boletoide	Simple	Rectas a Torcidas	Café amarillento	Liso Plectenquimatoso (B)	SED	A	2	A	Dicotómicos
Morfotipo 7 Lactarius	Simple a Monopodial-pinada	Rectas a Torcidas	Amarillo	Liso Plectenquimatoso (B)	S	P	2	A	Uniramificados
Morfotipo 8	Simple	Rectas a Torcidas	Café rojizo	Liso Pseudoparenquimátoso (K a L)	SED	A	1	Compactos	A
Morfotipo 9	Monopodial-pinada	Rectas a Torcidas	Amarillo	Liso	ND	ND	ND	ND	ND
Morfotipo 10	Monopodial-pinada a Coraloide	Rectas a Torcidas	Café	Liso Pseudoparenquimátoso (L)	SED	A	2	Uniformes y compactos	uniramificados
Morfotipo 11 Lactarius	Irregular-pinada	Torcidas a Tortuosas	Café pálido	Liso Plectenquimatoso (B)	S	P	1	A	Uniramificados

C.C.P: Capa de células que penetra la red de Hartig. ND: No disponible. P: Presente. A: Ausente. S: Septadas. SED: Septos escasos y dispersos.

Por otra parte, los esporomas no siempre están presentes mientras el hongo esté formando la ectomicorriza, la mayoría del tiempo los micelios están presentes bajo el suelo sin que estos fructifiquen debido a que este proceso obedece a cierta temperatura y humedad ambiental (Smith y Read 1997). Sin embargo, la falta de diversidad de esporomas se vio compensada con lo encontrado en la búsqueda de raíces micorrizadas, la cual arrojó 11 morfotipos de ECM asociados al sistema radical de *C. uvifera*, lo cual representa tres morfotipos de ECM más que lo reportado por Avril (2009) para la isla de Guadalupe quien registró solo 9. Del mismo modo Álvarez (2012) para La Rivera, Tampico Alto, Veracruz, describió un morfotipo más que los presentados en este trabajo siendo estos 12 en total. La presencia de estos HECM en el sistema radical de *Coccoloba uvifera* de acuerdo con lo reportado por Bandou *et al.* (2006), puede estar facilitando el establecimiento y desarrollo de esta planta ya que hongos como *Scleroderma bermudense* disminuyen el estrés hídrico y salino al que se ve expuesta esta planta en el MDC.

Cantharellus sp. representa una especie nueva para la ciencia, detectada previamente en otros ambientes y actualmente su descripción se encuentra en proceso. *Scleroderma bermudense* tiene el potencial de ser utilizada como una especie de hongo ectomicorrizógeno que ayude al establecimiento de plántulas de *C. uvifera* en futuros programas de restauración del matorral de dunas costeras, debido a que fue dominante en las raíces de plantas jóvenes.

El tipo de vegetación con mayor potencial para evaluar la diversidad de hongos ectomicorrizógenos en la RBRL es el matorral de dunas costeras, debido a que *C. uvifera,* planta ectomicorrizógena obligada, es dominante en la mayor parte del matorral. En la selva baja caducifolia se presentan algunas plantas ectomicorrícicas, sin embargo, éstas se encuentran muy aisladas y mezcladas con otras plantas que no forman ectomicorriza o no son dominantes

VI. Conclusiones

Los resultados obtenidos confirman la presencia de las asociación micorrícicas tanto arbuscular como ectomicorrízica en la Reserva RBRL.

La composición de especies de HMA es diferente para cada tipo de vegetación explorado en la RBRL, caracterizada por un número elevado de especies exclusivas a cada uno de ellos. Una evidencia del

deterioro causado por el cambio de uso del suelo en la vegetación de la RBRL es el bajo número de especies de HMA encontradas en el potrero.

La presencia de los HMA y HECM en el sistema radical de *C. uvifera,* especie vegetal pionera en la formación de matorral de dunas costeras, puede estar facilitando su establecimiento y desarrollo ya que disminuyen el estrés hídrico y salino al que se ve expuesta esta planta.

A diferencia de otros países, en México la caracterización morfológica de las ectomicorrizas ha sido escasamente estudiada a pesar de la enorme relevancia que representa la caracterización de las estructuras ectomicorrízicas para la identificación de los micobiontes. Aunado a esto es importante considerar que la mayor parte de los trabajos sobre HECM se han dirigido hacia las zonas templadas (bosques de pino-encino), y se deja de lado a las zonas tropicales. Lo anterior ha generado un desconocimiento acerca de la presencia de este grupo de organismos en dichos ecosistemas, en donde la generación de conocimiento sobre los grupos de organismos presentes y sus interacciones es la base de su conservación, rehabilitación y restauración.

V. Perspectivas

Con los resultados encontrados se destaca la necesidad de realizar más estudios tanto para conocer la diversidad de esporomas de HECM así como de los morfotipos de ectomicorriza y de hongos micorrizógenos arbusculares en las zonas tropicales, ello permitirá enriquecer las bases de datos y facilitar a futuro las identificaciones sistemáticas a partir de caracteres morfológicos y anatómicos. Asimismo, permitirá entender la función ecológica que juegan estos organismos en el mantenimiento de los ecosistemas tropicales.

Es importante explorar el caso particular de la especie *C. uvifera* que es una especie dominante en algunas zonas del matorral de duna y se asocia tanto con hongos micorrizógenos arbusculares como con hongos ectomicorrizógenos, ya que es posible que su éxito en las zonas donde es dominante se deba a la interacción con ambos tipos de hongos micorrizógenos, lo cual debe ser evaluado para incorporarse en las estrategias de restauración con *C. uvifera* los sitios perturbados del matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

VI. Agradecimientos

A los proyectos PROMEP (103.5/12/2117) y CONACyT (CB-2007-84112) y a las autoridades y personal de campo de la RBRL (CONANP) por las facilidades prestadas para la realización de este estudio.

VII. Referencias

Agerer R (1987-1991) Colour atlas of ectomycorrhizae. Munich. Einhorn-Verlag.

Agerer R (1986) Studies on ectomicorrhizae II. Introducing remarks on characterization and identification. Mycotaxon 26:437-492

Agerer R (1991) Characterization of ectomycorrhizae. In: Noris JR, Read DJ, Varma AK (eds.) Methods in microbiology. Vol. 23. Techniques for the study of mycorrhiza. Academic Press. London pp 25-74

Agerer R (2006) Fungal relationships and structural identity of their ectomycorrhizae. Mycol Progress 5:67–107

Aguilar-Fernández M, Jaramillo VJ, Varela-Fregoso L y Gavito ME (2009) Short-term consequences of slash-and-burn practices on the arbuscular mycorrhizal fungi of a tropical dry forest. Mycorrhiza 19:179-186

Allen EB, Rincón E, Allen MF, Pérez-Jiménez A y Huante P (1998) Disturbance and seasonal dynamics of mycorrhizae In A tropical deciduous forest in méxico. Biotropica 30:261-274

Allen EB (1989) The restoration of disturbed arid landscape with special reference to mycorrhizal fungi. Journal Of Arid Environments 17:279-286

Álvarez JM (2012) Caracterización morfológica de dos ectomicorrizas asociadas a *Coccoloba uvifera* L. e identificación del micobionte con base en la región ITS del adnr, en una población de la comunidad la ribera, Tampico alto, Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana.

Avril R (2009) Analyse de la diversité des champignons ectomycorhiziens et des ectomycorhizes du raisinier bord de mer (*Coccoloba uvifera* l.) le long d'un gradient de salinité en forêt littorale. Tesis para obtener el grado de maestro en investigación en ciencia y tecnología. Biodiversidad tropical. Especialidad en ecosistemas naturales y explotados. Universiti Des Antilles Et De La Guyane.

Faculté Des Sciences Exactes Et Naturelles.

Barredo-Pool F, Varela L, Arce-Montoya M y Orellana R (1998) Estudio de la asociación micorrízica en dos cactáceas nativas del estado de Yucatán, México. En: Zulueta R, Escalona MA, Trejo D (eds.) Avances de la investigación micorrízica en México. Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz. pp 77-84

Brundrett M, Bougher N, Dell B, Grovey T y Malajczuk N (1996) Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. Australian centre for international agriculture Research. Wembley, WA.

Cabrera T, Iglesias H, Ruiz M, Herrera S y Sotolongo AM (1990) Micorrizas de Coccoloba uvifera Jacq. V Congreso Latinoamericano de Botánica (Resúmenes). La Habana, Cuba.

CONANP (2007) Programa de conservación y manejo. Reserva De La Biósfera Ría Lagartos. México.

Echeverría R (2007) Asociación Micorrízica Arbuscular De Las Plantas Arbóreas Terrestres De Un Petén En Celestún, Yucatán, México. Tesis De Licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán.

García-Sánchez R, Monroy-Ata A y Chimal SE (2008) Hongos micorrizógenos arbusculares asociados a diferentes plantas y matorrales del valle del Mezquital, Hidalgo, México. En: Montaño NM, Camargo-Ricalde SL, García-Sánchez R y Monroy A (eds.) Arbuscular mycorrhizae in arid and semiarid ecosystems. Mundi-Prensa, INE-SEMARNAT, UAM-Iztapalapa, FES-Zaragoza-UNAM. México, pp125-136

Gavito ME, Pérez-Castillo D, González-Monterrubio CF, Vieyra-Hernández T y Martínez-Trujillo M (2008) High compatibility between arbuscular mycorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystem. Mycorrhiza 19:47-60

Gemma JN y Koske RE (1997) Arbuscular mycorrhizae in sand dune plants of the north atlantic coast of the US: Field and greenhouse inoculation and presence of mycorrhizae in planting stock. Journal of Environmental Management 50:251–264

Guadarrama P, Ramos-Zapata J, Salinas-Peba L, Hernández-Cuevas L y

Castillo S (2012) La vegetación de dunas costeras y su interacción micorrícica en Sisal, Yucatán: una propuesta de restauración. En: Sánchez AJ, Chiappa-Carrara X y Brito-Pérez R (eds.) Recursos acuáticos costeros del sureste Vol. II. Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del estado de Yucatán, RECORECOS, UNAM. México pp 131-152

Guadarrama-Chávez P, Camargo-Ricalde SL, Hernández-Cuevas L y Castillo-Argüero S (2007) Los hongos micorrizógenos arbusculares de la región de Nizanda, Oaxaca, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 81:133-139

Hernández-Cuevas L, Guadarrama P, Sánchez-Gallén I y Ramos-Zapata J (2008) Capitulo micorriza arbuscular. Colonización intrarradical y extracción de esporas del suelo. En: Álvarez Sánchez J, Monroy A (eds.) Técnicas de estudio de las asociaciones micorrízicas y sus implicaciones en la restauración. Las prensas de Ciencias, UNAM. México pp 1-15

Komerup A y Wanscher JH (1978) Methuen handbook of color. Eyre Methuen, London, UK.

Ludwin-Maximilians J (2004-2011) Determination of ectomycorrhizae (DEEMY). Disponible en línea: <www.Deemy.De>

Marx D, Ruchle JL y Cordell CE (1991) Methods for studying nursey and field response of trees to specific ectomycorrhiza. In: Norris JR (ed.) Techniques for the study of mycorrhiza 23:383-411

Ramos-Zapata JA, Zapata-Trujillo R, Ortiz-Diaz JJ y Guadarrama P (2011) Arbuscular mycorrhizas in a tropical coastal dune system in Yucatan, México. Fungal Ecology 4:256-261

Ramos-Zapata JA, Marrufo-Zapata D, Guadarrama P, Carrillo-Sánchez L, Hernández-Cuevas L y Caamal-Maldonado A (2012) Impact of weed control on arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical agroecosystem: a long-term experiment. Mycorrhiza 22:653-661

Ramos-Zapata JA, Solís-Rodríguez U, Marrufo-Zapata D y Guadarrama P (2012) Diversidad de hongos micorrizógenos arbusculares en huertos familiares de Dzoyaxché, Reserva ecológica Cuxtal, Municipio de Mérida, Yucatán. En: Flores JS (ed.) Huertos familiares de la Península de Yucatán. UADY, CONACYT. México, pp. 91-107

Redecker D, Schußler A, Stockinger H, Stürmer SL, Morton JB y Walker C (2013) An evidence-based concensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). Mycorrhiza 23:515-531

Smith SE y Read DJ (2008) Mycorrhizal symbiosis. Academic Press. London

Sylvia DM, Jarstfer AG y Vosatka M (1993) Comparisons of vesicular–arbuscular mycorrhizal species and inocula formulations in a commercial nursery and on diverse florida beaches. Biology and Fertility of Soils pp.139–144

Wang B y Qiu YL (2006) Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. Mycorrhiza 16:299-363

Wang Y, Qiu Q, Yang Z, Hu Z, Fung-Yee N y Xin G (2010). Arbuscular mycorrhizal fungi in two mangroves in south China. Plant Soil 331:181-19

3

Biodiversidad

CAPITULO 10

Diversidad de insectos parasitoides: avispas Ichneumonidae

Alejandra González-Moreno, Hugo Delfín-González y Santiago Bordera

Resumen
I. Introducción
II. Importancia de los parasitoides
III. Estado actual del conocimiento de los Ichneumonidae en México
IV. Los icneumónidos de la Reserva de Ría Lagartos
V. Especies de interés
VI. Perspectivas
VII. Referencias

Resumen

Los parasitoides son insectos fascinantes que se alimentan generalmente de otros insectos, ejerciendo un importante papel en los ecosistemas como controladores naturales. La familia Ichneumonidae constituye el grupo de avispas parasitoides con mayor riqueza conocida de especies, con más de 1,100 especies registradas para México. En la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos se han reportado 336 especies, destacando 10 nuevas especies para la ciencia. Las subfamilias más abundantes son Cryptinae, Cremastinae y Campopleginae. La mayor riqueza y diversidad se encuentra en las áreas de selva, en la sabana y el matorral la riqueza es menor. Presentan un patrón de actividad diurno correlacionado con la humedad relativa y la temperatura, siendo el primero, el factor más determinante; con picos de actividad a 71% de humedad relativa y una temperatura de 33º C. Las perspectivas plantean su posible utilización como bioindicadores de diversidad y en actividades de control biológico.

I. Introducción

Las Reservas de la Biósfera, son una de las figuras de conservación más completas de las ANP's (Zunino 2007), con el objetivo principal de conservar la biodiversidad promoviendo el uso sustentable de los recursos naturales (Halfter 2005). Sin embargo, la conservación de dicha diversidad se ha centrado en plantas y animales,

principalmente vertebrados, que son llamativos de alguna manera, o en peligro de extinción (como el flamenco y la tortuga), pero existen otros grupos, como los insectos, que han recibido menor atención, pese a que constituyen más de las tres cuartas partes de todas las especies animales (Foottit y Adler 2009). Un ejemplo de esto, se puede ver en la listas de la NOM-059-2010, en la cual se mencionan un considerable número de vertebrados, pero únicamente tres especies de insectos están bajo un estatus de riesgo: el tábano de las dunas (*Brennania belkini*), la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) y la mariposa llamadora (Papilio esperanza). Esto no significa que los insectos no estén en peligro de extinción, sino que refleja el poco conocimiento de sus poblaciones, no se sabe cuántas y cuáles son las especies de insectos, el estatus de conservación de las mismas, o si alguna especie está amenazada, en peligro de extinción o incluso, extinta.

Específicamente para la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL) existen únicamente listados faunísticos de algunas familias de insectos, principalmente dípteros, provenientes mayormente de informes de proyectos o de reportes informales. Por lo que es importante aumentar los esfuerzos para monitorear y conocer la diversidad de insectos, y así, poder establecer si sus poblaciones están amenazadas o conservadas. Bien es cierto que resulta realmente difícil abordar el estudio de todas las comunidades de insectos de una determinada zona, es por ello que en este capítulo nos centraremos en un grupo de gran importancia para el mantenimiento de los ecosistemas: los parasitoides.

Los parasitoides presentan una estrategia vital intermedia entre un depredador y un parásito. Son insectos que en su etapa larval se desarrollan a expensas de un hospedero, principalmente otro artrópodo, preferentemente insecto, alimentándose de él y matándolo en el proceso, por lo que no se considera un verdadero parasito. Los parasitoides pueden actuar como endoparasitoides (cuando la larva se desarrolla en el interior del hospedero) o como ectoparasitoides (cuando la larva se desarrolla sobre el tegumento del hospedero). A su vez, también pueden desarrollarse como idiobiontes (el parasitoide detiene el desarrollo del hospedero mientras su larva se alimenta de él) o como koinobiontes (el parasitoide no detiene el desarrollo del hospedero atacado, permitiendo que éste siga su

desarrollo mientras la larva parasitoide se alimenta de él). Los adultos en cambio, viven libremente alimentándose de néctar, polen o como depredadores (Godfray 1994). Los parasitoides son un fascinante grupo de insectos, que ha sido modelo de muchas teorías evolutivas y también objeto de las reflexiones de Darwin sobre la evolución e incluso han sido fuente de inspiración en el cine en películas como "Alien".

Dentro de los parasitoides, las familias más abundantes y comunes en el trópico son Braconidae, Ichneumonidae, Chalcididae y Scelionidae, de las cuales, Ichneumonidae, conforma uno de los grupos de seres vivos más diverso del planeta y es la familia de himenópteros con mayor número de especies descritas, con más de 23,000 especies (Yu *et al.* 2012), aunque se estima que su riqueza puede llegar a las 100.000 especies (Gauld *et al.* 2002).

Este capítulo pretende ser una aproximación al fascinante mundo de los insectos parasitoides y de modo particular a los Ichneumonidae de la RBRL. En él se aborda de forma sinóptica el concepto de parasitoide, poniendo de manifiesto el importante papel que éstos ejercen en los ecosistemas como controladores naturales de otros insectos. El cuerpo principal del capítulo se centra en los patrones de diversidad de los icneumónidos, el estado actual del conocimiento de este grupo en México y profundiza de modo particular en la riqueza, diversidad y etología de los icneumónidos de la RBRL.

II. Importancia de los parasitoides

Los parasitoides son importantes en términos de biodiversidad, ya que comprenden una gran fracción de la riqueza global de especies (LaSalle y Gauld 1993). En promedio, existen cinco o seis especies de parasitoides por cada especie de insecto herbívoro (Askew y Shaw 1986, Hawkins y Lawton 1987). Por esta dependencia directa que tienen con sus hospederos, los parasitoides son considerados buenos bioindicadores ya que representan la diversidad de los fitófagos que atacan (Sharkey 2007).

Son importantes ecológicamente ya que prestan un servicio esencial en los ecosistemas al regular poblaciones de insectos herbívoros (La Salle y Gauld 1993, Godfray 1994). Esta capacidad de regulación los convierte en elementos económicamente importantes para el sector agrícola, representando una

alternativa en el control biológico de plagas (Jervis 2005).

En materia de conservación, son prioritarios ya que presentan biologías altamente sensibles, lo que aumenta la probabilidad de sufrir disminuciones drásticas en sus poblaciones, pudiendo llegar a la extinción de determinadas especies (Hochberg e Ives 2000). Este hecho, podría tener efectos impredecibles y no medibles sobre la abundancia de los insectos fitófagos, con un posible efecto de cascada sobre el ecosistema (LaSalle y Gauld 1993).

La familia Ichneumonidae y su diversidad

La Familia Ichneumonidae se caracteriza por ser un grupo de himenópteros hiperdiverso y por su amplio rango de hábitos biológicos. La mayoría tiene hábitos entomófagos en su etapa larval (Gauld 1995), desarrollándose como endoparasitoides o como ectoparasitoides, al tiempo que pueden actuar como idiobiontes o como koinobiontes. Sin embargo, existen unas pocas excepciones como por ejemplo, los géneros de Labeninae, Poecilocryptus y Grotea que pueden aprovechar el polen de los nidos de larvas de otros himenópteros (Janvier 1967 citado en Palacio y Wahl 2006).

La gran mayoría son solitarios, es decir, se desarrolla una sola larva de avispa por hospedero; aunque también, algunas subfamilias como Pimplinae, presentan especies gregarias que desarrollan varias larvas por hospedero (Godfray 1994).

Los primeros estudios sobre la diversidad global de Ichneumonidae, describían un patrón de riqueza inverso al de la mayoría de los parasitoides, siendo más abundantes a latitudes altas que en el ecuador (Owen y Owen 1974, Janzen 1981, Gauld 1986, Noyes 1989; Hawkins *et al*. 1992, LaSalle y Gauld 1993). Sin embargo, los patrones de diversidad propuestos para el grupo han ido cambiando conforme han aumentado los estudios, principalmente en el Neotrópico, con lo que se ha demostrado que este patrón "anómalo" de diversidad, parece deberse más a un artificio de muestreo que a un patrón de distribución real (Sääksjärvi 2004, Veijalainen *et al*. 2012). De hecho cuando sugirieron esas hipótesis, la mayor parte de los trabajos habían sido realizados en la región Paleártica y Neártica, estando las regiones tropicales mucho menos estudiadas, por

lo que el esfuerzo de muestreo no era comparable.

Los patrones de diversidad descritos para el grupo, han sido diferentes dependiendo de la región geográfica estudiada. Gauld y Bolton (1988) registraron mayor riqueza en las regiones templadas y en los trópicos húmedos, que en las áreas cálidas y secas; Lockard y colaboradores (2000) encontraron que el máximo relativo de riqueza de Ichneumonidae para Estados Unidos tenía lugar en latitudes medias y la menor diversidad en latitudes bajas (Florida) y altas (Canadá). Otra posibilidad de establecer patrones de riqueza es considerando sus estrategias de desarrollo. De acuerdo con este criterio Gauld (1987) propone que los icneumónidos idiobiontes son dominantes en las selvas tropicales mientras que los koinobiontes son dominantes en latitudes altas.

La distinta resolución taxonómica en muchos de los trabajos utilizados para establecer estos patrones, es la causa de las diferentes conclusiones en cuanto a posibles patrones de diversidad.

Considerando la gran variación de las conclusiones realizadas hasta ahora, muchos autores afirman que no es posible establecer patrones generales para la familia, sino que deben ser descritos a nivel de subfamilia, donde aparentemente es posible establecer patrones más claros (Owen y Owen 1974, Janzen 1981, Gauld 1987, Naeem y Hawkins 1994, Quicke y Kruft 1995).

III. Estado actual del conocimiento de los Ichneumonidae en México

En México, los estudios sobre la familia Ichneumonidae han sido principalmente faunísticos, taxonómicos y sobre patrones de distribución (e.g. Ruíz-Cancino *et al.* 2002, 2010, 2013, Kasparyan y Ruíz-Cancino 2004a-b, Kasparyan 2007a-b, Khalaim y Ruíz-Cancino 2009, Ruíz-Cancino 2010, González-Moreno y Bordera 2011,2013). También han sido abordados ciertos aspectos de la biología de especies concretas (Molina-Ochoa *et al.* 2004, Córtez-Mondaca y Macías-Cervantes 2007, Zetina *et al*. 2009), pero, son escasos los estudios sobre la diversidad de la familia en su conjunto, siendo de destacar los realizados en sistemas naturales de Tamaulipas donde se destacan los altos valores de diversidad obtenidos en vegetación de matorral espinoso (Pérez-Urbina *et al*. 2010); en

agroecosistemas de Yucatán la familia Ichneumonidae mostró mayor diversidad en la vegetación nativa que en los ambientes con algún tipo de manejo agronómico (Chay-Hernández *et al.* 2006).

La fauna de Ichneumonidae de RBRL ha sido abordada en profundidad por González-Moreno y colaboradores, debiendo mencionar diversos trabajos taxonómicos donde se describen nuevas especies (Bordera *et al*. 2010, González-Moreno *et al.* 2010a, González-Moreno y Bordera 2013) y varios estudios faunísticos (González-Moreno *et al.* 2010b, 2011, González-Moreno y Bordera 2011, 2012). También han sido estudiados los patrones de actividad de vuelo diurno de los adultos en la reserva (González-Moreno *et al.* 2012) y se han realizado estudios sobre diversidad de algunas subfamilias (González-Moreno *et al.* 2010c, 2012b). En la actualidad se encuentran en preparación varios trabajos comparativos de la diversidad del grupo en los diferentes tipos de vegetación y de manejo de la reserva.

IV. Los icneumónidos de la Reserva de Ría Lagartos

Ichneumonidae es la primera familia de parasitoides descrita en la RBRL, se conocen 336 especies, que representan el 30% de las 1,115 especies registradas para el país (González-Moreno y Bordera 2012). Estudios previos habían reportado 106 especies conocidas para el Estado de Yucatán y habían estimado 300 especies para toda la entidad (Delfin y Chay 2010). Sin embargo, los datos más recientes (González-Moreno y Bordera 2012) citan un mayor número de especies, en una zona puntual del Estado de Yucatán, la RBRL, lo cual sugiere que la riqueza de Ichneumonidae en el Estado es mucho mayor.

La riqueza de subfamilias, géneros y especies sugiere que la RBRL, ubicada en la parte más seca de la Península de Yucatán, alberga gran riqueza de especies de icneumónidos y que México, podría tener mayor riqueza de icneumónidos que la conocida actualmente, considerando su amplia variedad de hábitats y climas.

De las 18 subfamilias encontradas (González-Moreno *et al*. 2012b), los Cryptinae, Cremastinae y Campopleginae en conjunto, constituyen el 74% de los individuos recolectados; las otras 15 subfamilias representadas en la RBRL son considerablemente menos abundantes, aunque algunas de ellas (Ichneumoninae y

Banchinae) muestran una alta riqueza de especies (Cuadro 1).

Los Cryptinae, Cremastinae y Campopleginae son también las subfamilias más ricas en especies en el contexto de la familia, además de ser frecuentemente colectadas (Gauld 1991, Ruiz-Cancino 2010). Los Cryptinae están ampliamente distribuidos en todo el mundo (LaSalle y Gauld 1993), la mayoría son idiobiontes generalistas con amplios rangos de hospederos de lepidópteros, dípteros, coleópteros, himenópteros, hemípteros y puestas de arañas (Palacio y Wahl 2006). La abundancia de las especies de Campopleginae y algunas especies de Cryptinae, puede deberse a que son altamente exitosos, no sólo buscando hospederos, sino también evitando la depredación (Rathcke y Price 1976, Gauld 1987), lo que probablemente les permite ser altamente diversos en sitios donde la presión de la depredación es muy alta, como en los trópicos.

Cuadro 1. Porcentaje de abundancia de las subfamilias del total de icneumónidos capturados en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, con sus valores de abundancia (N) y riqueza de especies (S).

Subfamilias	S	N	Porcentaje	Subfamilias	S	N	Porcentaje
Cryptinae	109	1904	28.48	Anomaloninae	13	104	1.55
Cremastinae	53	1593	23.83	Tersilochinae	1	80	1.19
Campopleginae	18	1470	21.99	Mesochorinae	11	64	0.96
Ichneumoninae	27	376	5.62	Metopiinae	10	64	0.96
Banchinae	19	260	3.89	Ctenopelmatinae	1	61	0.91
Pimplinae	13	186	2.78	Tryphoninae	6	36	0.54
Orthocentrinae	14	170	2.54	Brachycirtinae	3	7	0.10
Labeninae	14	166	2.48	Lycorininae	2	2	0.03
Ophioninae	21	141	2.11	Nesomesochorinae	1	2	0.03
Total							**100**

En otros estudios han sido citados los ortocentrinos, criptinos (Idris y Hainidah, 2003) e icneumoninos como las subfamilias más abundantes (Shapiro y Pickering 2000), coincidiendo con lo reportado para el país por Ruíz-Cancino (2010). En la RBRL los icneumoninos sólo representan el 6% de los individuos colectados. Esta baja presencia puede deberse a que muchas especies de icneumoninos de tamaño grande, a menudo no son colectadas en trampas Malaise (Gauld 1991), principal método de muestreo utilizado en los estudios de González-Moreno y colaboradores.

Los pimplinos y ortocentrinos presentan una proporción de riqueza intermedia en relación con las demás subfamilias (Cuadro 1). Estos resultados contrastan con los obtenidos por otros autores, ya que ambos grupos han sido reportados con alta riqueza en el trópico (Gauld 1987, Shapiro y Pickering 2000, Idris y Hainadah 2003, Säaksjarvi *et al*., 2004, Veijalainen *et al*., 2012). Una posible causa de la relativamente menor riqueza y abundancia de pimplinos en la reserva puede ser la altitud, ya que en el trabajo realizado por Gauld (1991) en Costa Rica, se reportan los números más bajos de diversidad entre los 0 y 200 msnm, al igual que fueron pocas especies nuevas encontradas a altitudes inferiores a los 500 m.s.n.m (Gauld *et al.* 1998). La RBRL está ubicada, en general, a altitudes no superiores a los 10 m.s.n.m. En el caso de los ortocentrinos puede deberse al estado de la vegetación, ya que los trabajos que reportan alta diversidad del grupo (Shapiro y Pickering 2000, Veijalainen *et al.*, 2012) se han realizado en bosques maduros mientras que los bosques de Yucatán son considerados de reciente formación.

Por último, las subfamilias con bajas abundancias, como Lycorininae, Brachycyrtinae y Ctenopelmatinae, son grupos con riquezas específicas bajas y en general poco representados en los trópicos.

La riqueza y diversidad de especies de Ichneumonidae en la reserva varía dependiendo del tipo de vegetación, siendo la selva el tipo de vegetación que presenta la mayor riqueza de especies con respecto al matorral y a la sabana, éstos últimos con valores similares de riqueza. Esto puede deberse a que las selvas tienen estructuras complejas de vegetación (Noyes 1989), permitiendo alojar mayor diversidad de insectos herbívoros y por consiguiente de parasitoides (Hawkins y Lawton 1987, Hawkins *et al*. 1992). De igual forma esta

mayor complejidad estructural de la vegetación, es probable que también ofrezca mayor número de refugios disponibles (Chay *et al.* 2006). En general los icneumónidos parecen preferir bosques más conservados o bosque más maduros que bosques en una etapa más temprana de desarrollo (Shapiro y Pickering 2000, Idris y Hainidah 2003) porque hay mayor disponibilidad de recursos.

Por otro lado, el que disminuya la riqueza y diversidad en matorral y sabana puede deberse a las características de la vegetación, ya que presenta un dosel más abierto, por lo que hay una mayor insolación, aumentando la temperatura y disminuyendo la humedad, factores que restringen la riqueza y diversidad de especies (Gauld 1987, Shapiro y Pickering 2000). Por otra parte estos hábitats son estructuralmente menos complejos, existiendo por tanto menor disponibilidad de sitios de refugio y nichos.

Desde el punto de vista etológico se ha demostrado que los icneumónidos de la reserva siguen un patrón de actividad diurno correlacionado con factores ambientales como la humedad relativa y la temperatura, siendo el primero, el factor más determinante (González-Moreno *et al.* 2012a). De acuerdo con este estudio la mayor actividad tiene lugar en torno a un 71% de humedad relativa y una temperatura de 33ºC disminuyendo dicha actividad cuando los valores son superiores o inferiores. Este patrón de actividad contrasta con el que presentan en zonas templadas, donde el factor determinante es la temperatura, seguido por la humedad relativa, mostrando el óptimo de actividad a una temperatura de 25.6-26.9ºC y una humedad relativa de 34.6-39.2% (Mazon *et al*. 2009).

V. Especies de interés

De las 336 especies registradas para RBRL, resultan destacables los 55 nuevos registros para el país citados por González-Moreno (2011) y 10 especies nuevas, de las cuales se han descrito seis: *Labena gauldiana*, *L. yucatanica* (Bordera *et al.* 2010), *Endasys gibbosus* (González-Moreno *et al.* 2010a), *Podogaster brunneus, P. lagartensis* (González-Moreno y Bordera 2013) y *Clistopyga maya* (Bordera *et al.* 2014).

Las especies más abundantes en la RBRL son Microcharops anticarsiae, *Eiphosoma dentator*, *Agonocryptus chichimecus* y *Camera euryaspis*. Las dos primeras son parasitoides koinobiontes

especialistas, lo cual asegura la presencia de sus hospederos, que en el caso de *M. anticarsiae*, es de gran interés comercial porque ataca diversas plagas agrícolas, como el gusano cogollero del maíz (*Spodoptera frugiperda*), plagas de pastos (*Mocis latipes*), la plaga del aguacate *Euglyphis rivulosa,* la plaga de la alfafa y soya *Anticarsia gemmatalis*; y *E. dentator* ataca la oruga de la verdolaga (*Achyra bifidalis*), el gusano del melón (*Diaphania hyalinata*), la polilla del tomate (*Scrobipalpula absoluta*) y la plaga del girasol (*Homoeosoma nebulella*), entre otras.

Las otras dos especies son i diobiontes, con amplios rangos de hospederos, pero con potencial para el control de plagas ya que *A. chichimecus* ataca varias especies de plagas de barrenadores de tallo. De *Camera euryaspis* no se conocen sus hospederos (Yu *et al*. 2012).

El listado completo de las especies de la RBRL con datos de su hábitat, fenología y distribución se encuentra publicado en González-Moreno y Bordera (2011, 2012).

VI. Perspectivas

Aunque la fauna de Icneumónidos de la reserva es la mejor conocida entre las ANP´s de México, todavía es necesario completar los estudios faunísticos y taxonómicos. Una vertiente valiosa es el posible uso como especies indicadoras del grado de diversidad de las distintas zonas de la reserva (núcleo y amortiguamiento) y de los distintos tipos de vegetación (selva, sabana, etc.), basándose en la relación directa existente entre ellos y los hospederos que atacan. De este modo la presencia o ausencia de determinadas especies en programas de monitoreo bien establecidos, podría ser de utilidad para identificar áreas con alta diversidad de insectos, dotando de una mayor perspectiva a los gestores en el momento de instrumentar planes y estrategias de manejo en la reserva.

Otra vertiente muy promisoria es el uso de los icneumónidos en el control de plagas agrícolas y forestales, lo cual implica la detección de especies útiles como controladores biológicos de uso local, regional o de importancia más global. Para ello es necesario conocer cuáles y como son las relaciones hospedero-parasitoide y valorar los posibles impactos ambientales y

económicos de la reproducción y liberación masiva de alguna especie. Muchos de estos estudios se pueden desarrollar paralelamente y en función de los hallazgos que se vayan sucediendo y de los recursos de que se disponga.

VII. Referencias

Askew R y Shaw M (1986) Parasitoid Communities: their Size, Structure and development. En: Waage J, Greathead J (eds.). Insect parasitoids. Academic Press. London/Orlando, pp 225-264

Bordera S, Gonzalez-Moreno A, Sääksjärvi I y Veijalainen A (2010) Three new large-bodied species of Labena (Hymenoptera: Ichneumonidae: Labeninae), with a key to the Neotropical striata species group. Canadian Entomologist 2:103-119

Bordera S, Gonzalez-Moreno A, Khalaim A y Sääksjärvi I (2014) Revision of North American species of Clistopyga (Hymenoptera: Ichneumonidae: Pimplinae). Canadian Entomologist 00:1-60

Chay-Hernández D, Delfín-González H y Parra-Tabla V (2006) Ichneumonoidea (Hymenoptera) Community Diversity in an Agricultural Environment in the State of Yucatan, Mexico. Environmental Entomology 35: 1286-1297

Córtez-Mondaca E y Macías-Cervantes J (2007) Parasitismo natural de la palomilla dorso de diamante *Plutella xillostella* L. en canola (*Brassica napus* L.), en el norte de Sinaloa, México. Agrociencia 41: 347-354

Delfín-González H y Chay Hernández D (2010) Riqueza de Hymenoptera. En: Durán R, Méndez M (eds). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA, pp 239-240

Foottit R y Adler P (2009) Insect Biodiversity. Wiley-Blackwell. Reino Unido.

Gauld I (1986) Latitudinal gradients in ichneumonid species-richness in Australia. Ecological Entomology 11:155-161

Gauld (1987) Some factors affecting the composition of tropical ichneumonid faunas. Biological Journal of the Linnean Society 30:299-312

Gauld I (1991) The Ichneumonidae of Costa Rica, 1. Memoirs of the American Entomological Institute 47: 1-589

Gauld I (1995) Ichneumonidae. En: Hanson P, Gauld I (eds.). The Hymenoptera

of Costa Rica. Oxford University press. Oxford, pp 390-431

Gauld I y Bolton B (1988) The Hymenoptera. Oxford University Press. USA.

Gauld I, Ugalde J y Hanson P (1998) Guía de los Pimplinae de Costa Rica (Hymenoptera: Ichneumonidae). Revista de Biología Tropical. International Journal of Tropical Biology and conservation 1: 1-189

Gauld I, Godoy C, Sithole R y Ugalde J (2002) The Ichneumonidae of Costa Rica, 4. Memoirs of the American Entomological Institute 66: 1-768

Godfray H (1994) Parasitoids. Behavioral and evolutionary ecology. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA.

González-Moreno A y Bordera S (2011) New records of Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) from Mexico. Zootaxa 2879: 1-21

González-Moreno A y Bordera S (2012) The Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) from Ria Lagartos Biosphere Reserve, Mexico. Zootaxa 3230: 1-51

González-Moreno A y Bordera S (2013) Review of Mexican Species of Podogaster Brullé (Hymenoptera: Ichneumonidae: Anomaloninae) with Description of Two New Species Neotropical Entomology 42: 39-51

González-Moreno A, Bordera S y Delfín-González H (2010a) A new species of Endasys Foerster, 1868 (Hymenoptera: Ichneumonidae) from Mexico with additional key to Nearctic species. Zootaxa 2648: 61-68

González-Moreno A, Bordera S y Delfín-González H (2010b) Metopiinae (Hymenoptera: Ichneumonidae) de la reserva especial de la biósfera Ría Lagartos, México. Entomología Mexicana 9: 212-215

González-Moreno A, Bordera S y Delfín-González H (2010c) Diversidad de Cremastinae y Labeninae de la Reserva Especial de la Biósfera Ría Lagartos, México. Entomología Mexicana 9: 207-211

González-Moreno A, Bordera S y Monsreal R (2011) Fauna de Anomaloninae (Hymenoptera: Ichneumonidae) de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, México. Entomología Mexicana 10: 265-269

González-Moreno A, Bordera S, Leirana-Alcocer J y Delfín-González H (2012a) Diurnal flight behaviour of Ichneumonoidea (Insecta: Hymenoptera) related to environmental factors in a tropical dry forest. Environmental Entomology 41: 587-593

González-Moreno A, Bordera S, Delfín-González H y Leirana-Alcocer J (2012b) Diversidad temporal de subfamilias de Ichneumonidae (Hymenoptera) en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán, México. Entomología Mexicana Vol. 11. Tomo 1: 406-410

Halffter G (2005) Towards a culture of biodiversity conservation. Acta Zoologica Mexicana (Nueva Serie) 2: 133-153

Hawkins B y Lawton J (1987) Species richness for parasitoids of British phytophagous insects. Nature 326: 788-790

Hawkins B, Shaw M, Askew R (1992) Relations among assemblage size, host specialization, and climatic variability in North American parasitoid communities. The American Naturalist 139: 58-79

Hochberg ME y Ives AR (2000) Parasitoid population biology. Princeton University Press, p 366

Jervis M (2005) Insects as Natural Enemies: A Practical Perspective. Springer. Dordrecht, The netherlands.

Idris A y Hainidah J (2003) Diversity of Ichneumonid Wasps in the Logged over Forests of Langat Basin in Selangor, Malaysia. Online Journal of Biological Sciences 2: 259-270

Janzen D (1981) The Peak in North American Ichneumonid Species Richness Lies Between 38º and 42º N. Ecology 3: 532-537

Kasparyan D (2007a) Review of Mexican species of the genus Itoplectis Foerst. (Hymenoptera: Ichneumonidae: Pimplinae) with description of four new species. Russian Entomological Journal 1: 109-114

Kasparyan D (2007b) A new species of Lagoleptus from Mexico (Hymenoptera: Ichneumonidae: Tryphoninae). Zoosystematica Rossica 2: 262

Kasparyan D y Ruíz–Cancino E (2004a) Adenda a Ichneumonidae (Hymenoptera). En: Llorente B, Morrone J,

Yáñez O y Vargas I (eds.) Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México. Vol. IV. UNAM-CONABIO. México, pp 721–723

Kaparyan D y Ruíz-Cancino E (2004b) Review of Mexican species of the genus Polycyrtus Spinola 1840 (Hymenoptera: Ichenumonidae: Cryptinae) with key to the species of North America. Russian Entomological Journal 12: 311-327

Khalaim A y Ruiz–Cancino E (2009) Mexican species of Labena Cresson (Hymenoptera, Ichneumonidae) with description of a new species. ZooKeys 5: 65–74

LaSalle J y Gauld I (1993) Hymenoptera: their diversity, and their impact on the diversity of other organisms. En: LaSalle J, Gauld I (eds.) Hymenoptera and biodiversity. C.A.B. International, pp 197-215

Lockard S, Pickering J y Sharkey M (2000) Species Richness of the Campopleginae and Ichneumoninae (Hymenoptera: Ichneumonidae) Along a Latitudinal Gradient in Eastern North American Old-Growth Forest. Environmental Entomology 29: 460-463

Mazón M, Bordera S y Rodríguez-Berrío A (2009) Diurnal flight activity of Ichneumonidae (Insecta: Hymenoptera) in Cabañeros National Park (Spain). Journal of Natural History 21-22: 1291-1304

Molina-Ochoa J, Carpenter J, Lezama-Gutiérrez R, Foster J, González-Ramírez M, Ángel-Sahagún C y Farías-Larios J (2004) Natural distribution of Hymenopteran parasitoids of Spodoptera frugiperda (Hymenoptera: Noctuidae) larvae in Mexico. Florida entomologist 87: 461-472

Naeem S y Hawkins B (1994) Minimal comunity structure: how parasitoids divide resources. Ecology 1:79-85

Noyes J (1989) The diversity of Hymenoptera in the tropics with special reference to Parasitica in Sulawesi. Ecological Entomology 14: 197-207

Owen D, Owen J (1974) Species diversity in temperate and tropical Ichneumonidae. Nature 249: 583-584

Palacio E y Wahl D (2006) Capítulo 28. Familia Ichneumonidae. En: Fernández F, Sharkey M (eds.) Introducción a los Hymenoptera de la región Neotropical. Sociedad Colombiana de Entomología y

Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, pp 295-332

Pérez-Urbina B, Correa-Sandoval A, Ruíz-Cancino E, Kasparyan D, Coronado-Blanco J y Horta-Vega J (2010) Diversidad de Ichneumonidae (Hymenoptera) en el Cañón del Novillo, Victoria, Tamaulipas, México. Entomotropica 25: 83-97

Quicke D y Kruft R (1995) Latitudinal ggradients in north american braconid wasp species richness and biology. Journal of Hymenoptera Research 4:194-203

Rathcke B y Price P (1976) Anomalous diversity of tropical Ichneumonid parasitoids: a predation hypothesis. American Naturalist 110: 889-893

Ruíz-Cancino E (2010) Ichneumonidae (Hymenoptera) del Estado de Tamaulipas, México. Serie avispas parasíticas de plagas y otros insectos, No. 6. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Tamaulipas, México.

Ruíz-Cancino E, Coronado-Blanco J y Martínez R (2002) Contribución al conocimiento de Ichneumonidae (Hymenoptera) del sureste de México. Serie Publicaciones Científicas CIDAFF-UATT. México.

Ruiz–Cancino E, Kasparyan D, Coronado-Blanco J, Myartseva S, Trjapitzin V, Hernández A y García J (2010) Himenópteros de la Reserva “El Cielo”, Tamaulipas, México. Dugesiana 17: 53–71

Ruiz–Cancino E, Kasparyan D, González-Moreno A, Khalaim A y Coronado-Blanco J (2013) Biodiversidad de Ichneumonidae (Hymenoptera) en México. Revista Mexicana de Biodiversidad. DOI: 10.7550/rmb.32448.

Sääksjärvi I, Haataja S, Neuvonen S, Gauld I, Jussila R y Salo J (2004) High l ocal especies richness of parasitics wasp (Hymenoptera: ichneumonidae: Pimplinae and Rhyssinae) from the lowland rainforest of Peruvian Amazonia. Ecological Entomology 29: 735-743

Sharkey M (2007) Phylogeny and Classification of Hymenoptera. Zootaxa 1668: 521-548

Shapiro B y Pickering J (2000) Rainfall and Parasitic wasp (Hymenoptera: Ichneumonoidea) activity in successional forest stages at Barro Colorado, Nature, Monument, Panama, and La Selva Biologi-

cal Station, Costa Rica. Agricultural and Forest Entomology 2: 39-47

Veijalainen A, Wahlberg N, Broad G, Erwin T, Longino J y Sääksjärvi (2012) Unprecedent ichneumonid parasitoids wasp diversity in tropical forest. Proceedings of the Royal Society Biological Sciences doi: 10.1098/rspb.2012.1664

Yu D, van Achterberg K y Horstmann K (2012) World Ichneumonoidea 2004. Taxonomy, biology, morphology and distribution. Taxapad 2012.

Zetina D, Llanderal-Cázares C, Ruíz-Cancino E y Khalaim A (2009) Record for Mexico of Lissonota fascipennis Townes (Hymenoptera: Ichneumonidae) as parasitoid of the agave red worm. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 3: 655-657

Zunino M (2007) Latinoamérica ante las ciencias de la naturaleza y del medio ambiente: materiales para una reflexión histórica. Acta Zoologica Mexicana (n.s.) 3: 181-190

CAPITULO 11

Riqueza y abundancia de los murciélagos en las selvas secas

Celia Sélem-Salas y Juan Tun-Garrido

Resumen

I. Introducción

II. Vegetación de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

III. Perspectivas

IV. Referencias

Resumen

El orden Chiroptera es el segundo grupo más diverso de los mamíferos y son importantes en la regeneración de las selvas, así como en la polinización de muchas especies de importancia ecológica y comercial. En la RBRL se han reportado 27 especies de murciélagos, representando el 73% de las presentes en el estado de Yucatán, y el 43.5% de la Península de Yucatán. Los murciélagos pueden habitar en un gran número de sitios tales como, edificios viejos, puentes, cuevas, así como en las hojas, troncos y ramas huecas de los árboles, por lo que la vegetación desempeña un papel importante en la composición de especies de murciélagos de un sitio determinado, ya que constituye importantes sitios de refugio y de alimentación. En este capítulo se presenta información sobre la riqueza y abundancia de quirópteros y su relación con la vegetación en los diferentes tipos de selvas secas de la RBRL.

I. Introducción

Los quirópteros son muy interesantes, pues son los únicos mamíferos que tienen la capacidad de volar y que llevan a cabo sus principales actividades en la noche y/o dentro de refugios con poca o nula iluminación, guiándose principalmente por medio de ecolocación, sistema que se refiere a la detección de obstáculos por medio de la emisión y recepción de sonidos de alta frecuencia (Ceballos y Oliva 2005). Lo anterior, junto con las numerosas adaptaciones morfológicas, les han permitido a los murciélagos hacer uso de un rango amplio de hábitats, y como

consecuencias explotar una gran variedad de recursos alimenticios, desde polen, frutos, néctar y hojas, hasta insectos y pequeños vertebrados, tales como peces, anfibios, roedores, iguanas y otros murciélagos (Kalko 1997). Hasta el momento se conocen más de 1,116 especies de murciélagos en todo el mundo organizados en 18 familias y 202 géneros (Simmons 2005), representando así al 25% de los mamíferos existentes en todo el planeta (Laval y Rodríguez 2002).

México es un país megadiverso, con un registro de 525 especies de mamíferos, ocupa el tercer lugar detrás de Indonesia y Brasil. Dentro de los órdenes más ricos en especies encontramos a los roedores y a los murciélagos, los cuales contribuyen a más del 77% de todas las especies reportadas en el país (Ceballos y Oliva 2005). En México este orden está conformado por un total de 138 especies, de éstas, 62 podemos encontrar en la Península de Yucatán y 37 en el Estado de Yucatán (Arita 1993, Mac-Swiney *et al.* 2003).

Habitan prácticamente en todos los ecosistemas del país, con una gran diversidad de sitios de refugio, como son cuevas, túneles, minas abandonadas, casas, construcciones, edificios arqueológicos, puentes, alcantarillas, follaje, oquedades de árboles y palmas, etc. (Laval y Rodríguez H 2002, Arroyo Cabrales *et al*. 2011).

La vegetación desempeña un papel importante en la composición de especies de murciélagos de un sitio determinado, ya que la abundancia y la distribución de sitios de refugios es un factor que influye en la diversidad, distribución y abundancia de algunas especies de murciélagos, ya que ésta le provee sitios de percha diurnos y nocturnos, para el descanso, obtención y digestión del alimento, así como para apareamiento, cuidado y enseñanza de las crías y de otras interacciones sociales (Medellín *et al.* 2008, Sosa *et al.* 2008). Por ejemplo, en estudios realizados sobre ecología han demostrado que los murciélagos que habitan en climas templados presentan preferencias particulares en cuanto a las características de sus sitios refugios, tal como la altura del árbol, la especie, la etapa de crecimiento, la cobertura y la distancia del refugio a la fuente de agua más cercana (Ortiz-Ramírez *et al.* 2006).

En este capítulo se caracteriza la comunidad de murciélagos y su variación espacial y temporal, así como la relación que presentan con los parámetros más

importantes de las comunidades vegetales en las selvas secas de la RBRL. Este trabajo constituye el primer estudio que sobre la riqueza y abundancia de murciélagos y su relación con la vegetación se ha realizado en la reserva.

II. Vegetación de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos

La reserva presenta varios tipos de vegetación, con dominancia en la zona sur de diferentes tipos de selva: selva mediana subperennifolia, selva mediana subcaducifolia, tres tipos de selva baja (caducifolia, caducifolia espinosa e inundable); además de manglares, vegetación de dunas costeras, pastizales inundables y petenes, en la zona norte de la reserva, éstos últimos con gran influencia marina. Debido a las actividades agropecuarias que se realizan en la reserva, las selvas de la zona sur presentan una alta fragmentación, lo que ha propiciado modificaciones en los patrones de distribución de la fauna del área.

Todos estos tipos de vegetación pueden ser habitados por murciélagos, sin embargo, son más abundantes en las selvas, ya que encuentran recursos alimenticios (insectos, frutos, polen y néctar) y sitios de percha, además de cuerpos de agua temporales y permanentes en donde se desarrolla una vegetación asociada a éstos, en donde crecen plantas que los murciélagos utilizan como alimento, especialmente aquellas pertenecientes al género Ficus (Medellín *et al.* 2000, Flaquer *et al*. 2007).

Las selvas de la RBRL son similares en composición y estructura a otras que se encuentran en la poción norte de la península de Yucatán. La selva mediana subperennifolia (SMS) tienen un componente arbóreo que puede alcanzar hasta 18 metros de altura, con algunos elementos dominantes como *Bursera simaruba* (chacá), *Brosimum alicastrum* (ramón), *Lysiloma latisiliquum* (dzalam), *Manilkara zapota* (chico zapote), *Melicoccus oliviformis* (huaya) *Metopium brownei* (chechem), y *Vitex gaumeri* (yaax nik), que pueden sobrepasar el dosel superior y medir hasta 20 m de altura. En algunas zonas en donde se distribuye este tipo de vegetación, también se encuentran asociaciones de palmas de diversas especies, siendo las más importantes: *Coccothrinax readii* (nakax), *Roystonea regia* (palma real), Sabal yapa (guano), y *Thrinax radiata* (ch´iit), la primera de las cuales es endémica a la península de

Yucatán (Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, 2007, Carnevali *et al* 2010).

La selva baja caducifolia (SBC) es similar en composición y estructura a otros parches de este tipo de vegetación en Yucatán, con el estrato arbóreo que puede medir hasta 12 m de altura y dominancia de *Bursera simaruba* (chacá), *Caesalpinia gaumeri* (kitim ché), *Caesalpinia vesicaria* (chiin took´), *Guaiacum sanctum* (guayacán), *Gymnopodium floribundum* (dzizilché), *Lysiloma latisiliquum* (dzalam), *Piscidia piscipula* (jabín), *Sabal yapa* (guano) y *Senegalia gaumeri* (box catzim), en donde las cuatro últimas especies pueden sobre pasar los 12 m de altura. En algunas zonas con este tipo de vegetación se presenta alta concentración de cactaceae incluyendo a *Nopalea gaumeri* (sakam), *Pilosocereus gaumeri* (neh kisin), *Pterocereus gaumeri* (kulub) y *Selenicereus grandiflorus* (pool tsutsuy), las cuales son de gran importancia biológica en la RBRL ya que han sido reportadas como especies endémicas a la península de Yucatán (Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos 2007, Carnevali *et al* 2010).

La selva baja perennifolia también se conoce como selva baja inundable (SBI) porque durante la mayor parte del año mantiene el follaje debido a la humedad en el sustrato producto del encharcamiento con agua de lluvia. Este tipo de vegetación está dominada por especies arbóreas que alcanzan hasta 12 m de altura, las cuales se agrupan en zonas con menor acumulación de agua, en comparación con áreas con mayor cantidad de agua, las cuales son dominadas por especies herbáceas. El estrato arbóreo de esta selva está dominado por *Crescentia cujete* (jícara), *Dalbergia glabra* (muk) y *Haematoxylon campechianun* (palo de Campeche), que representan hasta el 65% del valor de dominancia de la comunidad vegetal. Otras especies arbóreas importantes son *Erythroxylon rotundifolium* (ikiché) y *Metopium brownei* (chechem). El estrato arbustivo es escaso y dominado por Bonellia albiflora (alka much), *Bravaisia tubiflora* (hulub) y varias especies de Solanum, en tanto que el estrato herbáceo está dominado por poaceas y cyperaceas. También se encuentra como elemento conspicuo *Acoelorrhaphe wrightii* (tasiste), que se distribuye en pequeñas asociaciones de unos cuantos individuos.

Estos tres tipos de selvas varían espacialmente en sus parámetros estructurales, sin embargo, las mayores alturas y valores de riqueza específica se

encuentran en las selvas medianas, mientras que la mayor densidad de plantas la encontramos en la selva baja caducifolia. Por su parte, la selva baja perennifolia posee los menores valores en todos los parámetros estructurales mencionados anteriormente.

Cuadro 1. Listado de las familias y especies de quirópteros registrados en tres tipos de selvas de la RBRL, selva mediana subperennifolia (SMS), selva baja caducifolia (SBC) y selva baja inundable (SBI). También se indica el gremio trófico al que pertenece cada especie, I=insectívoro, S=sanguívoro, N=nectarívoro, F=frugívoro.

Familia	Especie	SMS	SBC	SBI	Gremio Trófico
Emballonuridae	*Saccopteryx bilineata*	X	X	X	I
Mormoopidae	*Mormoops megallophylla*			X	I
	Pteronotus davyi	X	X		I
	Pteronotus parnellii	X	X	X	I
Phyllostomidae	*Artibeus jamaicensis*	X	X	X	F
	Artibeus lituratus	X	X	X	F
	Artibeus phaeotis	X	X	X	F
Familia	**Especie**	**SMS**	**SBC**	**SBI**	**Gremio Trófico**
Phyllostomidae	*Carollia perspicillata*		X		F
	Carollia sowelli	X	X	X	F
	Centurio senex	X	X	X	F
	Chiroderma villosum	X	X	X	F
	Desmodus rotundus	X	X	X	S
	Glossophaga soricina	X	X	X	N
	Lophostoma evotis			X	I
	Micronycteris microtis		X		I
	Mimon cozumelae			X	I
	Sturnira lilium	X	X	X	F
Vespertilionidae	*Eptesicus furinalis*	X	X	X	I
	Lasiurus ega	X	X	X	I
	Lasiurus intermedius	X	X	X	I
	Myotis keaysi	X			I
	Rhogeessa aeneus	X	X	X	I
Molossidae	*Eumops* sp.	X	X	X	I
	Eumops underwoodi		X	X	I
	Molossus rufus	X	X		I
	Promops centralis		X		I
	Nyctinomops laticaudatus			X	I

Riqueza y abundancia de quirópteros

Se han registrado 27 especies pertenecientes a 21 géneros y cinco familias (cuadro 1). Las familias que están representadas son: Emballonuridae, Mormoopidae, Phyllostomidae, Vespertilionidae y Molossidae, de las cuales la familia Phyllostomidae es la mejor representada con 13 especies comprendidas en cinco subfamilias: Phyllostominae, Glossophaginae, Carolliinae, Stenodermatinae y Desmodontinae. Este número representa el 43.5% de las especies de quirópteros registradas en la Península de Yucatán y, el 73% de las especies del Estado de Yucatán.

De las especies registradas, 17 son insectívoras, ocho son frugívoras, una es nectarívora, y una más se alimenta de sangre (Simmons 2005). Las especies pertenecientes al género Artibeus son las más abundantes: *A. lituratus, A. jamaicensis* y *A. phaeotis*. Todas las especies frugívoras y nectarívoras se registraron en los tres tipos de selvas, exceptuando *Carollia perspicillata* registrada únicamente en la selva baja caducifolia (Sélem-Salas *et al*. 2012a).

En la selva mediana subperennifolia se han registrado 19 especies pertenecientes a 15 géneros, en donde la especie *Myotis keaysi* fue reportada como única para este tipo de vegetación. La menor riqueza de especies de murciélagos se ha reportado para este tipo de selva, sin embargo se han registrado las mayores abundancias de especies frugívoras y nectarívoras, ya que al presentar árboles con mayor altura, éstos pueden proveer un mayor número de sitios de percha y recursos alimenticios como es el caso del zapote (*Manilkara zapota*).

En la selva baja caducifolia se han registrado 22 especies pertenecientes a 16 géneros, en donde tres especies de murciélagos fueron únicas a este tipo de selva, *Carollia perspicillata, Micronycteris microtis* y *Promops centralis*. La primera especie se registró únicamente en el mes de enero, lo que coincide con el período de floración de Ceiba pentandra, la cual provee importantes recursos alimenticios a esta especie.

En la selva baja inundable se han registrado 21 especies pertenecientes a 17 géneros, en donde cuatro especies de murciélagos insectívoros se han reportado como únicas a este tipo de vegetación, *Mormoops megalophylla, Lophostoma*

evotis, Mimon cozumelae y *Nyctinomops laticaudatus.* Este ecosistema provee de importantes recursos alimenticios, ya que al formar una matriz vegetal con áreas de dosel abierto e inundado promueve el incremento y disponibilidad de presas.

En las selvas secas de la RBRL puede observar un patrón entre la disponibilidad de los recursos y la riqueza y abundancia de las especies de murciélagos con la temporalidad, siendo en la época de lluvias cuando se incrementa la disponibilidad de los recursos y por ende, aumenta la riqueza y la abundancia registradas en la RBRL.

Este patrón temporal se observa claramente en la abundancia de los murciélagos frugívoros y nectarívoros, que aunque la riqueza no varía, las abundancias incrementan notablemente en la época de lluvias por la disponibilidad de recursos alimenticios, principalmente frutos, polen e insectos, ya pueden consumir estos últimos al incrementar las abundancias de las presas.

Para el caso de los murciélagos insectívoros, la riqueza varía ligeramente, con 13 especies en la época de lluvias y 14 en la de secas, sin embargo la abundancia es mayor en la época de lluvias, lo cual concuerda con la disponibilidad de presas en este período.

De manera general, los patrones espaciales de riqueza y abundancias de murciélagos entre los tipos de selvas de la RBRL no varían notablemente, ya que estos forman un mosaico en el cual los murciélagos pueden utilizar algunos como sitios de forrajeo, otros como sitios de paso o desplazamiento, o bien como sitios de refugio diurno o nocturno.

Por otra parte, los patrones temporales en la riqueza y abundancia de los murciélagos, muestran una marcada diferencia hacia la época de lluvias, lo cual se ha explicado por un incremento en la disponibilidad de alimentos, lo que permite cubrir los costos energéticos requeridos por las hembras para la gestación y la lactancia que coincide con este período (Altringham 1998).

Relación de murciélagos con los parámetros estructurales de la vegetación.

En el único estudio realizado en la RBRL en donde se analiza la relación de los murciélagos con los parámetros estructurales de la vegetación de las selvas secas del área, se encontró que existen diferencias en el número de organismos por cada tipo de vegetación,

presentándose los valores máximos en la SMS, con un valor intermedio en la SBC y los valores mínimos en la SBI. Estos datos se correlacionan en forma positiva con los valores de diversidad florística calculados para cada tipo de vegetación (Sélem Salas *et al.* 2012b).

No existe una relación muy estrecha entre los parámetros de las comunidades vegetales y la riqueza y abundancia de murciélagos en la RBRL, sin embargo, la riqueza de especies de murciélagos presenta tendencia a incrementarse conforme crece la riqueza de especies vegetales y la abundancia de murciélagos también presenta tendencia a incrementarse al existir árboles más altos en un tipo de vegetación, de esta manera, las SMS tiene mayor número de especies de murciélagos y mayor número de especies de plantas, así como árboles más altos lo cual se relaciona con mayor abundancia de murciélagos.

Lo anterior está relacionado con el uso que los murciélagos hacen de los recursos vegetales, por una parte, éstos seleccionan áreas arboladas con plantas perennifolias de mayor altura que utilizan como sitios de percha para pernoctar, lo cual encuentran en la SMS, también aprovechan recursos alimenticios que pueden existir en diferentes tipos de vegetación, ya sea polen, néctar o frutos.

Estudios realizados en otras zonas tropicales del Neotrópico, han permitido registrar especies de plantas útiles para las comunidades de murciélagos, varias de las cuales se encuentran en la RBRL. En la SBI solo se ha reportado *C. cujete* como especie polinizada por *Glossophaga soricina* (Álvarez y Sánchez Casas 1999), en tanto que en la SBC se han registrado varias especies de plantas que han sido reportadas como útiles para murciélagos, por ejemplo, *Acacia collinsii* (subín), *Bursera simaruba* (chacá), *Cascabela gaumeri* (akits), *Coccoloba barbadensis* (bob), *Diospyros anisandra* (pisit), *Eugenia foetida*, *Melicoccus oliviformis* (guaya) y *Spondias radlkoferi* (ciruela), brindan alimento a especies como *A. jamaicensis, A. lituratus, A. phaeotis* y *C. perpicillata* (Ortega *et al.* 1998, Galindo-González 1998, Flores-Martínez 1999, Bolívar-Cimé 2006, Lobova *et al.* 2009), también se ha reportado que la palma Sabal yapa, muy abundante en las selvas de la RBRL, sirve a los murciélagos como sitio de percha ya sea para pernoctar o para reposar durante la digestión de alimento (Ortega *et al.* 1998).

En la SMS se encuentra la mayor cantidad de especies de plantas reportadas como útiles para los murciélagos, entre éstas tenemos a *Brosimum alicastrum* (ramón), *Bursera simaruba* (chacá), *Cascabela gaumeri* (akits), *Diospyros anisandra* (pisit), *Manilkara zapota* (chico zapote), *Melicoccus oliviformis* (guaya), *Sabal yapa* (guano), *Spondias mombin* (ciruela de monte), *Spondias radlkoferi* (ciruela), *Thrinax radiata* (ch´iit) y *Vitex gaumeri* (ya`ax nik), utilizadas por *A. jamaicensis, A. lituratus, A. phaeotis, C. perpicillata, C. Senex, C. perpicillata, G. soricina* y S.lilium (Bonaccorso 1979, Fleming 1988, Galindo-González 1998, Ortega *et al.* 1998, Flores-Martínez 1999, Bolívar-Cimé 2006, Lobova *et al.* 2009).

La única especie sanguívora reportada en la RBRL es *Desmodus rotundus*, que se distribuye en áreas muy perturbadas de la SBC, precisamente en la zona de amortiguamiento de la reserva en donde se ubican los ranchos ganaderos. Por lo anterior, esta especie está más relacionada con la presencia de ganado (su fuente de alimentación) que con algún tipo de vegetación.

Para poder mantener la diversidad en los ecosistemas y la recuperación de los mismos a través de los procesos de regeneración de las selvas, es necesario mantener la diversidad y abundancia de los agentes dispersores, siendo los murciélagos un grupo dispersor importante, por lo que es de vital importancia proteger a las especies y al hábitat, ya que éste les provee alimento y refugio.

III. Perspectivas

En este capítulo se presenta información de la diversidad y abundancia obtenida en un estudio realizado en las selvas secas de la RBRL durante un ciclo anual, del cual se obtiene el primer listado de las especies de murciélagos de la reserva. Sin embargo, es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo para la captura de murciélagos en los tipos de vegetación estudiados y otros tipos de vegetación de la reserva para complementar este listado, con lo cual seguramente se incrementará el número de especies de murciélagos presentes.

Congruente con lo anterior, también es recomendable incrementar el número de parcelas de vegetación, en especial en aquellas zonas en donde exista una mayor heterogeneidad espacial, lo que nos permita comprender mejor el papel que los

recursos alimenticios tienen en la comunidad de murciélagos.

Aunque la pérdida y transformación de los hábitats a pastizales como producto del desarrollo de la ganadería dentro de la RBRL ha impactado fuertemente la diversidad presente la reserva, poco se conoce el grado y los efectos producidos. Lo anterior se hace indispensable llevar a cabo trabajos relacionados que evalúen los efectos de las alteraciones de los ecosistemas sobre la estructura y función de las comunidades de murciélagos en estos ambientes.

Asimismo, es importante llevar a cabo un mayor número de estudios que evalúen la relación que presentan los murciélagos con la vegetación, ya sea en ambientes naturales como manejados. Esto permitirá generar información sobre el uso que estas especies hacen del hábitat, ya sea como refugio, sitio de reproducción y/o alimentación, así como el papel que tienen en el mantenimiento de la diversidad y regeneración de las selvas, al ser importantes polinizadores, dispersores de semillas, así como controladores de plagas de insectos.

IV. Referencias

Altringham JD (1998) Bats, biology and behaviour. Oxford University Press. Oxford.

Álvarez T y Sánchez Casas N (1999) Diferenciación alimentaría entre los sexos de *Glossophaga soricina* (Chiroptera: Phyllostomidae) en México. Rev. Biol. Trop. 4: 1129-1136

Arita HT (1993) Riqueza de especies de la mastofauna de México. En: Medellín RA y Ceballos G. (eds.) Avances en el estudio de los mamíferos de México. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. Publicaciones especiales Vol. 1. México. pp 109-125.

Arroyo Cabrales J, Medellín RA y Navarro L (2011) Los murciélagos. Aspectos generales y los servicios ambientales en la selva. En: Arroyo cabrales J, González Christen A, Canales Espinoza D, León Burgos F, Franco Morales M.L., Navarro Noriega L y Vargas Contreras JA (eds.) Los murciélagos de Calakmul, Guía ilustrada. Consejo Veracruzano de investigación científica y desarrollo tecnológico. México, pp 16-31

Bolívar-Cimé BS (2006) Aspectos Ecológicos de Murciélagos en Pastizales

Inducidos con Dolinas (cenotes): Riqueza Específica, Abundancia e Interacción Murciélago-Planta. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México

Bonaccorso FJ (1979) Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences 24:359–408

Carnevali FCG, Tapia-Muñoz JL, Duno de Stefano R y Ramírez Morillo I (2010) Flora ilustrada de la península de Yucatán: listado florístico. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Mérida, Yucatán, México

Ceballos G y Oliva G (2005) Los mamíferos silvestres de México. Conabio, Fondo de Cultura Económica. México, DF.

Fleming TH (1988) The short-tailed fruit bat. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA

Flaquer C, Torre I y Arrizabalaga A (2007) Selección de refugios, gestión forestal y conservación de los quirópteros forestales. En: Camprodon J y Plana E (eds) Choice of roosting sites, forest management and the conservation of woodland bat species Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, pp 469-488

Flores-Martínez JJ (1999) Hábito alimentario del murciélago zapotero (*Artibeus jamaicensis*) en Yucatán, México. Tesis Licenciatura. UNAM. México, D.F.

Galindo-González J (1998) Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. Acta Zoológica Mexicana 73:57-74

Kalko EKV (1997) Diversity in tropical bats. En: Ulrich H (eds.) Tropical biodiversity and systematic. Proceeding of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn. pp13-43

Laval RK y Rodríguez-H B (2002) Conserving Costa Rican's Bats. Bats 20:2-6

Lobova TA, Cullen K, Geiselman K y Mori SA (2009) Seed dispersal by bat in the neotropics. The New York Botanical Garden. EUA

Mac-Swiney MC, Sosa-Escalante J y Sélem-Salas CI (2003) Ampliación en la distribución de *Eumops underwoodi*

Goodwin 1940 (Chiroptera Molossidae) en la Península de Yucatán, México. Revista Mexicana de Mastozoología 7: 55–57

Medellín R, Equihua M y Amín MA (2000) Bat diversity and abundance as indicator of disturbance in Neotropical Rainforest. Conservation Biology 14:1666-1675

Medellín R, Arita HT y Sánchez O (2008). Identificación de los murciélagos de México. Clave de campo. Publicaciones especiales 2. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. México

Ortega J, Arita HT y Flores J (1998) Guía de los murciélagos del jardín botánico, UNAM, Mérida, Yucatán

Ortíz-Ramírez D, Lorenzo C, Naranjo E y León Paniagua L (2006) Selección de refugios por tres especies de murciélagos frugívoros (Chiroptera: Phyllostomidae) en la selva Lacandona, Chiapas, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 77:261-270

Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. 2007. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D. F.

Sélem Salas CI, Tun Garrido J, Hernández Betancourt S, Chablé Santos J y Ortiz Díaz JJ (2012a) Riqueza y abundancia de murciélagos (Mammalia:Chiroptera) en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán, México. Bioagrociencias 5:11-14

Sélem Salas CI, Chí Acosta RJ, Tun Garrido J, Hernández Betancourt S, Chablé Santos J y Chumba Segura L (2012b) Relación vegetación-quirópteros de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán, México. Mesoamericana 16:229-230

Simmons NB (2005) Order Chiroptera. En: D. E. Wilson; D. M. Reeder (eds). Mammal species of the world: taxonomic and geographic reference. Vol. I. 3a Ed. Washington D.C: johns Hopkins University Press. pp. 312-529

Sosa V, Hernández-Salazar E, Hernández-Conrique D y Castro-Luna A. (2008) Murciélagos. En: Manson RH, Hernández-Ortiz V, Gallina S y Mehltreter K (eds.) Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz. Biodiversidad, manejo y conservación. Instituto de Ecología, Instituto Nacional de Ecología. México, pp 181-192

CAPITULO 12

Las poblaciones de cocodrilianos (*Crocodylus acutus* y *C. moreletti*)

Mitzi A. Olvera-Morales, Roberto C. Barrientos-Medina, José R. Cedeño-Vázquez,
Jorge A. Navarro-Alberto y Felipe G. Be-Estrella

Resumen
I. Introducción
II. Poblaciones silvestres de *Crocodylus acutus* y *C. moreletti*
a. Abundancia
b. Distribución de las especies
c. Estructura poblacional
d. Proporción de sexos
III. Perspectivas
IV. Referencias

Resumen

En este trabajo se presentan algunos aspectos básicos de la ecología de las poblaciones del cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*) y el cocodrilo de pantano (*C. moreletii*) que habitan en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, para contribuir al conocimiento de estos organismos en Yucatán. Se analizaron datos provenientes, principalmente, de un monitoreo llevado a cabo entre 2003 y 2005, en dos ambientes de la zona (estero Ría Lagartos y laguna Chipepte). Los resultados indican que en el estero sólo se encuentra el cocodrilo de pantano, mientras que en la laguna habitan ambas especies. El cocodrilo de río tiende a ser más abundante que el cocodrilo de pantano en la laguna y, en general, la proporción machos-hembras no es diferente de 1:1. Se discute la importancia de estos resultados y se incluyen algunas recomendaciones para dar un seguimiento adecuado al monitoreo de las poblaciones en la reserva.

Palabras clave: Cocodrilos, estero, laguna, área natural protegida, Ría Lagartos.

I. Introducción

En México habitan tres especies de las 23 del orden Crocodylia existentes en todo el mundo: el cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*) y el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), ambos de la familia Crocodylidae, así como el caimán (*Caiman crocodilus*) que pertenece a la familia Alligatoridae (Ross 1998). De acuerdo con Casas-Andreu (1995) las poblaciones de estos vertebrados afrontan

diversos problemas debido a la destrucción y contaminación de sus hábitats, la cacería desmedida y el comercio ilegal, pues además existe una demanda tanto para usos tradicionales como comerciales.

La conservación y el manejo correcto de estos organismos son necesarios por su importancia ecológica, son considerados elementos clave dentro de los ecosistemas que habitan, por el papel que juegan en la regulación de las poblaciones de sus presas y en el mantenimiento de la heterogeneidad de los ambientes (Ross 1998). Además, tienen importancia económica en términos de productos y subproductos, así como valor en términos de atractivo turístico.

En la crónica del descubrimiento de Río Lagartos por la expedición de Francisco Hernández de Córdoba en 1511, relatada por Díaz del Castillo (1975), se hace patente la historia de las relaciones entre humanos y cocodrilos: “Durante la exploración de la zona, la tripulación se encontró con grandes poblaciones de cocodrilos, de modo que el lugar fue denominado Ría de los Lagartos".

Hace aproximadamente cincuenta años se iniciaron en el país los esfuerzos de conservación para mantener en buen estado las poblaciones silvestres de las tres especies de cocodrilianos y en la década de los 70’s se decretó una veda total permanente (Figueroa-Ocaña y Cabrera-Aldave 1997). Sin embargo, aún se necesitan más estudios que aporten resultados tangibles y concretos sobre las acciones de conservación emprendidas, pues en varias áreas del país se desconoce el estado actual que guardan sus poblaciones.

En el estado de Yucatán habitan tanto el cocodrilo de río (Fig. 1) como el cocodrilo de pantano (Fig. 2); ambas especies se encuentran con categoría de protección especial en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010) en el país y a nivel internacional en el Apéndice I de Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, con excepción de las poblaciones de *C. acutus* en Cuba y las poblaciones de *C. moreletii* en México y Belice, ubicadas en el Apéndice II), así como en la lista de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).



Figura 1. El cocodrilo de río, *Crocodylus acutus,* en Río Huache (Quintana Roo). Fotografía de Rogelio Cedeño-Vázquez.



Figura 2. El cocodrilo de pantano, *Crocodylus moreletti*, en la reserva de El Edén (Quintana Roo). Fotografía de Rogelio Cedeño-Vázquez.

A pesar de su importancia, son escasos los trabajos publicados sobre el estado de las poblaciones silvestres de estos cocodrilos en la región (Powell 1971, Casas-Andreu y Bahena 1986, Cedeño-Vázquez 2000, Sigler 2002, Domínguez-Laso 2005, Leyte-Manrique y Ramírez-Bautista 2005). Debido a que estos trabajos previos son muy puntales en tiempo y/o espacio, existe carencia de información básica sobre la distribución, abundancia, uso de hábitat y estructura de las poblaciones que permita la implementación de programas de manejo y aprovechamiento sustentable de las especies, las cuales son consideradas como un recurso natural potencial que puede contribuir al bienestar y desarrollo de las comunidades costeras.

En este trabajo se presenta la información biológica y ecológica recabada durante una exploración de campo realizada entre 2003 y 2005, para contribuir al conocimiento de las poblaciones silvestres de cocodrilos en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán, procedimiento necesario para poder diseñar y/o redefinir proyectos y acciones que permitan tomar mejores decisiones para su manejo y conservación, principalmente en las áreas naturales protegidas.

II. Poblaciones silvestres de *Crocodylus acutus* y *C. moreletti*

La información que se presenta se deriva del trabajo de campo que se realizó de agosto del 2003 a diciembre del 2005. Se trabajó con datos recolectados por la gente de las comunidades aledañas a la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos y con datos de dos muestreos realizados como parte del monitoreo que efectuaba el personal de la CONANP asignado a dicha reserva, siguiendo la misma metodología. Los sitios se eligieron tomando en cuenta los cuerpos de agua permanente, con base en las características de los sistemas acuáticos (salinidad y vegetación circundante), además del conocimiento empírico que poseen los trabajadores de la reserva sobre los cocodrilos, ya que la mayoría de ellos vive en las comunidades que abarca el área protegida (Olvera – Morales 2008).

En cada sitio seleccionado, una porción del estero ubicada entre los poblados de Río Lagartos y Las Coloradas, así como la laguna Chipepte (Fig. 3), se registró la presencia, talla aproximada y abundancia de los cocodrilos. También se realizaron esfuerzos para capturar ejemplares de cocodrilos, con el fin de verificar su

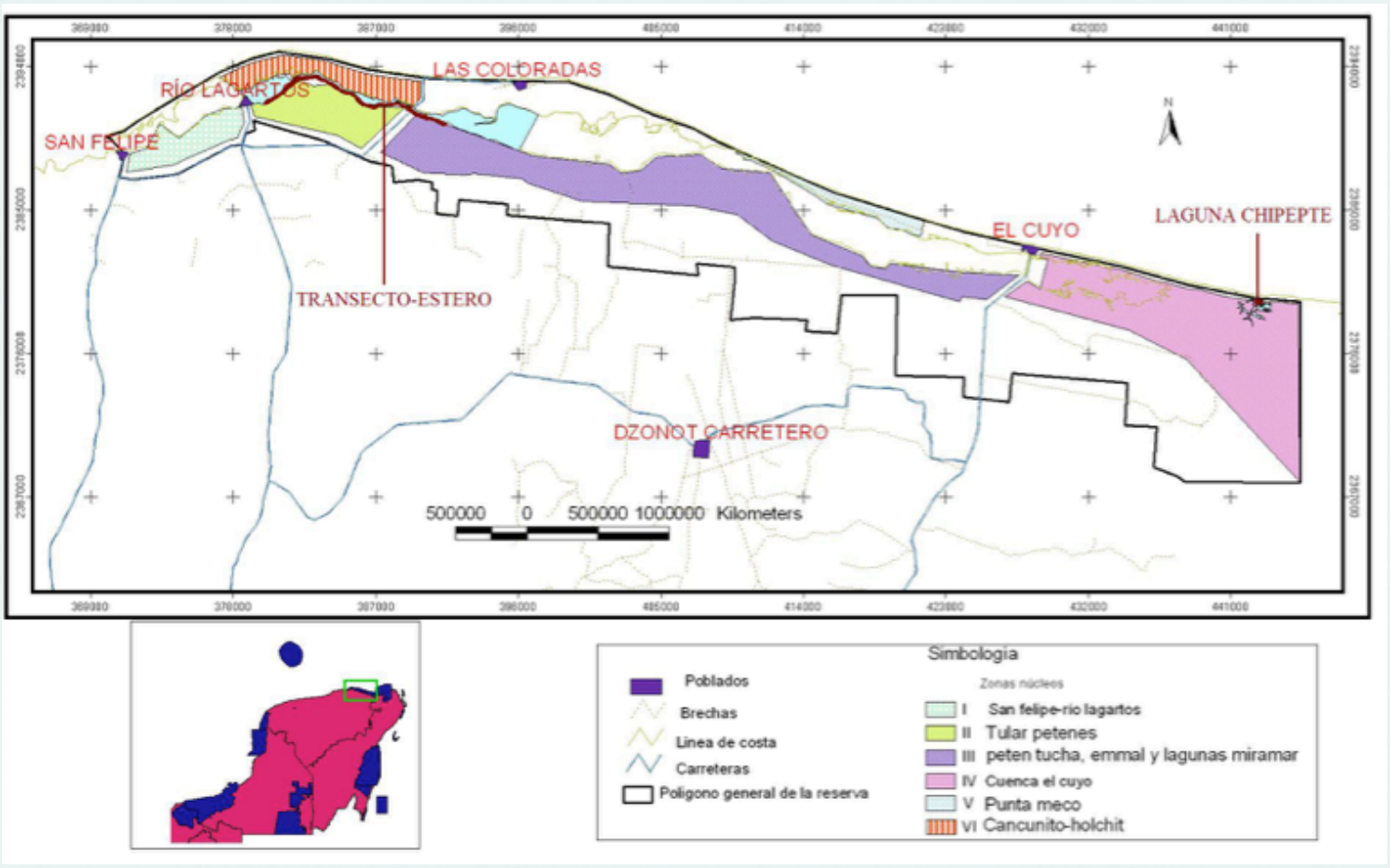


Figura 3. Ubicación de los transectos de muestreo (estero y laguna Chipepte) para los cocodrilos en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

identidad taxonómica, puesto que en el área se han registrado las dos especies (Cedeño-Vázquez 2000).

A continuación se presentan los resultados más relevantes en términos de la abundancia, distribución, estructura de tallas y proporción de sexos de las poblaciones de cocodrilos presentes en los ambientes considerados dentro de la reserva: la ría o estero y la laguna de Chipepté.

a. Abundancia

Se avistaron 846 individuos en los dos años de muestreo, de los cuales, 248 registros corresponden al cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) en el estero, con una distancia recorrida de 376.8 km acumulados. Se les ubicó en mayor proporción en la parte menos amplia del estero. Por el contrario, en la cuenca de las Coloradas es casi inexistente la presencia de cocodrilos.

En la laguna Chipepte se encontró el mayor número de cocodrilos avistados

(587 individuos), con una distancia recorrida de 268.8 km acumulados. Dado que en la laguna se presentaron las dos especies, tenemos que la tasa de encuentro para el cocodrilo de pantano fue de 0.0818 individuos/km y para el cocodrilo de río 0.17 individuos/km.

En el caso de *C. moreletii*, tanto en la laguna Chipepte como en el estero Ría Lagartos, se encontraron bajas abundancias, lo que concuerda con las tasas de encuentro reportadas para la Bahía de Chetumal (Cedeño-Vázquez *et al*. 2006), en la parte norte (Platt y Thorbjarnarson 2000b) y centro (Stafford *et al.* 2003) de Belice, con tasas de 0.13, 1.55 y 1.36 individuos/km, respectivamente.

Las causas que pueden estar influyendo en estas diferencias de valores son las variaciones en los diseño de muestreo, ya que puede ser más intenso en un área más reducida (Castañeda-Moya *et al.* 2000); inclusión de sistemas de agua dulce, donde el cocodrilo de pantano tiende a ser más abundante (Platt 1996) y el hecho de que las lagunas costeras y estuarios no son los hábitats más propicios para esta especie (Merediz-Alonso 1999, Platt y Thorbjarnarson 2000b, Leyte-Manrique y Ramírez-Bautista, 2005, Cedeño-Vázquez *et al.* 2006).

En el caso de *C. acutus* se han reportado en otras regiones abundancias bajas, muy similares a los hallazgos reportados en este trabajo para la Laguna de Chipepté (Platt y Thorbjarnarson 2000a, Escobedo-Galván y Mejía 2003, Platt *et al.* 2004, Carvajal *et al.*, 2005). Estos valores pueden ser un reflejo de la drástica reducción de sus poblaciones en casi toda su área de distribución (Álvarez del Toro y Sigler 2001). Las comparaciones, sin embargo, deben de hacerse con cierta reserva por las diferencias entre los sitios estudiados y los esfuerzos de muestreo.

b. Distribución de las especies

El cocodrilo de pantano fue registrado con mayor frecuencia en las zonas de manglar y en las de aguas abiertas asociadas al estero y la laguna, hábitats en los cuales se registró la mayoría de los ejemplares (31). Por su parte, el cocodrilo de río únicamente se registró en la Laguna de Chipepte, siendo más abundante en el manglar (donde se avistaron 28 individuos) que en las aguas abiertas y en las zonas de playa, donde se avistaron 16 y 1 individuo, respectivamente.

Los cocodrilos prefieren hábitats que presenten una comunicación entre aguas someras y profundas con acceso a zonas secas para asolearse y un lugar para la anidación (Carvajal *et al.*, 2005). Los dos sitios de muestreo incluidos en este estudio poseen estas características, siendo las condiciones adecuadas para la permanencia de ambas especies.

En general, los organismos prefieren las orillas con vegetación densa y solo pocos individuos se encuentran en agua abierta (Cedeño-Vázquez *et al.* 2006). Las diferencias que se presentaron en los patrones de distribución del cocodrilo de pantano en el transecto del estero pueden explicarse en el hecho de que las tallas mayores tienden a encontrarse en aguas más profundas (Sánchez *et al.* 1997, Huerta-Ortega 2005), mientras que los juveniles encuentran protección en las orillas donde la vegetación es más densa.

c. Estructura poblacional

Se encontraron diferentes proporciones de estados de desarrollo o edad dependiendo del sitio muestreado (Cuadro 1). El alto porcentaje de tallas mayores puede deberse a un sesgo en el muestro debido a que los jóvenes se pueden encontrar ocultos en la vegetación del manglar y escapan a la detención durante los censos nocturnos (Platt y Thorbjarnarson 2000a). El borde de la ría presenta vegetación de manglar de franja donde las crías y juveniles pueden ocultarse.

Cuadro 1. Estructura por tallas del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletti)*, con base en los individuos observados en el estero y en los capturados en la laguna en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

	Estero	Laguna
Crías	2	5
Juveniles	55	8
Subadultos	126	5
Adultos	58	2

A su vez, la población de *C. acutus* en la Laguna Chipepte estuvo compuesta principalmente por juveniles (41.5%) y crías (36.8%), siendo menos frecuentes los subadultos y adultos (21.7% en total), de acuerdo con el número de animales capturados en la zona. Este tipo de estructura poblacional donde las edades menores son más abundantes puede asociarse al tipo de estrategia poblacional de la especie para su sobrevivencia (Escobedo-Galván y Mejía 2003). Aunque las poblaciones donde las tallas menores están mejor representadas pueden encontrarse en vías de recuperación (Sigler 1998), la muestra pequeña con la que se trabajó en la Laguna Chipepte impide realizar aseveraciones contundentes al respecto.

d. Proporción de sexos

En el estero se registraron más machos de *C. moreletii* (75%) que hembras (25%), mientras que en la Laguna Chipepte el 50% de individuos capturados fueron hembras y el 41% machos; en el 9% de los casos no se puedo determinar con precisión el sexo, debido al tamaño pequeño de los individuos.

En el caso de la población de *C. acutus*, el 41.3% de los individuos registrados fueron machos, 45.6% fueron hembras y en un 13.1% no se pudo determinar el sexo.

En estudios con cocodrilianos se ha detectado que la medición de la proporción de sexos puede variar según el método de muestreo empleado (García-Grajales *et al.* 2007). En la Laguna Chipepte, *C. moreletii* y *C. acutus* presentan una igualdad en la proporción de sexos lo mismo que en otras poblaciones de cocodrilianos (Kushlan y Mazzotti 1989, Platt y Thorbjarnarson 2000b, Cedeño-Vázquez *et al.* 2006). Este tipo de poblaciones donde se presenta la proporción de sexos de 1:1 se puede suponer que el muestreo realizado es esencialmente aleatorio (Platt y Thorbjarnarson 2000a, b).

De igual manera, el conocimiento de las proporciones sexuales de una población por estructura de edades, permite hacer inferencias sobre los posibles impactos en el crecimiento de la población, lo que en conjunto permite generar puntos de referencia para la toma decisiones en cuanto al establecimiento de programas de manejo apropiados de una población en particular (García-Grajales *et al.* 2007) al tiempo que permite conocer el reclutamiento de la población

reproductora. Por ello la importancia de implementar trabajos sobre ecología reproductiva en la reserva.

III. Perspectivas

La información presentada en este trabajo solo es una contribución al conocimiento de algunos aspectos biológicos y ecológicos básicos, por lo que de ningún modo representa una evaluación completa de las poblaciones de cocodrilos en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos. Por ello, es importante continuar el monitoreo y realizar investigaciones sobre: ecología reproductiva, interacciones entre las especies, distribución y dispersión de los cocodrilos, calidad de hábitat, además de integrar la parte social ya que en la reserva se encuentran tres asentamientos humanos , lo cual serviría para conocer las áreas más vulnerables a las actividades humanas y fenómenos naturales periódicos (tormentas tropicales y huracanes) que se presentan en la región e implementar programas de conservación más efectivos .

Asimismo toma relevancia realizar estudios para determinar con mayor precisión el grado de hibridación entre *C. acutus* y *C. moreletii* que ya se está suscitando en la reserva (Cedeño-Vázquez *et al*. 2008, Rodríguez *et al.* 2008, Pacheco-Sierra 2010), puesto que amenaza la pureza genética de las especies en la zona, siendo un área importante en la distribución y conservación de estas dos especies.

En general, en la evaluación de las poblaciones de cocodrilos en la reserva se deben considerar las diferencias que presentan los cuerpos de agua donde se realiza el monitoreo, tanto en su estructura como composición (Olvera-Morales, 2008). Por estas diferencias deben estandarizarse los muestreos, para poder hacer comparaciones en términos espaciales y temporales, las cuales ayuden a determinar el estado de conservación de las especies.

Los datos del entorno ecológico y los parámetros físico-químicos (temperatura del aire, del agua, profundidad, salinidad) son de interés en el estudio de cocodrilos, así que es recomendable hacer una caracterización de los sitios de muestro, registrando siempre las variables ambientales. La toma de la temperatura del agua y el aire debe de hacerse al inicio y final del transecto. Es importante empezar a implementar recorridos diurnos, en lancha y a pie, para poder identificar

zonas de anidación, de refugio, de asoleadero y cuevas de los cocodrilos. Entre mayor sea el conocimiento que se tenga de la ecología de los cocodrilos en la reserva, podrán implementarse mejores programas de conservación y manejo.

En el caso particular de la Laguna Chipepte el monitoreo debe de basarse en esfuerzos de captura debido a la presencia tanto del cocodrilo de río como del cocodrilo de pantano. Asimismo es necesario que haya capacitación constante del personal en los aspectos relacionados con la identificación de las especies, por la similitud morfológica que presentan las especies (Cedeño-Vázquez *et al*. 2011).

IV. Referencias

Álvarez del Toro M, Sigler L (2001) Los Cocodrylia de México. 1ª Edición. IMERNAR, PROFEPA. México p.134

Carvajal R, Saavedra M y Alva J (2005) Ecología poblacional, distribución y estudio de hábitat de Crocodylus acutus (Cuvier 1807) en la "Reserva de producción de fauna manglares El Salado", del estuario del Golfo de Guayamil, Ecuador. Revista de Biología Marina y Oceanografía 2: 141-150

Casas-Andreu G y Bahena AR (1986) Observaciones sobre los nidos y las nidadas de *Crocodylus moreletii* en México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM 12: 232-230

Casas-Andreu G (1995) Los cocodrilos de México como recurso natural: presente, pasado y futuro. Revista Sociedad Mexicana Historia Natural 46:153-162

Castañeda-Moya F, Lara O y Queral-Regil A (2000) La herpetofauna del parque Nacional Laguna del Tigre, Peten, Guatemala, con énfasis en las poblaciones del cocodrilo Morelet (*Crocodylus moreletii*). En: Bestelmeyer B, Leeane EA (eds.) Boletín RAP de Evaluación Biológica No. 16. Conservation Internacional, Washington, DC.

Cedeño-Vázquez JR (2000) A verified record of the American Crocodile (*Crocodylus acutus*) in Yucatan. Crocodile Specialist Group Newsletter 3: 12

Cedeño-Vázquez JR, Ross JP y Calmé S (2006) Population status and distribution of Crocodylus acutus and *C. moreletii* in Southeastern Quintana Roo, Mexico. Herpetological Natural History. 1:17-29

Cedeño–Vázquez JR, Rodríguez D, Calmé S, Ross JP, Densmore III LD y Thorbjarnarson JB (2008) Hybridization between *Crocodylus acutus* and *Crocodylus moreletii* in the Yucatan Peninsula: I. Evidence from Mitochondrial DNA and Morphology. Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology 10:661-673.

Cedeño-Vázquez JR, Sigler-Moreno L y Villegas A (2011) Cap. 7 Guía gráfica para la identificación morfológica de *Crocodylus moreletii* y posibles híbridos con *C. acutus*. En: Sánchez-Herrera O, López-Segurajáuregui G, García Naranjo-Ortiz de la Huerta A y Benítez-Díaz H (comps/eds). Programa de Monitoreo del Cocodrilo de Pantano (*Crocodylus moreletii*) México-Belice-Guatemala. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp 207-221.

Diario Oficial de la Federación (2010) Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Gobierno Federal. México.

Díaz del Castillo B (1975) Historia verdadera de la conquista de la Nueva España— Colección Austral, Espasa-Calpe, 3ª ed. Madrid.

Domínguez-Laso G (2005) Determinación del estado de las poblaciones silvestres del cocodrilo de pantano (Crocodylus moreletii) en México y evaluación de su estatus en la CITES. Reporte técnico del proyecto CS009. CONABIO, México.

Escobedo–Galván A y Mejia VF (2003) El Cocodrilo de Tumbes (*Crocodylus acutus*, Cuvier 1807): estudio preliminar de su estado actual en el norte de Perú. Ecología. Aplicada 1: 133-135

Figueroa-Ocaña B y Cabrera-Aldave A (1997) Programa de investigación: "Conservación y manejo del cocodrilo de pantano en el estado de Tabasco, México". En: Memorias de la 4ta. Reunión regional del Grupo de Especialistas de Cocodrilos en América Latina y el Caribe. Centro Regional de Innovación Agroindustrial, S.C. Villahermosa, Tabasco. pp 71-77

García-Grajales J, Aguirre-León G y Contreras-Hernández A (2007) Tamaño y Estructura de la Población de *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) (Reptilia: Crocodylidae) en el Estero La Ventanilla,

Oaxaca, México. Acta Zoologica Mexicana. (n.s.) 1:53-71

Huerta-Ortega S (2005) Dinámica poblacional del caimán (*Crocodylus acutus* Cuvier, Crocodylidae) en Jalisco, México. Tesis de Maestría, Universidad de Guadalajara. 78

Kushlan JA y Mazzotti F (1989) Historic and present distribution of the American crocodile in Florida. Journal of Herpetology 1:1-7

Leyte-Manrique A y Ramírez-Bautista A (2005) Contribución a la ecología de Crocodylus moreletii en el sistema Yucalpetén-Progreso-Chicxulub, Yucatán, México. Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana 2: 69-77

Merediz-Alonso G (1999) Ecology, sustainable use by local people, and conservation of Morelet's crocodile *Crocodylus moreletii* in Sian Ka'an Biosphere Reserve, Quintana Roo, Mexico. Unpublished MSc Thesis, SU of NY, New York, USA

Olvera-Morales MA (2008) Estructura poblacional, distribución espacial, abundancia y crecimiento de *Crocodylus moreletii* (Dumeril y Bribin 1957) y *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) en la reserva de la biósfera Ría Lagartos, Yucatán. Tesis de Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán.

Pacheco-Sierra GJ (2010) Caracterización genética de *Crocodylus moreletti* en la reserva de la biósfera ría Lagartos, Yucatán México: estructura genética poblacional y evidencia de hibridación entre *C. moreletii* y *C. acutus*. Tesis de Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán.

Platt SG (1996) The ecology and status Morelet's crocodile in Belize. Unpublished PhD Thesis, Clemson University, USA

Platt SG, Rainwater TH y Nichols S (2004) A recent assessment of the American crocodile (Crocodylus acutus) in Turneffe atoll, Belize. Herpetological. Bulletin. 89:26-32

Platt SG y Thorbjarnarson JB (2000a) Status and conservation of the American Crocodile, *Crocodylus acutus*, in Belize. Biological Conservation 96: 13-20

CAPITULO 13

Los peces continentales

Roberto C. Barrientos-Medina, Alejandra Aguillón-Negreros y Lizbeth Chumba-Segura

Resumen
I. Introducción
II. Diversidad de peces continentales
a. Compilación y análisis de la información
b. Diversidad taxonómica
c. Diversidad ecológica
d. Estado de conservación
III. Perspectivas
IV. Referencias

Resumen

En el presente capítulo se presenta la información actualizada a la fecha relacionada con la diversidad de peces continentales que habitan en los ambientes continentales (dulceacuícolas y estuarinos) presentes dentro de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. De acuerdo con la información disponible hasta el momento, en la Reserva se pueden encontrar 138 especies de peces continentales, las cuales se encuentran divididas en 96 géneros, 53 familias y 20 órdenes. Se destaca la presencia de algunas especies en los ecosistemas dulceacuícolas y en el estero, donde se ha registrado la mayoría de las especies que conforman la ictiofauna continental. Se incluye información acerca de las cate gorías ecológicas y del estado de conservación de las especies, así como recomendaciones relacionadas con el estudio de la diversidad de los peces en esta área natural protegida.

I. Introducción

En la región de la costa del estado de Yucatán se encuentran cinco áreas naturales protegidas, dos con categoría federal (Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Reserva de la Biósfera Ría Celestún) y tres estatales: Reserva de Dzilam, Reserva del Palmar y Reserva Humedales y Manglares de la Costa Norte de Yucatán (Sosa-Escalante y Kantún Palma 2013).

Dentro de la Reserva se encuentra un ecosistema lagunar con características

peculiares, conocido como estero o ría Lagartos, el cual se considera como una laguna hipersalina costera (Alcocer y Hammer 1998). En este sistema acuático se encuentra una gran diversidad de peces, la cual empezó a estudiarse formalmente al menos desde la década de los años noventa del siglo pasado (Rosado-Solórzano 1991, Vega-Cendejas y Hernández de Santillana 2004).

En este trabajo se presenta la información actualizada relacionada con la diversidad de peces que habitan en los ambientes acuáticos continentales, tanto de agua dulce como estuarinos, característicos de la reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán.

II. Diversidad de peces continentales

a. Compilación y análisis de la información

Para documentar la diversidad de los peces continentales que habitan en la reserva se consultaron distintas fuentes de información: planes de manejo, fuentes primarias (publicaciones formales), publicaciones no formales y bases de datos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Referencias empleadas en la documentación de la diversidad de peces continentales de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos. Las referencias se enlistan en orden cronológico.

Plan de manejo	Fuentes primarias	Fuentes no formales	Bases de datos
Vega-Cendejas 1997	Ordoñez 2000	Rosado-Solórzano 1991	
CONANP 2007	Vega-Cendejas y Hernandez de Santillana 2004	Peralta-Mixueiro 2006	Díaz-Pardo 2003
	García-Hernández *et al*. 2011	Aguillón-Negreros 2007	Vega-Cendejas 2007
	Peralta-Mixueiro y Vega-Cendejas 2011	Pérez-Balam 2008	FishBase 2013
		Vega-Cendejas y Hérnandez de Santillana 2008	FishNet2 2013
			GBIF 2013

La información recabada se depuró con la consulta de las obras de Castro-Aguirre *et al.* (1999), McEachran y Felchhem (2005) y Miller *et al.* (2005). Se consultaron también algunas revisiones recientes sobre algunos taxones específicos (Pezold y Cage 2002, Acero 2003, Bradbury 2003, Chernoff 2003, Marceniuk y Menezes 2007, Schmitter-Soto 2012).

Todas las especies registradas para la RBRL, se clasificaron según los componentes ecológicos de la ictiofauna continental (agua dulce o periféricos), de acuerdo con los criterios de Myers (1966) y Castro-Aguirre *et al*. (1999). A su vez, las especies dulceacuícolas pueden ser primarias (estrictas de agua dulce) o secundarias (capaces de cruzar brazos de mar), mientras que las especies periféricas (originarias del mar, capaces de invadir las aguas dulces o salobres) se pueden ubicar en distintas categorías ecofisiológicas, de acuerdo con su tolerancia a los cambios en la salinidad (Cuadro 2). Esta información es relevante, ya que las especies de origen marino (talasogénicas) contribuyen de forma significativa a la riqueza de los peces continentales en la península de Yucatán.

Finalmente, se procedió a determinar el estado de conservación de las especies por medio de la consulta de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010) y de la lista de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Cuadro 2. Descripción de las categorías ecofisiológicas correspondientes a los peces del componente periférico, de acuerdo con Castro-Aguirre *et al*. (1999).

Categoría	Descripción
Habitante temporal	Peces que presentan una fase estuarina y otra marina o dulceacuícola en su ciclo de vida.
Habitante permanente	Especies que por su capacidad osmorreguladora pueden invadir tanto el ambiente continental como el marino.
Especie marina eurihalina	Peces que toleran grandes cambios en la salinidad y cuyo ciclo de vida no está ligado al estuario.
Especie marina estenohalina	Son especies que toleran un rango estrecho de salinidad (30 – 36 ppm), de características nerítico – costeras y que invaden de modo ocasional el medio continental.
Especie catádroma	Peces dulceacuícolas, que migran al mar por sus procesos reproductivos.
Especie vicaria	Especies de ancestros marinos que se encuentran ahora ligadas al agua dulce.

b. Diversidad taxonómica

En las aguas continentales de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos se han registrado 138 especies de peces, divididas en 96 géneros, 53 familias y 20 órdenes. El orden más diverso, en términos de su número de especies, géneros y familias es el de los Perciformes (Cuadro 3), seguido de los Cyprinodontiformes, Tetraodontiformes, Clupeiformes y Myliobatiformes.

Las especies corresponden en su mayoría a peces óseos (96.4%), mientras que un porcentaje bajo corresponde a elasmobranquios (3.6%), representados por rayas del orden Myliobatiformes. Este patrón es común al presente en las lagunas costeras del estado de Yucatán (Aguillón-Negreros 2007, Pérez-Balam 2008) y del Golfo de México (Reséndez-Medina y Kobelkowski-Díaz 1991).

c. Diversidad ecológica

La mayoría de las especies de peces se han registrado en el ambiente estuarino (90.6%), mientras que el 9.4% lo ha sido en los distintos cuerpos de agua de la reserva (cenotes, ojos de agua o petenes). La razón está en el esfuerzo de recolecta que se ha realizado para conocer la composición, así como los patrones de abundancia y distribución de los peces presentes en el estero, mientras que se ha efectuado poco esfuerzo para documentar la diversidad de la ictiofauna presente en los ambientes con influencia de agua dulce.

En términos de las categorías ecológicas, 11 especies corresponden al componente dulceacuícola y 127 al periférico, lo cual es un patrón común en la provincia ictiológica del Usumacinta (Castro-Aguirre *et al.* 1999, Miller *et al.* 2005). En el primer caso hay tres especies primarias (*Astyanax cfr. aeneus*, *A. altior* y *Rhamdia guatemalensis*) y ocho secundarias (de las familias Cichlidae, Poeciliidae y Synbranchidae), mientras que en el segundo la mayoría de las especies son estenohalinas, eurihalinas o habitantes permanentes del ecosistema estuarino, destacando la presencia de una especie catádroma (*Agonostomus monticola*), una especie temporal del conjunto estuarino (*Dasyatis sabina*) y una especie vicaria (*Thyphlyasina persei*).

En los ambientes dulceacuícolas se destaca la presencia de la mojarra *Rocio gemmata* en Petén Mac, con lo que se c onfirma la presencia esta especie en las aguas continentales de Yucatán, que ya

Cuadro 3. Diversidad (número de familias, géneros y especies) por cada categoría taxonómica superior (orden) de los peces continentales registrados en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán

Orden	No. de familias	No. de géneros	No. de especies
Perciformes	19	42	61
Cyprinodontiformes	3	8	10
Tetraodontiformes	4	6	9
Clupeiformes	2	5	8
Gasterosteiformes	1	4	8
Beloniformes	2	4	7
Myliobatiformes	4	4	5
Atheriniformes	2	3	5
Pleuronectiformes	3	4	5
Mugiliformes	1	2	4
Siluriformes	2	3	3
Elopiformes	2	2	2
Characiformes	1	1	2
Batrachoidiformes	1	1	2
Scorpaeniformes	2	2	2
Albuliformes	1	1	1
Aulopiformes	1	1	1
Ophidiiformes	1	1	1
Synbranchiformes	1	1	1

había sido señalada por Pacheco-Díaz (2008). También es importante mencionar la presencia de dos miembros de la familia Gobiidae (*Dormitator maculatus* y *Eleotris amblyopsis*) que se han registrado en los manantiales (petenes) de la reserva así como del sábalo (*Megalops atlanticus*), que se incluye en este trabajo gracias al registro de un individuo de 255 mm de longitud patrón, capturado al lado este de la carretera Río Lagartos-Valladolid. Tanto las mojarras como los sábalos juegan papeles importantes en las cadenas tróficas de los sistemas acuáticos continentales de la península de Yucatán, pero se desconoce con precisión el papel

de los góbidos dentro de estos ecosistemas.

En el caso del estero, es importante destacar la presencia de especies estuarinas propias de la región (*Floridichthys polyommus, Garmanella pulchra* y *Menidia colei*) así como la de *Menidia sp*, especie sin descripción formal hasta el momento que habita en las áreas de manglar del estero y se conoce solo de Río Lagartos (Chernoff 2003). Los registros de Menidia peninsulae en aguas del estero (Peralta, 2006; Vega-Cendejas, 2007; Vega-Cendejas y Hérnandez, 2008) probablemente se refieran a esta especie.

d. Estado de conservación

Cinco de las especies de peces se encuentran enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 y 23 aparecen en alguna categoría de la UICN (Cuadro 4). Esto es una clara muestra de la relevancia de Ría Lagartos en términos de la conservación de los peces continentales.

III. Perspectivas

En la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos hay ambientes acuáticos característicos del estado de Yucatán, entre los que destacan los ojos de agua, los cenotes y las aguadas, junto con la ría o estero. En este último ambiente es donde se han enfocado los esfuerzos de recolecta, lo cual no significa que la exploración ictiológica esté concluida.

En consecuencia, se debe realizar un mayor esfuerzo para documentar la diversidad de los peces continentales en los ambientes dulceacuícolas del área natural, sobre todo teniendo en cuenta que dentro de ese componente de la ictiofauna se encuentran especies en alguna categoría de riesgo (por ejemplo *Ophisternon infernale, Poecilia velífera y Typhliasina perse*i). Esta exploración debe contemplar la medición de los parámetros físicos, químicos y biológicos necesarios para poder realizar una evaluación de la integridad ecológica de estos ambientes.

En el caso de la ictiofauna que habita en el estero, se cuenta ya con un buen conjunto de conocimiento en cuanto a sus patrones de diversidad y distribución. Sin embargo es necesario enfocar los esfuerzos en determinar el estado de las poblaciones, en particular de los peces estuarinos en sentido estricto (*Floridichthys polyommus, Garmanella pulchra, Menidia colei, Menidia sp.*).

Estas futuras investigaciones deberán sentar las bases para el desarrollo de

Cuadro 4. Especies ubicadas en alguna categoría de riesgo, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana 059 (NOM) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Especie	NOM	UICN
Aetobatus narinari		Casi amenazada
Atherinomorus stipes		Preocupación menor
Albula vulpes		Casi amenazada
Astyanax altior	Amenazada	
Caranx crysos		Preocupación menor
Cosmocampus elucens		Preocupación menor
Dasyatis americana		Datos insuficientes
Dasyatis sabina		Preocupación menor
Elops saurus		Preocupación menor
Fundulus grandissimus	Amenazada	
Fundulus persimilis	Protección especial	Datos insuficientes
Gymnura micrura		Datos insuficientes
Halichoeres radiatus		Preocupación menor
Hippocampus erectus	Protección especial	Vulnerable
Megalops atlanticus		Vulnerable
Mugil cephalus		Preocupación menor
Membras martinica		Preocupación menor
Menidia colei	Amenazada	
Ophisternon infernale	En peligro	En peligro
Poecilia velífera	Amenazada	
Rhamdia guatemalensis	Protección especial	
Syngnathus floridae		Preocupación menor
Scomberomorus maculatus		Preocupación menor
Strongylura marina		Preocupación menor
Trachinotus goodei		Preocupación menor
Typhliasina pearsei	En peligro	Vulnerable
Urobatis jamaicensis		Preocupación menor

acciones concretas para conservar la diversidad de peces continentales que habitan en los diversos ambientes acuáticos de la reserva. En estas acciones debe contemplarse la difusión y la divulgación del conocimiento que se tiene y que se obtenga de la ictiofauna continental, de tal manera que las comunidades humanas que se encuentran dentro del polígono del área natural estén informadas y puedan sumarse efectivamente a las tareas de

conservación que se propongan y ejecuten.

IV. Referencias

Acero A (2003) Ariidae. En: Carpenter KE (ed). The living marine resources of the western central Atlantic. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Vol. 2. FAO. Rome, pp 831–852

Aguillón-Negreros A (2007) Composición y diversidad íctica en cuatro lagunas costeras de Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán

Alcocer J y Hammer UT (1998) Saline lakes ecosystems of Mexico. Aquatic Ecosystem Health and Management 3–4: 291–315

Bradbury MG (2003) Family Ogcocephalidae Jordan 1895 – batfishes. California Academy of Sciences Annoted Checklist of Fishes 17: 1–17

Castro-Aguirre JL, Espinosa Pérez HS y Schmitter-Soto JJ (1999) Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Colección Textos Politécnicos. Serie Biotecnologías. Limusa Noriega Editores. México, DF

Chernoff B (2003) Atherinopsidae. En: Carpenter KE (ed). The living marine resources of the western central Atlantic. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Vol. 2. FAO. Rome, pp. 1090–1103

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2007) Programa de Conservación y Manejo de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. México, D.F. p 266

Diario Oficial de la Federación (2010) Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Gobierno Federal. México

Díaz Pardo E (2003) Sistematización de la Colección nacional de peces dulceacuícolas mexicanos de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Bases de datos SNIB2010-CONABIO proyecto No. T027. México, D.F.

FishNet2 [FishNet network] <www.fishnet2.net> (consultado mayo 2013)

FishBase [World Wide Web electronic publication]. Disponible en línea: <www.fishbase.org> (consultado mayo 2013)

García-Hernández V, Ordóñez-López U, Hernández-Vázquez T y Álvarez-Cadena JN (2011) Fish larvae and juveniles checklist (Pisces) from the northern Yucatán Peninsula, Mexico, with 39 new records for the region. Revista Mexicana de Biodiversidad 80: 85–94

GBIF [Global Biodiversity Information Facility] <www.gbif.org> (consultado mayo 2013)

Marceniuk AP y Menezes NA (2007) Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera. Zootaxa 1416: 1–126

McEachran JD y Fechhelm JD (2005) Fishes of the Gulf of Mexico. Volume 1: Mixiniformes to Gaterosteiformes. University of Texas Press. Austin

Miller RR, Mincley WL y Norris SM (2005) Freshwater fishes of Mexico. Chicago University Press

Myers GS (1966) Derivation of the freshwater fish fauna of Central America. Copeia 1966: 766–773

Ordóñez López U (2000) Análisis del ictioplancton de la reserva faunística de Ría Lagartos, Yucatán. Instituto Politécnico Nacional. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Bases de datos SNIB2010-CONABIO proyecto No. L148. México, D.F.

Pacheco-Díaz R (2008) Composición y riqueza de la ictiofauna dulceacuícola en los municipios de Dzilam de Bravo y San Felipe, Yucatán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán

Peralta-Meixueiro M (2006) Relación entre hábitats y ensamblajes de peces en la reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Tesis de Maestría en Ciencias, Biología Marina. Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida

Peralta-Mixueiro M y Vega-Cendejas ME (2011) Spatial and temporal structure of fish assemblages in a hyperhaline coastal system: Ría Lagartos, Mexico. Neotropical Ichthyology 6: 673–682

Pérez Balam J (2008) Análisis de la distribución de la ictiofauna registrada en lagunas costeras de la Península de Yucatán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán

Pezold F y Cage B (2002) A review of the spinycheek sleepers, genus Eleotris Teleostei: Eleotridae), of the Western Hemisphere, with comparison to the West African species. Tulane Studies in Zoology and Botany 2: 19–63

Reséndez-Medina A y Kobelkowsky-Díaz A (1991) Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México, México. Universidad y Ciencia 8(15): 91–110

Rosado-Solórzano R (1991) Factores físicos ambientales que determinan la distribución de la ictiofauna en el estuario "Ría Lagartos", Yucatán, México. Resúmenes del II Congreso Nacional de Ictiología. San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México

Schmitter-Soto JJ (2012) Una revisión del complejo *Astyanax aeneus* (Characidae). Resúmenes del XIII Congreso Nacional y 1er. Simposio Latinoamericano de Ictiología. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México

Sosa-Escalante J y Kantún Palma R (2013) Áreas naturales protegidas. En: García-Gil G y Sosa-Escalante J (eds.). Ordenamiento Ecológico Territorial del estado de Yucatán: Visión 2030. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, pp 75–89.

Vega-Cendejas ME (1997) Listado sistemático de los peces de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán. En: Instituto Nacional de Ecología (INE). 1999. Programa de Manejo de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, México. México, DF. pp: 154 – 157

Vega Cendejas ME (2007) Contribución a la riqueza ictiofaunística de la Reserva de Ría Lagartos, Yucatán. Instituto Politécnico Nacional. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Bases de datos SNIB2010-CONABIO proyecto No. BK026. México, D.F.

Vega-Cendejas ME y Hernández de Santillana M (2004) Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science 60: 285–299

Vega-Cendejas ME y Hernández de Santillana M (2008) Response of Fish Assemblages to Protection Areas Designation: Yucatan Coast. Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. November 5 – 9, 2007. Punta Cana, Dominican Republic.

Vega-Cendejas ME, Hernández de Santillana M y de la Cruz Agüero G (1997) Los peces de la reserva de Celestún. Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del IPN (Unidad Mérida), Pronatura Península de Yucatán, The Nature Conservancy. Mérida, Yucatán

Platt SG y Thorbjarnarson JB (2000b) Population status and conservation of Morelet's crocodile, Crocodylus moreletii, in northern Belize. Biological. Conservation 96:21-29

Powell JH (1971) The status of crocodilians in the United States, Mexico, Central America and the West Indies. Proc. 1st Working Meeting of the CSG, IUCN/SSC. Nueva York. pp 72-82

Rodríguez D, Cedeño-Vázquez JR, Forstner MRJ y Densmore III LD (2008) Hybridization between *Crocodylus acutus* and *Crocodylus moreletii* in the Yucatan Peninsula: II. Evidence from Microsatellites. Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology 10:674-686

Ross JP (1998) Crocodiles. Status Survey and Conservation Action Plan. 2nd Edition. IUCN/SSC. Crocodile Specialist Group. Gland, Suiza.

Sánchez RJ, Bolaños JR y Piedra CL (1997) Tamaño, estructura y distribución de la población de Crocodylus acutus (Crocodylia, Crocodilidae) en los Ríos Tempisque y Bebedero, Costa Rica. En: Memorias de la 4ta. Reunión regional del Grupo de Especialistas de Cocodrilos en América Latina y el Caribe. Centro Regional de Innovación Agroindustrial, S.C. Villahermosa, Tabasco. pp. 131-1237

Sigler L (1998) Monitoreo y Capturas de Cocodrilos Silvestres. En: Cocodrilos de México, Instituto Nacional de Ecología. México, 28 p

Sigler L (2002) Morelet's crocodile at Yucatan Peninsula. Crocodile Specialist Group Newsletter 1:15-16

Stafford P, McMurry S, Rainwater TR, Ray D, Densmore LL y Barr B (2003) Morelet's crocodile (Crocodylus moreletii) in the Macal river watershed, Maya mountains, Belize. Herpetological. Bulletin 85:15-23

4

Interacciones Bióticas

CAPITULO 14

Visitantes florales y redes de interacción planta–polinizador

María José Campos Navarrete, Rommel Moo Aldana, José Ramos Zapata y Víctor Parra Tabla

Resumen
I. Introducción
II. Patrones generales de las redes mutualistas
III. Variacion temporal en la red de plantas-visitantes florales
IV. Estructura de la red planta-polinizador en dos sitios contrastantes del matorral de duna costera
V. La presencia de A. mellifera y la posible invasión de especies en la zona de matorral de duna costera
VI. Perspectivas
VII. Clonclusiones
VIII. Agradecimientos
IX. Referencias

Resumen

El estudio de las interacciones entre especies al nivel de comunidad a través de redes de interacción, presenta una nueva visión acerca de las relaciones entre plantas y polinizadores y sus posibles efectos para el ecosistema. En este capítulo se presenta la variación temporal que existe en las interacciones de plantas y polinizadores en el matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos. También se discuten de las afectaciones que provocan las perturbaciones asociadas a actividades humanas y sus consecuencias a nivel de red, entre ellas la invasión de especies explorando en particular el papel de la abeja europea *Apis mellifera*, así como las perspectivas de estos estudios, sus aplicaciones y las nuevas hipótesis que pueden surgir de estos.

I. Introducción

Las interacciones entre especies han sido estudiadas clásicamente entre parejas, sin embargo la frecuencia de las interacciones específicas es baja ya que las interacciones tienden a ser más dispersas e incluir a muchas especies (Waser y Ollerton 2006). Para afrontar este escenario complejo ha tomado relevancia el estudio de las redes complejas de interacción, las cuales proporcionan herramientas analíticas y conceptuales para afrontar la complejidad de la naturaleza de las relaciones entre especies que observamos (Bascompte y Jordano 2007).

Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (2015) José Ramos-Zapata, Victor Parra-Tabla, Jorge Leirana-Alcocer, Alejandra González-Moreno y Xavier Chiappa-Carrara (Eds.) UADY-UNAM.

Los mutualismos (se podría definir, ya que es dirigido a público no especialista) como la polinización han sido ampliamente estudiados, sin embargo en tiempos recientes el estudio de la polinización a nivel comunidad ha tomado un gran auge (Blütghen *et al*. 2010, Hegland *et al.* 2010). El estudio de las interacciones en una comunidad nos indica la forma en que responden las especies generalistas y especialistas a las perturbaciones (Vázquez y Simberloff 2002, Ashworth *et al.* 2004) y los cambios sustanciales en la composición, diversidad y riqueza de las especies que las forman (Memmott *et al*. 2004, Forup *et al*. 2009). Aunque los conceptos generalización (que interactúan con muchas especies) - especialización (que interactúan únicamente con otra especies)de las redes deben ser tomados con cautela, ya que a nivel comunidad es muy difícil medir los efectos directos de cada interacción (Kay y Smescke 2004).

Con el estudio de las redes de interacción nos podemos acercar a los cambios en los ecosistemas y comunidades producidos por la invasión de especies (Vilá *et al.* 2009), a la variación temporal en periodos de tiempo muy grandes (Díaz-Castelazo *et al*. 2010) o en periodos cortos dados por un cambio en la disponibilidad de recursos (Martínez-Falcón *et al*. 2010). Por lo tanto es útil para describir los patrones de las interacciones entre especies, que incluyen los cambios que se presentan cuando un recurso se encuentra ausente en un sitio particular lo cual provoca el "reconfiguración" de las redes. Desde este punto de vista el estudio de redes proporciona herramientas complementarias para el estudio de la diversidad y la funcionalidad de los ecosistemas.

En este capítulo se presentan los principales aspectos para el estudio de redes mutualistas y se describen dos estudios de redes polinización formadas por visitantes flores particularmente abejas y avispas en la zona de matorral de duna costera de la reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Así como el papel que tiene *A. mellifera* en la polinización de las plantas de duna costera y el efecto de la posible invasión de especies de plantas debido a actividades humanas. Finalmente se presentan algunas sugerencias y recomendaciones de cómo emplear a las redes de interacción para describir otras comunidades de la reserva que no han sido estudiadas desde este enfoque. Los resultados reportados en este capítulo provienen de los trabajos de Campos-

Navarrete (2011), Moo (2011) y Campos-Navarrete *et al*. (2013)

II. Patrones generales de las redes mutualistas

Para representar una red de interacción debemos considerar que están formadas por dos grupos: plantas y animales. A partir de este concepto se construye una matriz de interacción, la que representa las interacciones que se existen entre plantas y animales. Cada celda de la matriz se llena con la medida de la interacción que se quiera representar, en el caso particular de la polinización sería el número de visitas de un polinizador a una flor. Las especies de plantas y los animales representan los nodos de la red y el número de visitas los enlaces entre ellos.

Para describir la matriz se usa la conectancia que nos indica cuantas interacciones se pudieron registrar del total posible y es referente al número de celdas ocupadas en la matriz. El anidamiento es una característica que proporciona resistencia a la red ante las perturbaciones como la pérdida de especies (Bascompte *et al*. 2003). Estas miden el orden de la matriz, que está dado por el número de celdas ocupas. Una matriz completamente anidada no tendría ceros en las celdas, el cero significa que por cuestiones ecológicas y evolutivas las dos especies no interactuaron al momento de realizar las observaciones.

Para cada especie incluida en la red podemos calcular el número de especies que interactúan lo cual se llama grado de las especies. También para la red podemos señalar si es especializada o generalizada, una red totalmente especializada estaría llena de interacciones uno a uno entre pares particulares de especies. Es importante discernir qué especies son la que le dan la estructura principal a la red, para esto es necesario identificar a las especies que pertenecen al núcleo que son las que dan soporte a la estructura principal de la red y a las especies de la periferia que forman interacciones especializadas, es importante conservar ambos tipos de especies para mantener la biodiversidad.

III. Variación temporal en la red de plantas-visitantes florales

Las interacciones entre las especies son producto de acciones reciprocas complejas entre la ecología y la evolución de las mismas (Bascompte *et al*. 2003). Entre este tipo de interacciones se

encuentran las mutualistas que se llaman así, porque ambos organismos se benefician, estas constituyen la base para el funcionamiento de muchos ecosistemas terrestres En particular la interacción entre plantas y animales es muy estrecha, porque muchos animales dependen de los recursos que las plantas les proveen (flores, frutos, polen, etc.) (Levey *et al.* 2002, Waser y Ollerton 2006). La polinización es una interacción en la que las plantas dependen en gran parte de los polinizadores para su reproducción exitosa y los polinizadores dependen de las plantas para alimentarse del polen y néctar (Waser y Ollerton 2006), creándose así complejas redes de interdependencia que constituyen la "arquitectura de la biodiversidad" (Bascompte y Jordano 2007).

En la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL) del estado de Yucatán, los estudios enfocados a las interacciones como la polinización, redes de interacción y cambios en la estructura de las redes debido a la estacionalidad son nulos. Este trabajo aporta información acerca de cómo está estructurada la red mutualista planta-polinizador/visitante floral en el matorral costero, describe su variación estacional e identifica a las especies que conforman la red, así como especies del núcleo y de la periferia.

El estudio se llevó a cabo en los años 2011 y 2012 abarcando las tres temporadas climáticas de la región: (a) temporada de lluvias que comprende del mes de Junio a Octubre (Lluvias), (b) temporada seca, que abarca del mes de Noviembre a Abril (Seca) y (c) temporada de incidencia de nortes que abarca de Noviembre a Diciembre (Nortes). Se colectaron especies de abejas y avispas que visitaban las plantas con flores del matorral de duna costera de la reserva RBRL.

En total 28 especies de plantas y 9 especies de abejas y 18 avispas fueron colectadas durante este estudio y se registraron un total de 544 interacciones. El número de especies de plantas fue igual para Nortes y Seca, en cuanto a los visitantes de las flores (abejas y avispas) el mayor número de especies se presentó en Nortes (Fig. 1a) y el de mayor registro de interacciones fue para la temporada de Nortes que represento el 38% del total de las interacciones registradas para este estudio, seguido por Seca y Lluvias (Fig. 1b). La variación estacional en la estructura de la red planta-polinizador/ visitante floral está determinada en gran

medida por la fenología reproductiva de las plantas y en menor medida por los ciclos de vida de los polinizadores y visitantes florales (ver Parra-Tabla *et al*. en este volúmen).

Se registraron menor número de interacciones en la temporada de Nortes, seguida por Lluvias y Seca, las redes de Lluvias y Nortes fueron anidadas, no para la Seca esto podría deberse a que en esta época se registraron interacciones uno a uno. Todo lo anterior nos indica la estructura de la red y como ésta es dinámica y se mantiene en continua modificación. Sin embargo, características como el anidamiento tienden a mantenerse, ya que en dos temporadas la red fue significativamente anidada. Otra característica que se mantuvo entre temporadas fue el mayor número de plantas que visitantes, esto implica una dependencia fuerte de un grupo, por ejemplo las plantas hacia los polinizadores y en contraparte una dependencia débil de los polinizadores a las plantas, esto se presentó en Lluvias y Nortes pero no en la Seca.

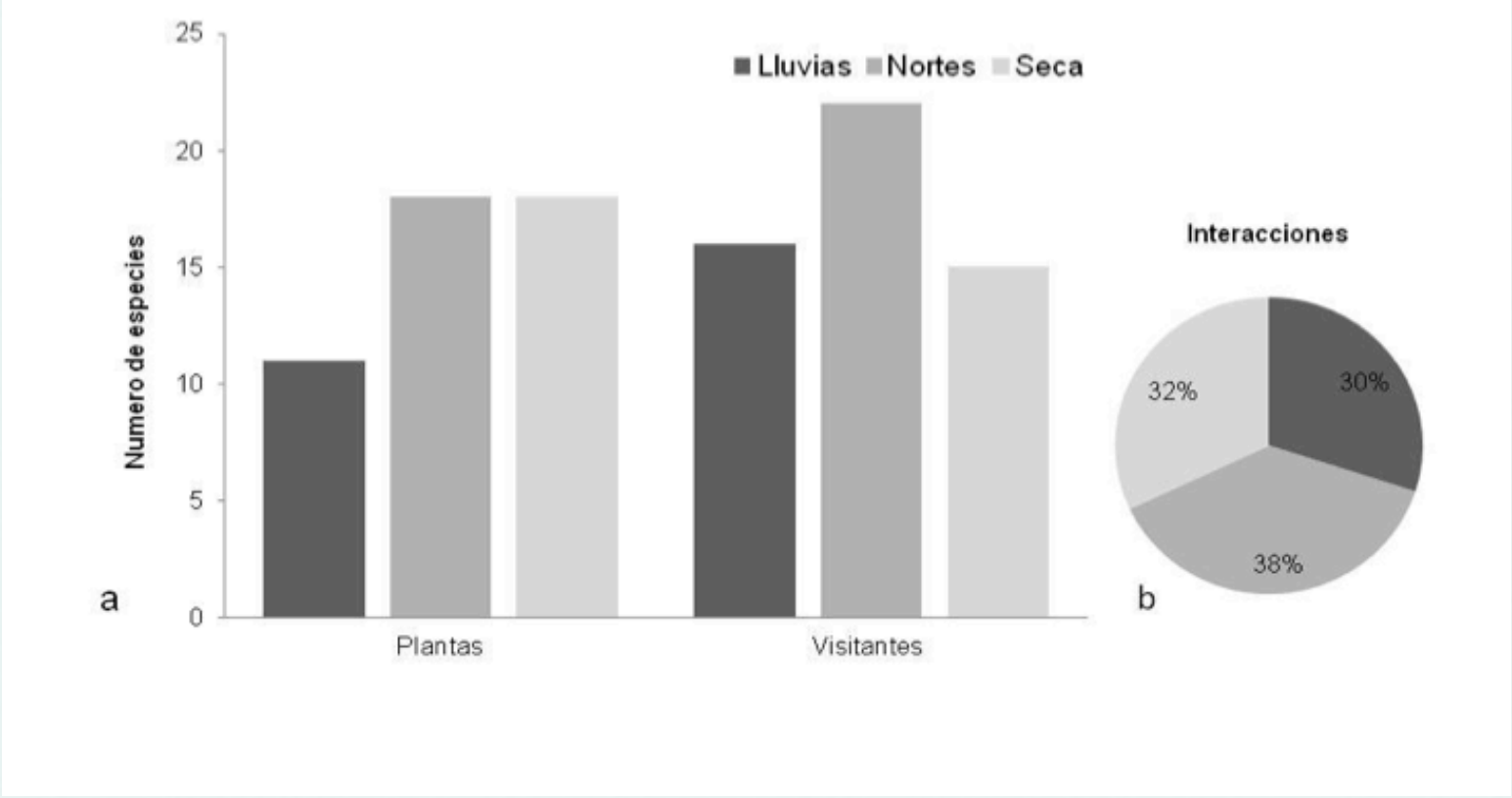


Figura 1. (a) Número de especies de plantas y visitantes florales para cada temporada (Lluvias, Nortes y Seca). (b) Porcentaje de interacciones registrado para cada temporada.

El número de especies que integraron el núcleo de la red fue el mismo durante la temporada de Lluvias y Seca, pero mayor durante la temporada Nortes. El núcleo de la red las plantas presentan mayores cambios en la identidad de las especies pertenecientes al núcleo. En los visitantes florales *A. mellifera* y *Augochlorella pomoniella* permanecen en el núcleo las tres temporadas acompañadas de otras especies de abejas y avispas (Fig. 2). Las identidades de todas las especies pertenecientes al núcleo por temporada se presentan en la Figura 2.

La entrada y salida de las especies de plantas dentro del núcleo de la red están sujetas mayormente a sus periodos de floración (Rico-Gray y Castro 1996, Moreno-Casasola 2006). Por el contrario, las especies de visitantes florales fueron más constantes con respecto a su presencia en el núcleo y estos responde a la disponibilidad de las flores (Martínez- Falcón *et al.* 2010). Esto indica que las especies de abejas y avispas pueden alimentarse de diversas plantas.

A. mellifera y A. pomoniella (Fig. 2) fueron las únicas especies que integraron el núcleo de la red durante las tres temporadas de muestreo. Esto es debido a que algunas especies son capaces de mantenerse activas durante todo el año (Alarcón, 2008). De acuerdo con Roubik (1982), Goulson (2003) y Pinkus-Rendón *et al.* (2005). *A. mellifera* ha desplazado a muchas especies nativas y se encuentra fuertemente integrada la mayoría de las redes de polinización (Traveset 2006). Por el contrario ninguna especie de planta se encontró dentro del núcleo de la red durante las tres temporadas, esto es debido a que sus periodos de floración están influenciados por la estacionalidad de las lluvias (Fig. 2) (Rico-Gray y Castro 1996, Moreno-Casasola 2006). Existen similitudes entre la temporada Lluvias y Nortes ya que comparten dos tercios de las especies de plantas que integran el núcleo (*Alternanthera flavescens* y *Bumelia retusa*) (Fig. 2).

En general se observó que aunque existe un cambio de las especies de plantas y visitantes florales entre temporadas, la red tiende a mantener su estructura anidada y a conformar el núcleo con un mismo número de especies. Esto fue evidente en el caso de los visitantes florales (Fig. 2), lo cual hace hincapié en el hecho de que estas especies tiene una alta capacidad de visitar diferentes plantas durante todo el año y utilizar estos recursos en su beneficio, lo cual repercute



Figura 2. Lista de especies de plantas (superior) y visitantes florales (inferior) pertenecientes al núcleo de la red en Lluvias, Nortes y Seca. La imagen superior a la izquierda corresponde *B. retusa*, centro *A. flavencens*, derecha *B. tubiflora* y A. *pomoniella*. Las imágenes inferiores corresponde a *A. mellifera* y *A. pomoniella.* Fotografías MJ Campos, R. Moo y L. Salinas.

en su función como polinizadores de las plantas de matorral de duna costera. Es importante distinguir que las abejas y avispas, tienen diferentes efectos como polinizadores, por lo que aún es necesario considerar la efectividad de cada especie como polinizador.

IV. Estructura de la red planta-polinizador en dos sitios contrastantes del matorral de duna costera

La zona de matorral de la duna costera en la RBLR es un tipo de vegetación que tiene sitios en muy buen estado de conservación dentro de la zona núcleo con especies que se encuentra bajo algún tipo de protección especial, pero también existen zonas que han sido altamente afectada por actividades

humanas (por ejemplo: construcción de carreteras, caminos a la playa, extracción de especies) las cuales en su conjunto provocan una pérdida de hábitat. En este escenario es importante evaluar como las perturbaciones en el ambiente pueden modificar la estructura de la red, las interacciones que se presentan y la posición de las especies en la misma. Aún más, se tienen registros de la presencia de colonias ferales de *A. mellifera*, la cual es considerada una especie invasiva para el estado de Yucatán (Quezada-Euán y May-Itzá 1999) y es poco lo que sé conoce de cómo puede afectar la estructura de la red en el matorral de duna costera.

A continuación se describe y compara la estructura de la red planta polinizador de dos sitios, Holchit ubicado en la zona núcleo de la reserva y que se considera en buen estado de conservación y otro sitio llamado Cancunito que se caracteriza por haber sido afectado por perturbaciones humanas y presenta una significativa pérdida de hábitat. Además de igual forma se explora el papel de *A. mellifera* en la red de ambos sitios debido a su gran presencia dentro de los mismos.

Como se mencionó en la sección anterior el anidamiento es una característica que se considera invariante de las redes mutualistas en este caso se encontró que en ambos sitios las redes fueron significativamente anidadas, siendo el sitio Cancunito el que mayor anidamiento presentó, debido a que no se registraron interacciones uno a uno como en Holchit (Fig. 3). Se registró mayor riqueza de plantas y polinizadores en el sitio Holchit que en Cancunito, en el caso del total de interacciones registradas este fue mayor en Cancunito que en Holchit y en ambos sitio las especies interactuaron en promedio con otras dos que se refiere al número de enlaces para cada nodo en la red (Fig. 3).

El anidamiento y el número de enlaces promedio en la red hacen referencia a la estructura y esta es similar en ambos sitios, por tanto se ha dicho que las redes son robustas a las perturbaciones (Bascompte y Jordano 2007) sin embargo esto ha sido evaluado para la pérdida aleatoria de especies en simulaciones (Memmott *et al*. 2004).

Pero ¿Qué sucede cuando los polinizadores no encuentran al recurso de su preferencia o éste es de baja calidad y poco atractivo junto a otros que ofrecen

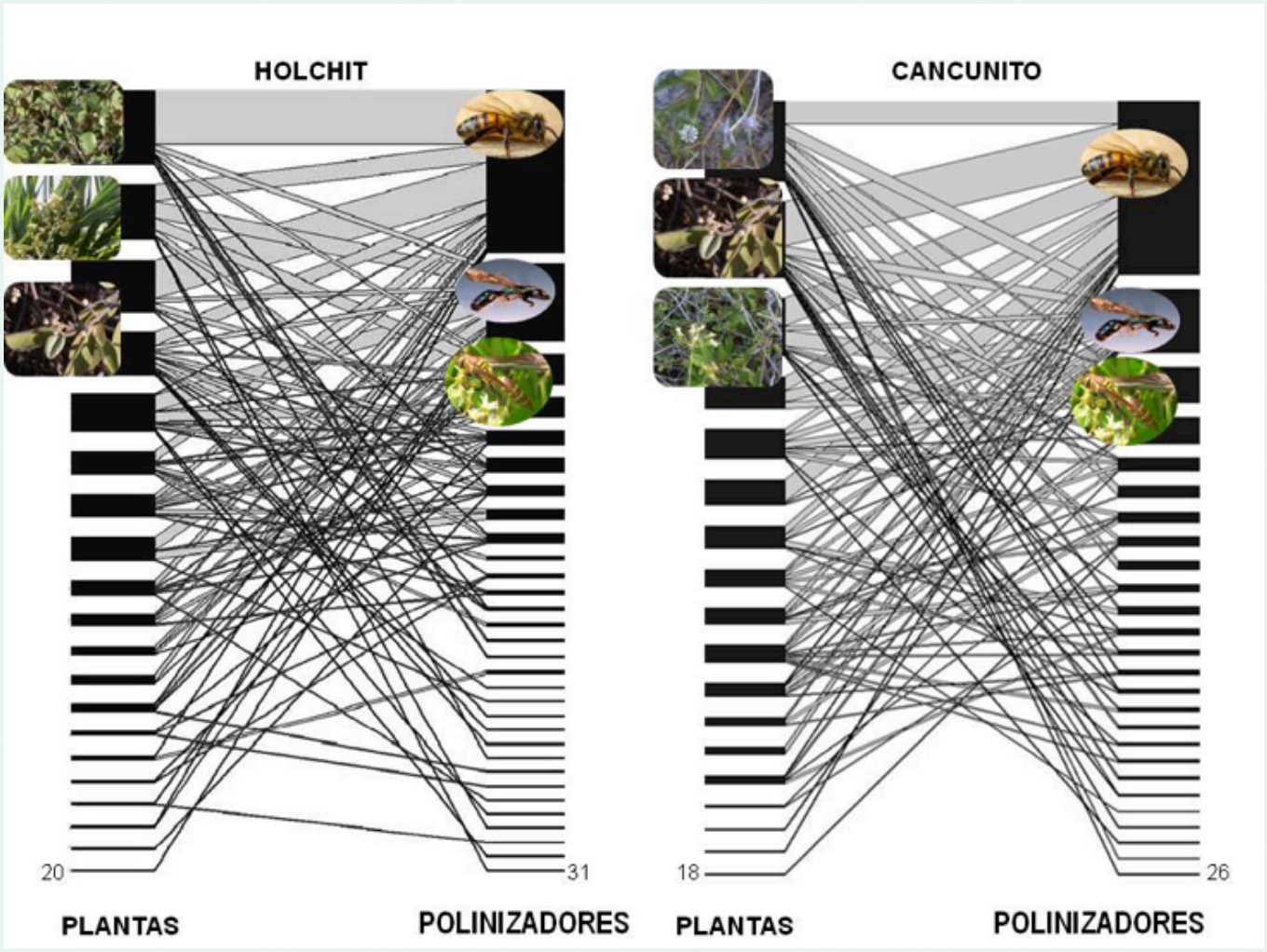


Figura 3. Redes de polinización a la izquierda Holchit y a la derecha Cancunito, en la parte inferior corresponde a la izquierda las plantas y su número de especies para cada red y a la derecha los polinizadores y su número de especies para cada red. El tamaño de los cuadros indica con cuantas especies interactúan, cuadros grandes indican que interactúan con muchas especies y cuadros pequeños con pocas, el grosor de las líneas indica que estas dos especies conectadas por ellas si es gruesa interactúan mucho y si es delgada poco. Fotografías MJ Campos, R. Moo y L. Salinas.

un recurso mejor? Se ha observado que los polinizadores pueden usar estrategias de "reconfiguración" para seleccionar recursos que les favorezca. En este sentido aunque los dos sitios comparten un alto porcentaje de especies de plantas, abejas y avispas (Fig. 4). Las especies no interactúan de la misma forma, para describir este efecto se clasificaron a las plantas, abejas, avispas e interacciones en "comunes" es decir que están presentes en ambos sitios y en "exclusivas" presentes en un sitio pero no en el otro. El 50% de las especies plantas, abejas y avispas son comunes, mientras que el porcentaje restante se divide en especies exclusivas de cada sitio (Fig. 4). Se observó que sólo el 20% de las interacciones registradas son comunes mientras que los restantes 80% son interacciones exclusivas para cada sitio (Fig. 4).

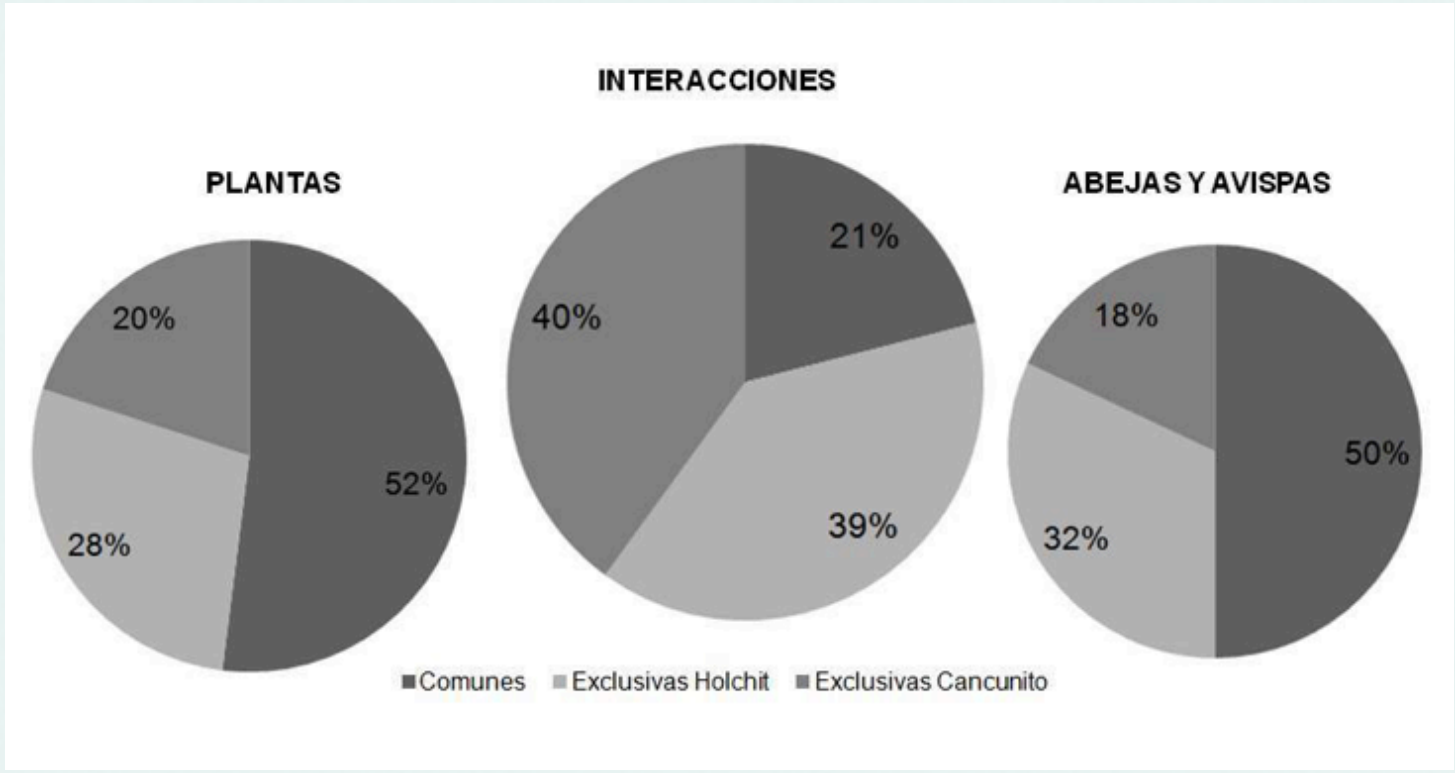


Figura 4. Porcentaje de especies de plantas, interacciones, abejas y avispas comunes (que están presentes en ambos sitios) y exclusivas (presentes en uno pero no en el otro) de cada sitio Holchit y Cancunito.

También se observó que las tres especies que más contribuyen a las interacciones comunes son *A. mellifera, A. pomoniella* y *Polistes sp.1* contribuyendo con el 70% (Fig 5), mientras que las demás especies de abejas y avispas contribuyen en un 80% a las interacciones exclusivas de cada sitio. Esto es un claro indicador de que estas "otras especies" siguen estrategias de reconfiguración diferentes en cada sitio y que probablemente se rigen por la disponibilidad de recursos (Kaiser-Bunbury *et al.* 2010).

En cuanto a las plantas, las especies núcleo para Holchit fueron *Pseudophenix sargentii, Rivina humilis* y *Alternanthera flavenscens* y para Cancunito: *Melanthera nivea, R. humilisy, P. sargentii,* mientras que las restantes especies en ambos sitios se posicionaron en la periferia de la red. En Holchit la mayoría de las especies se consideran características del matorral de dunas costera, en Cauncunito una gran proporción de especies de plantas están asociadas a actividades humanas (Arellano *et al.* 2003, Torres *et al.* 2010). En este sentido es muy importante considerar la identidad de las especies y su historia natural al evaluar la red, ya que proporcionan aspectos acerca del posible

papel en la red y sus interacciones con las demás especies.

En cuanto a los polinizadores en el núcleo de la red fueron los mismos en ambos sitios *A. mellifera, A. pomonielllay* la avispa *Polistessp1.* Se considera que las abejas en general tienen respuestas heterogéneas al ambiente y dependientes de su forma de vida (por ejemplo si son sociales o solitarias) y que en algunas ocasiones no son el grupo más afectado por las perturbaciones e incluso puede obtener ventajas de esta (Winfree *et al.* 2009, Montero-Castaño y Vilá 2012).

La presencia de *A. mellifera* en ambos sitios puede relacionarse con una alta densidad de colonias ferales (Quezada-Euán 2000), lo cual es de resaltar porque en la reserva la apicultura no es una actividad primaria (CONANP 2007). Para la estructura de la red la introducción de especies invasivas como *A. mellifera* puede tener diferentes efecto difíciles de predecir, se sugiere que podría afectar el anidamiento de la misma (Bartomeus *et al.* 2008) y que la principal afectación sería desplazar a especies nativas modificando los patrones de interacción de la red (Aizen *et al.* 2008, Goulson 2003,

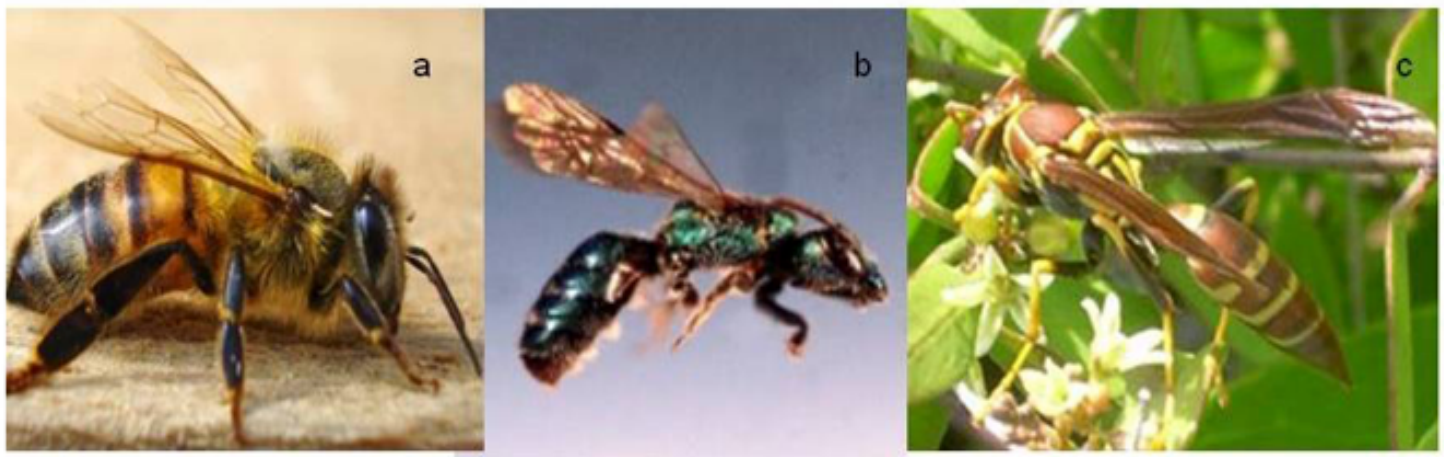


Figura 5. Especies de polinizadores que más contribuyeron a las interacciones comunes (a) *A. mellifera,* (b) *A. pomoniella* y (c) *Polistes sp.1* Fotografías (MJ Campos, R. Moo, L. Salinas).

Traveset *et al*. 2003). Aun así es difícil predecir el efecto per se de la invasión de *A. mellifera* a la red de polinización del matorral de duna costera.

En conclusión este trabajo de redes de interacción planta-polinizador en la RBRL, exploró el papel de la destrucción del hábitat, sin encontrarse cambios en la estructura de la red de cada sitio ya que ambas son anidadas. Se observaron cambios en la identidad y posición de las especies que conformaron ambas redes, aunque la configuración de las interacciones que se establecieron entre sitios cambió de forma significativa. Se destacó la presencia de *A. mellifera*, sin embargo es difícil predecir sus efectos sobre las otras especies de polinizadores y las plantas.

V. La presencia de *A. mellifera* y la posible invasión de especies en la zona de matorral de duna costera

Existe controversia con respecto al papel de A. mellifera como polinizador, en las secciones pasadas se mecionó que *A. mellifera* es al parecer el principal polinizador para cada temporada y está presente en diferentes sitios del matorral de duna costera. Aunque la apicultura como actividad productiva no es muy frecuente en la reserva (CONANP 2007), es importante reflexionar sobre la alta presencia de esta abeja.

A. mellifera ha sido señalada como una especie invasorapara todo el estado de Yucatán (Quezada 2000) y existen reportes de la gran densidad de colonias ferales (Quezada-Euán and May-Itzá 1996). Esta especie posee características que la hacen un competidor excepcional capaz de desplazar a otras especies de abejas. Entre estas características están su forma de vida social, su gran capacidad de vuelo y su habilidad para recolectar recursos (Beekman y Ratnieks 2000; Pinkus-Rendón *et al.* 2005). Además se ha observado que esta especie al parecer no es muy susceptible a las perturbaciones (Montero-Castaño and Vilá, 2012) e incluso puede beneficiarse de éstas (Winfree *et al.* 2009); más aún se ha sugerido que incluso puede llegar a ejercer un efecto de “rescate” para las plantas cuando otras abejas y polinizadores (como aves, mamíferos) se han perdido precisamente por la pérdida de hábitat.

Aún es muy difícil dilucidar el papel exacto que tiene *A. mellifera* en la polinización de las plantas de la duna costera, debido a que también es considera un polinizador poco efectivo

(Westerkamp 1991). Sin embargo, su alta abundancia nos podría indicar que esta abeja está siendo exitosa en la duna costera y está explotando los recursos que le ofrece en su beneficio.

Desde este punto de vista debemos considerar a la identidad de las plantas y como se encuentran sus poblaciones: en particular de las especies nativas de la duna costera con respecto a otras plantas sean introducidas o invasoras, ya que pueden formarse “complejos de invasión” que estuvieran presentes en el matorral de duna costera, que pueden provocar cambios en la dinámica de este ecosistema.

El estudio de redes de interacción nos permite tener una panorámica general de ambos componentes de las comunidades: plantas y animales. En este sentido, encontramos que en los dos sitios (conservado y perturbado) existen especies asociadas a perturbaciones ocasionadas por actividades humanas. Esto señala que las actividades humanas como construcción de carreteras y caminos están permitiendo que nuevas especies colonicen estos ambientes. Estas nuevas especies que podemos catalogar como invasivas debido a que pueden colonizar ambientes nuevos, generalmente poseen características que las hacen buenas competidoras, como puede ser un crecimiento rápido, soportar condiciones extremas y una rápida reproducción, las cuales hacen que sean capaces de desplazar a las especies nativas después de una perturbación.

A los elementos presentados anteriormente se suma la capacidad de atraer más polinizadores y provocar cambios en las conexiones de la red, ya que se ha observado que entre especies invasivas puede presentarse un enlace preferencial (Bartomeus 2008), provocando que las especies nativas tengan menores tasas de visitas y esto en un mediano plazo provocar una afectación en su reproducción (Vilá *et al*. 2009).

Lo que se trata de remarcar en este capítulo es que se están introduciendo nuevas especies de polinizadores (abejas) y plantas a la zona de matorral de duna costera y que las posibles consecuencias de este fenómeno son difíciles de predecir, ya que estos incluyen efectos a nivel de red: modificando el anidamiento (Bartomeus *et al.* 2008), cambiando los patrones de interacción (Aizen *et al.* 2008) y además perjudicando a las especies nativas en aspectos particulares como

puede ser en su reproducción (Traveset *et al.* 2013).

Es necesario hacer estudios sobre el papel que tiene *A. mellifera* como polinizador y el efecto neto que puede tener en la reproducción de las plantas con las que interactúa. También se deben estudiar los efectos que puede tener la presencia de *A. mellifera* en las especies de abejas nativas y si éstas en realidad pueden ser desplazadas.

VI. Perspectivas

El estudio de redes de interacción se encuentra en un continuo proceso de mejora, para hacer más claras predicciones sobre el comportamiento de las interacciones a nivel de comunidad. Los resultados presentados y discutidos en esta capitulo se enfocan en la polinización y solamente consideran a un grupo. Aún falta por considerar que sucede con otros polinizadores tanto insectos (por ejemplo escarabajos, moscas, hormigas) aves (colibrís) y mamíferos (murciélagos) los cuales son muy activos y están presentes no solo en la vegetación de duna costera sino en otros tipos de vegetación en la reserva (ver Selem *et al.* y Medina y Parra-Tabla en este volumen).

En cuanto a interacciones antagonistas como herbivoría y parasitismo no hay estudios para la reserva a nivel de red de interacción, aunque se ha reportado la presencia de parasitoides (ver González-Moreno en este volúmen y González-Moreno y Bordera 2011, 2012). Es necesario considerar a las interacciones antagonistas y sus efectos a nivel de comunidad en la dinámica presentan en la duna costera. Cabe resaltar que estas interacciones debido a su carácter más cercano hacen referencia a diversos procesos ecológicos y evolutivos que no han sido estudiados en la reserva, los cuales pueden ayudar a detectar especies que con potencial benéfico.

Desde otro punto de vista el estudio de redes también se puede aplicar para evaluar la conectividad de parches de vegetación en zonas que han sufrido fragmentación. Esto combinándolo con estudios clásicos de diversidad y enfocándolo a interacciones de diversas relaciones biológicas (como polinización, dispersión de frutos, herbivoría, depredación, etc.). Por tanto el estudio de interacciones plantea un desafío logístico, pero proporciona una visión general de cómo se encuentran las relaciones entre especies en los ecosistemas.

VII. Conclusión

El estudio de las redes de interacción mutualistas permite observar patrones a nivel comunidad que influyen la funcionalidad de los ecosistemas y sus servicios. Este enfoque es complementario ya que la visión de comunidad puede ayudar a generar estrategias de conservación holísticas para el ecosistema, ya que considera la identidad de las especies, su abundancia y sus interacciones con otras. El matorral de duna costera es un ecosistema muy importante y con estudios que se introducen en la dinámica de la población y su variación temporal así como los efectos de la perturbación amplían la visión de esta zona. Además permiten detectar fenómenos como la invasión de especies y sus posibles efectos sobre las especies nativas.

VIII. Agradecimientos

A los proyectos “Funcionalidad ecológica como elemento básico para la conservación y restauración del matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán” CONACYT (CB2007-84112) y “Estudio de la diversidad y las interacciones biótica para la conservación y restauración de la vegetación de Reserva de la Biósfera Ría Lagartos” PROMEP CLAVE: 103.5/12/2117. MJCN agradece por la beca de maestría (Conacyt-334553) y RMA agradece por la beca de tesis de licenciatura (Conacyt). A la CONANP Delegación Yucatán y la Dirección de la RBRL. A Enrique Reyes, Cecilia Díaz Castelazo, Luis Salinas por su cooperación.

IX. Referencias

Aizen MA, Morales CL y Morales JM (2008) Invasive mutualists erode native pollination webs. PLOS Biology 6:396-403

Alarcón R, Waser NM y Ollerton J (2008) Year-to Year variation in the topology of a plant-pollinator interaction network.Oikos12:1796-1807

Arellano Rodríguez JA, Flores Guido JS, Tun Garrido J y Cruz Bojórquez MM (2008) Nomenclatura, forma de vida, uso, manejo y distribución de las especies vegetales de la península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán

Ashworth L, Aguilar R, Galetto L y Aizen MA (2004) Why do pollination generalist and specialist plant species show similar reproductive susceptibility to

habitat fragmentation? Journal of Ecology 942: 717-719

Bartomeusl, Villa M y Santamaría L (2008) Contrasting effects of invasive plants in pollinator networks.Oecologia 155:761-770

Bascompte J, Jordano P, Melian C y Olesen JM (2003) The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. PNAS 16: 9383-9387

Bascompte J y Jordano P (2007) Plant Animal Mutualistic Networks: The Archicteture of Biodiversity. Annual Reviews of Ecology Evolution and Systematics 38:567–593

Blüthgen, N (2010) Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. Basic and Applied Ecology 11:185-195

Campos-Navarrete MJ (2011) Estructura de la red planta-polinizador en dos sitios contratstantes del matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Tesis de Maestría. CCBA. UADY

Campos-Navarrete MJ, Parra-Tabla V, Ramos-Zapata J, Díaz-Castelazo C y Reyes-Novelo E (2013) Structure of plant–Hymenoptera networks in two coastal shrub. Arthropod-Plant Interactions 7: 607-617

CONANP (2007) Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. México SEMARNAT

Díaz-Castelazo C, Guimares P, Jordano P, Thompson JN, Marquis RJ y Rico-Gray V (2010) Changes of a mutualisticnetworkover time: reanalysisover a 10-year period. Ecology 91:793–801

Forup ML, Henson KSE, Graze PG y Memmott J (2009) The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. Journal of Applied Ecology 45: 742-752

González -Moreno A y S Bordera (2011) New records of Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) from Mexico. Zootaxa 20112879: 1-21

González-Moreno A y Bordera S (2012) The Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) from Ria Lagartos Biosphere Reserve, Mexico. Zootaxa 3230: 1-51:1175-5326

Goulson D (2003) Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. Annual Reviews of Ecology Evololution and Systetamics 34: 1-26

Hegland SJ, Dunne J, Nielsen A y Memmott J (2010) How to monitor ecological communities cost-efficiently: The example of plant-pollinator networks. Biological Conservation 143:2092-2101

Kaiser-Bunbury C, Muff S, Memmott J, Muller CB y Caflisch A (2010) The robustness of pollination network to the loss species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behavior. Ecology Letters 13:442-452

Kay MK y Shemske DW (2004) Geographic patterns in plant-pollinator Mutualistic networks: comment. Ecology 85:875-878

Levey DJ, Silva WR y Galletti M (2002) Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. Wallingford CABI

Martínez-Falcón AP, Marcos-García A, Díaz-Castelazo C y Rico-Gray V (2010) Seasonal changes in cactus-hoverfly (Diptera:Syrphidae) network. Ecological Entomology 35:754-759

Memmott J, Waser N y Price MV (2004) Tolerance of pollination networks to species extinctions. Proceeding of the Royal Society London B 271:2605-2611

Montero- Castaño A y Vilá M (2012) Impact of landscape alteration and invasions on pollinators: a meta-analysis. Journal of Ecology 100:884-893

Moo Aldana RM (2011) Variación temporal en la red planta-polinizador/ visitante floral en el matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán, México. Tesis de licenciatura. CCBA. UADY

Moreno-Casasola P (2006) Entornos Veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México

Pinkus-Rendón MA, Parra-Tabla V y Melendez Ramirez V (2005) Floral resource use and interactions between *Apis mellifera* and native bees in cucurbit crops in Yucatan, México. Canadian Entomologist 137:441-449

Quezada-Euán JJ (2000) Hybridization between European and Africanized honeybees in tropical Yucatán, México. II Morphometric, allozymic and

mitochondrial DNA variability in feral colonies. Apidologie 31: 443-453

Quezada-Euán JJG y Ay-Itzá WJ (1996) Características morfométricas, poblacionales y parasitosis de colonias silvestres de *Apis mellifera* (Hymenoptera:Apidae) en Yucatán, México. Folia Entomológica Mexicana 97:1-19

Rico-Gray V y Castro G (1996) Effect of ant-aphid interaction on the reproductive fitness of *Paullinia fuscencens* (Sapindaceace) Southwestern Naturalist 41:434-440

Roubik DW (1982) Ecological impact of Africanized honeybees on native neotropical pollinators. En: Jaisson (ed). Social insects in the tropics. Vol. 1. P. Université Paris-Nord, Paris, pp. 233–247

Torres W, Méndez M, Dorantes A y Durán R (2010) Estructura, Composición y Diversidad del Matorral de Duna Costera en el Litoral Yucateco. Boletín de la Sociedad Botánica de México 86:37-51

Traveset A y Richardson DM (2006) Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. Trends in Ecology and Evolution 4:208-216

Traveset A, Heleno R, Chamorro S, Vargas P, McMullen CK, Castro-Urgal R, Nogales M, Herrera HW y Olesen JM (2013) Invaders of pollination networks in the Galapagos Islands: emergence of novel communities Proceedings of Royal Society 280: 20123040 doi:dxorg/10.1098/rspb.2012.3040

Vázquez DP y Simberloff D (2002) Ecological specialization and susceptibility to disturbance: conjectures and refutations. American Naturalist 159:606–23

Vilá M, Bartomeus I, Diestzsch AC, Petanidou T, Steffan-Dewenter I, Stout JC y Tscheulin T (2009) Invasive plant integration into native plant-pollinator networks across Europe. Proceedings of the Royal Society B 276:3887-3893

Waser N y Ollerton J (2006) Plant-Pollinator Interactions from Specialization to Generalization. The University Chicago Press

Westerkamp C (1991) Honeybees are poor pollinators –why? Plant Systematics and Evolution 177:71-75

Winfree R, Aguilar R, Vázquez DP, LeBuhn G, y Aizen MA (2009) A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. Ecology 8: 2068-207

CAPITULO 15

Interacciones planta-colibrí en la duna costera

Pamela Medina y Víctor Parra-Tabla

Resumen

I. Introducción

II. Especies de colibríes y las plantas que visitan durante la temporada invernal

III. El néctar como recurso energético

IV. Influencia en los recursos florales en la abundancia de los colibríes

V. ¿Por qué los colibríes visitan esas flores?

VI. Estrategias de alimentación de los colibríes de la RBRL durante el invierno

VII. ¿Más colibríes territoriales a mayor competencia por recursos florales?

VIII. Perspectivas

IX. Agradecimientos

X. Referencias

Resumen

Los recursos florales disponibles influyen en gran medida en la interacción planta-colibrí, debido a que los colibríes responden en gran medida a la disponibilidad de los recursos energéticos ofrecidos en el néctar de las flores. En ambientes secos estacionales y particularmente en zonas costeras, los estudios de la interacción planta-colibrí son escasos. En esta contribución describimos la interacción planta-colibrí durante la temporada invernal en la duna costera de Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos (RBRL). Se observaron cuatro especies de colibríes alimentándose básicamente de seis especies de plantas que a su vez produjeron néctar con concentraciones de azúcares típicos de plantas polinizadas por colibríes. También se observó que tanto la abundancia como la distribución de los recursos florales influyeron en la abundancia y la conducta de alimentación de los colibríes. En la RBRL son necesarios más estudios sobre la ecología básica de la interacción planta-colibrí y el impacto que ésta tiene en la conservación de esta zona protegida.

I. Introducción

Un aspecto clave del funcionamiento de las comunidades naturales, son las interacciones que existen entre los organismos, lo cual en el curso de la evolución ha tenido como resultado toda una variedad de especies que dependen de la presencia de otras, generando así una extensa red de interdependencias

(Thompson 1994). La interacción planta-colibrí es catalogada como una relación mutualista en donde las plantas se ven beneficiadas por las visitas de los colibríes, ayudándolas a la dispersión del polen y por ende a su reproducción; a cambio, los colibríes reciben de parte de la planta el néctar necesario para satisfacer sus requerimientos energéticos (Stiles 1979). Así, el éxito de la relación depende en gran medida tanto de la eficiencia del colibrí en dispersar el polen, como la disponibilidad de flores que cubran sus necesidades energéticas. Los colibríes son aves que al tener una dieta basada principalmente en néctar y presentar un metabolismo muy alto, requieren constantemente de recursos altamente energéticos. Este factor los hace dependientes en gran medida de la disponibilidad de recursos florales del área en donde habitan.

La estrecha relación que tiene los colibríes con las plantas que visitan, los hacen susceptibles a cualquier alteración en su hábitat, por lo que actualmente, la destrucción de los ecosistemas donde habitan han sido los principales causantes del declive de las poblaciones de colibríes. Según Sekercioglu *et al.* (2004) se estima que cerca del 15% de las especies nectarívoras se habrán extinguido en el próximo siglo. Esta pérdida de especies tendría consecuencias importantes en la polinización de las plantas, afectando sus poblaciones y la dinámica de las comunidades vegetales, así como tener efectos en cascada perturbando a otros organismos que no participan directamente en estas relaciones (Kearns e Inouye 1997).

En México el 35% de las especies de colibríes están en alguna categoría de protección (NOM-059-SEMARNAT-2010) y es probable que este porcentaje se pueda ver incrementado si se realizan investigaciones adecuadas en zonas del país que no han sido suficientemente estudiadas. Analizar mejor la estrecha dependencia que presentan los colibríes con la disponibilidad de sus recursos florales de su hábitat, podría ayudar a entender mejor ésta relación, especialmente para especies con distribuciones muy restringidas y/o amenazadas, lo que contribuiría a explicar por qué no se distribuyen ampliamente y mejorar así su protección.

La relación planta-colibrí ha sido relativamente bien estudiada en México, pero principalmente en ambientes húmedos, bosques y selvas (por ejemplo ver Arizmendi y Ornelas 1990). Sin

embargo, en ambientes secos estacionales, como las zonas costeras, dichos estudios son escasos (Ortiz-Pulido *et al.* 2012), por lo que es necesario generar más información para entender mejor como es la interacción en estos ecosistemas.

En la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos (RBRL) se han registrado en total siete especies de colibríes: Colibrí garganta negra (*Anthracothorax prevostii*), Esmeralda tijereta (*Chlorostilbon canivetii*), Colibrí cándido (*Amazilia candida*), Colibrí yucateco (*Amazilia yucatanensis*), Colibrí canela (*Amazilia rutila*), Colibrí cola hendida (*Doricha eliza*) y el Colibrí garganta rubí (*Archilochus colubris*), distribuidos en los distintos ecosistemas (CONANP 2007) . De estas especies una se encuentra categoría de protección de acuerdo con la normatividad mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), *Doricha eliza*, catalogada dentro en el rango de peligro de extinción. Además *Archilochus colubris* es una especie migratoria que llega de Canadá y Estados Unidos durante la temporada invernal.

El hecho de que *D. eliza*, que además de ser una especie en peligro de extinción sea una especie endémica de México con una distribución disyuntiva, habite dentro de la reserva, subraya la importancia de realizar más estudios con el fin de extender el conocimiento biológico de esta ave para poder mejorar sus planes de protección. Sin embargo, aunque se cuenta con información de las especies presentes en la RBRL y su estatus de conservación, es sorprendente que hasta ahora no se cuenta con estudios en los que se describa el tipo de interacciones que estas especies establecen con las especies de plantas de la zona (Medina 2013).

En este capítulo se describe la interacción planta-colibrí, detallando la influencia directa que presenta la disponibilidad de los recursos florales sobre la abundancia, distribución y comportamiento de dichas aves durante la temporada invernal en la RBRL. De igual forma se hace referencia a los pocos estudios que se han realizado en estas especies en esta área protegida.

II. Especies de colibríes y las plantas que visitan durante la temporada invernal

Durante el invierno de 2013 se realizaron muestreos en la duna costera de la RBRL con la finalidad de describir y analizar el efecto que presenta la

disponibilidad de los recursos florales en la interacción planta-colibrí. Para la contabilización e identificación de los colibríes se realizaron recorridos en transectos, donde se registró el tipo de estrategia de forrajeo que utilizaban y las plantas que visitaban. En cuanto a las plantas visitadas, se contabilizó en total el número de flores presentes en el área y se analizó el néctar producido de cada especie (para detalles de la metodología ver Medina 2013)

En total se registraron cuatro especies de colibríes, el colibrí cola hendida (*Doricha eliza*), colibrí canela (*Amazilia rutila*), colibrí yucateco (*Amazilia yucatanensis*) y el Colibrí garganta roja (*Archilochus colubris*) (Cuadro 1), lo que representa el 59% de las especies registradas en la reserva (CONANP 2007).

Todas las especies registradas pertenecen a la subfamilia Trochilinae caracterizada por picos menores a 25 mm y con hábitos alimenticios generalistas (McDade y Kisman 1980).

El colibrí cola hendida (Fig. 1) fue la especie más abundante en el área con un 79% del total de los avistamientos, por lo que es catalogada como una especie representativa de la duna costera yucateca (Chablé-Santos 2009). A pesar de que está catalogada como en peligro de extinción, la población del colibrí cola hendida en Yucatán es considerada poco vulnerable, debido a que parte de su distribución se encuentra en tres áreas declaradas como reservas naturales (Ortiz-Pulido *et al.* 2002). Sin embargo, en zonas donde no se encuentran protegidas podrían estar en



Figura 1. Individuo hembra de la especie *Doricha eliza* (cola hendida)

Cuadro 1. Especies de colibríes registrados durante el invierno en la duna costera de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

Especie	Subfamilia	Nombre común	Estacionalidad	Nom-059-semarnat-2010
Amazilia rutila	Trochilinae	Colibrí canela	Residente	----------
Amazilia yucatanensis	Trochilinae	Colibrí yucateco	Residente	----------
Archilochus colubris	Trochilinae	Colibrí	Migratorio	----------
Doricha eliza	Trochilinae	Colibrí cola hendida	Endémico	Peligro de extinción

peligro a consecuencia del incremento del desarrollo urbano.

El colibrí garganta roja, es un ave que se puede observar en territorios mexicanos durante la temporada invernal. Al ser una especie migratoria establece un vínculo importante en el flujo genético reproductivo de las poblaciones de plantas que se localizan en diferentes ecosistemas y gradientes latitudinales y altitudinales que vistan (Medellín *et al.* 2009).

La vegetación de duna costera se caracteriza por ser halófita (tolerancia a altas concentraciones de sal) y presenta gran diversidad de especies vegetales (Durán *et al.* 2010). A lo ancho de la duna se diferencias dos zonas, las de pioneras y la de matorrales. La primera se localiza cerca de las playas y la vegetación crece sobre arena móvil y la segunda presenta plantas xerófitas tropicales tolerantes a fuertes vientos. Este tipo de vegetación difiere de las demás costas del país por un clima semiárido, además de que existe una mezcla de especies tanto de manglar como de selva baja (CONANP, 2007).

Durante el inverno los colibríes visitaron seis especies de plantas en la duna costera: el tulipán (*Malvaviscus arboreus*), el henequén de playa (*Agave angustifolia angustifolia*), el juluub (*Bravaisia berlandieriana*), *Dicliptera sexangularis,Ernodea littoralis* y el siricote de playa (*Cordia sebestena*) (Cuadro 2).

De acuerdo con Espejel (1984), la floración de las especies de vegetación de la duna costera fluctúa a lo largo del

Cuadro 2. Especies de plantas visitadas por los colibríes durante el invierno en la duna costera de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos.

Especie	Familia	Nombre común	Nombre maya	Floración
Agave angustifolia var. angustifolia	Asparagaceae	Henequén de playa	Xix kij	Sept. – abr.
Bravaisia berlandieriana	Acanthaceae		Juluub	Ene. – may.
Cordia sebestena	Boraginaceae	Siricote de playa	Sak k'oopte'	Todo el año
Dicliptera sexangularis	Acanthaceae		Yich kaan	Ene. – abr.
Ernodea littoralis	Rubiaceae			Oct.-jun.
Malvaviscus arboreus	malvaceae	Tulipán	Taman ch' iich'	Todo el año

año, por lo que la disponibilidad de recursos florales varía entre los meses, tanto el número de flores disponibles como las especies de plantas que se encuentran en floración. En el cuadro 2 podemos observar que a pesar de que no todas las especies de plantas visitadas por los colibríes se encuentran floreciendo durante todo el año, la mayoría presenta un período muy largo de floración.

En esta temporada *M. arboreus, D. sexangularis* y *A. angustifolia angustifolia* fueron las especies que proporcionaron el mayor número de recursos florales debido a que se encontraban ampliamente distribuidas en la duna costera, mientras que las demás especies no eran tan abundantes y se encontraban en áreas específicas. A pesar de que había en total gran cantidad de flores, estas se encontraban en su mayoría dispersas a lo largo de la duna costera.

III. El néctar como recurso energético

El néctar es el principal recurso energético para los colibríes, sus características como la concentración y el tipo de azúcar así como su volumen producido, juegan un papel clave en el mantenimiento de la interacción que tienen con las plantas. Generalmente la concentración de néctar se estima en función de la concentración de azúcares y con el fin de interpretar mejor el recurso energético que proporcionan las flores

usualmente el contenido de azúcares se expresa en términos de calorías (ver Kearns e Inouye 1993).

Las flores que visitan los colibríes presentan un néctar con concentraciones no muy altas que están entre el 10 y 30% de azúcares (Baker 1975), lo cual se debe a que éstos prefieren un néctar diluido porque se facilita la succión del mismo con un menor gasto energético. Todas las especies de plantas visitadas por los colibríes en la duna costera de la RBRL presentaron una concentración de néctar dentro de los rangos sugeridos por Baker (1975), sin embargo no todas las especies proporcionaron la misma cantidad de energía (Cuadro 3).

De las seis especies que visitan los colibríes, *M. arboreus*, proporcionó la mayor cantidad de calorías por ml por flor, debido a que ofrece una concentración de néctar mayor con respeto a las demás especies visitadas, y al mismo tiempo ofrece un mayor volumen por flor. Al ser la especie que aportó mayor oferta de recursos alimenticios, debido al elevado número de flores en el área que se encontraba, ofertó la mayor cantidad de energía para los colibríes durante el invierno, catalogándola como una especie

Cuadro 3. Valores energéticos que proporcionan cada especie floral visitada por los colibríes en la duna costera de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos durante los meses de enero, febrero y marzo 2013

Especie	Volumen de néctar (ml)	Concentración de néctar (%)	Calorías (× ml)	Núm. de flores
Malvaviscus arboreus	0.47	29.4	62.4	6599
Dicliptera sexangularis	0.35	26.2[a]	10.92	7514
Cordia sebestena	2.24	17	38.72	3
Ernodea littoralis	0.13	12[a]	2.25	268
Agave angustifolia angustifolia	0.30[b]	22	6.74	1163
Bravaisia berlandieriana	0.27	ND	ND	187

a= Néctar acumulado, b= según Molina-Freaner y Eguiarte, 2003. ND= No detectable. (Fuente: Medina, 2013)

clave en su alimentación durante esta temporada (Cuadro 3).

A pesar de que *Cordia sebestena* aporta un valor energético importante, esta especie no presentaba una abundancia significativa como para ser un recurso importante en la alimentación de los colibríes de dicha área. A diferencia de *Dicliptera sexangularis* y *Agave angustifolia angustifolia*, cuyas ofertas energéticas son bajas, representan un recurso importante en la alimentación de los colibríes debido a su amplia distribución y abundancia (Cuadro 3).

IV. Influencia en los recursos florales en la abundancia de los colibríes

Los colibríes necesitan grandes cantidades de néctar para satisfacer sus necesidades energéticas debido a que presentan un metabolismo muy elevado. En la duna costera de la RBRL la abundancia de flores tiene una influencia importante en la presencia y estrategia de alimentación de los colibríes. En la figura 2 podemos observar tres zonas en donde se contabilizaron el número total de flores, así como se registró el número de colibríes presentes. Durante el invierno en la duna

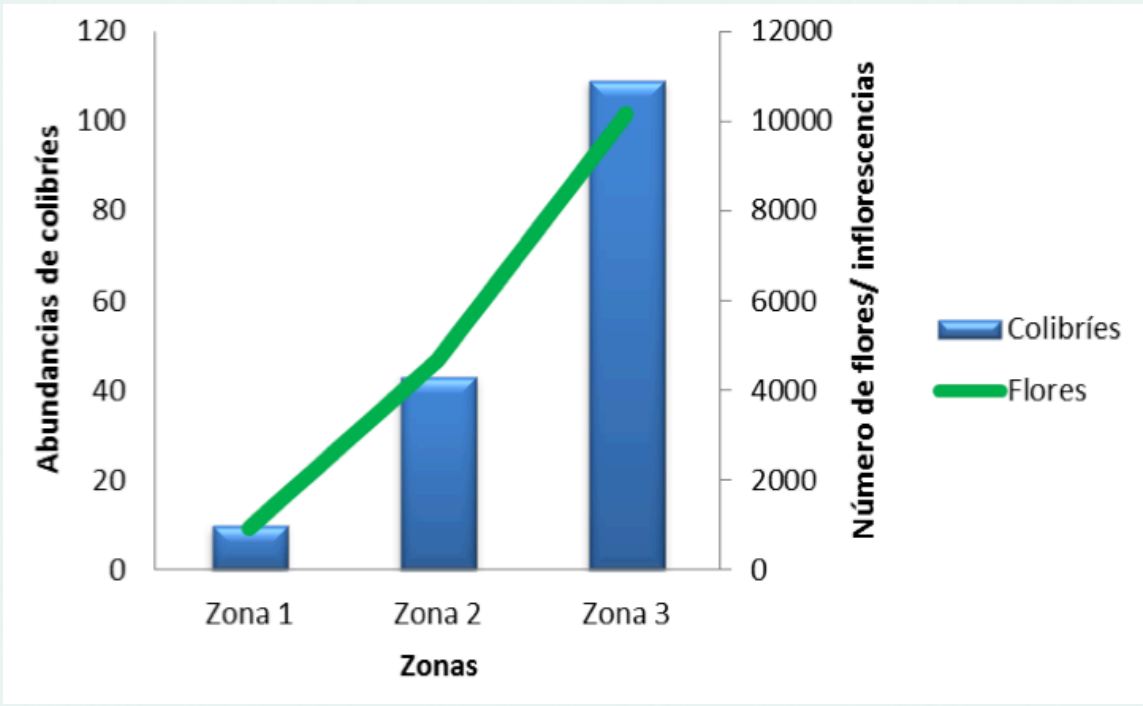


Figura 2. Relación entre la abundancia de flores en tres zonas y la presencia de colibríes durante el invierno en la duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos.

costera existe una tendencia en donde a mayor abundancia de flores es mayor el número de colibríes simplemente porque hay mayor oferta de recursos energéticos en el área (Medina, 2013).

Las diferencias en la abundancia de flores presentes en las zonas se deben muy probablemente a las diferencias topográficas que presentan las dunas costeras, que ocasiona una gran variedad de microhábitats que favorecen o limitan el desarrollo de las plantas (Castillo y Moreno-Casasola, 1998). La zona 1 presentaba un ambiente estabilizado donde los factores físicos no son extremos, debido a que no hay tanto movimiento del substrato y la fluctuación de temperatura y la humedad es baja, sin embargo no hay mucha disponibilidad de agua, lo que representaba una desventaja a las plantas para la producción de flores. Así, en esta zona no había muchos recursos florales, ya que se encontraban pocos individuos de *M. arboreus, D. sexangularis* y *B. berlandieriana* que presentaban pocas flores a comparación de las otras zonas.

A diferencia de la zona 1, las zonas 2 y 3 presentaban un ambiente de hondonadas. Estas son el resultado del proceso erosivo y se encuentran en las partes más bajas de los sistemas de dunas donde hay mayor disponibilidad de agua debido a la cercanía del manto freático favoreciendo al crecimiento de las plantas ya que las raíces están en contacto constante con áreas húmedas (Castillo y Moreno-Casasola, 1998). Este hecho explica porque se observa una mayor abundancia de flores y que sean más visitadas por los colibríes en estas zonas. La diferencia entre el número de flores de la zona 2 y 3 está probablemente dada por el número de hondonadas presentes. En la zona 3 hubo mayor número de hondonadas que en la zona 2 y por ende mayor número de flores. La relación entre la topología de las dunas costeras y la distribución y diversidad de plantas en la RBRL, es uno de los aspectos que sería interesante estudiar, ya que esto aportaría elementos importantes para comprender cabalmente su impacto en la interacción entre las plantas y los colibríes.

V. ¿Por qué los colibríes visitan esas flores?

Los colibríes no visitan todas las especies de plantas que se encuentren en un área determinada, debido a que prefieren o requieren de flores con ciertas características que le faciliten el rápido

acceso al néctar y que cubran con sus necesidades energéticas. Se sabe que la interacción planta-colibrí ha evolucionado en conjunto de manera tal que en el proceso evolutivo las plantas visitadas por estas aves presentan características peculiares que las atraen, conocido como el síndrome de ornitofilia. Según Faegri y van der Pijl (1979) las características de este síndrome son: flores diurnas, tubulares, horizontales o colgantes, de colores vivos como son pétalos rojos, naranjas o amarillos, presentan abundante néctar y con una posición recurvada de los pétalos. De acuerdo con estos autores, los colibríes prefieren flores con las características mencionadas excluyendo a gran variedad de especies presentes en un ecosistema.

Sin embargo, actualmente existe un gran debate entre los científicos respecto a que si en realidad la mayoría de las plantas polinizadas por los animales encajan de manera precisa con los síndromes de polinización tradicionales. En los últimos años se han realizado varios estudios para comprobar la relación que existe entre los polinizadores y los atributos atrayentes de las flores y aún es imposible llegar a una conclusión definitiva (Ollerton y Watts, 2000; Fenster *et al*. 2004)

En la RBRL, todas las flores visitadas por los colibríes durante la temporada invernal en la duna costera presentaban algunas características ornitofílicas de las originalmente propuestas por Faegri y van der Pijl (1979). Todas las flores fueron tubulares, con simetría bilateral y con el néctar diluido. Sin embargo, también se observaron visitas a especies de plantas con características que no estaban dentro de las ornitofílicas como el color, por ejemplo, *B. berlandieriana*, que presenta flores blancas, donde según los síndromes tradicionales, los colibríes prefieren flores con pétalos de colores llamativos como el rojo y el naranja. Otro ejemplo es en cuanto a la abundancia del néctar, ya que solamente *M. arboreus* y *C. sebestena* presentaron altas cantidades de néctar. Este análisis coincide con el estudio realizado por Ollerton *et al*. (2009) donde se concluye que las combinaciones de los rasgos florares de las plantas rara vez se ajustan exactamente a los síndromes de polinización.

Entonces, ¿a qué se deben las preferencias en cuanto a la selección de un recurso floral? Como pudimos observar, existen características del síndrome ornitofílico que son más importantes para los colibríes en la selección del recurso. La calidad de néctar

y la eficiencia de extracción del mismo son más importantes en la elección de un recurso; mientras que existen otras características del síndrome floral como lo es el color, que fungen en realidad como una guía en la que el colibrí aprende a usar o ignorar según la recompensa que le da la flor. En cuanto a la eficacia de la extracción, la forma tubular de las flores facilita la extracción del néctar debido a la forma del pico de los colibríes, además de que disminuye la evaporación del mismo (Chalcoff *et al.*, 2006).

En la figura 3 se puede observar la red de interacción en donde se relacionan las especies de colibríes con respecto a las plantas visitadas en la RBRL. Los diferentes grosores de las líneas indican el grado de "preferencia" (definida como el porcentaje de visitas registradas) de los colibríes por ciertas plantas. Las líneas más delgadas indican poca preferencia mientras que las líneas más gruesas indican alta preferencia. De acuerdo con la red de interacción tanto *D. eliza* y *A. rutila*, pueden ser consideradas como

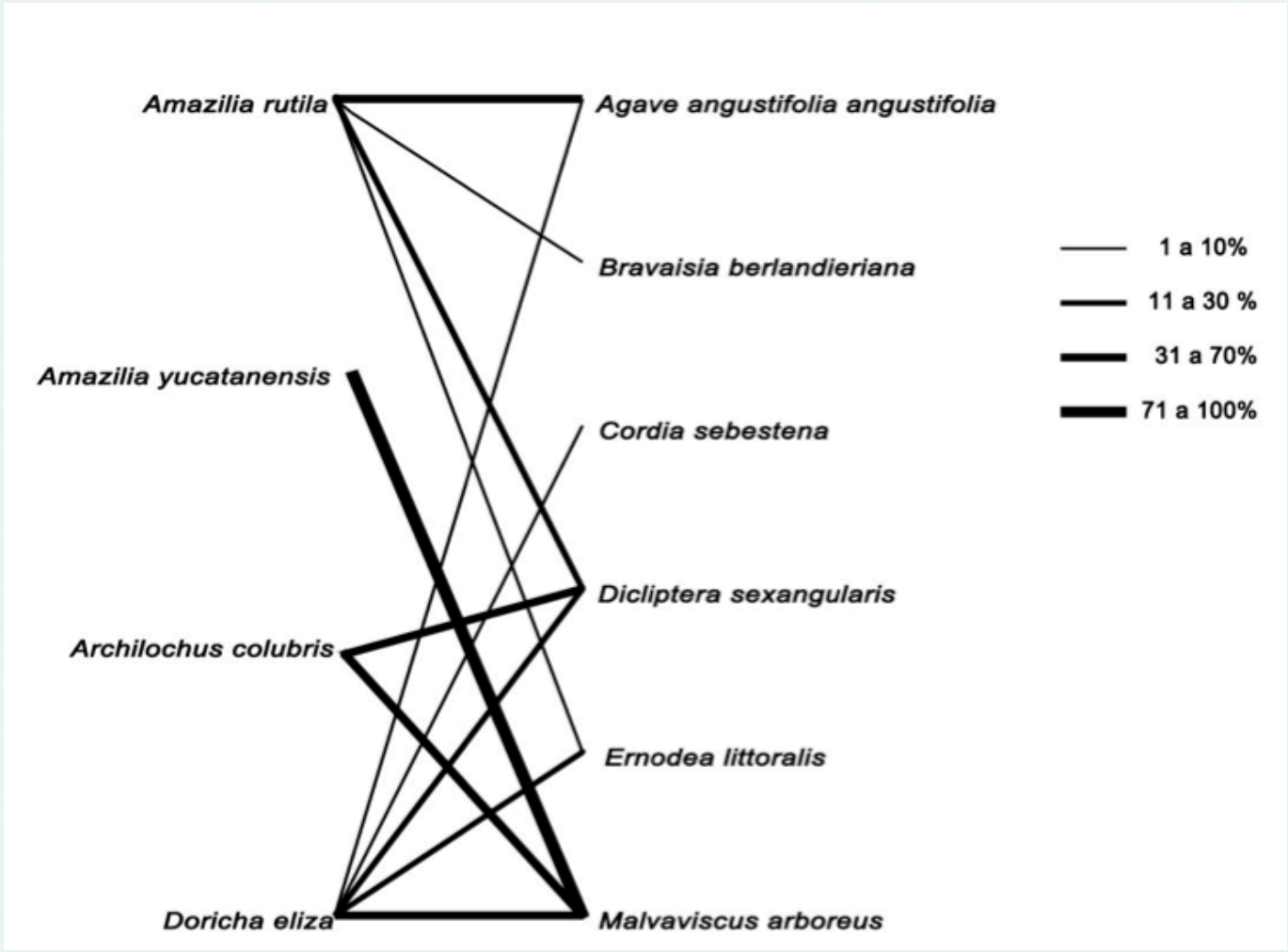


Figura 3. Red de interacción colibrí-planta en la duna costera de la Reserva de la Biósfera de Rio Lagartos durante el invierno. Diferencias en el grosor de las líneas se refieren al porcentaje de visitas realizadas a cada especie de planta

generalistas y visitan la mayoría de las especies florales disponibles en el área, sin embargo prefieren visitar mayormente a *M. arboreus* por ser la especie que más recurso energético les proporciona. De igual forma *D. sexangularis*, juega un papel importante en sus dietas por ser muy abundante durante esta temporada. En cuanto a *A. colubris* y *A. yucatanensis*, estos parecen ser más selectivos en la elección de sus recursos energéticos, sin embargo las especies de plantas que visitan son las más abundantes en el área, así como proporcionan los recursos energéticos necesarios. Podemos observar que no solamente las características que presentan las flores juegan un papel importante en la selección de un recurso sino también su abundancia.

VI. Estrategias de alimentación de los colibríes de la RBRL durante el invierno

Uno de los problemas fundamentales de supervivencia de los organismos es el hallazgo, consumo y utilización de fuentes de energía. Por esa misma razón estos emplean estrategias que les facilitaría la búsqueda y consumo de los recursos alimenticios utilizando menos energía. En cuanto a los colibríes, al tener un metabolismo muy rápido, hace que sus demandas energéticas sean altas y por ende, sensibles al estrés energético dado por el cambio de recursos energéticos en el ambiente. Esto los lleva a estar expuestos a fluctuaciones marcadas en la disponibilidad de alimento (Stiles 1979), por lo que deben de ser flexibles en el manejo de los recursos.

La competencia interespecífica por los recursos florales puede favorecer la evolución de una divergencia, de manera que los colibríes obtengan el néctar de varios modos (Ornelas, 1996). Estudios anteriores (Feinsinger y Chaplin 1975, Altshuler *et al.* 2004) han demostrado que los colibríes utilizan dos estrategias para conseguir los recursos florales necesarios con el fin de satisfacer sus necesidades energéticas: la territorialidad y la rutera (traplining en inglés).

Los colibríes territoriales defienden agresivamente una determinada área lo que les permite consumir grandes cantidades de néctar con el menor costo de energía (Feinsinger y Chapling 1975, Vargas y Parra-Tabla 2002). En el momento que el ambiente cambia los esparcimientos de los parches de flores, la cantidad de néctar producido por cada flor o el incremento de competencia con otros

nectarívoros, los colibríes se ven obligados a cambiar la estrategia a rutera en donde estos visitan pero no defienden un espacio de flores en rutas repetidas (Feinsinger y Chapling, 1975).

Durante el invierno en la duna costera el 75% de los colibríes observados fueron ruteros. La elección de la estrategia dependió en parte de la disponibilidad de los recursos florales del área, mientras aumentó la disponibilidad de calorías en un área, disminuyó el número de colibríes ruteros, y por consiguiente aumentó el número de colibríes territoriales (Medina, 2013). Por lo que podemos corroborar que la disponibilidad de recursos energéticos en la duna costera de la RBRL durante el invierno no solamente es un factor que determinan la preferencia y abundancia de los colibríes, sino que también influye en la elección de estrategia de forrajeo, donde en esta temporada los colibríes preferían ser ruteros debido a la floración distribución dispersa (Medina, 2013).

El cambio de estrategia de alimentación se debe a la capacidad que presentan los colibríes de ser oportunistas dependiendo de los recursos energéticos disponibles. Según Waddington (1983) dicho comportamiento sobre una especie de planta es el resultado, no solo de factores extrínsecos, la densidad de flores, o el número y distribución de las especies de plantas; sino también los de factores intrínsecos que incluyen la historia evolutiva del animal y sus propias experiencias.

A pesar de que las preferencias de estrategias de forrajeo están influenciadas por la disponibilidad de recursos energéticos, la proporción de ruteros y territoriales varió entre las especies. Esto se debe a las características morfológicas y fisiológicas de cada especie (Altshuler *et al.* 2004), pero sobre todo a la heterogeneidad ambiental a la que se enfrentan, que se caracteriza por cambios en la disponibilidad de recursos en el espacio y en el tiempo.

Según Kodric-Brown y Brown (1978) algunas especies ruteras tienden a ser ladrones o intrusos que invaden territorios de otros colibríes, estos son discretos y mayormente son hembras y juveniles, ya que no presentan colores llamativos que los hacen pasar desapercibidos. En el caso de *Doricha eliza* la proporción asimétrica en el tipo de estrategias (70% ruteros) podría estar relacionado con el gran número de hembras y juveniles registrados en el área.

Por otro lado, desde el punto de vista de las plantas, las estrategias de alimentación favorecen a la polinización de las plantas de manera diferenciada, por ejemplo la estrategia rutera puede ser la táctica más eficaz para la polinización cruzada y así el mantenimiento la cohesión genética en poblaciones escasas y/o irregulares, logrando un efecto en la dirección evolutiva de las características florales (Ohashi y Thomson 2009). En cuanto a la estrategia territorial, ésta puede mejorar la producción de semillas solo si las plantas visitadas pueden recibir los granos de polen de las flores de ella misma (especies llamadas autocompatibles) (Stiles 1978).

VII. ¿Más colibríes territoriales a mayor competencia por recursos florales?

Una de las características de los colibríes territoriales son los despliegues agresivos asociados con la lucha y el dominio del recurso energético. El aumento del valor de los recursos puede estimular un aumento en la presión de un intruso que puede causar un aumento en la intensidad de la defensa territorial (Dearborn 1998).

De acuerdo con los observaciones reportadas por Medina (2013) tanto la territorialidad como los encuentros agresivos aumentaron conforme aumentaba la cantidad de calorías disponibles en un área determinada, lo que es lógico debido a que la estrategia de forrajeo territorial implica mayor número de enfrentamientos antagónicos. Según Brown (1964) los comportamientos antagónicos se ven favorecidos unicamente cuando los beneficios son mayores que el costo que implica los enfrentamientos. En la duna costera de la RBRL el incremento en el número de encuentros antagónicos respecto al mayor número de flores disponibles sugiere que efectivamente estos encuentros están relacionados ante todo con los beneficios de maximizar la energía a corto plazo.

VIII. Perspectivas

La descripción que se ha hecho en esta aportación, permite incrementar nuestro conocimiento respecto a las interacciones planta-colibrí en ambientes semiáridos, como es el caso de la duna costera yucateca y en particular de la RBRL. Al conocer las preferencias alimenticias de los colibríes, se generan los conocimientos básicos necesarios para la toma de decisiones en su manejo;

por ejemplo si es necesaria tanto la introducción o reintroducción como la recuperación de especies de plantas nativas consumidas por estas aves y poder así atraerlos y conservarlos sin necesidad de ofrecerles dietas suplementarias no naturales.

Sin embargo, para tener un mejor panorama de la interacción planta-colibrí en la duna costera de la RBRL son necesarios estudios puntuales sobre la fenología de las plantas presentes en distintas temporadas estacionales para conocer y analizar los recursos disponibles que presentan los colibríes a lo largo del año y cómo este factor afecta su distribución, abundancia, y de manera especial su reproducción. De igual manera investigaciones sobre el polen transportado por los colibríes, ayudaría no solo a la mejor identificación de plantas que efectivamente visitan, sino que también mejoraría los conocimientos sobre la eficacia que tienen como polinizadores de especies de plantas características de la duna costera. El comprender el impacto que como polinizadores tienen los colibríes, ayudaría a ligar las consecuencias de la interacción que tienen con las plantas en los patrones de regeneración de la vegetación, factor fundamental para la conservación y viabilidad de la RBRL.

IX. Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de los proyectos "Funcionalidad ecológica como elemento básico para la conservación y restauración del matorral de duna costera de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán" CONACYT (CB2007-84112) y "Estudio de la diversidad y las interacciones biótica para la conservación y restauración de la vegetación de Reserva de la Biósfera Ría Lagartos" PROMEP CLAVE: 103.5/12/2117.

X. Referencias

Altshuler D L, Stiles FG y Dudley R (2004) Of hummingbirds and helicopters: hovering costs , competitive ability , and foraging strategies. The American Naturalist. 1:16-25

Arizmendi M C y Ornelas JF (1990) Hummingbirds and ther floral resources in a tropical dry forest in Mexico. Biotropica. 2:172–180

Baker HG (1975) Sugar Concentrations in Nectars from Hummingbird Flowers. Biotropica. 1: 37–41

Brown J (1964) The evolution of diversity in avian territorial systems. Wilson Bull. 76: 160-169

Castillo S y Moreno-Casasola P (1998) Análisis de la flora de dunas costeras del litoral Atlántico de México. Acta Botánica Mexicana. 45: 55-80

Chablé-Santos J (2009) Composición y distribución de la avifauna de la reserva estatal el palmar, Yucatán, México. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Biológicas Universidad autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México.

Chalcoff V, Aizen M y Galetto L (2006) Nectar concentration and composition of 26 species from the temperate forest of South America. Annals of Botany. 97: 413-421

Comisión Nacional de áreas Protegidas (CONANP) (2007) Plan de conservación y manejo Reserva de la Bisofera de Ría Lagartos, México.

Dearborn DC (1998) Interspecific Territoriality by a Rufous-Tailed Hummingbird (Amazilia tzacatl): Effects of Intruder Size and Resource Value. Biotropica. 2:306–313

Espejel I (1984) Dunas costeras en Yucatán. Biótica 19(2). Xalapa, Ver., México.

Faegri K, van der Pijl L (1979) The principles of pollination ecology. 3 ed. Pergamon, Oxford.

Fenster C., Armbruster W, Wilson P, Dudash M y Thompson J (2004) Pollination syndromes and floral specialization. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35: 375-403

Kearns C e Inouye D 1993.Techniques for pollination Biologists.Kearns, University Press of Colorado, Niwot.

Kearns CA e Inouye DW (1997) Pollinators, flowering plants, and conservation biology. BioScience. 5: 297–206

Kodric-Brown A y Brown JH (1978) Influence of economics , interspecific competition, and sexual dimorphism on territoriality of migrant Rufous Hummingbirds. Ecological Society of America. 2:285–296

Montaldo N (1995) Ecología alimentaria del Picaflor Cometa Sappho sparganura en la provincia de Córdoba, Argentina. Hornero 1-2: 15-20

Medellín R, Abreu-Grobois A, Arizmendi M, Mellink E, Ruelas E, Santana E y Urbán J (2009) Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 459-515

Medina P (2013) Uso de recursos florales durante el invierno por colibríes en la duna costera de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos. Tesis de Licenciatura de Biología. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida

Ohashi K y Thomson JD (2009) Trapline foraging by pollinators : its ontogeny, economics and possible consequences for plants. Annals of Botany, 103:1365–1378

Ollerton. J y Watts S (2000) Phenotype space and floral typology: towards an objective assessment of pollination syndromes. Nor Vidensk Akad I. Mat-Naturvitensk Klasse Avh Ny Ser 39:149–159

Ollerton J, Alarcón R, Waser N, Price M, Watts S, Cranmer L, Hingston A, Craig P y Rotenberry J (2009) A global test of the pollination syndrome hypothesis. Annals of Botany 9:1471-1480

Ornelas JF (1996) Origen y evolución de los colibríes. Revista Ciencias 42: 38-47

Ortiz-Pulido R, Towsend A, Robbins M, Díaz R, Navarro-Sigüenza A y Escalona-Segura G (2002) The Mexican Sheartail (*Doricha eliza*): morphology, behavior, distribution, and endangered status. The Wilson Bulletin, 14:153–160.

Ortiz-Pulido R, Anaid S, Valle-Díaz O y Fisher A (2012) Hummingbirds and the plants they visit in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere, México. Revista Mexican de Biodviersidad, 83, pp.152–163

Sekercioglu C, Daily GC y Ehrlich PR (2004) Ecosystem consequences of bird declines. PNAS 52: 18042–18047

Thompson J N (1994) The coevolutionary process. Chicago Press, USA.

Stiles FG (1978) Ecological and evolutionary implications of bird pollination. American Zoologist 4:715–727

Stiles FG (1979) El ciclo anual en una comunidad coadaptada de colibríes y flores en el bosuqe tropical muy húmedo de Costa Rica. Revista Biológica Tropical 1: 75–101

Vargas C y Parra-Tabla V (2002) Floral abundance, territoriality, and the importance of Echeveria gibbiflora to Cynanthus latirotris (Apodiformes: Trochilidae). Southwestern Naturalist 4: 623–626

Waddington K (1983) Foraging behavior of pollinators. En: Real, L. Pollination biology. Academic press. USA

CAPITULO 16

Interacción planta-hongos benéficos en la restauración de la vegetación de duna costera

José A. Ramos-Zapata, Ricardo Aldana Blanco y Patricia Guadarrama Chávez

Resumen

I. Introducción

II. Restauración de la vegetación de las zonas costeras de la RBRL

III. Asociación de plantas con hongos benéficos como herramienta de restauración

IV. Resultados de la inoculación micorrízica en plantas nativas

V. Conclusiones

VI. Perspectivas

VII. Referencias

Resumen

La vegetación de la duna costera en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (RBRL) juega un papel ecológico importante, siendo este hábitat sitio de anidación y alimentación de una gran variedad de animales, además de que protege las costas del fuerte oleaje y vientos originados por fenómenos naturales. Adicionalmente es un sitio en el que los habitantes de la zona obtienen sustento económico con la colecta de especies comestibles y medicinales. Sin embargo, este tipo de vegetación está siendo impactada por actividades realizadas por el hombre; por lo que es necesario proponer estrategias que reduzcan su pérdida y recuperen las zonas donde ésta ha sido eliminada. Se sugiere como herramienta fundamental el uso de hongos micorrizógenos arbusculares como aceleradores del establecimiento de las especies vegetales, ya que le proporciona a las plantas hospederas ventajas al hacerlas mejores competidoras e incrementando sus probabilidades de éxito en programas de restauración. Se presentan algunos resultados de la interacción micorrízica en plantas nativas de la duna costera de Yucatán y se sugieren líneas de investigación sobre esta temática que deberían ser incorporadas a los planes de manejo de la RBRL.

I. Introducción

La vegetación de duna costera de la Reserva de Biósfera Ría Lagartos (RBRL) ocupa el 5% del área de la reserva y se encuentra en diferentes grados de

Ecología funcional de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos (2015) José Ramos-Zapata, Victor Parra-Tabla, Jorge Leirana-Alcocer, Alejandra González-Moreno y Xavier Chiappa-Carrara (Eds.) UADY-UNAM.

perturbación, debido principalmente a las actividades antropogénicas (asentamientos humanos, pastizales inducidos y crecimiento de la salinera) (CONANP 2007). La pérdida de cobertura vegetal entre los años de 2000 a 2009 ha sido de 79 hectáreas, ocupando la vegetación de duna costera de la el tercer lugar en la RBRL en tasa de pérdida (después de la selva baja caducifolia y la selva mediana subcaducifolia) en los últimos años (Ruiz López 2010).

La importancia de la vegetación de duna costera estriba en que permite conservar y formar los montículos o dunas de arena, fundamentales en la dinámica costera evitando la erosión y pérdida de playas. Asimismo son importantes como sitio de anidación de las tortugas marinas que se encuentran en peligro de extinción como la Tortuga Blanca (*Chelonia mydas*) y la de Carey (*Eretmochelys imbricata*). Para las aves migratorias, este tipo de vegetación también es importante como sitio de alimentación, anidación y descanso, con más del 80% de avistamientos dentro del área que conforma la RBRL (CONANP 2007).

La vegetación de duna costera también presta otros servicios, además de los comentados previamente, como son la conservación del suelo, incremento en el valor del paisaje, además de proveer de especies de valor económico para los pobladores de los puertos y zonas aledañas a la RBRL. La vegetación de dunas se puede subdividir en zona de pioneras, dominado por especies rastreras, aledaña a la línea de costa; y zona de matorral que presenta elementos arbustivos y arbóreos que pueden colindar con otras comunidades vegetales arbóreas como el manglar y la selva. El matorral costero presenta plantas que se encuentran en peligro de extinción como las palmas kuká (*Pseudophoenix sargentii*) y nakax (*Cocothrinax readii*) y algunas especies endémicas de matorral costero yucateco, por lo que su conservación no solo es de importancia económica, sino ecológica y cultural.

Considerando que la vegetación de duna costera de la RBRL es la tercera en cuanto a tasa de pérdida de su cobertura, que en ella se encuentran especies que sólo podemos encontrar en ese tipo de vegetación en Yucatán y que presta servicios de importancia económica, ecológica y cultural; es relevante realizar estudios que no sólo eviten su pérdida, sino que nos permita recuperar a través de prácticas de restauración las zonas donde esta vegetación se ha eliminado. En este

sentido, el presente capítulo ofrece una propuesta de restauración empleando la interacción entre plantas y hongos benéficos del suelo, como herramienta encaminada a la recuperación de las zonas perturbadas.

II. Restauración de la vegetación de las zonas costeras de la RBRL

El Programa de Conservación y Manejo de la RBRL contiene el subprograma de Restauración que está dirigido hacia un esquema de recuperación y restauración de ecosistemas que han sido alterados o impactados, con el fin último de lograr la sustentabilidad ecológica de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos. Este subprograma considera la necesidad de generar conocimiento a través de proyectos investigación científica que permitan abordar la restauración de los ecosistemas y sus procesos ecológicos, desde una perspectiva de largo plazo.

En general, en México existen pocos ejemplos exitosos de restauración ambiental, aunque en los últimos años se han incrementado el número de publicaciones al respecto. De acuerdo con Carabias *et al.* (2007) el éxito en la restauración de bosques de montaña de Veracruz se debe al uso de plantas nativas, sin embargo es necesario evaluar su establecimiento en diferentes condiciones, ya que la supervivencia de las plántulas es el principal factor limitante (Alvarez-Aquino *et al.* 2004). Otros ambientes donde se han realizado prácticas de restauración incluyen la selva húmeda del estado de Chiapas (Martínez-Ramos y García-Orth 2007), los bosques de montaña fragmentados en el sur de México (González-Espinosa 2007) y los humedales costeros del litoral del Caribe, Golfo de México y océano Pacífico (Flores-Verdugo *et al.* 2007).

De manera particular en las zonas costeras se han llevado al cabo aún menos trabajos encaminados a la restauración de su cobertura vegetal y de sus funciones. En las costas de Veracruz se han realizado algunas prácticas de manejo (ver Moreno-Casasola *et al.* 2006, Martínez 2009, Moreno-Casasola y Warner 2009), mientras que en la península de Yucatán se han realizado algunos proyectos de manejo, como los realizados en los manglares de la Laguna de Términos, Campeche, que es uno de los ambientes costeros más representativos del Golfo y de Caribe (Villalobos *et al.* 1999) y los trabajos de restauración de la vegetación de manglar de las costas de

Chabihau, Yucatán, donde Febles-Patrón *et al.* (2009) establecieron un programa de restauración empleando plántulas de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y mangle negro (*Avicennia germinans*), concluyendo que las condiciones hidrológicas son determinantes en el éxito de la restauración.

III. Asociación de plantas con hongos benéficos como herramienta de restauración

La asociación micorrízica es de tipo mutualista ya que ambos participantes (plantas y hongos) se benefician mutuamente y de esa manera completan exitosamente su ciclo de vida. La planta obtiene nutrimentos que están en bajas cantidades en el suelo como el fósforo y el nitrógeno, así como agua y protección contra patógenos, mientras que el hongo obtiene carbohidratos de la planta (Smith y Read 2008). El grado de beneficio que recibe la planta que participa en la asociación varía debido a las características particulares de cada especie, por lo que plantas que desarrollan un eficiente sistema de raíces, crecimiento y reproducción tempranos o sistemas alternos de toma de nutrientes pueden prescindir de la asociación micorrízica. Por esta razón, las plantas pueden clasificarse según respondan a la colonización de sus raíces por los hongos formadores de micorrizas como: micorrízicas obligadas, facultativas o no micorrízicas. Esta clasificación se basa en la evaluación de parámetros de crecimiento de las plantas como respuesta a la asociación (Janos 1980, Smith y Read 2008).

De acuerdo a la clasificación previa, se ha reconocido que algunas especies pertenecientes a ciertas familias de plantas no responden positivamente a la micorrización. Desde este punto de vista, se reconoce que algunas familias como por ejemplo: Cruciferaceae, Polygonaceae, Brasicaceae, poseen especies que son consideradas como no micorrízicas (Allen 1991) así como algunas especies cultivadas debido a que al estar sometidas a una alta concentración de fertilizantes y pesticidas reducen su respuesta a la colonización micorrízica como resultado directo del manejo (Koide *et al.* 1988, Khalil *et al.* 1999). A pesar de lo anterior, aproximadamente el 90% de las plantas, hasta ahora analizadas a nivel mundial, forman micorrizas, siendo la micorriza arbuscular la que se establece en la mayoría de estas plantas (aproximadamente en el 80%) en una gran

variedad de ambientes (tropicales y templados).

En las dunas costeras se han reportado una gran variedad de especies pioneras y del matorral de distintas familias que presentan la interacción micorrízica arbuscular, por ejemplo en dunas costeras con diferentes grados de estabilidad del golfo de México (Corkidi y Rincón 1997), en la península de Baja California (Siguenza *et al.* 1996) y en particular en la península de Yucatán (Ramos-Zapata *et al.* 2011, Guadarrama *et al.* 2012). Sin embargo, en sitios degradados los hongos micorrizógenos arbusculares (que establecen la micorriza arbuscular) pueden no estar presentes ya que una perturbación que elimina la vegetación también reduce la presencia de los hongos micorrizógenos asociados; los hongos que permanecen después de la perturbación serán básicos en el reestablecimiento de la vegetación debido a su función en el ciclaje de nutrientes, su ausencia retrasaría la regeneración de estas áreas (Janos 1996), por lo que es necesario inocular a las plántulas con los hongos micorrizógenos antes de su establecimiento en las zonas degradadas.

No obstante, es necesario evaluar la respuesta de las plantas a la interacción antes de proponer su uso en la recuperación de zonas perturbadas. El estudio de la funcionalidad de la asociación micorrízica en una especie vegetal en particular, se realiza mediante la evaluación del efecto que tiene la presencia de asociación micorrízica sobre la planta, con lo cual se comprende no solo la importancia de la asociación para el establecimiento, desarrollo y/o reproducción de la planta, sino que permite establecer estrategias para el manejo adecuado de la especie en ambientes deteriorados y fuertemente amenazados.

A pesar de que el empleo de hongos micorrizógenos en los programas de restauración en los trópicos ha sido explorado, los resultados obtenidos han sido contradictorios o poco claros (Ramos-Zapata y Guadarrama 2004), como los llevados a cabo en Quintana Roo, donde en un experimento a largo plazo realizado en una selva tropical estacional Allen *et al.* (2005) reportan, que la inoculación a plantas nativas con hongos micorrizógenos de suelos de selva madura provocó el menor crecimiento, pero a largo plazo fue mejor inóculo que el de suelos quemados; mientras que en áreas de selva mediana perennifolia de la reserva forestal de Noh-Bec, Ramos-

Zapata *et al.* (2006a y b) reportan mayor éxito en el establecimiento de plántulas de la palmera *Desmoncus ortacanthos* cuando se utiliza inóculo de selva.

Por otro lado, en la restauración de la selva tropical húmeda de los Tuxtlas, Veracruz, Álvarez-Sánchez *et al.* (2007) indican que el empleo de especies con diferentes historias de vida (pionera y tolerantes a la sombra) asegura el éxito en los programas de restauración, en ese estudio se observó que las plántulas de especies con diferentes historias de vida, incrementan su tasa de supervivencia cuando se inocularon con hongos micorrizógenos arbusculares. Por otro lado, en un matorral xerófilo deteriorado en el estado de Hidalgo, Monroy-Ata *et al.* (2007) realizaron un experimento de restauración y encontraron que las plantas de mezquite (*Prosopis laevigata*) y de huizache (*Acacia farnesiana*) inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares incrementan su supervivencia cuando se establecen en el campo y concluyen que la inoculación con hongos nativos debe realizarse para restaurar zonas áridas degradas.

Es evidente que la inoculación con hongos micorrizógenos arbusculares, en la mayoría de los casos promueven un mayor crecimiento e incrementa la supervivencia y establecimiento, sin embargo no se han realizado investigaciones sobre su empleo para la restauración de la vegetación en zonas degradadas de la duna costera. Guadarrama *et al.* (2012) realizaron un análisis de la vegetación y de su interacción con HMA en las dunas costeras de Sisal, Yucatán y encuentran que más del 90% de especies se asocian a hongos micorrizógenos, y concluyen que es necesario plantear un programa de restauración de las zonas alteradas, por lo que se propone utilizar como herramienta biológica los hongos micorrizógenos arbusculares debido a su importancia para el establecimiento y supervivencia de las plantas.

IV. Resultados de la inoculación micorrízica en plantas nativas

Actualmente en la RBRL se están llevando al cabo investigaciones que permitirán utilizar las interacciones ecológicas benéficas en los programas de conservación y restauración de los ecosistemas, en este sentido se han estudiado algunas interacciones como la polinización (Campos-Navarrete *et al.* en este volúmen) y la micorriza arbuscular (Ramos-Zapata *et al.* en este volúmen) desde el punto de vista funcional. En

particular, la interacción micorrízica arbuscular ha sido reportada en diferentes ambientes de la RBRL entre los que se incluyen el manglar (Ramirez-Viga 2012), selva baja (Ramos-Zapata *et al.* en este volúmen) y matorral de duna costera (Solís-Rodríguez 2012).

Para estimar el efecto de la inoculación con hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), se eligieron tres especies de plantas nativas de dos familias distintas: *Pithecellobium keyense* y *Caesalpinia vesicara* que pertenecen a las leguminosas (familia con la mayoría de las especies reconocidas como micorrízicas) y *Coccoloba uvifera* que pertenece a la familia Poligonaceae (que se distingue por que la mayoría de sus especies son no micorrízicas). Las tres especies seleccionadas se distribuyen en el matorral de duna costera y dominan en el paisaje, además previamente se han reportado como hospederas de los HMA (Solís-Rodríguez 2012). La inoculación se realizó empleando suelo de duna costera propagado en invernadero, el inóculo contenía esporas de hongos micorrizógenos arbusculares de ocho especies, con una cantidad elevada de propágulos infectivos (esporas, hifas y raíces colonizadas, capaces de iniciar el establecimiento de la interacción) (Aldana-Blanco datos no publicados).

Se colectaron semillas de las especies seleccionadas que se encontraban en el matorral de duna costera de la RBRL. Fueron germinadas en un invernadero en suelo estéril, posteriormente se resembraron en macetas en dos tratamientos con o sin inoculación, se colocaron en un invernadero y se cosecharon seis meses después. Se estimaron los parámetros de crecimiento: altura y el número de hojas producidas. Los resultados del crecimiento se observan en las figuras 1- 3.

Los resultados de este estudio muestran los efectos benéficos que la inoculación con hongos micorrizógenos arbusculares provocó sobre el crecimiento (Fig. 1 y 2) en *P. keyense* y *C. vesicaria,* sin embargo, no se observó la misma respuesta al realizar el conteo de hojas, ya que solo esta última mostró una respuesta positiva a la inoculación.

Cabe recalcar que en las plantas de crecimiento lento (como las empleadas en este estudio) la etapa de establecimiento es la más susceptible, ya que las plántulas deben competir por recursos (nutrientes y

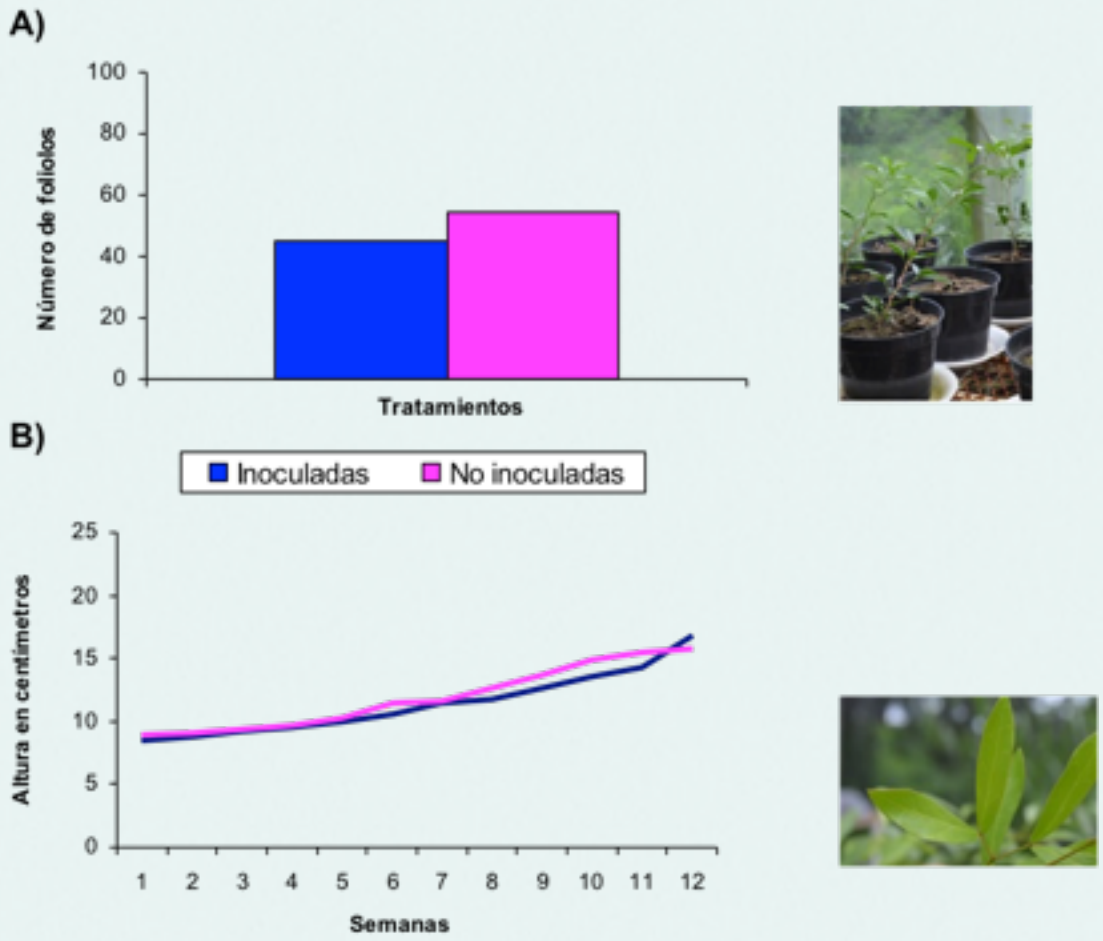


Figura 1. Producción de foliolos (A) y curvas de crecimiento (B) en plántulas de *Phitecellobiuim keyense* después de seis meses de ser inoculadas o no inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares.

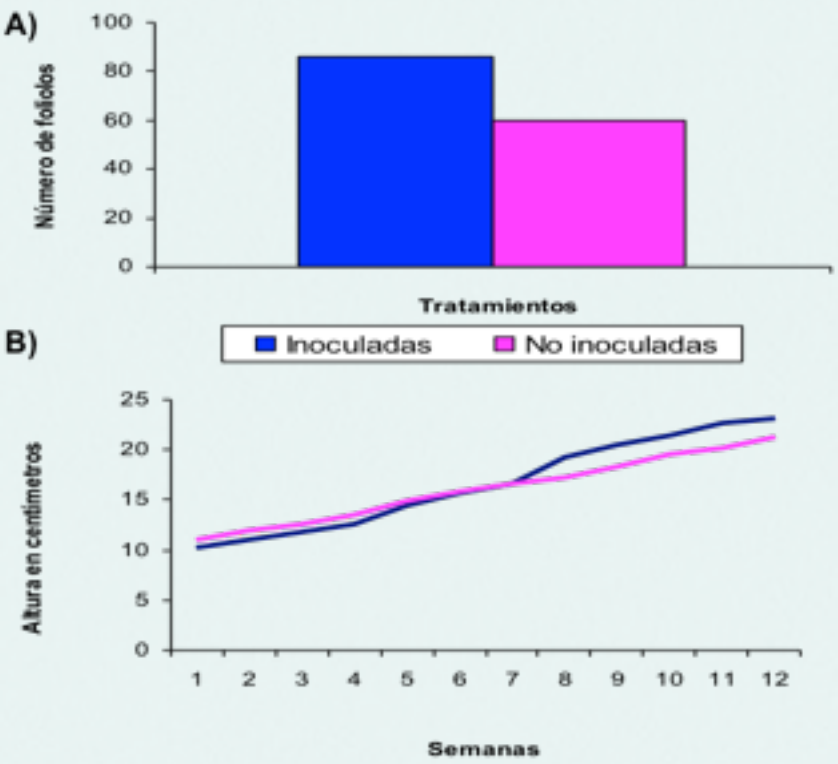






Figura 2. Producción de foliolos (A) y curvas de crecimiento (B) en plántulas de *Caesalpinia vesicaria* después de seis meses de ser inoculadas o no inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares

luz solar), por lo que la producción de biomasa (altura) y hojas (para captar la luz solar) son de vital importancia, sin embargo debe existir un balance en cuanto a la energía destinada al crecimiento en altura y la producción de hojas. En el campo *P. keyense* y *C. vesicaria*, establecen la interacción micorrízica, con elevados porcentajes de colonización de sus raíces (Solís-Rodríguez 2012), por lo que se puede considerar que ambas especies se benefician de la interacción a pesar de que únicamente es evidente en la altura, al menos durante las primeras etapas de crecimiento.

Las plantas de la familia de las leguminosas se han reportado como dominantes en las zonas costeras de la RBRL (Solís-Rodríguez 2012) y en otras entidades, lo cual puede deberse a su capacidad de interactuar con los hongos micorrizógenos (Rodrigues *et al.* 2011). Las plantas de la familia de las leguminosas (Fabaceae) se ven beneficiadas de la interacción micorrízica (v.g. Huante *et al.* 1993, Camargo-Ricalde *et al.* 2010), lo cual se corroboró en este trabajo, al menos en el parámetro altura de las plantas.

En la figura 3, se presentan los resultados de *Coccoloba uvifera* (uva de mar) que como se puede apreciar

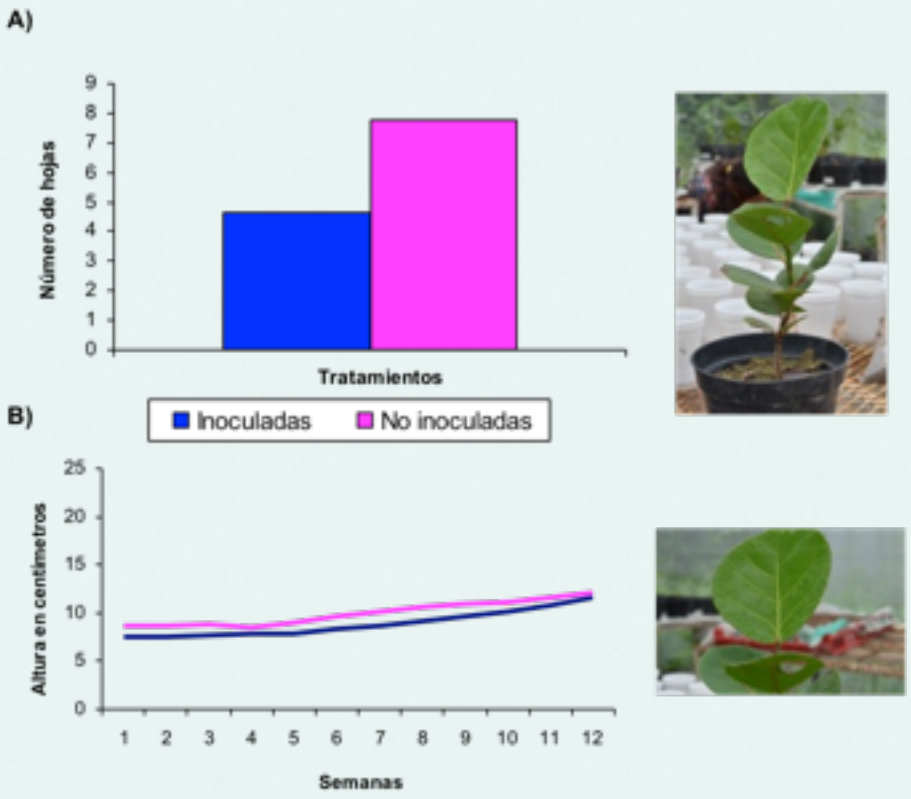


Figura 3. Producción de foliolos (A) y curvas de crecimiento (B) en plántulas de *Coccoloba uvifera* después de seis meses de ser inoculadas o no inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares.

respondió de manera negativa a la inoculación en invernadero, ya que tanto la altura como el número de hojas fue menor en el tratamiento con inoculación. Esta planta en la duna costera de la RBRL, aunque presenta asociación micorrízica en sus raíces, su porcentaje de colonización es menor al que presentan *P. keyense* y *C. vesicaria* (Solís-Rodríguez 2012). La uva de mar pertenece a la familia Polygonacea, la cual, como se comentó previamente, se caracteriza porque las plantas no responden a los hongos micorrizógenos o son no micorrízicas y, sin embargo, ya se ha reportado que miembros de esta familia pueden presentar colonización micorrízica sin que eso signifique que le proporcione ventajas (Massenssini *et al*. 2013), en este sentido, Veiga *et al.* (2013) han señalado que la interacción micorrízica en plantas no micorrízicas puede reducir el crecimiento. Estos resultados se corroboran con la prueba de invernadero realizada en este estudio, donde la interacción micorrízica promovió que las plantas respondieran a la inoculación con un decremento en los parámetros de crecimiento, lo que subraya la importancia de la selección de especies en programas de restauración.

V. Conclusiones

Es importante considerar el uso de hongos micorrizógenos en programas de restauración debido a los beneficios que aportan a la gran mayoría de plantas; dichos beneficios tradicionalmente se evalúan por parámetros de crecimiento, sin embargo no hay que olvidar que el incremento en la producción de biomasa es sólo una de las muchas ventajas que la interacción le proporciona a la planta, ya que también la protege de situaciones adversas del suelo, como son organismos patógenos o condiciones de salinidad, como las que se encuentran en la duna costera.

A pesar de que es comúnmente aceptado que la interacción micorrízica arbuscular le confiere ventajas a la planta hospedera, es importante evaluar la respuesta de cada una de las especies que se desean utilizar en la restauración. En este capítulo se muestra que algunas especies como *C. uvifera* no responden positivamente a la interacción en condiciones de invernadero a corto plazo, lo que no significa que no le confiera ventajas a largo plazo cuando sean introducidas al campo, ya que las ventajas que la interacción le proporciona no se limita a la captura de nutrientes, también le

proporciona protección contra patógenos y condiciones de salinidad o escasez de agua, condiciones que en este trabajo no fueron evaluadas.

También deben considerarse que el establecimiento de la interacción depende de factores tanto abióticos (disponibilidad de nutrimentos en el suelo), como bióticos (disponibilidad de propágulos de hongos micorrizógenos, compatibilidad entre los hongos y las plantas hospedantes) por lo que sería apresurados descartar especies como *C. uvifera* en las prácticas de restauración. Esto sugiere incluir la evaluación de diferentes inóculos para obtener una selección que nos permita utilizar a los hongos micorrizógenos como herramienta en los programas de restauración.

VI. Perspectivas

Actualmente en México existen pocos trabajos en los que se demuestre claramente el efecto positivo de la inoculación con hongos micorrizógenos en prácticas de restauración de ambientes degradados. Esta área de la ciencia debe ser desarrollada en regiones donde, por causas antropogénicas, se pierden grandes coberturas de vegetación. En particular la duna costera es un ambiente altamente degradado, y escasamente estudiado en la península de Yucatán, con muy pocos trabajos de restauración empleando HMA y en particular en la RBRL no se han realizado protocolos de restauración involucrándolos, por lo que consideramos que esta debe ser una línea de investigación a desarrollarse en el corto plazo.

Sin embargo, antes de diseñar estrategias de restauración que involucre el uso de herramientas biológicas, como los HMA, es necesario realizar evaluaciones en condiciones controladas, de la respuesta que las plantas tendrán a diferentes inoculantes, ya que aún se desconocen las respuestas fisiológicas de las especies nativas de las dunas costeras En México la investigación sobre la respuesta de las plantas a la inoculación con HMA se ha desarrollado principalmente con plantas de interés económico o agrícola, la respuestas de especies silvestre o no domesticadas se ha evaluado de manera puntual, por lo que esta es una líneas de investigación que deben considerarse, no sólo con plantas de la duna costera sino de los diferentes ambientes degradados que se presentan en la RBRL (v.g. selva baja caducifolia y selva mediana subperennifolia).

Otro aspecto importante aún por desarrollar, es la evaluación del establecimiento y supervivencia de las plantas, pero en condiciones de campo, para poder estimar si las ventajas que le confiere la interacción le proporciona mayor probabilidad de éxito en su establecimiento en condiciones degradadas tanto en la duna costera como en otros ambientes. Asimismo, como ya se mencionó, el establecimiento de experimentos de campo a largo plazo, es una prioridad para esclarecer las ventajas in situ de la inoculación. También es necesario evaluar la presencia de los HMA en los suelos de ambientes degradados, ya que quizás algunos hongos permanezcan activos en el suelo, lo que haría innecesaria la inoculación.

La Identificación morfológica y molecular de las especies de HMA presentes en el suelo de los ecosistemas naturales y degradados, permitirá desarrollar indicadores de condiciones de perturbación en los ecosistemas y de esa manera tener información para la toma de decisiones, empleando la inoculación únicamente cuando sea necesaria y con las especies de hongos que demuestren ser los adecuados según la planta que se desee utilizar en las pruebas de restauración.

VII. Agradecimientos

La información generada para la realización de este capítulo fue obtenida gracias al financiamiento otorgado a los proyectos Funcionalidad ecológica como elemento básico para la conservación y restauración del matorral de duna costera de la reserva de la biósfera Ría Lagartos Yucatán(CONACYT Clave:CB-2007-84112) y Estudio de la diversidad y las interacciones bióticas para la conservación y restauración de la vegetación de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán (PROMEP CLAVE: 103.5/12/2117).

VIII. Referencias

Allen M (1991) The ecology of micorrhizae. University Press, Cambridge.

Allen M, Allen E y Gómez-Pompa A (2005) Effects of Mycorrhizae and Nontarget Organisms on Restoration of a Seasonal Tropical Forest in Quintana Roo, Mexico: Factors Limiting Tree Establishment. Restoration Ecology 13: 325–333

Alvarez-Aquino C, Williams-Linera G y Newton A (2004) Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest. Restoration Ecology 12: 412-418

Álvarez-Sánchez J, Guadarrama P, Sánchez-Gallén I y Olivera D (2007) Restauración de ambientes deteriorados derivados de la selva tropical húmeda: el uso de los hongos micorrizógenos arbusculares. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 59-68

Camargo-Ricalde S, Montaño N, Reyes-Jaramillo I, Jiménez González C y Dhillion S (2010) Effect of mycorrhizae on seedlings of six endemic Mimosa L. species (Leguminosae–Mimosoideae) from the semi-arid Tehuacán–Cuicatlán Valley, Mexico. Trees Structure and Function 24:67-78

Carabias J, Arriaga V y Cervantes Gutiérrez V (2007) Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 85-100

CONANP (2007) Programa de Conservación y Manejo. Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. México. p.145

Corkidi L y Rincón E (1997) Arbuscular mycorrhizae in a tropical sand dune ecosystem on the gulf of Mexico. I Mycorrhizal status and inoculum potential along a successional gradient Mycorrhiza 7: 9-15

Febles-Patrón JL, Novelo López J y Batllori Sampedro E (2009) Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga costera semiárida de Yucatán, México. Madera y Bosques 15: 65-86

Flores-Verdugo F, Moreno-Casasola P, Agraz Hernández C, López-Rosas H, Benítez-Pardo D y Travieso-Bello A (2007) La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 33-47

González-Espinosa M, Hholz S, Ramírez-Marcial N, Rey-Benayas JM, Camacho-Cruz A y Parra-Vázquez M (2007) Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 11-23

Guadarrama P, Ramos-Zapata J, Salinas-Peba L, Hernández-Cuevas L y Castillo S (2012) La vegetación de dunas costeras y su interacción micorrícica en Sisal, Yucatán: una propuesta de restauración En: Sánchez AJ, Chiappa-Carrara X, Brito-Pérez R (eds.) Recursos acuáticos costeros del sureste vol. II. Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Estado de Yucatán, RECORECOS, UNAM. México, pp 131-152

Huante P, Rincon E y Allen E (1993) Effect of vesicular-arbuscular mycorrhizae on seedling growth of four tree species from the tropical deciduous forest in Mexico. Mycorrhiza. 2:141-145

Janos DP (1980) Mycorrhizae influence tropical succession. Biotropica 12:56–64

Janos DP (1996) Mycorrhizas, succession, and the rehabilitation of deforested lands in the humid tropics. En: Frankland JC, Magan N y Gadd GM (eds.) Fungi and environmental change. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra, pp 129-162

Khalil S, Loynachan T y Tabatabai M (1999) Plant determinants of mycorrhizal dependency in soybean. Agronomy Journal 91:135-141

Koide R, Li M, Lewis J y Irby C (1988) Role of mycorrhizal infection in the growth and reproduction of wild vs. cultivated plants. I. Wild vs. cultivated oats. Oecologia 77:537-543

Martínez ML (2009). Las playas y las dunas costeras: un hogar en movimiento. Fondo de Cultura Económica. México D.F.

Martínez-Ramos M y García-Orth X (2007) Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 69-84

Massenssini A, Araújo Bonduki V, Tótola M, Ferreira F y Dutra Costa M (2013) Arbuscular mycorrhizal associations and occurrence of dark septate endophytes in the roots of Brazilian weed plants. Mycorrhiza. DOI 10.1007/s00572-013-0519-6

Monroy-Ata A, Estevez-Torres J, García-Sánchez R, y Ríos-Gómez R (2007) Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 49-57

Moreno-Casasola P, Peresbarbosa RE y Travieso-Bello AC (2006) Estrategias para el manejo costero integral: el enfoque municipal. Instituto de Ecología A.C. CONANP y Gobierno del Estado de Veracruz-Llave, Xalapa, Veracruz

Moreno-Casasola O y Warner BG (2009) Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no.1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP. US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Veracruz

Ramírez-Viga TK (2012) Caracterización y evaluación de la

asociación micorrízica arbuscular en el mangle botoncillo *Conocarpus erectus* L. (COMBRETACEAE) en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán. Tesis de Licenciatura. Universidad Autómoma de Yucatán

Ramos-Zapata J y Guadarrama P (2004) Los hongos micorrizógenos arbusculares en la restauración de comunidades tropicales. Universidad y Ciencia Número Especial 1: 59-65

Ramos-Zapata J y Orellana R,Allen E (2006a) Establishment of *Desmoncus orthacanthos* Martius (Arecaceae): Effect of inoculation with arbuscular mycorrhizae. Revista de Biología Tropical / International Journal of Tropical Biology 54: 65-72

Ramos-Zapata J, Orellana R y Allen E (2006b) Mycorrhizal dynamics and dependence of Desmoncus orthacanthos Martius (Arecaceae). Interciencia 31: 364-370

Rodrigues R, Mascarenhas A y Jagtap T (2011) An evaluation of flora from coastal sand dunes of India: Rationale for conservation and management. Ocean & Coastal Management 54: 181-188

Ruiz López R (2010) Estimación y Actualización al 2009 de la Tasa de Transformación del Hábitat de las Áreas Naturales Protegidas SINAP I y SINAP II del FANP. FMCN-CONANP. Documento Técnico. Morelia.

Sigüenza C, Espejel I y Allen EB (1996) Seasonality of mycorrhizae in coastal sand dunes, Baja California. Mycorrhiza 6:151-157

Smith SE y Read DJ (2008) Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, London.

Solís-Rodríguez U (2012) Estudio de la comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en el matorral costero de la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán.

Veiga R, Faccio A, Genre A, Pieterse C, Bonfante P y van der Heijden M (2013) Arbuscular mycorrhizal fungi reduce growth and infect roots of the non-host plant Arabidopsis thaliana. Plant, Cell and Environment. doi: 10.1111/pce.12102

VillalobosJ, Yáñez-Arancibia A, Day Jr. J y Lara- Domínguez A (1999) Ecología y manejo de los manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México. En: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara- Domínguez (eds.) Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, pp 263-274

CAPITULO 17

Murciélagos frugívoros y polinectarívoros

Celia Selem-Salas, Juan Tun-Garrido J, Lorena Tzab-Hernández y Miguel Peña-Tun

Resumen

I. Introducción

II. Los murciélagos frugívoros y polinectarívoros

a. Taxones de murciélagos frugívoros y polinectarívoros

b. Importancia de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros en las Selvas

c. Riqueza y abundancia de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos

d. Recursos vegetales consumidos por murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos

III. Perspectivas

IV. Referencias

Resumen

Los quirópteros constituyen el segundo grupo más diverso de mamíferos, y proveen un gran beneficio a los ecosistemas participando activamente en el reciclaje de nutrientes y energía en los mismos. Debido a su abundancia y alto consumo de alimento, los frugívoros y polinectarívoros actúan como importantes dispersores de semillas y polinizadores, actividades que son determinadas ampliamente por la disponibilidad de los alimentos durante el año. En este capítulo se presentan los resultados del primer estudio en el que se analiza la riqueza y abundancia de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos (RBRL), identificando las especies de plantas que son beneficiadas por los mismos, a través del transporte de polen o bien el consumo de frutos y transporte de sus semillas.

I. Introducción

Los murciélagos son el segundo grupo más abundante de mamíferos con 1116 especies reconocidas a nivel mundial (Simmons 2005), de las cuales 138 especies se encuentran en México (Ceballos y Oliva 2005). En la región neotropical los murciélagos constituyen uno de los grupos más importantes y abundantes, ya que representan aproximadamente el 50% de la fauna de mamíferos en estas regiones (Humphrey y Bonaccorso 1979, Voss y Emmons 1996), además de que existe una gran variedad de gremios tróficos y variación

morfológica como respuesta a la diversificación (Norberg y Rayner 1987, Bernard y Fenton 2002).

Debido a sus hábitos alimentarios, la gran mayoría de los murciélagos son benéficos para los ecosistemas, prestando servicios ambientales importantes tales como: participan activamente en el reciclaje de nutrientes y energía en el ecosistema, consumen grandes cantidades de insectos y actúan como reguladores naturales de poblaciones de invertebrados, o bien como importantes dispersores de polen y semillas para una amplia variedad de plantas (Kalko 1997, Laval y Rodríguez-H 2002, Wilson 2002).

En las regiones tropicales aproximadamente el 29% de las especies de murciélagos dependen parcial o totalmente de las plantas como fuentes de alimento (Fleming 1988). Estos mamíferos han desarrollado un sistema de relación mutualista que les permite obtener néctar, polen o frutos, mientras proveen movilidad a los granos de polen y semillas de las plantas (Heithaus *et al.* 1974, Gardner 1977, Fleming 1982, Heithaus 1982, Eguiarte y Martinez del Rio 1987, Fleming 1988, Marinho-Filho 1991, Gribel y Hay 1993). En estas regiones, se considera que existen más de 250 especies de murciélagos que se alimentan de néctar, polen y frutos de algunas especies de plantas, y al menos 858 especies de plantas dependen de los murciélagos para la dispersión de sus semillas y su polinización (Geiselman *et al.* 2002).

En el Neotrópico, la mayoría de los murciélagos frugívoros pertenecen a la familia Phyllostomidae, cuyos integrantes se caracterizan por presentar diversos regímenes alimenticios, en comparación a otros quirópteros. Los miembros de esta familia consumen frutos, néctar, polen, hojas, insectos, vertebrados e incluso sangre. Dentro de las subfamilias que conforman a los Phyllostomidae están los sternodermatinos, que son murciélagos que se caracterizan por su tendencia hacia la frugivoría o consumo/predación de frutos y semillas. (Medellín y Gaona 1999, Passos y Graciolli 2004)

Las flores y frutos de las plantas consumidas por murciélagos presentan características morfológicas que han influido profundamente en la evolución de especies nectarívoras y frugívoras en aspectos tales como su morfología, fisiología, comportamiento (patrones de forrajeo) y aspectos ecológicos (Heithaus 1982). El impacto favorable que generan

las interacciones planta-murciélago en favor del mantenimiento, la regeneración, la diversificación y la estabilidad de la vegetación de casi todos los ecosistemas está bien documentado (Heithaus 1982, Fleming y Sosa 1994, Rojas-Martínez 1996, Valiente-Banuet *et al*. 1996).

En este capítulo se analiza la riqueza y abundancia de murciélagos frugívoros y polinectarívoros, así como las plantas que son usadas por estos mamíferos, a través del transporte del polen y/o semillas que consumen y dispersan, funciones que tienen importantes aportes en el mantenimiento de la diversidad y regeneración natural de las selvas. Este trabajo constituye el primer estudio sobre la riqueza y abundancia de murciélagos frugívoros y polinectarívoros y el transporte de polen y consumo de frutos que se ha realizado en la RBRL.

II. Los Murciélagos frugívoros y polinectarívoros

a. Taxones de murciélagos frugívoros y polinectarívoros

Los murciélagos de la familia Phyllostomidae incluye cerca de 49 géneros de los cuales todos están restringidos al nuevo mundo, dominan en número y especies en las comunidades de murciélagos neotropicales, y son ampliamente reconocidos por sus especializaciones alimenticias y por la importancia ecológica de sus hábitos alimentarios constituidos de diversas flores y frutos (Heithaus 1982, Fenton *et al*. 1992, Muscarella y Fleming 2007). Los murciélagos de esta familia presentan como característica principal, la presencia de una hoja nasal membranosa en el extremo del hocico (Medellín *et al.* 2008).

De las 18 familias reconocidas en el mundo, solo dos contienen especies morfológicamente especializadas para alimentarse de néctar, la familia Pteropididae que incluye los llamados zorros voladores, que habitan las regiones tropicales y subtropicales de Africa, Australia, Asia incluyendo Indonesia y las islas del Pacífico, y la familia Phyllostomidae, la cual es característica de las regiones tropicales y subtropicales del continente Americano. Esta familia incluye especies adaptadas morfológicamente para el consumo de polen y néctar, los cuales pertenecen la subfamilia Glossophaginae representada en México por ocho géneros y 12 especies: *Anoura geoffroyi, Choeroniscus godmani, C. mexicana, Glossophaga soricina, G. morenoi, G. commissarisi, G. leachii, Hylonycteris underwoodi,*

*Leptonycteris nivalis, L. yerbabuenae, Lichonycteris obscu*ra y *Musonycteris harrisoni* (Santos y Arita 2002, Fleming *et al.* 2009). Para Yucatán solo se ha reportado a la especie *G. soricina*, la cual se registra en la RBRL. Estos murciélagos desempeñan un papel esencial en los ecosistemas en los que se encuentran, participando en la polinización de centenas de especies de plantas, muchas de las cuales dependen totalmente de ellos para su reproducción (Lemke 1984, Muchhala 2006).

Las especies frugívoras se encuentran agrupadas principalmente en las subfamilias Stenodermatinae y Carolliinae. La primera incluye cerca de 18 géneros, y se distribuye desde México hasta Argentina y Chile (Simmons 2005). Esta subfamilia es la más diversa de los filostómidos, y las especies que la conforman se alimentan principalmente de frutos, aunque algunas especies pueden consumir insectos, hojas, flores, polen o néctar como suplemento de su dieta. Se caracterizan por no tener cola, presentar una cara redondeada y ojos grandes, muchas presentan rayas blancas en cara y espalda, orejas pequeñas y por lo general con el borde más claro. Son importantes dispersores de semillas y forrajean tanto en el sotobosque como en el dosel. Varias especies modifican hojas para construir "tiendas" en donde se refugian, aunque también pueden habitar en cuevas, troncos huecos o entre follaje denso en el dosel, se pueden encontrar en tierras bajas y medias. Algunas especies son dependientes del bosque primario, mientras que otras son muy comunes en áreas de vegetación secundaria (Laval y Rodríguez 2002).

La subfamilia Carolliinae agrupa únicamente tres especies reportadas para México. Se distinguen por presentar una hilera de verrugas en la barbilla que forman una "V", que encierra una verruga central más grande que las demás. Son murciélagos frugívoros bastante importantes para la regeneración de bosques, debido a que dispersan semillas de especies características de etapas sucesionales tempranas como Piper y Cecropia. No se consumen los frutos en el mismo sitio donde los obtienen, sino que se los transportan a sitios de percha para su consumo. Son especies comunes de tierras bajas y prefieren vivir en áreas de vegetación secundaria (Laval y Rodríguez 2002).

b. Importancia de los Murciélagos Frugívoros y Polinectarívoros en las Selvas

Los murciélagos polinectarívoros y frugívoros son indispensables en muchos ecosistemas, principalmente en las selvas, debido su participación en la polinización y/o dispersión de muchas especies de plantas de importancia alimenticia, económica y ecológica (Romero-Almaraz *et al.* 2006). Estos murciélagos son responsables de mantener la estructura de la vegetación, a través de la polinización, generalmente nocturna, y transporte de semillas hasta lugares donde puedan germinar y establecerse, influyendo en la organización del paisaje conocido (Rojas-Martínez 2003).

La polinización y dispersión realizada por murciélagos es un fenómeno común en las selvas tropicales. En estos ambientes un gran número de plantas son polinizadas y dispersadas por estos animales, muchas de las cuales son importantes para el buen funcionamiento de los ecosistemas vegetales y otras lo son para la economía del hombre, para la extracción de importantes productos comerciales. El impacto de los murciélagos es tan importante en la reproducción de ciertas especies de plantas, que definitivamente es posible afirmar que su comportamiento alimenticio determina la existencia de muchas especies vegetales. Estos sistemas mutualistas implican mantener en buenas condiciones la vegetación de las selvas que producen recursos florales y frutales útiles para los murciélagos (Rojas-Martínez 2003).

La mayoría de las plantas polinizadas por murciélagos se desarrollan en forma de árboles o enredaderas; las flores están por tanto agrupadas en parches discretos, en donde el animal puede permanecer por un tiempo. Se ha demostrado que el tiempo que tarda un grupo en explotar los parches maximiza la cantidad de alimento obtenido por un individuo. Los murciélagos que se alimentan en grupo explotan plantas con fenología de tipo explosivo, es decir que cada planta experimenta un periodo de floración muy corto e intenso; por el contrario las plantas con fenología estable son visitadas frecuentemente por murciélagos solitarios (Arita y Martínez del Río 1990).

El papel de los murciélagos es de gran relevancia en la regeneración de selvas ya que son importantes dispersores de semillas, principalmente de especies pioneras, hasta lugares donde puedan germinar y establecerse, influyendo tanto

en la organización del paisaje, como en la regeneración de la vegetación de áreas perturbadas (Rojas-Martínez *et al.* 2004, Muscarella y Fleming 2007). Asimismo, participan en la caracterización de las etapas seriales en el proceso de sucesión ecológica y promueven el mantenimiento de la conectividad genética (Willig y McGinley 1999).

Virtualmente todos los phyllostomidos frugívoros se pueden dividir en dos categorías tróficas descritas por Bonaccorso (1979) y Muscarella y Fleming (2007). Los miembros del primer gremio trófico son los frugívoros del dosel (los stenodermatinos), que se especializan en los frutos producidos masivamente en árboles del dosel superior. Como consecuencia, la mayor parte de la actividad de forrajeo de estos murciélagos se lleva a cabo por encima del nivel del suelo y dentro de bosque primario. Los murciélagos del segundo gremio trófico, los frugívoros del sotobosque (Carolliinae y Glossophaginae, que son frugívoros en la temporada de fructificación masiva) son especialistas en los frutos de arbustos y árboles de sotobosque de pequeña o mediana producción. Estos murciélagos principalmente forrajean cerca del nivel de suelo y son más abundantes en la vegetación de sucesión temprana, pero también forrajean en el sotobosque de bosques primarios.

Una característica importante en el comportamiento de forrajeo de los murciélagos frugívoros es que generalmente los frutos que cosechan de los árboles no los consumen en el mismo árbol, sino que los llevan a refugios nocturnos que son árboles o palmeras vecinos al árbol del que tomaron el fruto (August 1981). El tiempo promedio de tránsito intestinal de los murciélagos frugívoros varía de 15 a 40 minutos dependiendo de la semilla de la que se alimenten (Morrison 1978). El beneficio que obtiene la planta de que sus semillas pasen a través del tracto digestivo de un frugívoro, es la eliminación de la pulpa que recubre a las semillas y que podría actuar como un buen sustrato para los hongos que acabarían por destruir a las semillas (Fleming 1988), además de la eliminación de la cubierta externa dura de algunos frutos, que favorece la germinación de la semilla, lo cual se conoce como escarificación natural (Traveset *et al.* 2001). En ocasiones aunque el paso de las semillas a través del tracto digestivo no influye directamente en la germinación de las mismas, puede mejorar las posibilidades de sobrevivencia al ser transportadas a lugares en donde las

condiciones ambientales favorecen el establecimiento de las mismas (López y Vaughan 2004).

Las selvas tropicales secas se caracterizan por una marcada estacionalidad, con una temporada de lluvias seguida de una prolongada sequía. Los efectos de la estacionalidad climática son enormes y determinan en gran parte los ciclos estacionales y anuales en la fenología de las plantas (Bullock *et al.* 1995), que a su vez afectan las condiciones microclimáticas y la disponibilidad de alimento para las poblaciones de animales (Ceballos 1995).

Muchas especies de vertebrados tienen la capacidad para desplazarse desde pocos metros hasta miles de kilómetros para evitar las épocas de escasez de agua o alimento (Janzen 1983, Fleming *et al.* 1993). Existen evidencias de que hay especies que usan hábitats diferencialmente (Fleming 1988, Stoner 2001). Las especies animales como los murciélagos han desarrollado mecanismos conductuales, fisiológicos o ecológicos diversos para enfrentar la estacionalidad climática, entre los que encuentran movimientos a escalas locales o regionales, cambios en los patrones de actividad diaria y estacional, adaptaciones fisiológicas para enfrentar la escasez de agua, cambios en la dieta y acumulación de grasa (Janzen 1983, Ceballos 1995).

La floración de la mayoría de plantas visitadas por murciélagos se produce durante la estación seca en zonas tropicales, mientras que en la época de lluvias con pocas o ninguna flor disponible, los murciélagos sólo cuentan con dos posibles soluciones a su problema alimentario, cambiar a otra fuente alimenticia o emigrar (Arita y Martínez del Río 1990). Los movimientos o migraciones de las especies se reflejan en cambios temporales y espaciales en la estructura y diversidad de las comunidades de murciélagos de las selvas secas (Stoner 2001).

c. Riqueza y abundancia de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos

De las especies registradas en la RBRL, nueve son frugívoras y polinectarívoras, pertenecientes a la familia Phyllostomidae y agrupadas en tres subfamilias, Glossophaginae, Stenodermatinae y Carolliinae, en donde la primera incluye a la única especie polinectarívora. Las especies más

abundantes son las pertenecientes a la subfamilia Stenodermatinae, en particular el género Artibeus incluyendo a tres especies *A. lituratus, A. jamaicensis* y *A. phaeotis* (Peña Tun *et al*. 2012, Sélem Salas *et al*. 2012, Tzab Hernández 2012) (Cuadro 1, Fig. 1).

Con relación a los tipos de selvas, se ha registrado mayor abundancia de murciélagos frugívoros y polinectarívoros en las selvas medianas, con respecto a las selvas bajas caducifolias e inundables, ya que proveen mayor número de sitios de percha y alimento.

Con relación a los tipos de selvas, se ha registrado mayor abundancia de murciélagos frugívoros y polinectarívoros en las selvas medianas, con respecto a las selvas bajas caducifolias e inundables, ya que proveen mayor número de sitios de percha y alimento.

Se ha observado un patrón espacial y temporal en las abundancias de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros, así como un cambio en los componentes de su dieta dependiendo de la disponibilidad de recursos. A nivel espacial, se encuentra mayor diversidad y abundancia de murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la selva mediana subperennifolia con valores inferiores en la selva baja caducifolia y los valores más bajos en la selva baja inundable. En la época de secas que incluyen los meses de noviembre a mayo, se observa la floración

Cuadro 1. Abundancia de murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán, México.

Subfamilia	Especie
Glossophaginae	*Glossophaga soricina*
Carolliinae	*Carollia perspicillata*
	Carollia sowelli
Sternodermatinae	*Artibeus jamaicensis*
	Artibeus lituratus
	Artibeus phaeotis
	Centurio senex
	Chiroderma villosum
	Sturnira lilium

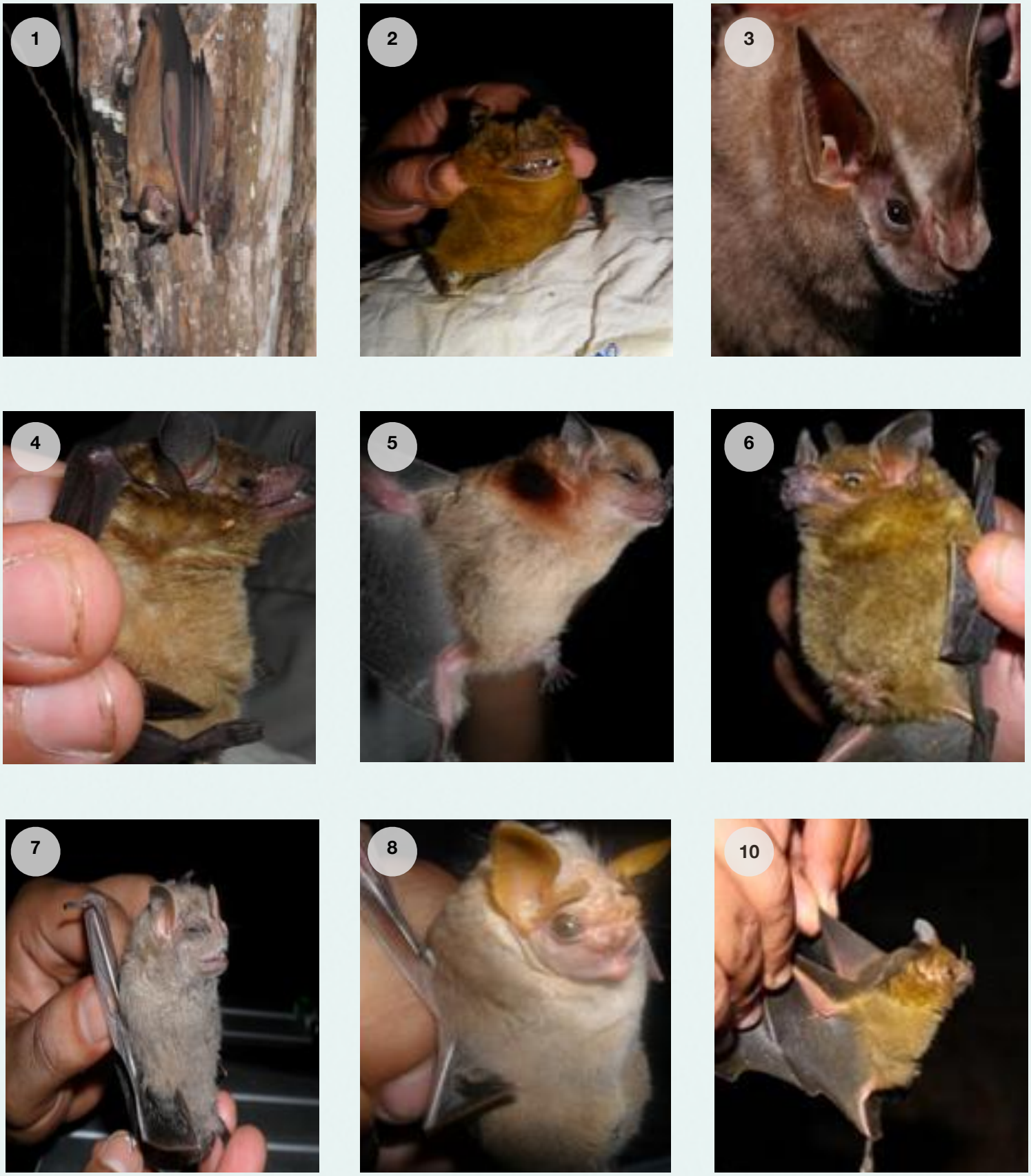


Figura 1. Comunidad de murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán, México, durante el año de 2011, del más abundante al menos abundante. 1) *Artibeus lituratus*, 2) *Artibeus jamaicensis*, 3) *Artibeus phaeotis*, 4) *Glossophaga soricina,* 5) *Sturnira lilium*, 6) *Carollia sowelli*, 7) *Chiroderma villosum,* 8) *Centurio senex* y 9) *Carollia perspicillata.*

de varias especies, entre las que encontramos Ceiba pentandra, la cual es consumida por la mayoría de las especies incluyendo la especie polinectarívora como las frugívoras. En la época de lluvias cuando muchas especies producen frutos, las abundancias de los murciélagos incrementan notablemente, consumiendo los frutos y ocasionalmente insectos que han incrementado en abundancia.

d. Recursos vegetales consumidos por murciélagos frugívoros y polinectarívoros en la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos

El polen y el néctar de las flores de angiospermas constituyen un importante componente de la dieta de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros, ya que representan nutrientes útiles a corto plazo por su naturaleza química. Estos elementos, que representan recompensas que las plantas ofrecen a sus polinizadores, junto con las estructuras florales, se modifican para adaptarse a diferentes polinizadores, a los que se le denomina síndrome de polinización o síndrome floral (Fenster *et al.* 2004). Algunas flores presentan síndrome de quiropterofilia, para ser polinizadas por murciélagos, presentando antesis nocturna, colores pálidos y aromas intensos, los cuales les permiten a los murciélagos localizar las flores en condiciones de obscuridad (Fleming *et al.* 2009).

En el estudio realizado en la RBRL en el 2011, se colectaron muestras de polen en murciélagos frugívoros y polinectarívoros, en los cuales se determinaron 11 diferentes tipos polínicos correspondientes a ocho especies, dos a nivel de familia y un tipo más, difícil de determinar que se reconoce a nivel de morfotipo (Tzab-Hernández 2012).

Las familias botánicas reportadas, cuyos granos de polen son consumidos por murciélagos en la RBRL son: Agavaceae (*Agave fourcroydes*), Arecaceae (*Chamaedorea seifrizii*, *Sabal yapa*), Bignoniaceae (*Crescentia cujete*), Bombacaceae (*Ceiba pentandra*), Fabaceae (*Acacia gaumeri, Erythrina standleyana*) y Malvaceae (*Luehea speciosa*) (Fig. 2).

El mayor número de muestras de polen se ha colectado en individuos muestreados en la selva baja inundable (42%), seguido por la selva baja caducifolia (30%) y la selva mediana subperennifolia (28%) durante el período de floración en la época de secas

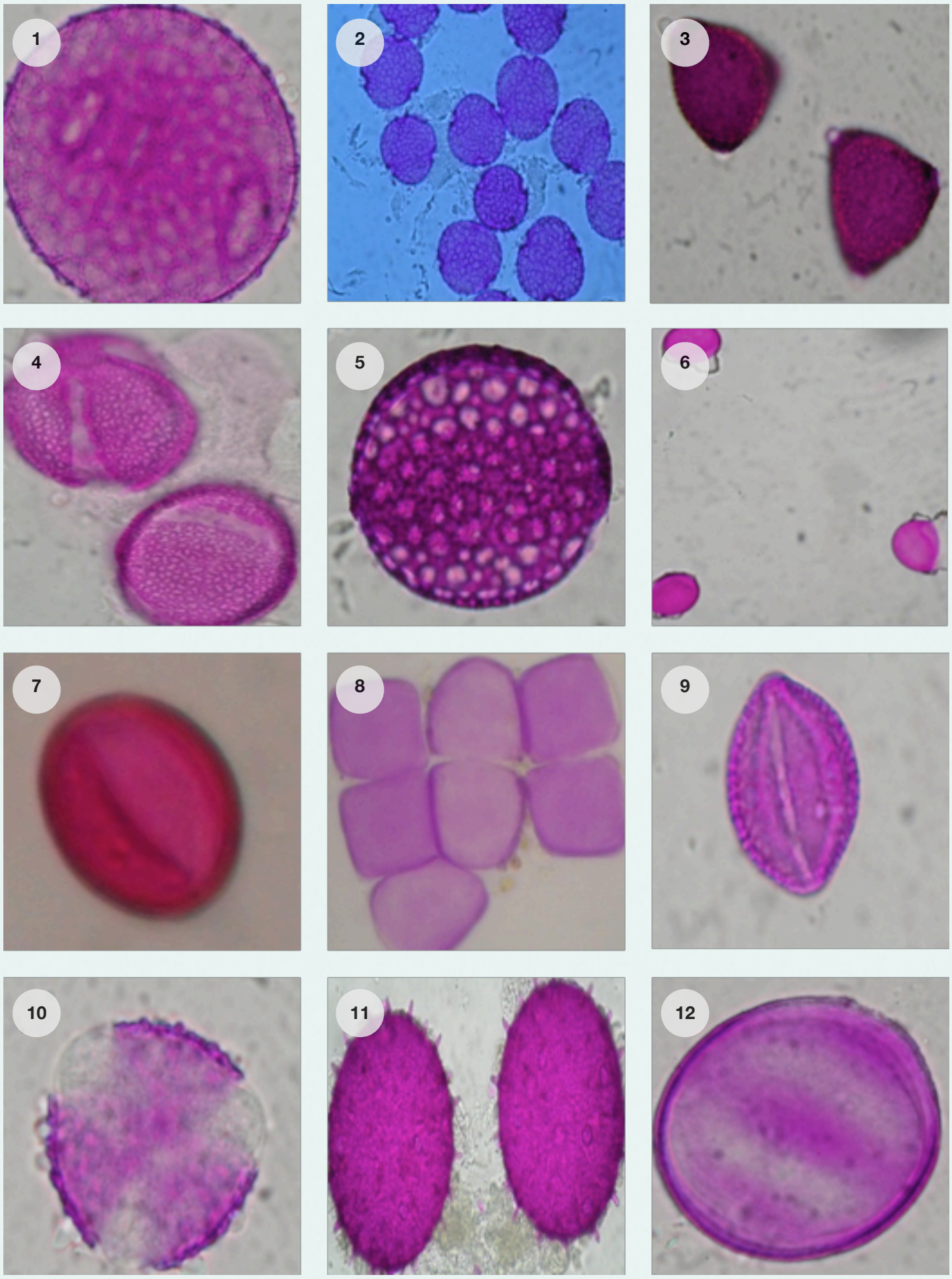


Figura 2. Tipos polínicos transportados por murciélagos frugívoros y polinectarívoros del más frecuente al menos frecuente. 1 y 2) *Ceiba pentandra* (Bombacaceae); 3 *Erythrina standleyana* (Fabaceae); 4) *Crescentia cujete* (Bignoniaceae); 5) *Agave fourcroydes* (Agavaceae); 6) *Chamaedorea seifrizii*; 7) *Sabal yapa* (Arecaceae); 8) *Acacia gaumeri* (Fabaceae); 9) *Luehea speciosa* (Malvacea); 10) Fabaceae 1; 11) Malvacea y 12) Tipo polínico 1.

(noviembre-mayo). Por el contrario en los meses de lluvia (junio-octubre) existen pocos individuos que acarrean granos de polen.

Además de la estacionalidad en la producción de polen y néctar, algunas especies de plantas representan la principal fuente de estos recursos durante varios meses del año, por ejemplo, Ceiba pentandra representa el recurso dominante disponible en el mes de enero, que es cuando inicia su floración masiva, y continúa siendo un importante recurso poli-nectarífero hasta abril, mientras que *Erythrina standleyana, Crescentia cujete, Chamaedorea seifrizii* y *Sabal yapa* se presentan como recursos de mediana importancia durante los meses de secas. La especie *Acacia gaumeri*, florece a partir de julio y representa el único recurso aprovechado por los murciélagos polinectarívoros en la temporada de secas, aunque no es un recurso muy utilizado por éstos.

En *G. soricina*, la cual es una especie polinectarívora, se han encontrado la mayoría de los tipos polínicos consumidos por los murciélagos de la RBRL. En tanto que en especies frugívoras como *A. jamaicensis*, *A. lituratus*, *A. phaeotis*, *Carollia sowelli* y *Sturnira lilium*, solamente se han encontrado algunos de los tipos polínicos, lo cual nos confirma que estas especies utilizan el polen y el néctar, además de frutos que constituyen su fuente principal de alimento.

Otros recursos utilizados por los murciélagos además del polen y néctar son los frutos. Los frutos de angiospermas son órganos que tienen tres funciones principales: 1) servir de alimento, 2) proteger el embrión interno y 3) dispersar estos embriones a áreas en donde se asegure su germinación y crecimiento (Howe y Westley 1988). Estas estructuras deben estar adaptadas para su dispersión por medio de agentes abióticos (viento y corrientes de agua) o bióticos (insectos y vertebrados frugívoros). Algunos estudios muestran que muchos frutos están morfológicamente adaptados para ser consumidos por algún grupo de animales, por lo que presentan diferentes colores y olores (Janson 1983). En el caso de las plantas cuyos frutos son consumidos por murciélagos presentan el síndrome de quiropterocoria. Los frutos de estas plantas se encuentran colocados fuera del follaje, son de colores inconspicuos, olores fuertes y con un gran número de semillas (Heithaus 1982, Lobova *et al.* 2009).

En las selvas de la RBRL, se han reportado varias especies de plantas cuyos frutos son consumidos por murciélagos, de las cuales se han colectado sus semillas en muestras de heces durante muestreos sistemáticos realizados en los últimos años. Durante estos muestreos se han logrado reconocer 10 taxones diferentes, cuya identidad taxonómica es difícil de determinar ya que las semillas presentan características similares entre diferentes especies del mismo género. Dos de las especies fácilmente reconocidas son *Solanum erianthum* y *Ficus máxima*, que han sido identificadas en excretas de varias especies de murciélagos (Peña Tun 2013) (Fig. 3).



Figura 3. Distintos tipos de semillas encontradas en excretas de los murciélagos frugívoros de diferentes especies de frutos consumidos en tres tipos de selvas de Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán. 1) *Ficus máxima*; 2) *Solanum hirtum*; 3) *Solanum sp.*;4) *sp1*; 5) *sp2*; 6) *sp3;* 7) sp4; 8) *sp8* sp5; 9) *sp6;* 10) sp7.

La mayoría de las semillas han sido colectadas durante temporadas cortas, la mayoría durante la época de lluvias, que es el período durante el cual las plantas de las selvas estacionales secas producen frutos, posteriormente a la floración y polinización que ocurren en la temporada de secas (Arita y Martínez del Río 1990, Bullock *et al.* 1995). En el estudio realizado en 2011 en la RBRL que se mencionó anteriormente, se identificó a *Solanum erianthum* como la especie más abundante colectada en excretas de murciélagos, representando más del 50% de éstas (Fig. 3). Además, esta misma especie fue colectada a lo largo de todo el año y en excretas de todas las especies de murciélagos frugívoros reportados para el área, por lo que es evidente su función como especie clave para la alimentación de murciélagos en selvas del oriente de Yucatán.

Durante la temporada de lluvias, especialmente al final de la misma (septiembre y octubre), existe una mayor cantidad de recursos alimenticios para los murciélagos frugívoros, mientras que en la temporada de secas (enero, febrero y marzo) cuando la disponibilidad de frutos es limitada, los murciélagos frugívoros pueden explotar fuentes de alimento alternativas, tales como polen y néctar, lo cual influye en la abundancia temporal de murciélagos frugívoros en las selvas estacionales.

En este mismo estudio se contabilizaron las semillas en excretas de murciélagos en tres diferentes tipos de selvas: selva baja caducifolia, selva baja inundable y selva mediana subperennifolia, colectándose la mayor cantidad de semillas en esta última (70%) lo que indica que aparentemente este tipo de vegetación provee una mayor cantidad de recursos alimenticios a la comunidad de murciélagos frugívoros de la RBRL, sin embargo, se debe considerar que los murciélagos pueden desplazarse hasta 10 km por noche (Morrison 1978), por lo que las semillas defecadas en un sitio pueden provenir de frutos consumidos en otros sitios con diferente tipo de vegetación.

Se ha demostrado que la mayoría de las especies furgívoras reportadas para la RBRL como *A. jamaicensis*, *A. lituratus*, *A. phaeotis*, *Chiroderma villosum* y *S. lilium*, consumen frutos de manera selectiva, en tanto que *C. sowelli* no parece presentar este mismo patrón de consumo.

III. Perspectivas

Es evidente el papel que los murciélagos frugívoros y polinectarívoros

tienen en el mantenimiento de la diversidad y regeneración de las selvas, al ser polinizadores y dispersores de semillas de especies vegetales de importancia ecológica y económica. Sin embargo, no se conoce con claridad el papel de estas especies en la regeneración de las selvas secas de la RBRL.

La información presentada en este capítulo, es el resultado de un primer acercamiento al conocimiento de la riqueza y abundancia de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros de las selvas secas de la RBRL, y aunque se identifican la mayoría de las especies vegetales cuyo polen transportan y algunas semillas consumidas, es necesario evaluar el papel que estos murciélagos juegan en la polinización y dispersión de semillas en estos hábitats.

Es por lo anterior que es necesario caracterizar con precisión la variación espacial y temporal de recursos vegetales de los que se alimentan los murciélagos, así como incluir estudios que contemplen los hábitos de forrajeo, tasas de visitas florales, producción de frutos, tasas de consumo de frutos y transporte de semillas y germinación y establecimiento de las especies de las cuales se alimentan.

Este conocimiento es de vital importancia para las estrategias de conservación de los ecosistemas de la RBRL, ya que de los murciélagos frugívoros y polinectarívoros depende en gran medida, los procesos que intervienen en la regeneración de las selvas y el mantenimiento de la diversidad biológica.

IV. Referencias

Arita H y Martínez del Río C (1990) Interacciones flor-murciélago: un enfoque zoocéntrico. Publicaciones Especiales núm. 4, Instituto de Biología, UNAM. México.

August P (1981) Fig fruit consumption and seed dispersal by *Artibeus jamaicensis* in the Llanos of Venezuela. Reproductive Botany 13:70-76

Bernard E y Fenton B (2002) Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. Canadian Journal of Zoology 80: 1124-1140

Bonaccorso FJ (1979) Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences 24: 359-408

Bullock SH, Medina E y Mooney HA (1995) Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press. Cambridge.

Ceballos G (1995) Vertebrate diversity, ecology, and conservation in Neotropical Deciduous Forests. En: Bullock S, Medina E y Mooney H (eds.) Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press. Cambridge, pp 195-220

Ceballos G y Oliva G (2005) Los mamíferos silvestres de México. Conabio, Fondo de Cultura Económica. México

Eguiarte L y Martinez del Río C (1987) El nétctar y el polen como recursos: El papel ecológico de los visitantes de las flores de *Pseudobombax ellipticum* (H.B.K.) Dugand. Biotropica 19: 74-82

Fenster CB, Armbruster WS, Wilson P, Dudash MR y Thomson JD (2004) Pollination syndromes and floral specialization. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35:375-403

Fenton MB, Acharya L, Audet D, Hickey MBC, Merriam C, Obrist MK, Syme DM y Adkins B (1992) Phyllostomid bats (Chiroptera: phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. Biotropica 24:440-446

Fleming TH (1988) The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions. University of Chicago Press, Chicago

Fleming TH (1982) Foraging strategies of plant-visiting bats. En: Kunz TH (ed.). Ecology of Bats. Plenum Press. New York, pp 287-325

Fleming TH, Sosa VJ (1994) Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. Journal of Mammalogy 75:845-851

Fleming TH, Geiselman C y Kress WJ (2009) The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. Annals of Botany 104:1017–1043

Fleming TH, Nuñez RA y Stenberg LS (1993) Seasonal changes in the diets of migrant and non-migrant nectarivorous bats as revealed by carbon stable isotope analysis. Oecologia 94:72-75

Gardner L (1977) Feeding habits. En: Baker RJ, Jones JK, Carter DC (eds.) Biology of bats of the New World family Phyllostomidae, Part 11, Spec. Publ. Museum of Texas Tech University. Lubbock, pp 293-350

Geiselman C, Mori SA, Lobova TA, Blanchart F (2002 onward). Database of Neotropical Bat / Plant Interactions. Disponible en línea:

<www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase_frameset.htm>

Gribel R, Hay JD (1993) Pollination ecology Caryocar brailiense (Caryocaraceaae) in central Brazil cerrado vegetation. Journal of Tropical Ecololgy 9: 199-211

Heithaus E R (1982) Coevolution between bats and plants. En: Kunz TH (ed.). Ecology of Bats. Plenum Press. New York, pp 327-367

Heithaus ER, Opler PA y Baker HG (1974) Bat activity and pollination of *Bauhinia pauletia*: Plant-pollinator coevolution. Ecology 55: 412-419

Howe HF y Westley L (1988). Ecological Relationships of plants and animal. Oxford University Press. Oxford

Janson C (1983) Adaptation of fruit morphology to dispersal agents in a neotropical forest. Science 219:187-189

Janzen DH (1983) Costa Rican Natural History. University of Chicago Press, Chicago

Kalko EKV (1997) Diversity in tropical bats. En: Ulrich H (eds) Tropical biodiversity and systematic. Proceeding of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn. pp13-43

Laval RK y Rodríguez-H B (2002) Conserving Costa Rican's Bats. Bats 20:2-6

Lemke TO (1984) Foraging ecology of the long-nosed bat, *Glossophaga soriona*, with respect 10 resource availability. Ecology 65: 538-548

Lobova TA, Geiselman CK y Mori SA (2009) Seed dispersal by bats in the Neotropics. New York Botanical Garden Press. New York

López JE y Vaughan C (2004) Observations on the role of frugivorous bats as seed dispersers in Costa Rica secondary humid forest. Acta Chiropterologica 6: 111-119

Marihno-Filho JS (1991) The coexistence of two frugivorous bat species and the phenology of their food plants in Brazil. Journal of Tropical Ecology 7: 59-67

Medellín RA, Equihua M y Amín MA (2000) Bat diversity and abundance as indicator of disturbance in Neotropical Rainforest. Conservation Biology 14:1666-1675

Medellín R, Arita HT y Sánchez O (2008). Identificación de los murciélagos

de México. Clave de campo. Publicaciones especiales 2. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. México

Medellin R y Gaona O (1999) Seed Dispersal by Bats and Birds in Forest and Disturbed Habitats of Chiapas, Mexico. Biotropica 31:478-485

Morrison D (1978) Foraging Ecology and energetic of the frugivorous bat *Artibeus jamaicensis*. Ecology 59:716-723

Muchhala N (2006) Nectar bats stows huge tongue in its cage. Nature 444:701-702

Muscarella R, Fleming TH (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. Biological Reviews 82: 573-590

Norberg U y Rayner JMV (1987) Ecological morphology and flight in bats (Mammalia: Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 316: 335–427

Passos JC y Graciolli G (2004) Observações da dieta de Artibeus lituratus (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) en duas áreas do Soul do Brasil. Revista Brasileira de Zoología 3:487-489

Peña Tun MA, Sélem Salas CI, Tun Garrido J, Ortíz Díaz JJ, Chablé Santos J, Chumba L y Hernández Betancourt S (2012) Los murciélagos frugívoros y consumo de frutos en las selvas de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán, México. Mesoamericana 2:219

Peña Tun MA (2013). Variación espacial y temporal de los murciélagos frugívoros y semilla de frutos consumidos en selvas de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán

Rojas-Martínez AE y Valiente-Banuet A (1996) Análisis comparativo de la quiriopterófauna del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla, Oaxaca. Acta Zoológica Mexicana 67: 1-23

Rojas-Martínez AE (2003) Murciélagos: Arquitectos del desierto. Ciencia y Desarrollo 39: 169: 4-9

Rojas-Martínez AE, Alcántara Eguren A, Valiente Banuet A, Arizmendi MS. (2004) Estacionalidad de los recursos florales y distribución del murciélago nectarívoro *Leptonycteris curasoae*, en Norteamérica. Homenaje a la Trayectoria Mastozoológica de José Ramírez Pulido. UNAM-1, México

Santos M, Arita HT (2002) Priority areas for the conservation of new world nectarfeeding bats. En: Fleming TH, Valiente-Banuet A (eds.) Columnar cacti and their mutualists. The University of Arizona Press. Tucson

Sélem Salas CI, Tun Garrido J, Hernández Betancourt S, Chablé Santos J y Ortiz Díaz JJ (2012) Riqueza y abundancia de murciélagos (Mammalia:Chiroptera) en la Reserva de la Biósfera Ría Lagartos, Yucatán, México. Bioagrociencias 5:11-14

Simmons NB (2005) Order Chiroptera. En: Wilson DE, Reeder DM (eds.) Mammal species of the world: taxonomic and geographic reference. Johns Hopkins University Press. Washington, pp 312-529

Stoner KE (2001) Differential habitat use and reproductive patterns of frugivorous bats in tropical dry forest of northwestern Costa Rica. Canadian Journal of Zoology 79:1626-1633

Traveset A, Riera N y Mas RE (2001) Passage through Bird Guts Causes Interspecific Differences in Seed Germination Characteristics. Functional Ecology 15: 669-675

Tzab Hernández LA (2012) Variación estacional de murciélagos frugívoros y polinectarívoros y transporte de recursos polínicos en selvas de la Reserva de la Biósfera de Ría Lagartos, Yucatán, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán

Valiente-Banuet A, Arizmendi MC y Rojas-Martínez AE (1996) Nectar-feeding bats in the columnar cacti forests of Central Mexico. Bats 14: 12-15

Voss R S y Emmons L H (1996) Mammalian diversity on neotropical lowland rain forest: a preliminary assessment. American Museum of Natural History 230:3-115

Willing MR y McGinley MA (1999) The response of animal to disturbance and their roles in causing it, including patch dynamics. En: Walker LR (ed.) Ecosystems of the world: ecosystems of disturbed ground. Elservier Science. Amsterdam, 16: 667-689

Wilson DE (2002) Murciélagos. Respuestas al vuelo. México, Universidad Veracruzana. Xalapa

ISBN 978-607-97176-7-4