

Recursos forestales en el Occidente de México

DIVERSIDAD, MANEJO, PRODUCCIÓN, APROVECHAMIENTO Y CONSERVACIÓN

Eduardo Salcedo Pérez
Efrén Hernández Álvarez
José Antonio Vázquez García
Nancy Díaz Echavarría



CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS EXÁCTAS E INGENIERÍAS
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Recursos Forestales en el Occidente de México

DIVERSIDAD, MANEJO, PRODUCCIÓN, APROVECHAMIENTO Y CONSERVACIÓN

ACERCA DE LA SERIE

Esta serie nueva está orientada a documentar la diversidad biológica y etnobiológica de cualquier región o grupo taxonómico, mediante trabajos de análisis y síntesis de conocimientos de frontera en biosistemática, florística, faunística, ecología, etnobiología, biotecnología y conservación biológica.

Las obras de esta serie, como nodo de información sobre biodiversidad, contribuye a considerar una red estratégica de información confiable que sirve como herramienta de apoyo para conocer, proteger, conservar, restaurar y usar de manera sustentable la biodiversidad.

La serie incluye volúmenes de multiautoría, coordinados por uno o varios editores, en los cuales se adopta un estilo de redacción directa y accesible. Los capítulos o secciones de los libros incluyen, principalmente, artículos científicos originales o revisiones que ilustran biodiversidad. Estas contribuciones están dirigidas a estudiantes de licenciatura y posgrado, investigadores, profesores, administradores de recursos naturales y / o al público en general.

Los volúmenes editados para esta serie son, preferiblemente, resultado de esfuerzos interdisciplinarios e interinstitucionales, con el fin de fomentar un alto compromiso en garantizar obras de alta calidad científica, trascendencia y prioridad social.

Este volumen de la Serie se ha dividido en dos tomos por la magnitud del sistema forestal; en el primero se incluyen temáticas relacionadas con diversidad, taxonomía, estudios ambientales de ecosistemas, aspectos de manejo para plantaciones forestales y se aborda al suelo como un componente importante de los ecosistemas forestales. En el segundo tomo se presenta información relacionada con el aprovechamiento y transformación de los recursos forestales, además de propuestas de conservación biológica y sustentabilidad, buscando impulsar el mejor uso de estos recursos. Se espera que la información de esta obra contribuya a la investigación y promueva una mayor vinculación entre los sectores académico, productivo, gubernamental y social, haciendo énfasis para que las comunidades agrarias y rurales incrementen sus conocimientos y logren una mayor apropiación de sus recursos y se refleje en un mejor desarrollo social.

Editores de la Serie Fronteras de Biodiversidad (2012-2014):

José Antonio Vázquez García

Miguel Ángel Muñiz Castro

Eduardo Salcedo Pérez

Efrén Hernández Álvarez

Teófilo Escoto García

Nancy Díaz Echavarría

Recursos Forestales en el Occidente de México

DIVERSIDAD, MANEJO, PRODUCCIÓN, APROVECHAMIENTO Y CONSERVACIÓN

Eduardo Salcedo Pérez
Efrén Hernández Álvarez
José Antonio Vázquez García
Teófilo Escoto García
Nancy Díaz Echavarría

CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS EXÁCTAS E INGENIERÍAS
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

2012



A LUZ MARÍA VILLARREAL DE PUGA,

Doctora Honoris Causa, Universidad de Guadalajara

en su primer Centenario de vida.

Pionera en el conocimiento botánico y en la gestión de la conservación de la biodiversidad en el occidente de México.

Docente excelsa que con su firme carácter, férrea disciplina académica y singular sentido del humor influenció y conquistó a numerosas generaciones de agrónomos y biólogos, mereciendo reconocimiento nacional e internacional. Insigne impulsora de la investigación botánica y formadora de una de las escuelas de botánicos más importantes de México.

Audaz exploradora, lo que le permitió descubrir numerosas especies, 20 de las cuales fueron dedicadas a ella. Pilar del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara y del Herbario «Luz María Villarreal de Puga» (IBUG), la colección botánica más importante del Occidente y Norte del país.

Elocuente, diplomática en todos los estratos sociales y extraordinariamente convincente, logró allegarse fondos, recursos, infraestructura y el personal indispensable para fincar una institución sólida, como un legado para generaciones presentes y futuras.

Directorio

Universidad de Guadalajara
Dr. Marco Antonio Cortés Guardado

Rector General

Dr. Héctor Raúl Solís Gadea

Coordinador General académico

Lic. José Alfredo Peña Ramos

Secretario General



Centro Universitario de Ciencias
Exactas e Ingenierías

Dr. Cesar Octavio Monzón

Rector

Mtro. Sergio Fernando Limones Pimentel

Secretario Académico

Dr. Carlos Pelayo Ortiz

División de Ingenierías

Dr. Rubén Sanjuan Dueñas

Departamento de Madera, Celulosa y Papel

Centro Universitario de Ciencias
Biológicas y Agropecuarias

Dr. Salvador Mena Munguía

Rector

Dr. Enrique Pimienta Barrios

Secretario Académico

Dr. Carlos Beas Zarate

División de Ciencias Biológicas y Ambientales

Ing. Eleno Félix Fregoso

Departamento de Producción Forestal

Dr. Ramón Rodríguez Macías

Departamento de Botánica y Zoología

Título de la obra:

*Los recursos forestales del Occidente de México:
Biodiversidad, manejo, producción, aprovechamiento y
conservación. TOMO I*

Primera Edición, 2012.

© D.R. 2012 Universidad de Guadalajara

© D.R. 2012 Eduardo Salcedo Pérez

© D.R. 2012 Los autores

Impreso en México / Printed in Mexico

ISBN 978-607-8072-56-9

AMAYA EDICIONES S DE RL DE CV

Enrique Díaz de León 514-2

Colonia Americana, CP 44160

Guadalajara, Jalisco, México

Foto de portada: Nevado de Colima

Autor: EMMANUEL GUEVARA LAZCANO

Recuadro de portada: *Magnolia jaliscana* A. Vázquez & R. Guzmán,

Autor: JOSÉ ANTONIO VÁZQUEZ GARCÍA

Recuadros de contraportada (arriba hacia abajo):

- 1) Establecimiento de una parcela de muestreo permanente en un bosque tropical.
- 2) Rodaja de una conífera preparada para su estudio dendrocronológico.
- 3) Trozas en un aserradero de Volcanes, Jalisco.
- 4) Aplicación de una quema prescrita en el bosque La Primavera, Jalisco.

Autor: EFRÉN HERNÁNDEZ ÁLVAREZ

Los autores

- RAÚL ACEVEDO ROSAS. Departamento de Geografía y Ordenamiento Territorial, Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad de Guadalajara. Col. La Normal, C.P. 44260, Guadalajara, Jalisco, México. acevedor@csh.udg.mx
- JOSÉ ANZALDO HERNÁNDEZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. janzaldo@dmcyp.cucei.udg.mx
- ARMANDO ARIAS GARCÍA. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. aarias@cucba.udg.mx
- CIRIACO AYALA SÁNCHEZ. Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. ayalasc@gmail.com
- SILVIA MÓNICA AVILÉS MARÍN. Instituto de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma de Baja California. Ejido Nuevo León, C.P. 21705, Mexicali, Baja California, México. monica_aviles@uabc.edu.mx
- ARTURO BALDERAS TORRES. Ingeniería Ambiental, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente (ITESO), Periférico sur, C.P. 45090, Tlaquepaque, México. a.balderastorres@utwente.nl
- VINCENT BALK. Sustainable Development, track: Land Use, Environment & Biodiversity, Utrecht University. Heidelberglaan 2, CP: NL 3584 CS. Utrecht, The Netherlands
- LUCÍA BARRIENTOS RAMÍREZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. lbarrentos@dmcyp.cucei.udg.mx
- ANTONIO BERNABÉ ANTONIO. Departamento de Biotecnología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Col. Vicentina, C.P. 09340, Iztapalapa, México D.F., México. bernabe_aa@hotmail.com
- JUAN DE DIOS BENAVIDES SOLORIO. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas Y Pecuaria. Col. Providencia, C.P. 44660, Guadalajara, Jalisco, México. juanbenavides01@hotmail.com
- ROSARIO MARILÚ BERNAOLA PAUCAR. M. en C. de Productos Forestales. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rosario_forest@yahoo.com
- FRANCISCO CALDERÓN CALDERÓN (Q.E.P.D.). Departamento de Ciencias Ambientales, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México.
- JUAN CAPULÍN GRANDE. Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. capulin1@colpos.mx
- GUILLERMO CARRILLO CASTAÑEDA. Instituto de Recursos Genéticos y Productividad, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. carrillo@colpos.mx

- ARMANDO CHÁVEZ HERNÁNDEZ. Departamento de Geografía y Ordenamiento Territorial, Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad de Guadalajara. Col. La Normal, C.P. 44260, Guadalajara, Jalisco, México. armandoch@cucsh.udg.mx
- MIGUEL DE JESÚS CHÁZARO BASÁÑEZ. Departamento de Geografía y Ordenamiento Territorial, Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad de Guadalajara. Col. La Normal, C.P. 44260, Guadalajara, Jalisco, México. chazaro55@hotmail.com
- EDGAR ALEJANDRO CISNEROS LEPE. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Autlán, C.P. 48900, Autlán, Jalisco, México.
- HÉCTOR JESÚS CONTRERAS QUIÑONES. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. hector.contreras@ucei.udg.mx
- RAMÓN CUEVAS GUZMÁN. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Autlán, C.P. 48900, Autlán, Jalisco, México. rcuevas@cucsur.udg.mx
- FRANCISCO CRUZ SOSA. Departamento de Biotecnología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Col. Vicentina, C.P. 09340, Iztapalapa, México D.F., México. cuhp@xanum.uam.mx
- FLORENTINA DÁVALOS OLIVARES. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. fdavalos@dmcp.cucei.udg.mx
- ERNESTO DE CASTRO ARCE. Postgrado BEMARENA, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. netdc13@yahoo.ca
- KITZIA DE FUENTES. Posgrado en Ciencias. Instituto de Ecología A. C. El Haya, Xalapa, C.P. 91070, Veracruz, México. kitziafuentes@gmail.com
- IRMA ESTELA DELGADO ROSAS. M. en C. de Productos Forestales. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. irmaesteladr@hotmail.com
- TEÓFILO ESCOTO GARCÍA. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. tescoto@dmcp.cucei.udg.mx
- RAÚL ESPINOZA HERRERA. Facultad de Ingeniería y Tecnología, Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo. Ciudad Universitaria, C.P. 58030, Morelia, Michoacán, México. espinozahr@hotmail.com
- JESÚS A. FERNÁNDEZ. Department of Biological Sciences, Museum of Natural History, Louisiana State University. Life Sciences Building, Baton Rouge 70803, Louisiana, USA. jfernand9@lsu.edu
- REINER FINKELDEY. Institute of Forest Genetics and Forest Tree Breeding, Georg-August-Universität Göttingen. Germany. rfinkel@gwdg.de
- JOSÉ GERMÁN FLORES GARNICA. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas Y Pecuarias. Col. Providencia, C.P. 44660, Guadalajara, Jalisco, México. flores.german@inifap.gob.mx
- JUANA FONSECA GONZÁLEZ. Centro de Investigaciones Forestales, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. fonsecaj@uaeh.edu.mx
- LETICIA JOSEFINA FREGOSO FRANCO. Departamento de producción agrícola, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. lfregoso@cucba.udg.mx
- JORGE GABRIEL FUENTES MARTÍNEZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jfuentes@dmcp.cucei.udg.mx

- FRANCISCO JAVIER FUENTES TALAVERA. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. ffuentes@dmcyp.cucei.udg.mx
- OLIVER GAILING. Institute of Forest Genetics and Forest Tree Breeding, Georg-August-Universität Göttingen. Germany. ogailin@gwdg.de
- JUAN FERNANDO GALLARDO LANCHO. Instituto de Recursos Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas de Salamanca. Cordel de Merinas 40-52, 37008, Salamanca, España. juanf.gallardo@irnasa.csic.es
- AGUSTÍN GALLEGOS RODRÍGUEZ. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. gra09526@cucba.udg.mx.
- ARTURO GALVIS SPINOLA. Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. galvis@colpos.mx
- SALVADOR GARCÍA ENRÍQUEZ. Ingeniería-Básicas, Centro de Enseñanza Técnica Industrial. Col. Providencia 5ª Sección, C.P. 44638, Guadalajara, Jalisco, México. sgarcia@gdl.ceti.mx
- CARLOS IGNACIO GARCÍA JIMÉNEZ. Department of Agricultural Economics, LSU Agricultural Center, Louisiana State University. Agricultural Administration Building, Baton Rouge 70803, Louisiana, USA. cgarcia8@lsu.edu
- EDMUNDO GARCÍA MOYA. Postgrado en Botánica, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. edmundo@colpos.mx
- BARBARA L. GARTNER. Department of Wood Science and Engineering, College of Forestry, Oregon State University. Corvallis, OR 97331. barbara.gartner@oregonstate.edu
- RAMIRO GONZÁLEZ AMADOR. Tesista. Centro de Investigaciones Forestales, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México.
- RICARDO GONZÁLEZ CRUZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rgcruz@dmcyp.cucei.udg.mx
- YOLANDA GONZÁLEZ GARCÍA. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. yolyglez@hotmail.com
- PORFIRIO GUTIÉRREZ GONZÁLEZ. Departamento de electrónica, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Blvd. Marcelino García Barragán 1421. C.P. 44430 Guadalajara, Jalisco, México. pgutierrezglez@yahoo.com.mx
- EFRÉN HERNÁNDEZ ÁLVAREZ. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. efren.hernandez@cucba.udg.mx
- MAYOLO HIDALGO ALCÁZAR. Subgerencia de Programas de Transferencia de Tecnología y Vinculación, Comisión Nacional Forestal. Periférico Poniente 5360, C.P. 45019. Zapopan, Jalisco. mhidalgo@conafor.gob.mx
- JUANA JUÁREZ MUÑOZ. Centro de Investigaciones Forestales, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600. Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. juarez@colpos.mx
- PAZ ARCELIA JULIÁN NÚÑEZ. División de Tecnología y Procesos, Centro Universitario de Arte, Arquitectura y Diseño, Universidad de Guadalajara. Centro Histórico de Guadalajara, C. P.44100, Jalisco, México. arcelia_julian@yahoo.com
- GERARDO LARA GÓMEZ. Subdelegado, Región 10 - Mascota, Jalisco, Secretaria de Medio Ambiente para el Desarrollo Sustentable. Col. Centro. C.P. 46900, Guadalajara, Jalisco, México gerardo.lara@jalisco.gob.mx
- CARISSA LANOUE. Department of Biological Sciences, Louisiana State University. Life Sciences Building, Baton

Rouge 70803, Louisiana, USA.

ROGELIO LÉPIZ ILDEFONSO. Departamento de producción agrícola, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rlepiz@cucba.udg.mx

MARTHA PATRICIA LLAMAS PARRA. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. patyllumasp@gmail.com

MARÍA GUADALUPE LOMELÍ RAMÍREZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. glomeli@dmcyp.cucei.udg.mx

EDUARDO LÓPEZ ALCOCER. Departamento de Ciencias Ambientales, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. edlopez@cucba.udg.mx

FERNANDO LÓPEZ ALCOCER. Departamento de Desarrollo Rural Sustentable, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Km. 15.5, Carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, C.P. 45020. Zapopan, Jalisco, México.

FERNANDO LÓPEZ-DELLAMARY TORAL. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. flopez@dmcyp.cucei.udg.mx

GUSTAVO ALONSO LÓPEZ ZEPEDA. Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. galz1956@gmail.com

JON C. LOVETT. Twente Centre for Studies in Technology and Sustainable Development, University of Twente. Universiteit Twente PO Box 217 7500 AE Enschede. j.lovett@utwente.nl

JUANA AMÉRICA LOZA LLAMAS. Departamento de Ciencias Ambientales, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. aloza@cucba.udg.mx

HÉCTOR LUQUÍN SÁNCHEZ. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. hluquin@cucba.udg.mx

MAAIKE MAARSE. Master Programme Natural Resources Management Faculty of Science. Utrecht University.

MARCIN MAKOCKI. M. en C. Programa Forestal, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.

RICARDO MANRÍQUEZ GONZÁLEZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rmanri@dmcyp.cucei.udg.mx

JOSÉ JUSTO MATEO SÁNCHEZ. Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. jjmate_18@yahoo.com.mx

JUAN JESÚS MEJÍA SOTO. Ingeniería en Manejo de Recursos Forestales, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600. Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México.

JUAN DE DIOS MENDOZA PALACIOS. División Académica de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Col. Magisterial, C.P. 86040, Villahermosa Centro, Tabasco, México. mendozajid@hotmail.com

AGUSTÍN MERINO GARCÍA. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Universitario 27002 Lugo, España. agustin.merino@usc.es

JUAN CARLOS MEZA CONTRERAS. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias

- Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jmezac@dmcyp.cucei.udg.mx
- JOEL MEZA RANGEL. Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. jomera@yahoo.com
- LEOPOLDO MOHEDANO CABALLERO. Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600. Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. mohedano15@hotmail.com
- ANTONIO MORA SANTACRUZ. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. msa19076@cucba.udg.mx
- JEFFREY J. MORRELL. Department of Wood Science and Engineering, College of Forestry, Oregon State University. Corvallis, OR 97331.
- ROSA MURGUÍA ARAIZA. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. murararosa@yahoo.com.mx
- MIGUEL ANGEL MUÑOZ CASTRO. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. miguelmunizcastro@gmail.com
- SONIA NAVARRO PÉREZ. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. snavarr@cucba.udg.mx
- GREGORIO NIEVES HERNÁNDEZ. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. gnieves@cucba.udg.mx
- ANA TERESA NUÑO RUBIO. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. afrodit_11a@hotmail.com
- MARTHA DELIA OCEGUEDA REYES. Departamento de Biología celular y molecular, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. orm21429@cucba.udg.mx
- HÉCTOR GUILLERMO OCHOA RUÍZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. hochoa@dmcyp.cucei.udg.mx
- VÍCTOR MANUEL ORDAZ CHAPARRO. Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. ordaz@colpos.mx
- HILDA PALACIOS JUÁREZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. hpalacio@dmcyp.cucei.udg.mx
- JOSÉ MANUEL PALMA GARCÍA. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Colima. Crucero de Tecoman, C.P.28100, Tecmán, Colima, México. palma@ucol.mx
- DIETER R. PELZ. Leiter der Abteilung für Forstliche Biometrie der Albert-Ludwigs, Universität Freiburg. Tennenbacher Street 4. 79085 Freiburg, i. Br. Germany. pelz@biom.uni-freiburg.de
- JOEL PÉREZ NIETO. Departamento de Fitotecnia. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. jperezn14@hotmail.com
- TORIBIO QUINTERO MORO. Técnico asesor forestal. Oaxaca 17-A, Centro C.P. 48200, Talpa de Allende, Jalisco. quinteromoro@yahoo.com.mx

- GUSTAVO RAMÍREZ VALVERDE. Subdirector de investigación, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. gramirez@colpos.mx
- RICARDO REYES CHILPA. Instituto de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria. CP 04510, México D.F., México. chilpa@servidor.unam.mx
- JAQUELINE REYNOSO DUEÑAS. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. mezquite7@yahoo.com.mx
- HANS G. RICHTER. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México.
- VICENTE ROCHA GONZÁLEZ. Programa Forestal, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.
- MARÍA LEONOR ROMÁN MIRANDA. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rmm32103@cucba.udg.mx
- RAÚL RODRÍGUEZ ANDA. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rrodrigu@dmcyp.cucei.udg.mx
- RODRIGO RODRÍGUEZ LAGUNA. Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, C.P. 43600, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México. rodris71@yahoo.com
- RAMÓN RODRÍGUEZ MACÍAS. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. ramonrod@cucba.udg.mx
- ANTONIO RODRÍGUEZ RIVAS. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. arodrig@dmcyp.cucei.udg.mx
- LEILA ROSA CARBALLO. Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca". Pinar del Río 20100, Pinar del Río, Cuba. leilar@af.upr.edu.cu
- AGUSTÍN RUEDA SÁNCHEZ. Campo experimental Centro Altos de Jalisco, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Km. 8 Carretera Libre Tepatitlán-Lagos de Moreno, CP. 47600, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. rueda.agustin@inifap.gob.mx
- J. JESÚS RUÍZ MORENO. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jjruiz@cucba.udg.mx
- EDUARDO SALCEDO PÉREZ. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. esalcedo@dmcyp.cucei.udg.mx
- EDUARDO SAHAGÚN GODÍNEZ. Jardín Botánico Jorge Victor Eller T., Universidad Autónoma de Guadalajara. Jardines Universidad. C.P. 44100, Zapopan, Jalisco, México. cladium@yahoo.com.mx
- NICASIO DAVID SÁNCHEZ CRUZ. Postgrado BIMARENA. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. agro_david@hotmail.com
- RUFO SÁNCHEZ HERNÁNDEZ. División Académica de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Col. Magisterial, C.P. 86040, Villahermosa Centro, Tabasco, México. rusaher@hotmail.com
- RUBÉN SANJUÁN DUEÑAS. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. rsanjuan@dmcyp.cucei.udg.mx

- FERNANDO SANTACRUZ RUVALCABA. Departamento de Producción Agrícola, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Carretera a Nogales, Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. FernandoSantacruz@cucba.udg.mx
- ANA LUISA SANTIAGO PÉREZ. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. ana.santiago@cucba.udg.mx
- VIACHESLAV SHALISKO. Departamento de Geografía y Ordenamiento Territorial, Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad de Guadalajara. Col. La Normal, C.P. 44260, Guadalajara, Jalisco, México. vshalisko@gmail.com
- JOSÉ ANTONIO SILVA GUZMÁN. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jasilva@dmcyp.cucei.udg.mx
- MARGARET SKUTSCH. Twente Centre for Studies in Technology and Sustainable Development, University of Twente. Universiteit Twente PO Box 217 7500 AE Enschede. m.m.skutsch@utwente.nl
- ELVIA TARACENA RUÍZ. Facultad de Estudios Superior de Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Los Reyes Iztacala C.P.54040 Tlalnepantla, Estado de México. etaracena@yahoo.com
- SANDRA LUZ TOLEDO GONZÁLEZ. Departamentode Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. sltg@cencar.udg.mx
- TIJMEN T. DEN OUDENDAMMER. Sustainable Development, track: Land Use, Environment & Biodiversity. Utrecht University. Heidelberglaan 2, NL 3584 CS, Utrecht, The Netherlands. tdenoudendammer@aim.com
- ANA G. VALENZUELA ZAPATA. Departamento de Negocios, Centro Universitario de La Ciénega, Universidad de Guadalajara. Col. Lindavista, C.P.47810, Ocotlán, Jalisco, México. ana.valenzuela@gmail.com
- EDUARDO VALDÉS VELARDE. Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.edu@colpos.mx
- JUAN IGNACIO VALDEZ HERNÁNDEZ. Programa Forestal, Colegio de Postgraduados. Montecillo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. ignaciov@colpos.mx
- J. DE JESÚS VARGAS RADILLO. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jvargasr@dmcyp.cucei.udg.mx
- YALMA L. VARGAS RODRÍGUEZ. Department of Biological Sciences, Louisiana State University. Life Sciences Building, Baton Rouge 70803, Louisiana, USA. yvarga1@lsu.edu
- JOSÉ ANTONIO VÁZQUEZ GARCÍA. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jvazquez@cucba.udg.mx
- RAÚL VEGA ELVIRA. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. raulveg@email.com
- PITA A. VERWEIJ. Faculty of Science Chemistry. Science, Technology and Society. Copernicus Institute. Utrecht University. Heidelberglaan 2, NL 3584 CS, Utrecht, The Netherlands. p.verweij@chem.uu.nl
- JOSÉ VILLA CASTILLO. Patronato del Parque Nacional Nevado de Colima. Cd. Guzmán, C.P. 49000. Zapotitlán El Grande, Jalisco, México. oyamel_2001@yahoo.com.mx
- RAYMUNDO VILLAVICENCIO GARCÍA. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. vgr02072@cucba.udg.mx

ELVIRA MAGDALA VIVANCO CASTELLANO. Tesista. Escuela Politécnica SEMS, Universidad de Guadalajara. Av. Revolución 1500, C.P. 44430, Guadalajara, Jalisco, México.

LUISA ALINA YPUSHIMA PINEDO. M. en C. de Productos Forestales. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. lu040777@hotmail.com

JUAN FRANCISCO ZAMORA NATERA. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. jfzamora@cucba.udg.mx

ISIDRO ZAPATA HERNÁNDEZ. Lic. en Biología. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Las Agujas, C.P. 45020, Zapopan, Jalisco, México. chilo0602@hotmail.com

Contenido Tomo I

| | |
|------|---|
| XX | PRÓLOGO |
| XXII | AGRADECIMIENTOS |
| XXIV | FOTOGRAFÍAS |
| 2 | CAPÍTULO 1 BIODIVERSIDAD Y ECOSISTEMAS FORESTALES |
| | APARTADO A BIODIVERSIDAD |
| 5 | 1.1 Diversidad alfa de especies leñosas en relación con gradientes ambientales: Panorámica preliminar en bosques del occidente de México y Mesoamérica a la escala de 0.1 ha J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz- Castro, Ramón Cuevas-Guzmán, Yalma L. Vargas-Rodríguez, Eduardo Sahagún Godínez, Héctor Luquín-Sánchez, Edgar A. Cisneros Lepe, J. Jaqueline Reynoso Dueñas, Gregorio Nieves Hernández. |
| 23 | 1.2 Patterns in vegetation composition in the Volcanic Complex of Colima, Mexico Maaïke Maarse, Pita A. Verweij, Sonia Navarro Pérez. |
| 50 | 1.3 Biodiversidad y conservación en dos localidades tropicales del suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México Yalma L. Vargas-Rodríguez, J. Antonio Vázquez-García, Toribio Quintero Moro, Miguel A. Muñiz-Castro. |
| 61 | 1.4 Muérdagos y otras plantas parásitas en Jalisco y Colima, México. Diversidad y abundancia Miguel de J. Cházaro-B. J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz-Castro, Gregorio Nieves-Hernández, Raúl Acevedo-Rosas, Ana G. Valenzuela-Zapata. |
| 91 | 1.5 Twenty new neotropical tree species of <i>Magnolia</i> (<i>Magnoliaceae</i>) J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz-Castro, Ernesto De Castro-Arce, Rosa Murguía Araiza, Ana Teresa Nuño Rubio, Miguel de J. Cházaro-B. |

- 131 1.6 Genetic variation in isolated mexican populations of the endemic maple *Acer skutchii* Rehd
Gerardo Lara-Gómez, Oliver Gailing, Reiner Finkeldey.

APARTADO B ECOSISTEMAS FORESTALES

- 143 1.7 Evaluación de la división dasocrática en un bosque tropical
Efrén Hernández Álvarez, Agustín Gallegos Rodríguez, Eduardo Salcedo Pérez, Dieter R. Pelz.

- 155 1.8 Repoblación de manglares en las márgenes del Río Santiago, estado de Nayarit
Vicente Rocha González, J. Ignacio Valdez Hernández, Gustavo Ramírez Valverde.

- 182 1.9 Crecimiento de tres especies arbóreas en una selva mediana subcaducifolia de Nayarit
Marcin Makocki, J. Ignacio Valdez Hernández, Edmundo García Moya.

208 CAPÍTULO 2 PLANTACIONES Y SISTEMAS DE PRODUCCIÓN FORESTAL

- 211 2.1 Desarrollo dasométrico inicial de plantaciones forestales comerciales de *Tectona grandis* L. F. en el Trópico Mexicano
Luisa Alina Ypushima Pinedo, Efrén Hernández Álvarez, Eduardo Salcedo Pérez, Raúl Rodríguez Anda, Josefina Leticia Fregoso Franco, Ricardo González Cruz.

- 226 2.2 Propuesta metodológica para la reforestación de áreas con condiciones edafoclimáticas especiales. Estudio de caso: “*Pinus hartwegii* Lindl. Nevado de Colima”
Eduardo Salcedo Pérez, Rosario M. Bernaola Paucar, Efrén Hernández Álvarez, Fernando López-Dellamary Toral, José Villa Castillo.

- 244 2.3 Evaluación en vivero de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima
Rosario M. Bernaola Paucar, Eduardo Salcedo Pérez, Porfirio Gutiérrez González, Víctor Manuel Ordaz Chaparro, Ramón Rodríguez Macías, J. Francisco Zamora Nátera.

- 252 2.4 Importancia de las características físicas y químicas de los sustratos en la producción de plántula forestal
José Justo Mateo Sánchez, Juan Jesús Mejía Soto, Juan Capulín Grande, Leopoldo Mohedano Caballero, Gustavo Alonso López Zepeda.
- 266 2.5 Producción de *Pinus patula* Schl. et Cham. en sustrato a base de aserrín crudo, en sistema tecnificado
José Justo Mateo Sánchez, Juan Jesús Mejía Soto, Juan Capulín Grande, Leopoldo Mohedano Caballero, Gustavo Alonso López Zepeda.
- 282 **CAPÍTULO 3 SUELOS FORESTALES**
- 284 3.1 Edafología y calidad de suelos forestales: valoración en dos sitios contrastantes de Jalisco
Irma Estela Delgado Rosas, Eduardo Salcedo Pérez, Eduardo López Alcocer, Josefina Leticia Fregoso Franco, Rufo Sánchez Hernández, S. Mónica Avilés Marín, Nicasio David Sánchez Cruz.
- 306 3.2 La materia orgánica edáfica en dos áreas forestales de Jalisco
Eduardo Salcedo Pérez, Irma Estela Delgado Rosas, Juan Carlos Meza Contreras, Ricardo Manríquez González, Eduardo Valdés Velarde, Arturo Galvis Spinola, Agustín Merino García.
- 333 3.3 Carbono edáfico y calentamiento global: Importancia ecológica en los manglares de Nayarit
Eduardo Valdés Velarde, J. Ignacio Valdez Hernández, Víctor Manuel Ordaz Chaparro, Juan Fernando Gallardo Lancho, Joel Pérez Nieto, Ciriaco Ayala Sánchez.
- 350 3.4 Efecto de los incendios sobre la actividad microbiana del suelo en el Bosque La Primavera, en el estado de Jalisco, México
Eduardo López Alcocer, Martha Delia Ocegueda Reyes, Francisco Calderón Calderón, Fernando López Alcocer, J. América Loza Llamas, Andrés Rodríguez García, Rogelio Lepiz Ildefonso, Eduardo Salcedo Pérez.
- 358 **CAPÍTULO 4 PROTECCIÓN FORESTAL**
- 360 4.1 Variaciones en el comportamiento del fuego en un ecosistema forestal de Jalisco al implementar quemas prescritas
José Germán Flores Garnica, Juan de Dios Benavides Solorio.

- 375 4.2 Relación de los incendios forestales con la infestación por descortezadores y barrenadores de madera
Juana Fonseca González
- 386 ÍNDICE ANALÍTICO CAPÍTULOS 1 - 4
- 391 ACERCA DE LOS EDITORES

Temario Tomo II

CAPÍTULO 5 LOS RECURSOS FORESTALES MADERABLES Y NO MADERABLES

CAPÍTULO 6 QUÍMICA Y BIODETERIORO DE PRODUCTOS FORESTALES

CAPÍTULO 7 BIOMASA Y BIOTECNOLOGÍA

CAPÍTULO 8 SERVICIOS AMBIENTALES Y USO POTENCIAL FORESTAL

CAPÍTULO 9 PERSPECTIVAS Y TENDENCIAS DE LA EDUCACIÓN,
INVESTIGACIÓN Y EXTENSIÓN FORESTAL

CAPÍTULO 10 ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

FOTOGRAFÍAS

ÍNDICE ANALÍTICO CAPÍTULOS 5 - 10

ACERCA DE LOS EDITORES

BIBLIOGRAFÍA GENERAL

Prólogo

El entendimiento de las dimensiones social, productiva y ambiental de los ecosistemas forestales, bosques, selvas y zonas áridas, no siempre ha sido el más adecuado en los diferentes sectores de nuestra sociedad. Mientras que para algunos gobernantes prehispánicos la presencia de árboles y otra vegetación espontánea era tan deseable como una bendición, en otro momento y para otros esa presencia era considerada un uso ocioso. Todavía hoy con frecuencia se evidencia la incompreensión de las relaciones que la humanidad ha mantenido con los recursos forestales. En nuestro país a veces se responsabiliza a los protagonistas del sector forestal del deterioro que innegablemente padecen tales recursos. Se olvida que los ecosistemas naturales fueron destruidos para dar paso a la agricultura y a la ganadería, también para la vivienda. Esas actividades no suelen ser la dedicación de los protagonistas mencionados. Así ha evolucionado la sociedad humana.

La intención de conocer y comprender a los ecosistemas naturales y sus componentes ha estado vigente desde civilizaciones tan antiguas como la egipcia y quizá anteriores. Ese conocimiento ha generado en ocasiones la confrontación de posiciones, por ejemplo

entre las corrientes intelectuales orientadas a la producción contra las orientadas a la conservación. Han llegado a confrontarse intenciones de bienestar social o colectivo contra el interés individual, llegando incluso a posiciones temporalmente irreconciliables.

Afortunadamente, desde hace algunos años el encuentro de las diferentes visiones sobre los recursos forestales rinde frutos intelectuales benéficos para el desarrollo de nuestras sociedades. Ahora, la obligación del encuentro se ha catalizado por la amenaza que representa el cambio climático y la gravedad del deterioro de la cubierta vegetal espontánea y los suelos de vastas superficies en diferentes partes del territorio de nuestro país, que contrasta con la intención de sustentabilidad y la reconocida exigencia de conservación de la diversidad biológica.

Así, surge esta obra, "Recursos forestales en el Occidente de México: Diversidad, manejo, producción, aprovechamiento y conservación". Atendiendo a la ubicación laboral de la mayoría de los autores y a la región de aplicación de sus esfuerzos de investigación científica, se compilan resultados novedosos y trascendentes sobre los ecosistemas forestales y sus elementos componentes.

Con certeza se puede afirmar que el presente volumen habrá de convertirse en material de referencia ineludible para quienes se interesen en conocer y estudiar los valiosos recursos forestales de la vertiente del Pacífico Centro de nuestro país. Se abordan temas que cubren el interés primario de la identificación y descripción de especies de árboles nuevas para la ciencia, se estudia el crecimiento de algunas especies importantes. También, se incluyen estudios sobre la reproducción en vivero, la plantación, el manejo de masas forestales espontaneas. Finalmente se presenta información sustancial sobre la conservación de la biodiversidad en áreas naturales protegidas. No se omiten temas desde hace tiempo conceptualmente reconocidos para los que ya se han logrado acercamientos objetivos como los servicios ambientales, redimensionados por su influencia en el tema actual del cambio climático. Asimismo, se exponen trabajos de investigación referidos a los suelos, al fuego en su dimensión divalente como factor del ecosistema y como agente destructor del mismo, el manejo de recursos forestales maderables y no maderables. Se despliega información sobre la química de productos forestales maderables y no maderables, apuntando aplicaciones potenciales que pronto estarán operando como medios de producción de bienes de consumo y de reproducción de plantas más eficientes que los hasta ahora practicados. Afortunadamente, se atiende el tema de la educación y la investigación que con frecuencia es soslayado a pesar de ser parte esencial del quehacer académico.

Esta cincuentena de contribuciones originales integran una obra de amplio abanico disciplinario que no tiene precedente en el ámbito forestal mexicano y que representa un exitoso y fino esfuerzo de colaboración ejemplar en el que participan 126 autores, procedentes de 17 instituciones nacionales, tanto universidades como dependencias del gobierno, y 9 internacionales. Dentro de los autores que participaron en este proyecto se cuenta con la colaboración de investigadores nacionales, doctores y maestros en ciencias, licenciados, ingenieros y estudiantes de licenciatura y posgrado. Por ese esfuerzo de compendio y más aún por la exitosa convocatoria de los compiladores, estos merecen sin ambages un amplio reconocimiento que estoy seguro la comunidad científica no les escatima.

La obra habrá de estar presente en cada espacio donde se estudien los recursos forestales, no solo del occidente de nuestro país. Es fuente de información, ya en sí relevante, también de métodos de investigación y de relevantes hallazgos. Por ello, es útil para los estudiantes y para los investigadores especializados. Pero no sólo eso, igualmente será útil para un público mucho más amplio; para el ciudadano en general, que podrá encontrar datos, conceptos y métodos que enriquecerán el acervo intelectual de nuestra sociedad. Innegablemente debe articularse una amplia bienvenida a este monumental libro.

Dr. Hugo Ramírez Maldonado
Universidad Autónoma Chapingo
Texcoco, Edo. de México, Noviembre 2012

Agradecimientos

Los editores agradecemos de manera especial a todos aquellos autores que depositaron su confianza en este proyecto a pesar de todos los contratiempos y complicaciones sorteadas a lo largo de la publicación. También agradecemos el apoyo de otros amigos y colegas editores; ya que sin su empeño, trabajo, motivación e impulso, este proyecto no se hubiera cristalizado. Al Dr. Hugo Ramírez Maldonado, un excepcional maestro y amigo, por haber aceptado con amabilidad hacer el Prologo de esta obra. A la Comisión Nacional Forestal; especialmente a la Lic. Érika del Rocío López Rojas, al Biol. Jesús Cortes y a la Lic. Erika Hernández por su valioso apoyo para la compra y distribución de esta publicación.

EDUARDO SALCEDO PÉREZ, agradece a los compañeros del Departamento de Madera Celulosa y Papel y del Departamento de Botánica que siempre confiaron y apoyaron este esfuerzo conjunto, al Dr. Rubén Sanjuán Dueñas Jefe del departamento por el apoyo económico y a la Lic. Cecilia García, por las gestiones realizadas para ello. Es un honor para un servidor agradecer también a productores, ejidatarios y campesinos forestales que me han brindado su confianza y grandes enseñanzas, especialmente al ejido de Ajijic y al Sr. Héctor Pineda y familia, con quien he valorado aún mas los recursos forestales y lo valioso de la participación conjunta técnico-propietario forestal. Finalmente quisiera agradecer a mi familia, esposa Claudia e hijos Dafne, Narda, Cristian , Sofia y Paola., quienes han sido siempre un motor para seguir adelante a pesar de los obstáculos y a quienes debo una gran parte de mi desarrollo académico, gracias por su comprensión y alegría otorgada. Gracias a todos mis amigos y colegas que omití su nombre, pero que los considero siempre. Gracias a Dios.

EFRÉN HERNÁNDEZ ÁLVAREZ agradece al Dr. Salvador Mena Munguía, Rector del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias y al Ing. Eleno Félix Fregoso, Jefe del Departamento de Producción Forestal por su continuo apoyo académico y económico desde el 2006, año de mi incorporación a este centro universitario. Especialmente al Dr. Eduardo Salcedo Pérez por su invitación a trabajar con respeto y en armonía para lograr esta obra intitulada “Recursos Forestales en el Occidente de México”. Y recordando, que el mérito del trabajo que ha culminado con la publicación de este libro no es exclusivo de los autores que lo firman, sino que se debe también en gran parte a los valiosos apoyos y contribuciones de varias instituciones, especialmente la Comisión Nacional Forestal y personas que han sido determinantes para lograr este resultado ¡Gracias!

JOSÉ ANTONIO VÁZQUEZ GARCÍA agradece a los campiranos que nos apoyaron, guiaron y brindaron su hospitalidad durante diversas jornadas de campo en las montañas. A los 26 coautores con quienes conjuntamente logramos participar con siete manuscritos para esta obra. A mis colegas coeditores de este libro y de la Serie Fronteras de Biodiversidad, por dar ese esfuerzo extra para ofrecer más calidad a los lectores, en especial al Dr. Eduardo Salcedo Pérez, por asumir frontalmente las decisiones de mayor trascendencia y responsabilidad. Al Dr. Ramón Rodríguez Macías, Jefe de Departamento de Botánica y Zoología, por su apoyo y oportunas recomendaciones. Al Dr. Enrique Pimienta Barrios, Secretario Académico del CUCBA, por su esfuerzos de integrar los proyectos PIFI-SEP para beneficio de los cuerpos académicos.

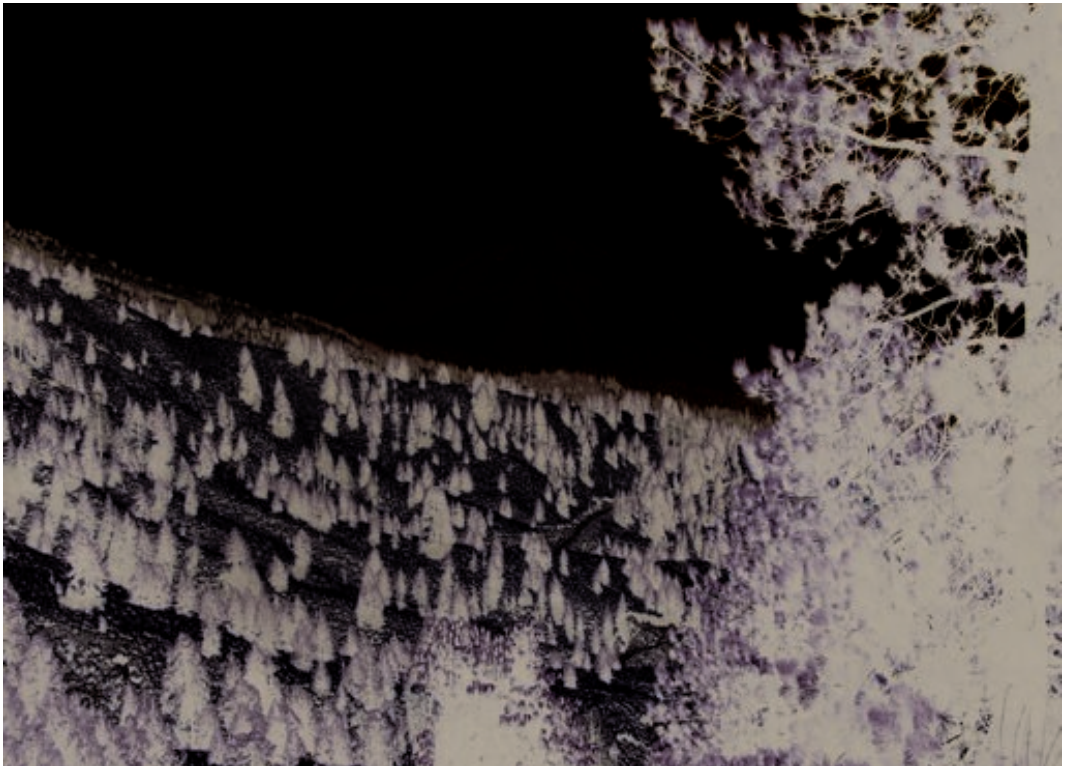
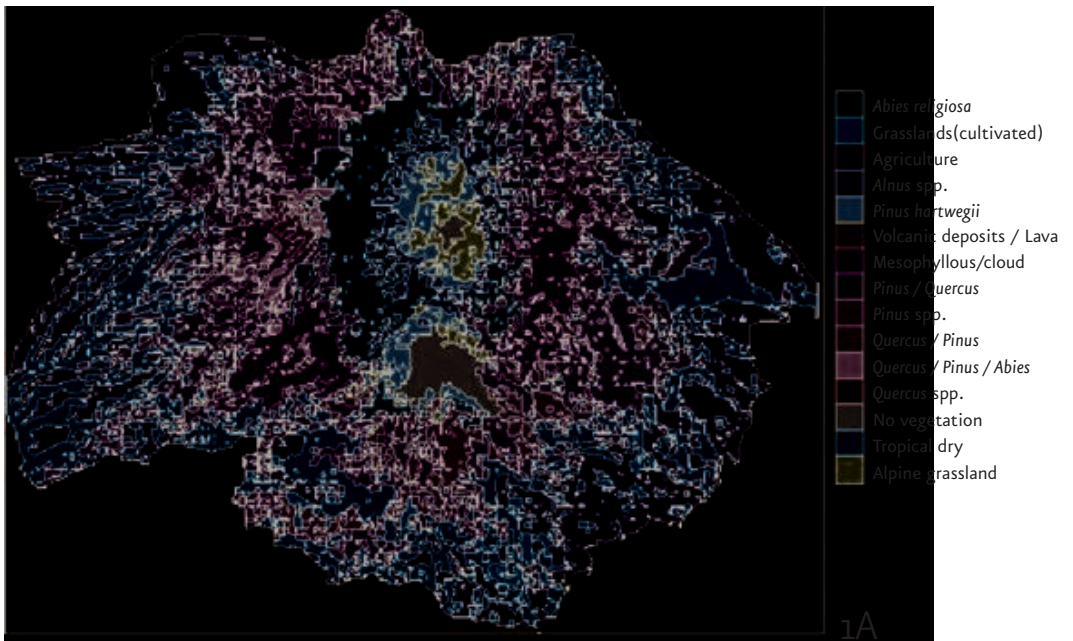
NANCY DÍAZ ECHAVARRÍA agradece infinitamente a los Doctores Efrén Hernández, Antonio Vázquez, Teófilo Escoto y muy en especial al Dr. Eduardo Salcedo por hacerme partícipe de este gran proyecto en donde he adquirido muchas y muy gratas experiencias y por haber confiado en mi trabajo. A la Universidad de Guadalajara, en especial al Departamento de Madera Celulosa y Papel, por abrirme las puertas y permitirme desarrollarme como bióloga, hacer mi servicio social e involucrarme en este proyecto. Agradezco también a mi familia, principalmente a mi papá Hermilo Díaz, por su apoyo y comprensión para que concluir este compromiso. Y finalmente agradezco a mis amigos David Sánchez e Irma E. Delgado por brindarme toda su ayuda para cumplir con este logro.

FOTOGRAFÍAS

Láminas

- | | |
|---------|---|
| xxv | 1. Complejo Volcánico de Colima, CVC |
| xxvi | 2. Diversidad de los recursos forestales |
| xxvii | 3. Párasitas forestales |
| xxviii | 4. <i>Magnolia cochranii</i> |
| xxix | 5. <i>Magnolia jaliscana</i> |
| xxx | 6. <i>Magnolia lopezobradorii</i> |
| xxxi | 7. <i>Magnolia sinacacolini</i> |
| xxxii | 8. <i>Magnolia vallartensis</i> |
| xxxiii | 9. Plantaciones y madera de <i>Tectona grandis</i> |
| xxxiv | 10. Sistema de reforestación “Doble trasplante” <i>Pinus hartwegii</i> |
| xxxv | 11. Sitios de muestreo Nevado de Colima y Chamela |
| xxxvi | 12. Manglares de Marismas Nacionales |
| xxxvii | 13. En honor a los brigdistas y voluntarios que protegen nuestros recursos forestales |
| xxxviii | 14. Importancia de los recursos forestales |
| xxxix | 15. Belleza escénica de los ecosistemas forestales |
| xl | 16. Los árboles |

Lámina 1. Complejo Volcánico de Colima, CVC



1A) Vegetación del CVC (S. Navarro). 1B) Paisaje del CVC. Fotografía de Cristian Alejandro García González.

Lámina 2. Diversidad de los recursos forestales



2B

2C

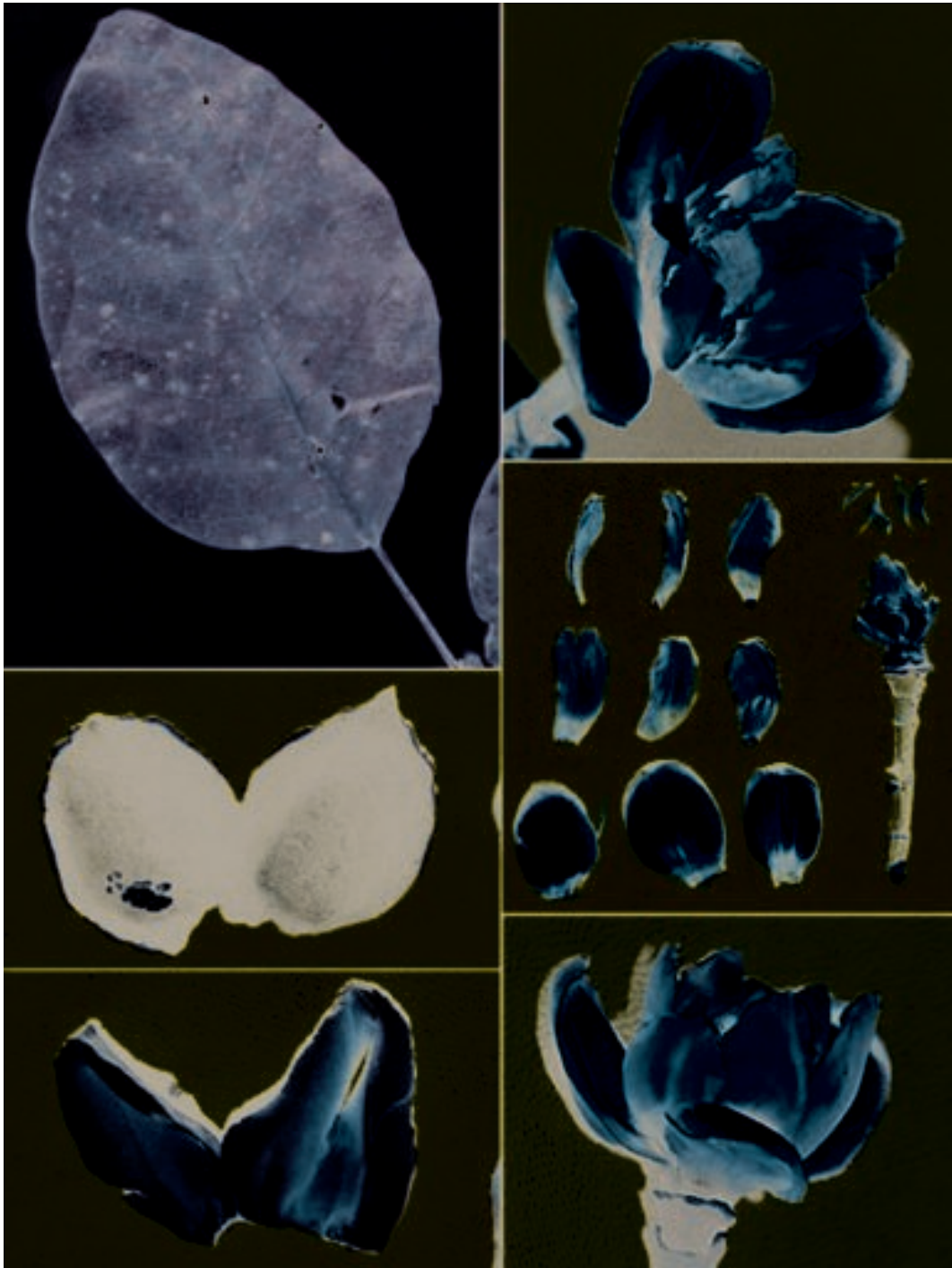
2A) Reforestación con *Pinus* spp. en las Trojes, Jocotepec, Jalisco. Eduardo Salcedo. 2B) El señor Nicanor Mendoza en Coalcoman. Antonio Vázquez. 2C) Jardín Etnobotánico de Oaxaca. Hilda Palacios.

Lámina 3. Párasitas forestales



3A) *Cladocolea gracilis* "injerto". 3B) *Psithacanthus calyculatus* "muérdago". 3C) *Phoradendron dolichocarpum* "injerto".
 3D) *Arceuthobium globosum* "muérdago enano". Fotografías de Miguel Cházaro.

Lámina 4. *Magnolia cochranii*



4A

4A) *Magnolia cochranii* A.Vázquez, sp. nov. (holotype at Missouri Botanical garden, MO).

Lámina 5. *Magnolia jaliscana*

5A

5A) *Magnolia jaliscana* A.Vázquez & R.Guzmán, sp. nov. (holotype at Instituto de Botánica Universidad de Guadalajara, IBUG).

Lámina 6. *Magnolia lopezobradorii*



6A

6A) *Magnolia lopezobradorii* A.Vázquez (holotype at Instituto de Botánica Universidad de Guadalajara, IBUG).

Lámina 7. *Magnolia sinacacolinii*

7A

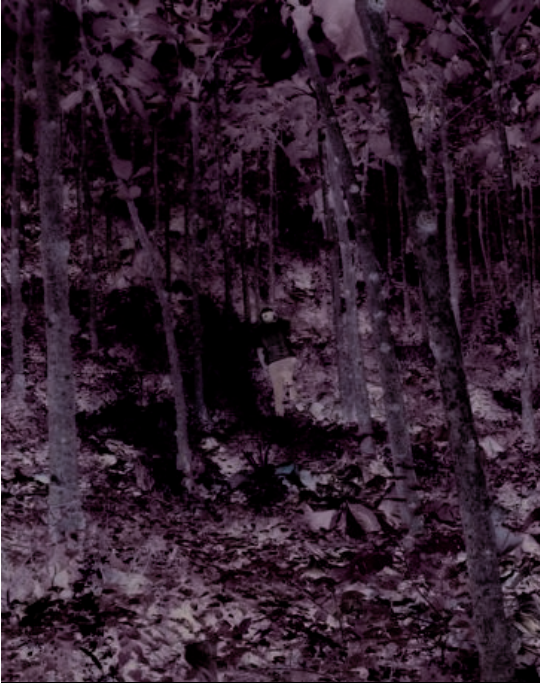
7A) *Magnolia sinacacolinii* A.Vázquez, sp. nov. (holotype at Instituto de Botánica Universidad de Guadalajara, IBUG).

Lámina 8. *Magnolia vallartensis*

8A

8A) *Magnolia vallartensis* A.Vázquez & M. Muñiz, sp. nov. (holotype at Instituto de Botánica Universidad de Guadalajara, IBUG).

Lámina 9. Plantaciones y madera de *Tectona grandis*



9A

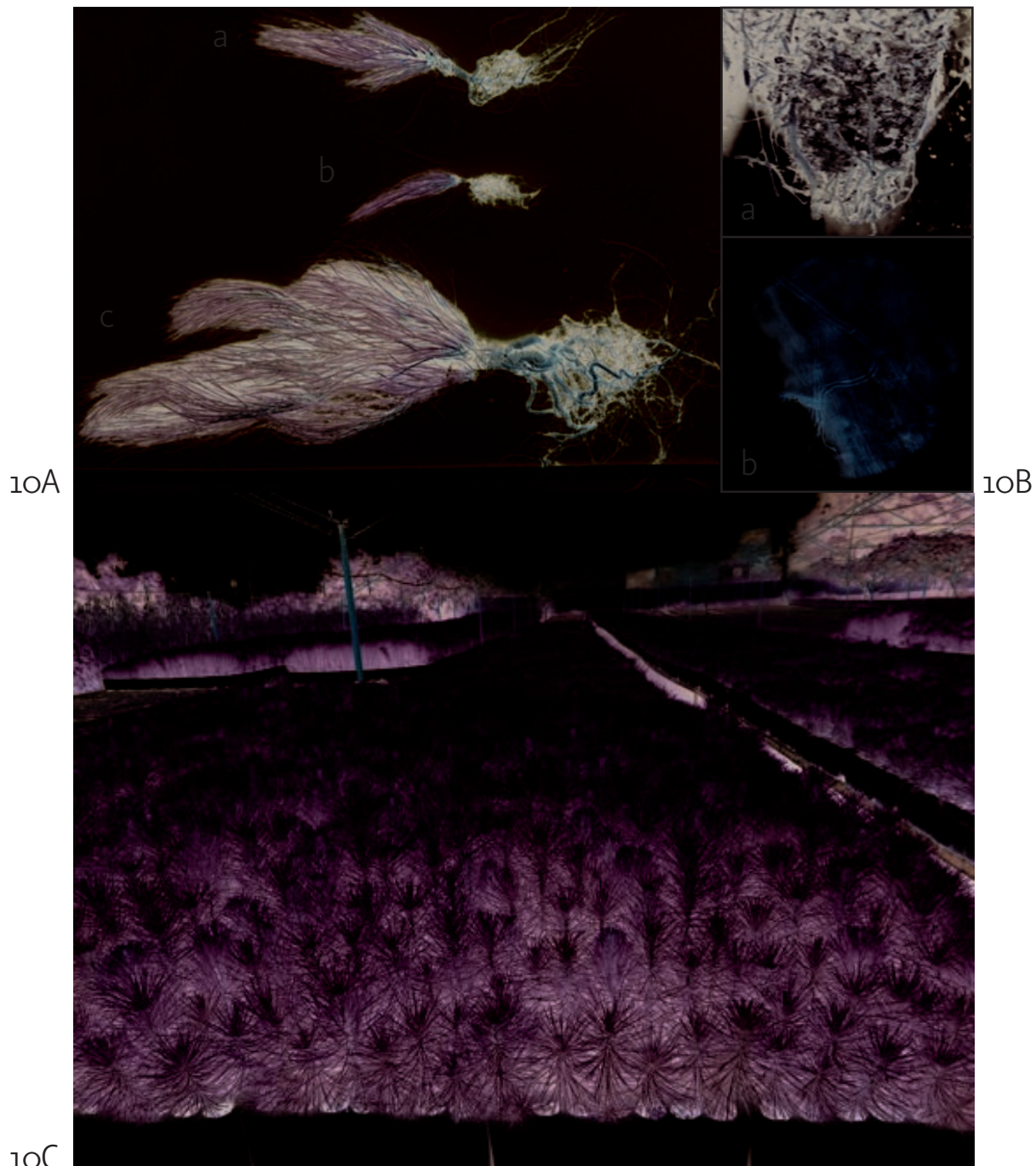


9B



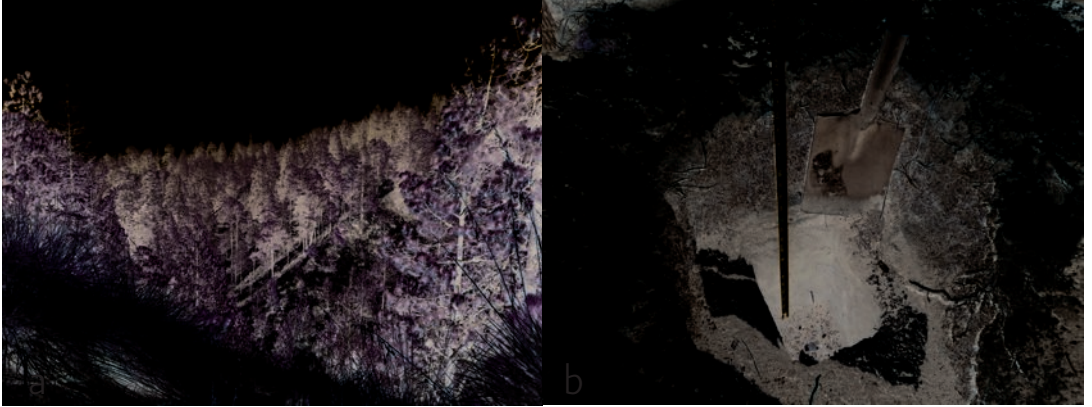
9C

9A) Plantación en Ruiz, Nayarit. Efrén Hernández. 9B) Madera de Teca. Ruiz, Nayarit. Efrén Hernández. 9C) Floración de Teca. Efrén Hernández.

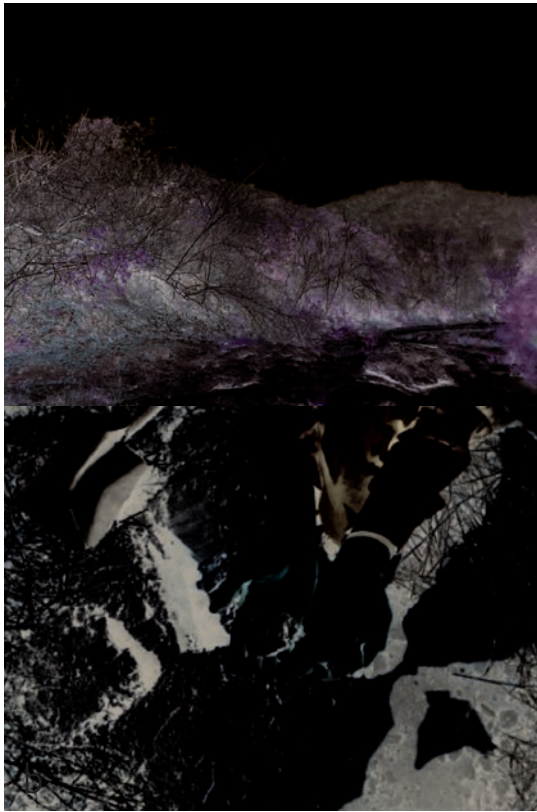
Lámina 10. Sistema de reforestación "Doble trasplante" *Pinus hartwegii*

10A) Diferencias morfológicas de las plantas: a) planta con dos años de establecimiento en campo, proveniente de charola; b) plántula obtenida de charola para reforestación directa; y c) individuo a dos años de establecimiento en campo proveniente del Doble Trasplante. 10B) Raíz micorrizada del *Pinus hartwegii*: a) Vista macroscópica 10 X; y b) vista microscópica 40 X. 10C) Doble trasplante

Lámina 11. Sitios de muestreo Nevado de Colima y Chamela



11A



11B

- 11A) Características biofísicas de los sitios del Parque Nacional Volcán Nevado de Colima (PNVNC): a) y b) PNVNC S₃.
11B) Características biofísicas de los sitios de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala: a) y b) RBC-C S₄

Lámina 12. Manglares de Marismas Nacionales



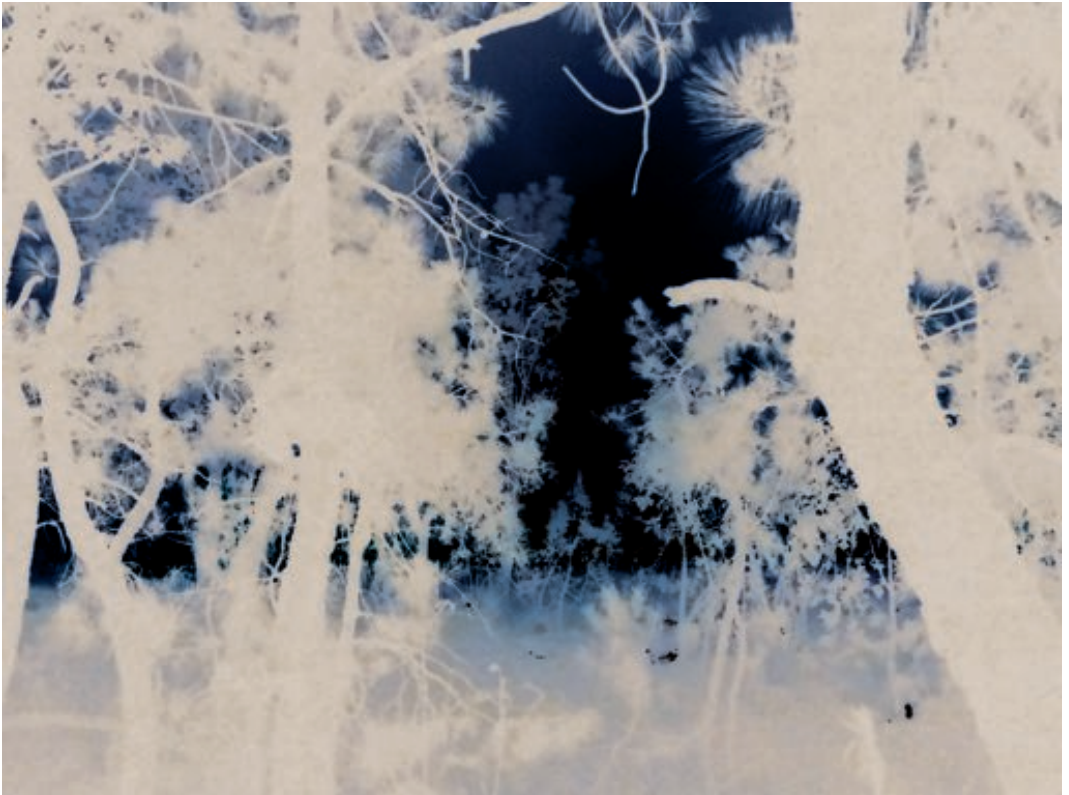
12A



12B

12C

Lámina 13. En honor a los brigadistas y voluntarios que protegen nuestros recursos forestales



13A



13B

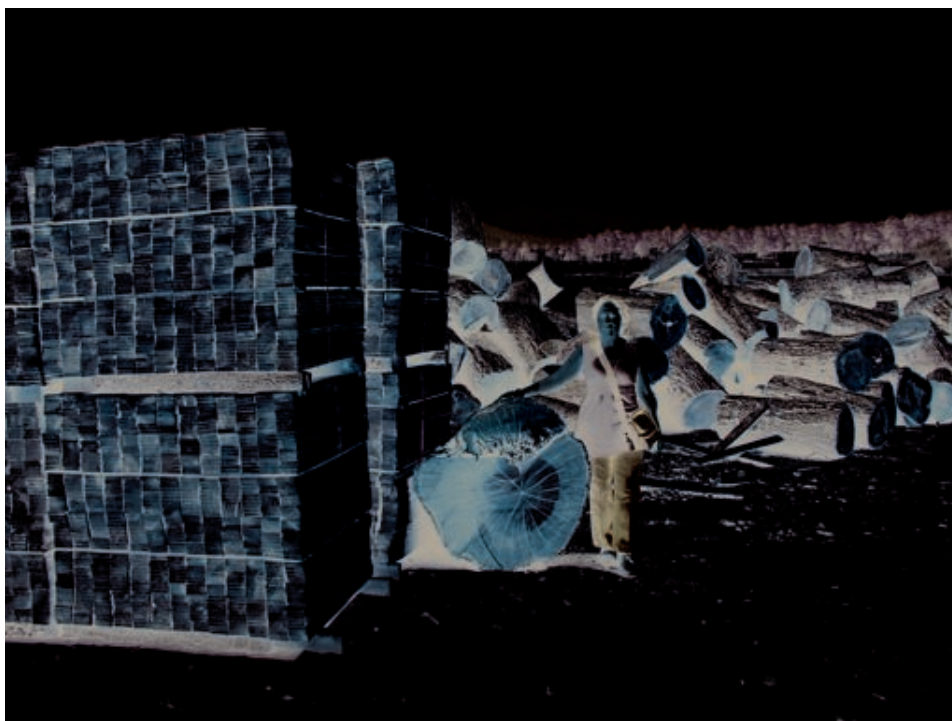


13C

Lámina 14. Importancia de los recursos forestales



14A

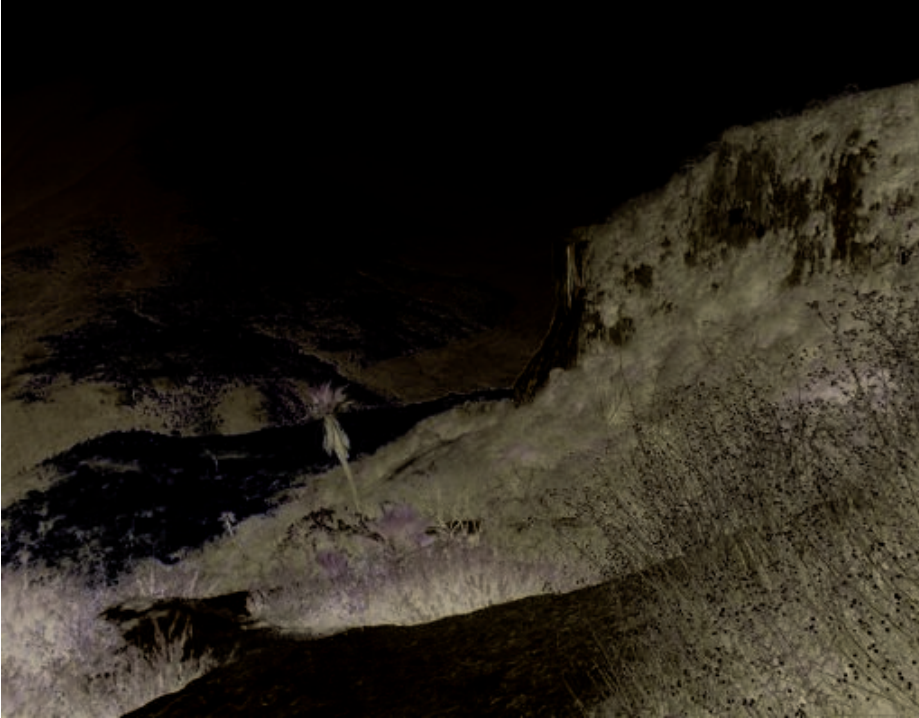


14B

14A) Aserradero en Yécora, Sonora. Hilda Palacios.

14B) Producción de madera. Hilda Palacios.

Lámina 15. Belleza escénica de los ecosistemas forestales



15A



15B

15A) Cascada petrificadas, Hierve el agua. San Lorenzo Albarradas, Oaxaca. Hilda Palacios. 15B) Poza natural. San Lorenzo Albarradas, Oaxaca. Hilda Placios.

Lámina 16. Los árboles



16A

*Los árboles son patria en pie. Los veo
trabajadores forestales, vivos,
con escondido y diario laboreo,
de la raíz hasta la hoja activos.*

*Toco su carne y toco pueblo y vida,
tierra y patria fecunda toco y amo.
Patria de flor y fruto resumida
en cada tronco erguido, en cada ramo.*

*La tierra reconoce sus raíces
y reconoce el aire azul sus ramas,
las aves su verdor, sus cicatrices
el hacha y el hogar sus rojas llamas.*


*En sencillos objetos cotidianos
sentimos su amorosa compañía
creciendo entre la tierra de las manos
con una rumorosa lejanía.*

*Camino entre unos árboles oscuros
que anclan en realidad este paisaje
de luces y perfiles inseguros
hacia un extraño, alucinante viaje.*

*A sus troncos me agarro con firmeza
para no naufragar por el ocaso.
Se pierde el capitán de la tristeza
noche adelante. Yo sigo mi paso*

*mientras un bosque crece en torno mío
como un mar de madera firme y prieto
y un familiar y largo escalofrío
de patria me recorre el esqueleto.*

Los árboles (fragmento), autor Leopoldo de Luis



CAPÍTULO 1

BIODIVERSIDAD Y ECOSISTEMAS FORESTALES

Bosque técnico de coníferas en el Departamento de Madera, Celulosa y Papel. Hilda Palacios.

| | |
|-----|--|
| | Apartado A Biodiversidad |
| 5 | 1.1 Diversidad alfa de especies leñosas en relación con gradientes ambientales: Panorámica preliminar en bosques del occidente de México y Mesoamérica a la escala de 0.1 ha |
| 23 | 1.2 Patterns in vegetation composition in the Volcanic Complex of Colima, Mexico |
| 50 | 1.3 Biodiversidad y conservación en dos localidades tropicales del suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México |
| 61 | 1.4 Muérdagos y otras plantas parásitas en Jalisco y Colima, México: Diversidad y abundancia |
| 91 | 1.5 Twenty new Neotropical tree species of Magnolia (<i>Magnoliaceae</i>) |
| 131 | 1.6 Genetic variation in isolated Mexican populations of the endemic maple <i>Acer skutchii</i> Rehd |
| | Apartado B Ecosistemas forestales |
| 143 | 1.7 Evaluación de la división dasocrática en un bosque tropical |
| 155 | 1.8 Repoblación de manglares en los márgenes del Río Santiago, estado de Nayarit |
| 182 | 1.9 Crecimiento de tres especies arbóreas en una selva mediana subcaducifolia de Nayarit |

Introducción

El presente capítulo inicia con un primer apartado de seis investigaciones básicas sobre *Biodiversidad*, con escalas y enfoques distintos:

- 1.1) Se presenta una panorámica preliminar de los patrones de diversidad alfa de distintos tipos de bosque y de su recambio a lo largo de amplios gradientes de altitud y de precipitación pluvial en el occidente de México y en Mesoamérica. Es una primera aproximación, mediante el uso de análisis de gradientes directos, hacia una síntesis de la riqueza de sus bosques a la escala de 0.1 ha. Los datos derivan de múltiples autores y fueron obtenidos en el transcurso de los últimos 20 años.
- 1.2) Se clasifican y ordenan 103 relevés en el complejo volcánico de Colima, México, con ayuda de técnicas multivariadas se identifican los principales tipos de vegetación, las variables ambientales que explican ciertos atributos de la vegetación y el efecto de las perturbaciones antrópicas en la vegetación; además se generan recomendaciones para su manejo.
- 1.3) Se describe la composición florística y faunística de 450 hectáreas de bosque tropical subcaducifolio en el suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México. Se generan elementos importantes para la toma de decisiones de manejo, así como para la protección y conservación de su biodiversidad.

- 1.4) Se analiza la diversidad, abundancia y rareza de más de 109 especies del gremio ecológico de las plantas parásitas de Jalisco y Colima, la mayoría de ellas muérdagos perjudiciales para bosques de pino y bosque de encino. Se documenta que Jalisco es uno de los dos principales centros de riqueza de plantas parásitas en México.
- 1.5) Se dimensiona la diversidad de la familia Magnoliaceae y del género *Magnolia* en el Neotrópico. Se proponen 20 especies nuevas de árboles neotropicales del género *Magnolia*: cinco de México (incluidas dos del occidente de México), *M. jaliscana*, *M. lopezobradorii*, *M. oaxacensis*, *M. sinacacolinii* y *M. vallartensis*; seis de Costa Rica: *M. costaricensis*, *M. guanacastensis*, *M. inbioana*, *M. multinervia*, *M. talamanacana* y *M. wetterii*; tres de Perú: *M. elfina*, *M. gentryi* y *M. peruviana*, dos de Ecuador: *M. equatorialis* y *M. lozanoi*; dos de Honduras: *M. atlantida* y *M. cochranii*; una de Guatemala: *M. steyermarkii* y una de Panamá: *M. chiriquiensis*.
- 1.6) Se examina la diversidad genética de poblaciones relictuales de *Acer skutchii* (“arce” o “maple”) en Jalisco mediante marcadores microsátélites tanto nucleares como de cloroplasto; se argumenta la importancia de conservar las poblaciones de Talpa de Allende y como puede mejorarse su diversidad genética.

El segundo apartado de este capítulo incluye tres trabajos investigación aplicada sobre *Ecosistemas forestales*:

- 1.7) Mediante Sistemas de Información Geográfica se hace una división dasocrática de un bosque tropical, con base en datos de un inventario forestal con muestreo sistemático, se evalúa la división dasocrática con diversos índices de diversidad de especies arbóreas y se somete a prueba la hipótesis nula de capacidades productivas iguales de los rodales; además, se determina cual es el área mínima o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos del número total de las especies “Preciosas ¹” presentes en cada unidad.
- 1.8) Se presentan resultados sobre repoblación de manglares del Río Santiago, Nayarit, mediante la cuantificación de la abundancia de brinzales y la medición de atributos dasométricos de latizales en relación al grado de apertura total del dosel y a su cercanía al mar.
- 1.9) Se valoran aspectos dendroméricos y de daños en *Cedrela odorata* (“cedro rojo”), *Enteolobium cyclocarpum* (“parota”) y *Bursera simaruba* (“copal”) en la Comunidad Indígena San Juan Bautista, Nayarit; sus anillos de crecimiento distinguibles permitieron medir el crecimiento acumulado en diámetro y área basal por especie, así como determinar las relaciones edad-diámetro, edad-tasa de incremento anual y valorar las implicaciones en su manejo silvícola.

Apartado A

1.1 Diversidad alfa de especies leñosas en relación con gradientes ambientales: Panorámica preliminar en bosques del Occidente de México y Mesoamérica a la escala de 0.1 ha

J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz- Castro, Ramón Cuevas-Guzmán, Yalma L. Vargas-Rodríguez, Eduardo Sahagún Godínez, Héctor Luquín-Sánchez, Edgar A. Cisneros Lepe, J. Jaqueline Reynoso Dueñas, Gregorio Nieves Hernández.

RESUMEN

La riqueza de especies leñosas es útil en la selección de áreas prioritarias para la conservación y manejo de la biodiversidad. Se requiere una síntesis que permita comparar la vegetación del Occidente de México y Mesoamérica en términos de su diversidad y de su relación con variables ambientales. Se analizan patrones de riqueza de especies (árboles arbustos y lianas, DAP ≥ 2.5 cm) en gradientes de elevación y de precipitación pluvial para caracterizar la complejidad ambiental y biológica de los ecosistemas estudiados. Usando análisis de gradientes directos se estudiaron 217 rodales con base en muestreos de 0.1-ha aleatoriamente estratificados (71 transectos-Gentry y 146 parcelas circulares-Vázquez) incluyendo desde bosques de oyamel hasta selvas tropicales. La riqueza de especies leñosas mostró la más alta heterogeneidad (hasta de un quintuplo) en elevación intermedia (1300-1800 m). Esta riqueza del gradiente de vegetación disminuyó con el incremento de la elevación, en transectos ($r=-0.6587$, $p<0.001$) y en parcelas circulares ($r=-0.6458$, $p<0.001$), aún cuando cuando ciertas comunidades mostraron una distribución unimodal. La riqueza de especies del gradiente de vegetación estuvo positivamente correlacionada con el promedio anual de la precipitación pluvial, en transectos ($r=0.7533$, $p<0.001$) y en parcelas circulares ($r=0.409$, $p<0.001$), distinto a lo reportado para bosque tropical caducifolio en América Central. Este estudio ilustra que el patrón de la riqueza a lo largo de gradientes ambientales es dependiente de la escala, en gradientes de pequeña escala puede ser monótonico o no mostrar correlación en absoluto; puede ser unimodal en un tipo de comunidad forestal en particular, o bien, monótonico para el conjunto de la vegetación en gradientes de gran escala.

ABSTRACT

Alpha diversity of woody species is useful in selection of priority areas for conservation and in the management of forest biodiversity, however, a synthesis for comparing vegetation as a whole in terms of its diversity and how this relates to environmental variables is lacking for Mesoamerica and Western Mexico. We aimed to examine large scale patterns of species (trees, shrubs and vines with dbh ≥ 2.5 cm) richness in the full set of forest communities along elevation and rainfall gradients; this in order to provide a framework for characterizing the biological and environmental complexity of the ecosystems studied. Through direct gradient analyses we studied a total of 217 stratified and randomly sampled 0.1-ha forest stands (71 Gentry's transects and 146 Vázquez's circular plots) including a from species-poor stands dominated by conifers to highly diverse tropical forests, woody species richness showed highest heterogeneity (up to five-fold difference) at intermediate elevation (1300-1800 m). Species richness for the vegetation as a whole decreased with increasing elevation for both transects ($r=-0.6587$, $p<0.001$) and circular plots ($r=-0.6458$, $p<0.001$), even though particular forest types such as tropical semi-deciduous forest, cloud forest and fir forest showed a unimodal distribution each. Woody species richness for the entire vegetation set was positively correlated with annual rainfall for both, transects ($r=0.7533$, $p<0.001$) and circular plots ($r=0.409$, $p<0.001$), unlike reported for tropical dry forest in Central America. This study illustrates that the pattern of species richness along environmental gradients is scale dependent; for instance, at small-scale gradients it may appear monotonic or not correlated at all; it may be unimodal at a particular forest community type or back to monotonic for the entire vegetation set at large scale gradients.

México es un país megadiverso en especies y ecosistemas. Su vegetación incluye desde bosques pobres en riqueza de especies, dominados por coníferas con menos de 10 especies leñosas en sitios con muestra de un décimo de hectárea, hasta los extremadamente ricos bosques tropicales perennifolios con más de 100 especies leñosas por sitio. En el occidente de México se encuentran representados la mayoría de los ecosistemas forestales del país, desde los bosques en clima cálido hasta los templados y fríos, como son: bosque tropical subperennifolio, bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque espinoso, bosque mesófilo de montaña (incluido el bosque de arce), bosque de pino encino, pinar, encinar, oyamel, manglar, palmar, izotal, vegetación xerofítica de altura, matorral subtropical, vegetación sabanoide, chaparrales, pastizales y zacatonales (Rzedowski y McVaugh, 1966; Rzedowski, 1978; Vázquez-García *et al.*, 1995). Estos bosques difieren considerablemente unos de otros en su diversidad alfa o riqueza de especies leñosas y su análisis permite ilustrar cómo en distintos ambientes, el ecosistema distribuye la abundancia (biomasa) de diferente manera entre distinto número de especies leñosas.

La riqueza de especies (diversidad alfa) usualmente se relaciona de manera compleja con una combinación de numerosos factores ambientales. La altitud, latitud, precipitación pluvial, evapotranspiración, temperatura y ciertas variables del suelo han sido relacionadas al número y abundancia de especies de plantas (Gentry, 1988, Vázquez-García, 1993; Vázquez y Givnish, 1998, 2000; Cuevas, 2002; Francis y Currie, 2003;

Willig *et al.*, 2003; Vargas-Rodríguez *et al.*, 2005; Cuevas *et al.*, 2011). Por ejemplo, el incremento de la diversidad alfa con el decremento de la altitud ha sido documentado ampliamente (Gentry, 1982, 1988; Vázquez 1995 y Givnish, 1998). También, la riqueza de diferentes comunidades de árboles en Jalisco muestran una relación con la precipitación pluvial y evapotranspiración (Trejo y Dirzo, 2002, Reich *et al.*, 2010), tal como se documentó en los bosques tropicales perennifolios por Gentry (1982). Sin embargo, otros estudios de riqueza de plantas en el Neotrópico señalan que las variaciones en temperatura, y no de precipitación, incluso en pequeña escala, afectan al número de especies y familias presentes (Punyasena *et al.*, 2008).

El disturbio natural y antrópico afecta la diversidad y estructura de los ecosistemas. La agricultura y ganadería han impactado severamente a los bosques tropicales, los cuales, en Jalisco, muestran una reducción en su diversidad (Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). Otros ecosistemas pueden ser favorecidos por la frecuencia de huracanes y los incendios, sin embargo, no existen datos cuantitativos suficientes para evaluar su impacto en la región occidental de México. Por lo tanto, el grado de disturbio puede limitar la evaluación real de la riqueza potencial de los bosques estudiados en este trabajo.

En la actualidad no se cuenta con una síntesis que permita comparar los distintos ecosistemas forestales en términos de la magnitud de su diversidad y su relación con variables ambientales relevantes en las distintas escalas. Esta información elemental constituye un criterio simple, práctico

y relevante para caracterizar y entender en cierto grado la complejidad biológica de los ecosistemas forestales y suele ser muy usada en la selección de áreas prioritarias para la conservación o el manejo de la biodiversidad. No se conocen estudios a la escala de 0.1 ha con suficiente cobertura regional en el occidente de México, ni en Mesoamérica, que describan la relación de la riqueza de comunidades forestales con amplios gradientes de altitud y de precipitación.

El propósito de este estudio es analizar los patrones de la diversidad alfa en términos de la riqueza de especies leñosas con $\text{dap} \geq 2.5$ cm en sitios de 0.1 ha, en distintos bosques del occidente de México y de Mesoamérica, a través de gradientes altitudinales y de precipitación pluvial, como un referente preliminar hacia una síntesis que facilite caracterizar de manera rápida y práctica la complejidad biológica y ambiental de los bosques de esta región del país y de Mesoamérica.

MÉTODOS

La cobertura del gradiente geográfico representado en éste análisis incluyó: a) Occidente de México, bosques en un intervalo altitudinal de 500 a 3000 m, con débil a nula representación de 2600-3000 m y por debajo de los 500 m de elevación y b) Mesoamérica, desde el occidente de México hasta Panamá, bosques en un intervalo altitudinal desde cerca del nivel del mar hasta los 2300 m, con débil a nula representación de 350 a 800 m, de 1300 a 1900 m y por encima de los 2000 m.

Se utilizaron datos de riqueza de especies leñosas ≥ 2.5 cm dap (1.3 m a la altura de

pecho) en 217 sitios de 0.1 hectárea del occidente de México y Mesoamérica. Los valores de riqueza fueron obtenidos de tesis o artículos de investigación realizados por distintos autores en diferentes regiones tanto del occidente de México como de Mesoamérica (Cuadro 1.1.1). Se utiliza la diversidad alfa potencial de los bosques por ser un criterio simple, práctico y relevante para caracterizar y entender en cierto grado la complejidad biológica de los ecosistemas forestales. Para el occidente de México, se incluyen 146 sitios que usaron el método de Parcelas Circulares con universo de muestra aleatoriamente estratificado y limitado (Vázquez-García, 1995; Vázquez y Givnish, 1998). Para el análisis en Mesoamérica se incluyen aquellos que usan el método de Cuadrantes (“transectos”) de Gentry (1988), sin universo de muestra aleatoriamente estratificado ni limitado (método original).

Los sitios de muestreo a la escala de un décimo de hectárea para especies leñosas ≥ 2.5 cm de dap constituyen una forma simple, rápida, eficaz, que permite generar resultados fáciles de comparar con una vasta información disponible en los ámbitos nacional e internacional, especialmente cuando se usa el método de Parcelas Circulares en sus dos versiones con y sin universo de muestra aleatoria limitado, o cuando se usa el método de Cuadrantes de Gentry (1988), en sus dos versiones con y sin universo de muestra limitada. Además en el concepto de leñosas se incluye un amplio espectro biológico representado por tres relevantes gremios (árboles, arbustos y lianas).

Mediante el análisis de gradiente directo (Whittaker, 1973) se relacionó la riqueza

de especies leñosas en relación con la altitud y la precipitación, usando el coeficiente de correlación de Pearson. Los datos de promedios anuales de precipitación pluvial fueron obtenidos de diversas fuentes (Hijmans *et al.*, 2005; Vázquez-García *et al.*, 1995).

En virtud de que los dos tipos de muestreo [Parcelas Circulares y Cuadrantes de Gentry] se aplicaron en diferentes sitios con diferentes proporciones de tipos de vegetación, no podemos comparar ambas series de datos en sentido estricto, por lo que procedimos a analizar las dos situaciones por separado.

RESULTADOS

Diversidad Alfa y Altitud

Parcelas Circulares (occidente de México)

La diversidad alfa para 146 sitios de 0.1 ha en el occidente de México varió de 7 a 52 especies leñosas y disminuyó con el incremento de la altitud ($r=-0.6458$, $p<0.001$) (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.1). Los ecosistemas más pobres en especies leñosas fueron ciertos oyametales (<8 especies) mientras que entre los más ricos (>42 especies) fueron un rodal de bosque tropical subcaducifolio de baja elevación (<1000 m), y cuatro rodales de elevación intermedia (1100-1400 m), de éstos últimos, tres de bosque tropical subcaducifolio y uno de bosque mesófilo. Desafortunadamente no disponemos de datos para los manglares, los cuales serán tan pobres en especies como los bosques de *Abies*.

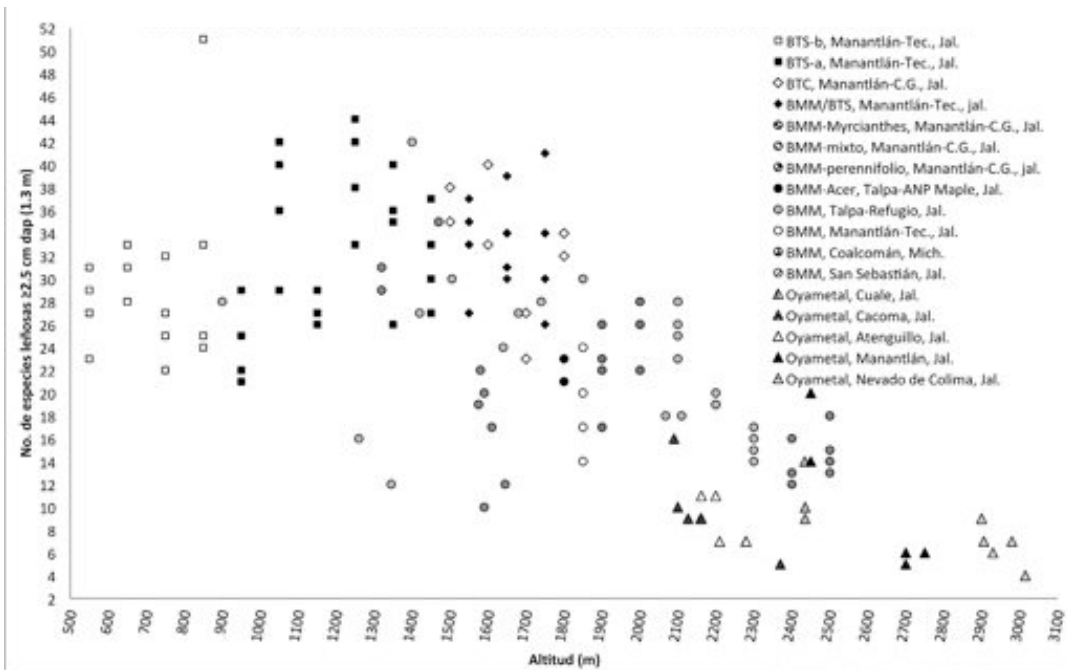


Figura 1.1.1 Diversidad alfa en relación a la altitud en bosques del occidente de México. 146 sitios de 0.1 ha, submuestras en parcelas circulares con universo de muestra limitado (Vázquez, 1995)

+ Cuadro 1.1.1. Riqueza de especies leñosas en sitios de 0.1 h en Occidente de México (parcelas circulares) y Mesoamérica (transectos).

| Núm. | Vegetación | Localidad | Coordenadas Latitud N, Longitud O | Referencia | Altitud | Riqueza spp. | pp μ mm |
|--|------------------------|------------------------|--------------------------------------|--------------|---------|-----------------|----------------|
| Parcelas circulares con universo definido (Vázquez 1995), individuos ≥ 2.5 cm dap | | | | | | | |
| 1 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 1 | 19°29'36.81", 103°59'17.22" | Vázquez 1995 | 1500 | 38 | 1400 |
| 2 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 2 | 19°29'36.81", 103°59'17.22" | Vázquez 1995 | 1500 | 35 | 1400 |
| 3 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 3 | 19°29'36.09", 103°59'11.17" | Vázquez 1995 | 1600 | 33 | 1400 |
| 4 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 4 | 19°29'36.09", 103°59'11.17" | Vázquez 1995 | 1600 | 40 | 1400 |
| 5 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 5 | 19°29'35.56", 103°59'05.32" | Vázquez 1995 | 1700 | 23 | 1400 |
| 6 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 6 | 19°29'35.56", 103°59'05.32" | Vázquez 1995 | 1700 | 27 | 1400 |
| 7 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 7 | 19°29'35.21", 103°58'59.89" | Vázquez 1995 | 1800 | 34 | 1400 |
| 8 | BTC | Jal. Manantlán-C.G. 8 | 19°29'35.21", 103°58'59.89" | Vázquez 1995 | 1800 | 32 | 1400 |
| 9 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 9 | 19°29'34.87", 103°58'54.57" | Vázquez 1995 | 1900 | 23 | 1300 |
| 10 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 10 | 19°29'34.87", 103°58'54.57" | Vázquez 1995 | 1900 | 22 | 1300 |
| 11 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 11 | 19°29'34.87", 103°58'54.57" | Vázquez 1995 | 1900 | 17 | 1300 |
| 12 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 12 | 19°29'34.87", 103°58'54.57" | Vázquez 1995 | 1900 | 22 | 1300 |
| 13 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 13 | 19°29'34.87", 103°58'54.57" | Vázquez 1995 | 1900 | 26 | 1300 |
| 14 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 14 | 19°29'34.63", 103°58'49.02" | Vázquez 1995 | 2000 | 28 | 1300 |
| 15 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 15 | 19°29'34.63", 103°58'49.02" | Vázquez 1995 | 2000 | 26 | 1300 |
| 16 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 16 | 19°29'34.63", 103°58'49.02" | Vázquez 1995 | 2000 | 22 | 1300 |
| 17 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 17 | 19°29'34.63", 103°58'49.02" | Vázquez 1995 | 2000 | 26 | 1300 |
| 18 | BMM <i>Myrcianthes</i> | Jal. Manantlán-C.G. 18 | 19°29'34.63", 103°58'49.02" | Vázquez 1995 | 2000 | 22 | 1300 |
| 19 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 19 | 19°29'34.35", 103°58'40.78" | Vázquez 1995 | 2100 | 25 | 1200 |
| 20 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 20 | 19°29'34.35", 103°58'40.78" | Vázquez 1995 | 2100 | 23 | 1200 |
| 21 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 21 | 19°29'34.35", 103°58'40.78" | Vázquez 1995 | 2100 | 28 | 1200 |
| 22 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 22 | 19°29'34.35", 103°58'40.78" | Vázquez 1995 | 2100 | 28 | 1200 |
| 23 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 23 | 19°29'34.35", 103°58'40.78" | Vázquez 1995 | 2100 | 26 | 1200 |
| 24 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 24 | 19°29'32.94", 103°58'33.34" | Vázquez 1995 | 2200 | 20 | 1200 |
| 25 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 25 | 19°29'32.94", 103°58'33.34" | Vázquez 1995 | 2200 | 19 | 1200 |
| 26 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 26 | 19°29'32.94", 103°58'33.34" | Vázquez 1995 | 2200 | 19 | 1200 |
| 27 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 27 | 19°29'32.94", 103°58'33.34" | Vázquez 1995 | 2200 | 19 | 1200 |
| 28 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 28 | 19°29'32.94", 103°58'33.34" | Vázquez 1995 | 2200 | 19 | 1200 |
| 29 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 29 | 19°29'31.75", 103°58'25.66" | Vázquez 1995 | 2300 | 15 | 1200 |
| 30 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 30 | 19°29'31.75", 103°58'25.66" | Vázquez 1995 | 2300 | 17 | 1200 |
| 31 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 31 | 19°29'31.75", 103°58'25.66" | Vázquez 1995 | 2300 | 16 | 1200 |
| 32 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 32 | 19°29'31.75", 103°58'25.66" | Vázquez 1995 | 2300 | 14 | 1200 |
| 33 | BMM mixto | Jal. Manantlán-C.G. 33 | 19°29'31.75", 103°58'25.66" | Vázquez 1995 | 2300 | 17 | 1100 |
| 34 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 34 | 19°29'27.36", 103°58'01.23" | Vázquez 1995 | 2400 | 13 | 1100 |

| | | | | | | | |
|----|------------------|------------------------|-----------------------------|------------------------|------|----|------|
| 35 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 35 | 19°29'27.36", 103°58'01.23" | Vázquez 1995 | 2400 | 13 | 1100 |
| 36 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 36 | 19°29'27.36", 103°58'01.23" | Vázquez 1995 | 2400 | 12 | 1100 |
| 37 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 37 | 19°29'27.36", 103°58'01.23" | Vázquez 1995 | 2400 | 13 | 1100 |
| 38 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 38 | 19°29'27.36", 103°58'01.23" | Vázquez 1995 | 2400 | 16 | 1100 |
| 39 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 39 | 19°29'26.41", 103°57'47.10" | Vázquez 1995 | 2500 | 13 | 1100 |
| 40 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 40 | 19°29'26.41", 103°57'47.10" | Vázquez 1995 | 2500 | 18 | 1100 |
| 41 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 41 | 19°29'26.41", 103°57'47.10" | Vázquez 1995 | 2500 | 15 | 1100 |
| 42 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 42 | 19°29'26.41", 103°57'47.10" | Vázquez 1995 | 2500 | 14 | 1100 |
| 43 | BMM perennifolio | Jal. Manantlán-C.G. 43 | 19°29'26.41", 103°57'47.10" | Vázquez 1995 | 2500 | 14 | 1100 |
| 44 | BMM-arce | Jal. Talpa-Maple 1 | 20°12'56", 104°45'24" | Vázquez et al. 2000 | 1800 | 21 | 1344 |
| 45 | BMM-arce | Jal. Talpa-Maple 2 | 20°12'53", 104°45'12" | Vázquez et al. 2000 | 1800 | 23 | 1344 |
| 46 | BMM mixto | Jal. Manantlán-Tec. 01 | 19°36'20", 104°18'07" | Cuevas 2002 | 1850 | 14 | 1303 |
| 47 | BMM mixto | Jal. Manantlán-Tec. 02 | 19°36'28", 104°18'27" | Cuevas 2002 | 1850 | 17 | 1303 |
| 48 | BMM mixto | Jal. Manantlán-Tec. 03 | 19°36'24", 104°18'18" | Cuevas 2002 | 1850 | 20 | 1303 |
| 49 | BMM mixto | Jal. Manantlán-Tec. 04 | 19°36'21", 104°18'21" | Cuevas 2002 | 1850 | 24 | 1303 |
| 50 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 05 | 19°36'28", 104°18'33" | Cuevas 2002 | 1750 | 26 | 1303 |
| 51 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 06 | 19°36'26", 104°18'31" | Cuevas 2002 | 1750 | 34 | 1303 |
| 52 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 07 | 19°36'36", 104°18'36" | Cuevas 2002 | 1750 | 41 | 1303 |
| 53 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 08 | 19°36'41", 104°18'38" | Cuevas 2002 | 1750 | 30 | 1303 |
| 54 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 09 | 19°36'47", 104°18'98" | Cuevas 2002 | 1650 | 30 | 1303 |
| 55 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 10 | 19°37'16", 104°18'45" | Cuevas 2002 | 1650 | 31 | 1303 |
| 56 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 11 | 19°36'54", 104°18'54" | Cuevas 2002 | 1650 | 39 | 1303 |
| 57 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 12 | 19°36'94", 104°18'56" | Cuevas 2002 | 1650 | 34 | 1303 |
| 58 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 13 | 19°36'51", 104°18'19" | Cuevas 2002 | 1550 | 27 | 1303 |
| 59 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 14 | 19°36'02", 104°19'12" | Cuevas 2002 | 1550 | 35 | 1303 |
| 60 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 15 | 19°37'01", 104°19'14" | Cuevas 2002 | 1550 | 33 | 1303 |
| 61 | BMM/BTS | Jal. Manantlán-Tec. 16 | 19°37'06", 104°19'17" | Cuevas 2002 | 1550 | 37 | 1303 |
| 62 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 17 | 19°36'55", 104°18'27" | Cuevas 2002 | 1450 | 30 | 1293 |
| 63 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 18 | 19°36'55", 104°18'27" | Cuevas 2002 | 1450 | 37 | 1293 |
| 64 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 19 | 19°37'06", 104°19'29" | Cuevas 2002 | 1450 | 33 | 1293 |
| 65 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 20 | 19°37'18", 104°19'27" | Cuevas 2002 | 1450 | 27 | 1293 |
| 66 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 21 | 19°37'10", 104°18'53" | Cuevas 2002 | 1350 | 35 | 1293 |
| 67 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 22 | 19°37'09", 104°20'12" | Cuevas 2002 | 1350 | 40 | 1293 |
| 68 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 23 | 19°37'12", 104°20'27" | Cuevas 2002 | 1350 | 26 | 1293 |
| 69 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 24 | 19°37'10", 104°20'39" | Cuevas 2002 | 1350 | 36 | 1293 |
| 70 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 25 | 19°37'16", 104°20'03" | Cuevas 2002 | 1250 | 33 | 1293 |
| 71 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 26 | 19°37'15", 104°20'14" | Cuevas 2002 | 1250 | 38 | 1293 |
| 72 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 27 | 19°39'15", 104°20'21" | Cuevas 2002 | 1250 | 42 | 1293 |
| 73 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 28 | 19°37'21", 104°20'24" | Cuevas 2002 | 1250 | 44 | 1293 |

| | | | | | | | |
|-----|-----------|------------------------|------------------------|--------------|------|----|------|
| 74 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 29 | 19°37'25", 104°20'49" | Cuevas 2002 | 1150 | 27 | 1293 |
| 75 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 30 | 19°37'20", 104°20'38" | Cuevas 2002 | 1150 | 27 | 1293 |
| 76 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 31 | 19°37'21", 104°20'33" | Cuevas 2002 | 1150 | 29 | 1293 |
| 77 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 32 | 19°37'21", 104°20'33" | Cuevas 2002 | 1150 | 26 | 1293 |
| 78 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 33 | 19°37'30", 104°21'10" | Cuevas 2002 | 1050 | 42 | 1293 |
| 79 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 34 | 19°37'27", 104°21'11" | Cuevas 2002 | 1050 | 36 | 1293 |
| 80 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 35 | 19°37'30", 104°21'18" | Cuevas 2002 | 1050 | 40 | 1293 |
| 81 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 36 | 19°37'22", 104°21'17" | Cuevas 2002 | 1050 | 29 | 1293 |
| 82 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 37 | 19°37'37", 104°21'44" | Cuevas 2002 | 950 | 25 | 1293 |
| 83 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 38 | 19°37'40", 104°21'31" | Cuevas 2002 | 950 | 21 | 1293 |
| 84 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 39 | 19°37'28", 104°21'38" | Cuevas 2002 | 950 | 29 | 1293 |
| 85 | BTS-a | Jal. Manantlán-Tec. 40 | 19°37'35", 104°21'52" | Cuevas 2002 | 950 | 22 | 1293 |
| 86 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 41 | 19°37'41", 104°21'57" | Cuevas 2002 | 850 | 25 | 1548 |
| 87 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 42 | 19°37'35", 104°22'09" | Cuevas 2002 | 850 | 24 | 1548 |
| 88 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 43 | 19°37'37", 104°22'22" | Cuevas 2002 | 850 | 33 | 1548 |
| 89 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 44 | 19°37'46", 104°22'31" | Cuevas 2002 | 850 | 51 | 1548 |
| 90 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 45 | 19°37'37", 104°23'09" | Cuevas 2002 | 750 | 25 | 1548 |
| 91 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 46 | 19°37'35", 104°23'09" | Cuevas 2002 | 750 | 22 | 1548 |
| 92 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 47 | 19°37'34", 104°23'19" | Cuevas 2002 | 750 | 32 | 1548 |
| 93 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 48 | 19°37'34", 104°23'20" | Cuevas 2002 | 750 | 27 | 1548 |
| 94 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 49 | 19°37'23", 104°24'00" | Cuevas 2002 | 650 | 33 | 1548 |
| 95 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 50 | 19°37'20", 104°24'02" | Cuevas 2002 | 650 | 28 | 1548 |
| 96 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 51 | 19°37'15", 104°24'15" | Cuevas 2002 | 650 | 28 | 1548 |
| 97 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 52 | 19°37'16", 104°24'06" | Cuevas 2002 | 650 | 31 | 1548 |
| 98 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 53 | 19°36'16", 104°25'16" | Cuevas 2002 | 550 | 29 | 1548 |
| 99 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 54 | 19°36'20", 104°25'18" | Cuevas 2002 | 550 | 27 | 1548 |
| 100 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 55 | 19°36'59", 104°25'36" | Cuevas 2002 | 550 | 23 | 1548 |
| 101 | BTS-b | Jal. Manantlán-Tec. 56 | 19°36'50", 104°25'38" | Cuevas 2002 | 550 | 31 | 1548 |
| 102 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 1 | 18°41' 02", 103°24'46" | Sahagún 2003 | 1320 | 29 | 1200 |
| 106 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 5 | 18°41', 103°25' | Sahagún 2003 | 1320 | 31 | 1200 |
| 103 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 2 | 18°41' 38", 103°25'51" | Sahagún 2003 | 1470 | 35 | 1200 |
| 105 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 4 | 18°41' 28", 103°25'40" | Sahagún 2003 | 1575 | 19 | 1200 |
| 104 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 3 | 18°41' 26", 103°25'39" | Sahagún 2003 | 1580 | 22 | 1200 |
| 107 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 6 | 18°41' 26", 103°25'42" | Sahagún 2003 | 1590 | 10 | 1200 |
| 108 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 7 | 18°41' 27", 103°25'43" | Sahagún 2003 | 1590 | 20 | 1200 |
| 109 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 8 | 18°41' 26", 103°25'43" | Sahagún 2003 | 1610 | 17 | 1200 |

| | | | | | | | |
|-----|-----------|---------------------------|------------------------|--------------------|------|----|------|
| 110 | BMM mixto | Mich. Coalcomán-C.M. 9 | 18°41'22", 103°25'42" | Sahagún 2003 | 1645 | 12 | 1200 |
| 111 | BMM | Jal. San Sebastián-Bul. 1 | 20°47'00", 104°55'00" | Reynoso 2004 | 900 | 28 | 1103 |
| 112 | BMM | Jal. San Sebastián-Mil. 2 | 20°43'14", 104°53'05" | Reynoso 2004 | 1400 | 42 | 1261 |
| 113 | Oyametal | Jal. Cacoma 1 | 19°54'16", 104°32'30" | Cisneros 2005 | 2162 | 9 | 1368 |
| 114 | Oyametal | Jal. Cacoma 2 | 19°54'18", 104°32'25" | Cisneros 2005 | 2127 | 9 | 1368 |
| 115 | Oyametal | Jal. Cacoma 3 | 19°54'30", 104°32'16" | Cisneros 2005 | 2090 | 16 | 1368 |
| 116 | Oyametal | Jal. Cacoma 4 | 19°55'59", 104°32'32" | Cisneros 2005 | 2100 | 10 | 1359 |
| 117 | Oyametal | Jal. Cacoma 5 | 20°00'58", 104°32'28" | Cisneros 2005 | 2370 | 5 | 1351 |
| 118 | Oyametal | Jal. Nevado de Colima 1 | 19°36'05", 103°38'13" | Cisneros 2005 | 2906 | 7 | 1073 |
| 119 | Oyametal | Jal. Nevado de Colima 2 | 19°35'57", 103°38'11" | Cisneros 2005 | 2980 | 7 | 1073 |
| 120 | Oyametal | Jal. Nevado de Colima 3 | 19°35'54", 103°38'11" | Cisneros 2005 | 3015 | 4 | 1073 |
| 121 | Oyametal | Jal. Nevado de Colima 4 | 19°36'27", 103°38'14" | Cisneros 2005 | 2900 | 9 | 1073 |
| 122 | Oyametal | Jal. Nevado de Colima 5 | 19°36'19", 103°38'02" | Cisneros 2005 | 2930 | 6 | 1073 |
| 123 | Oyametal | Jal. Manantlán 1 | 19°33'24", 104°06'08" | Cisneros 2005 | 2750 | 6 | 1216 |
| 124 | Oyametal | Jal. Manantlán 2 | 19°33'48", 104°06'31" | Cisneros 2005 | 2700 | 5 | 1216 |
| 125 | Oyametal | Jal. Manantlán 3 | 19°33'30", 104°07'38" | Cisneros 2005 | 2700 | 6 | 1216 |
| 126 | Oyametal | Jal. Manantlán 4 | 19°33'40", 104°11'08" | Cisneros 2005 | 2450 | 14 | 1290 |
| 127 | Oyametal | Jal. Manantlán 5 | 19°33'37", 104°11'12" | Cisneros 2005 | 2450 | 20 | 1290 |
| 128 | Oyametal | Jal. Cuale 1 | 20°21'12", 105°00'23" | Cisneros 2005 | 2435 | 9 | 1378 |
| 129 | Oyametal | Jal. Cuale 2 | 20°21'14", 105°00'24" | Cisneros 2005 | 2435 | 10 | 1378 |
| 130 | Oyametal | Jal. Cuale 3 | 20°21'15", 105°00'18" | Cisneros 2005 | 2434 | 14 | 1378 |
| 131 | Oyametal | Jal. Cuale 4 | 20°22'04", 105°01'59" | Cisneros 2005 | 2160 | 9 | 1378 |
| 132 | Oyametal | Jal. Atenguillo 1 | 20°11'23", 104°42'28" | Cisneros 2005 | 2162 | 11 | 1326 |
| 133 | Oyametal | Jal. Atenguillo 2 | 20°10'20", 104°42'0.6" | Cisneros 2005 | 2210 | 7 | 1326 |
| 134 | Oyametal | Jal. Atenguillo 3 | 20°10'22", 104°41'54" | Cisneros 2005 | 2279 | 7 | 1326 |
| 135 | Oyametal | Jal. Atenguillo 4 | 20°10'38", 104°42'54" | Cisneros 2005 | 2200 | 11 | 1326 |
| 136 | Oyametal | Jal. Atenguillo 5 | 20°10'16", 104°41'42" | Cisneros 2005 | 2280 | 7 | 1326 |
| 137 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 1 | 20°14'26", 104°47'41" | Muñiz <i>ined.</i> | 1260 | 16 | 1344 |
| 138 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 2 | 20°14'04", 104°47'49" | Muñiz <i>ined.</i> | 1345 | 12 | 1344 |
| 139 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 3 | 20°13'43", 104°45'59" | Muñiz <i>ined.</i> | 1420 | 27 | 1344 |
| 140 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 4 | 20°13'21", 104°45'38" | Muñiz <i>ined.</i> | 1505 | 30 | 1344 |
| 141 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 5 | 20°12'53", 104°45'26" | Muñiz <i>ined.</i> | 1640 | 24 | 1344 |
| 142 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 6 | 20°12'52", 104°45'12" | Muñiz <i>ined.</i> | 1680 | 27 | 1344 |
| 143 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 7 | 20°12'53", 104°45'26" | Muñiz <i>ined.</i> | 1740 | 28 | 1326 |
| 144 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 8 | 20°12'32", 104°44'49" | Muñiz <i>ined.</i> | 1850 | 30 | 1326 |
| 145 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 9 | 20°12'33", 104°43'44" | Muñiz <i>ined.</i> | 2068 | 18 | 1326 |
| 146 | BMM | Jal. Talpa-Refugio 10 | 20°11'34", 104°43'47" | Muñiz <i>ined.</i> | 2110 | 18 | 1326 |

| Cuadrantes ("transectos") tipo Gentry (1988), sin universo definido, individuos ≥ 2.5 cm dap | | | | | | | |
|---|-----------|--------------------------|-----------------------|------------------------|------|-----|------|
| 147 | TMCF | C.R. Monte Verde | 10°48', 84°50' | Gentry 1988 | 1550 | 61 | 3000 |
| 148 | BMM/BP | Jal. Manantlán-San. C. | 19°35'00", 104°17'50" | Muñoz 1992 | 2060 | 18 | 1400 |
| 149 | BMM/BP | Jal. Manantlán-15 Oc. 1 | 19°33'30", 104°14'50" | Muñoz 1992 | 1800 | 36 | 1500 |
| 150 | BP/VS/BMM | Jal. Manantlán-Toros | 19°33'40", 104°14'15" | Muñoz 1992 | 2100 | 19 | 1500 |
| 151 | BP/VS/BMM | Jal. Manantlán-Triguito | 19°33'15", 104°17'00" | Muñoz 1992 | 1925 | 23 | 1400 |
| 152 | BP/VS | Jal. Manantlán-Moza | 19°35'50", 104°18'07" | Muñoz 1992 | 1920 | 25 | 1500 |
| 153 | BP | Jal. Manantlán-Laurelito | 19°35'20", 104°17'30" | Muñoz 1992 | 1960 | 31 | 1500 |
| 154 | BP | Jal. Manantlán-Chaparr. | 19°33'07", 104°15'50" | Muñoz 1992 | 2010 | 25 | 1400 |
| 155 | BQ/BC | Jal. Manantlán-Verdes | 19°26'57", 103°57'00" | Muñoz 1992 | 2300 | 15 | 1200 |
| 156 | BQ | Jal. Manantlán-Cípres | 19°27'00", 103°57'15" | Muñoz 1992 | 2100 | 23 | 1200 |
| 157 | BQ | Jal. Manantlán-Laguna | 19°32'10", 103°58'15" | Muñoz 1992 | 2180 | 17 | 1000 |
| 158 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 1 | 19°41'40", 104°06'08" | Vargas 1998 | 880 | 20 | 900 |
| 159 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 2 | 19°41'43", 104°06'08" | Vargas 1998 | 950 | 19 | 900 |
| 160 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 3 | 19°41'47", 104°06'40" | Vargas 1998 | 1020 | 13 | 900 |
| 161 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 4 | 19°41'50", 104°06'42" | Vargas 1998 | 1090 | 20 | 900 |
| 162 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 5 | 19°41'51", 104°04'00" | Vargas 1998 | 920 | 29 | 900 |
| 163 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 6 | 19°41'52", 104°03'30" | Vargas 1998 | 990 | 15 | 900 |
| 164 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 7 | 19°41'52", 104°02'35" | Vargas 1998 | 1060 | 10 | 900 |
| 165 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 8 | 19°41'55", 104°04'50" | Vargas 1998 | 930 | 24 | 900 |
| 166 | BTC | Jal. Manantlán-Zenz. 9 | 19°41'55", 104°05'08" | Vargas 1998 | 1000 | 23 | 900 |
| 167 | BTC | NIC. Cosiguina | 12°54', 87°32' | Gillespie et al. 2000 | 64 | 48 | 1827 |
| 168 | BTC | NIC. Chacocente | 11°32', 86°12' | Gillespie et al. 2000 | 20 | 54 | 1362 |
| 169 | BTC | NIC. Masaya | 11°58', 86°06' | Gillespie et al. 2000 | 230 | 44 | 1251 |
| 170 | BTC | NIC. La Flor | 11°08', 85°47' | Gillespie et al. 2000 | 17 | 59 | 1805 |
| 171 | BTC | NIC. Ometepe | 11°32', 85°37' | Gillespie et al. 2000 | 1290 | 45 | 1695 |
| 172 | BTC | C.R. Palo verde | 10°20', 85°20' | Gillespie et al. 2000 | 5 | 65 | 1717 |
| 173 | BTC | C.R. Santa Rosa | 10°50', 85°40' | Gillespie et al. 2000 | 136 | 75 | 1552 |
| 174 | BTC | Jal. Chamela 1 | 19°30', 105°03' | Phillips & Miller 2002 | 297 | 89 | 748 |
| 175 | BTC | Jal. Chamela 2 | 19°30', 105°03' | Phillips & Miller 2002 | 279 | 85 | 748 |
| 176 | BTC | Jal. Chamela 3 | 19°30', 105°03' | Phillips & Miller 2002 | 297 | 100 | 748 |
| 177 | BTC | Jal. Chamela 4 | 19°30', 105°03' | Phillips & Miller 2002 | 100 | 74 | 600 |
| 178 | BMM | Jal. Manantlán-Joyas | 19°35', 104°08' | Phillips & Miller 2002 | 1950 | 26 | 1000 |

| | | | | | | | |
|-----|--------|-------------------------|-----------------------|---------------------------|------|-----|------|
| 179 | BMM | Jal. Manantlán 15 Oc. 2 | 19°44', 104°15' | Phillips & Miller 2002 | 1800 | 36 | 1000 |
| 180 | BMM | Ver. Guadalupe | 19°30', 96°57' | Phillips & Miller 2002 | 1200 | 42 | 1514 |
| 181 | BTP | Ver. Los Tuxtlas | 18°35', 95°08' | Phillips & Miller 2002 | 185 | 102 | 4593 |
| 182 | BMM | Chis. Benito Juárez | 15°20', 92°15' | Phillips & Miller 2002 | 2100 | 23 | 1500 |
| 183 | BMM/BQ | Chis. Motozintla | 15°20', 92°12' | Phillips & Miller 2002 | 1600 | 16 | 500 |
| 184 | TLMWF | NIC. Cerro El Picacho | 13°00', 85°55' | Phillips & Miller 2002 | 1420 | 68 | 2000 |
| 185 | TPMMF | NIC. Cerro Oluma | 12°18', 85°24' | Phillips & Miller 2002 | 840 | 96 | 2000 |
| 186 | SWF | COL. La Providencia | 13°21', 81°22' | Phillips & Miller 2002 | 230 | 65 | 2500 |
| 187 | BTC | C.R. Guanacaste-upland | 10°32', 85°18' | Phillips & Miller 2002 | 100 | 58 | 1600 |
| 188 | BTC | C.R. Guanacaste-gallery | 10°30', 85°10' | Phillips & Miller 2002 | 100 | 63 | 1600 |
| 189 | TWF | C.R. La Selva | 10°26', 84°01' | Phillips & Miller 2002 | 100 | 137 | 4000 |
| 190 | TWF | C.R. Magsasay | 10°24', 84°03' | Phillips & Miller 2002 | 150 | 148 | 3884 |
| 191 | TMF | C.R. Carara Nat. Park | 09°46', 84°32' | Phillips & Miller 2002 | 130 | 154 | 3500 |
| 192 | TMF | C.R. Rancho Quemado | 08°42', 83°33' | Phillips & Miller 2002 | 300 | 124 | 3125 |
| 193 | TMF | C.R. Osa Sirena | 08°30', 83°55' | Phillips & Miller 2002 | 30 | 144 | 3800 |
| 194 | BTC | PAN. Curundu | 08°59', 79°33' | Phillips & Miller 2002 | 20 | 85 | 1830 |
| 195 | TMF | PAN. Madden Forest | 09°06', 79°36' | Phillips & Miller 2002 | 50 | 129 | 2433 |
| 196 | TWF | PAN. Pipeline Road | 09°10', 79°45' | Phillips & Miller 2002 | 300 | 161 | 3000 |
| 197 | BTC | Jal. Ayuquila 1 | 19°51'32", 104°17'32" | Luquín 2003 | 810 | 43 | 1050 |
| 198 | BTC | Jal. Ayuquila 2 | 19°51'33", 104°17'35" | Luquín 2003 | 860 | 27 | 1050 |
| 199 | BTC | Jal. Ayuquila 3 | 19°51'34", 104°17'37" | Luquín 2003 | 910 | 26 | 1050 |
| 200 | BTC | Jal. Ayuquila 4 | 19°51'38", 104°17'37" | Luquín 2003 | 960 | 23 | 1050 |
| 201 | BTC | Jal. Ayuquila 5 | 19°51'42", 104°17'35" | Luquín 2003 | 1010 | 33 | 1050 |
| 202 | BTC | Jal. Ayuquila 6 | 19°51'48", 104°17'33" | Luquín 2003 | 1060 | 29 | 1050 |
| 203 | BTC | Jal. Ayuquila 7 | 19°51'52", 104°17'32" | Luquín 2003 | 1110 | 30 | 1050 |
| 204 | BTC | Jal. Ayuquila 8 | 19°51'58", 104°17'30" | Luquín 2003 | 1160 | 27 | 1050 |
| 205 | BTC | Jal. Ayuquila 9 | 19°52'04", 104°17'28" | Luquín 2003 | 1210 | 32 | 1050 |
| 206 | BTC | Jal. Ayuquila 10 | 19°52'06", 104°17'27" | Luquín 2003 | 1260 | 34 | 1050 |
| 207 | BTC | Jal. Ayuquila 11 | 19°51'42", 104°18'03" | Luquín 2003 | 820 | 25 | 1050 |
| 208 | BTC | Jal. Ayuquila 12 | 19°51'43", 104°18'05" | Luquín 2003 | 870 | 22 | 1050 |
| 209 | BTC | Jal. Ayuquila 13 | 19°51'44", 104°18'07" | Luquín 2003 | 920 | 25 | 1050 |
| 210 | BTC | Jal. Ayuquila 14 | 19°51'47", 104°18'07" | Luquín 2003 | 970 | 30 | 1050 |

| | | | | | | | |
|-----|-----|------------------|-----------------------|-------------------------|------|----|------|
| 211 | BTC | Jal. Ayuquila 15 | 19°51'51", 104°18'07" | Luquín 2003 | 1020 | 32 | 1050 |
| 212 | BTC | Jal. Ayuquila 16 | 19°51'56", 104°18'07" | Luquín 2003 | 1070 | 37 | 1050 |
| 213 | BTC | Jal. Ayuquila 17 | 19°52'00", 104°18'06" | Luquín 2003 | 1120 | 37 | 1050 |
| 214 | BTC | Jal. Ayuquila 18 | 19°52'06", 104°18'04" | Luquín 2003 | 1170 | 35 | 1050 |
| 215 | BTC | Jal. Ayuquila 19 | 19°52'13", 104°18'01" | Luquín 2003 | 1220 | 27 | 1050 |
| 216 | BTC | Jal. Ayuquila 20 | 19°52'18", 104°17'59" | Luquín 2003 | 1270 | 24 | 1050 |
| 217 | BMM | Tams. El Cielo | 22°40'03", 99°16'26" | Williams et al. 2003 | 1400 | 28 | 2527 |

Abreviaciones: BTC (bosque tropical caducifolio), BTS-b (bosque tropical subcaducifolio de baja altitud), BTS-a (bosque tropical subcaducifolio de mayor altitud), BMM (bosque mesófilo de montaña), Oyamental (bosque de *Abies*), BP (bosque de *Pinus*), VS (vegetación secundaria), BQ (bosque de *Quercus*), BC (bosque de *Cupressus*), BTP (bosque tropical perennifolio), TPMMF (tropical premontane moist forest), TLMWF (tropical lower montane wet forest), SWF (subtropical wet forest), TMCF (tropical montane cloud forest), TWF (tropical wet forest), TMF (tropical moist forest), pp μ (precipitación media anual), Jal. (Jalisco, México), Mich. (Michoacán, México), Chis. (Chiapas, México), Ver. (Veracruz, México), Tams. (Tamaulipas, México), NIC. (Nicaragua), COL. (Colombia), C.R. (Costa Rica), PAN. (Panamá).

Los bosques que tuvieron mayor intensidad de muestreo reflejan un pico intermedio de la riqueza de leñosas y estos son el bosque tropical subcaducifolio, el bosque mesófilo de montaña y el oyamental. En cambio, el bosque tropical caducifolio y el bosque de pino han sido insuficientemente muestreados usando parcelas circulares. El bosque espinoso, el izotal y el chaparral tienen hasta ahora nula representación con este método.

El cambio de vegetación en el gradiente altitudinal va desde oyametales en zonas de mayor altitud a bosque mesófilo perennifolio y luego a bosque mesófilo mixto de elevación intermedia donde también convergen el bosque tropical caducifolio y los bosques de transición entre el bosque mesófilo y el bosque tropical subcaducifolio, continuando con un franco bosque tropical subcaducifolio de elevación intermedia y finalizando con uno de baja elevación.

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica)

La diversidad alfa para 71 sitios de 0.1 ha en el occidente de México y Mesoamérica (hasta Panamá) varió de 10 a 162 especies leñosas y disminuyó con el incremento de la altitud ($r=-6587$, $p<0.001$) (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.2).

Los bosques más pobres (≤ 15 especies) fueron algunos bosques tropicales secos de Zenzontla, Jalisco, de tipo secundario y el encinar de Motozintla, Chiapas, ambos de elevaciones intermedias y el encinar de Cerro Grande, Jalisco, de las partes de mayor altitud. Los bosques más ricos (≥ 120 y ≤ 162) fueron algunos bosques tropicales de Panamá y Costa Rica de baja altitud.

El cambio de la vegetación en el gradiente altitudinal va desde encinares de mayor elevación, pasando por bosques de pino, bosque mesófilo y bosque tropical seco (de elevación intermedia), mientras que en las partes bajas predomina el bosque tropical caducifolio y el bosque tropical perennifolio.

La mayor intensidad de muestreo se observó para el bosque tropical caducifolio, sin embargo, por la amplia discontinuidad debida a la falta de sitios de muestreo entre 350 y 800 m de altitud, no se alcanza a apreciar algún patrón particular para esta comunidad forestal, al igual que para otros ecosistemas que han sido muestreados con menor intensidad.

Diversidad Alfa y Precipitación Pluvial

Parcelas Circulares (occidente de México)

El gradiente en precipitación media anual de los sitios forestales con muestreos de parcelas circulares fue de 1073 a 1548 mm y el de riqueza fue de 7 a 51 especies por 0.1 ha (promedio de 23 especies). La riqueza en general tuvo una tendencia a aumentar con el incremento de la precipitación media anual, ($r=0.409$, $p<0.001$). Esta misma tendencia se observa dentro de diferentes tipos de vege-

tación, por ejemplo del oyamental y del bosque mesófilo con mayor precipitación tienen mayor riqueza (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.3). Entre los sitios de bosque tropical caducifolio y subcaducifolio en forma particular no se observó que existiera una correlación entre riqueza y precipitación.

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica)

El gradiente en precipitación media anual de los sitios forestales con muestreos en cuadrantes (transectos) con el método de Gentry en el presente estudio fue de 500 a 4593 mm y el de riqueza fue de 10 a 161 especies por 0.1 ha (promedio de 49 especies) (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.4). Al igual que en las parcelas circulares muestreadas con el método de Curtis, la riqueza en los cuadrantes en general tuvo una tendencia a aumentar con el incremento de la precipitación media anual ($r=0.7533$, $p<0.001$).

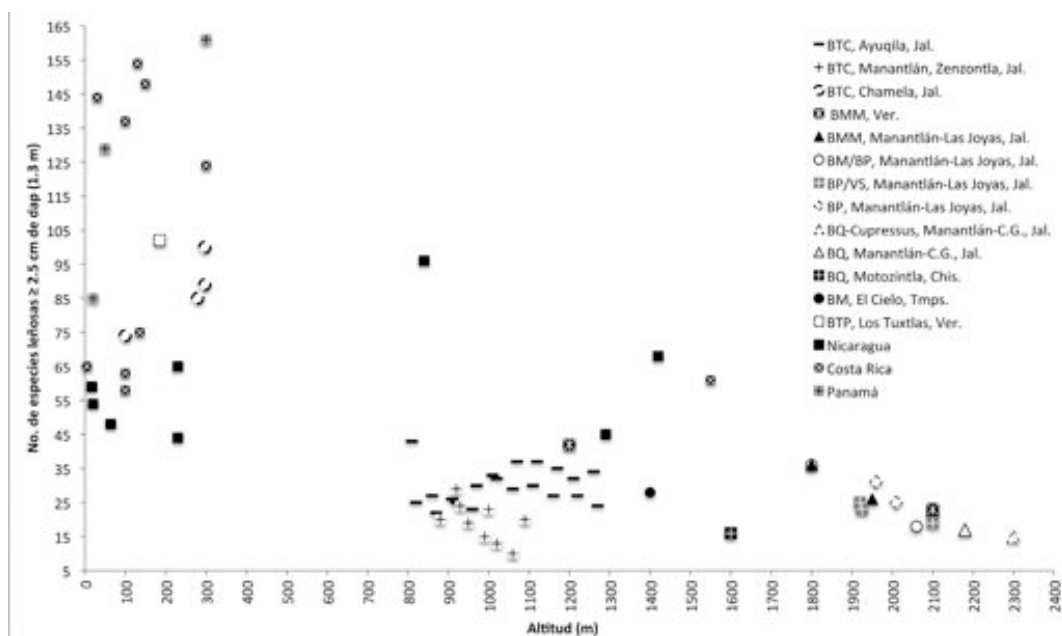


Figura 1.1.2 Diversidad alfa en relación a la altitud en bosques de Mesoamérica. 71 sitios de 0.1 ha, submuestras en cuadrantes, transectos sin universo de muestra limitado (Gentry, 1988)

DISCUSIÓN

Diversidad Alfa y Altitud

Parcelas circulares (Occidente de México)

Se describen por primera vez patrones de diversidad alfa de especies leñosas en amplios gradientes de altitud y de precipitación pluvial en el occidente de México y Mesoamérica a la escala de 0.1 ha para multi-comunidades forestales. Se apoya la hipótesis de que la diversidad alfa aumenta con el decremento de la altitud (Gentry, 1988; Vázquez-García & Givnish, 1998). Sin embargo, en lo individual, para ciertas comunidades forestales con importante intensidad de muestreo (e.g. Bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio y bosque mesófilo de montaña) parece haber un pico intermedio de diversidad alfa dentro de cada uno de sus respectivos intervalos altitudinales. Resalta

el hecho extraordinario de que tan solo en el gradiente de los bosques del occidente de México, existan comunidades con una diversidad alfa cinco veces menor que otras, como son algunos oyametales con respecto de ciertos rodales de bosque tropical subcaducifolio o de bosque mesófilo de montaña.

El incremento de la riqueza con el decremento de la elevación podría estar explicado por la hipótesis de ausencia de equilibrio expuesta por Vázquez y Givnish (1998) que se basa en una serie de efectos en cascada: a) La lixiviación de nutrientes hacia las partes bajas puede estar generando un gradiente de fertilidad que aumenta con el decremento de la elevación, b) la mortalidad dependiente de la densidad también tiende a incrementarse hacia las partes bajas, ligado a un gradiente de disminución de defensas anti-herbívoros, lo que contribuye a una

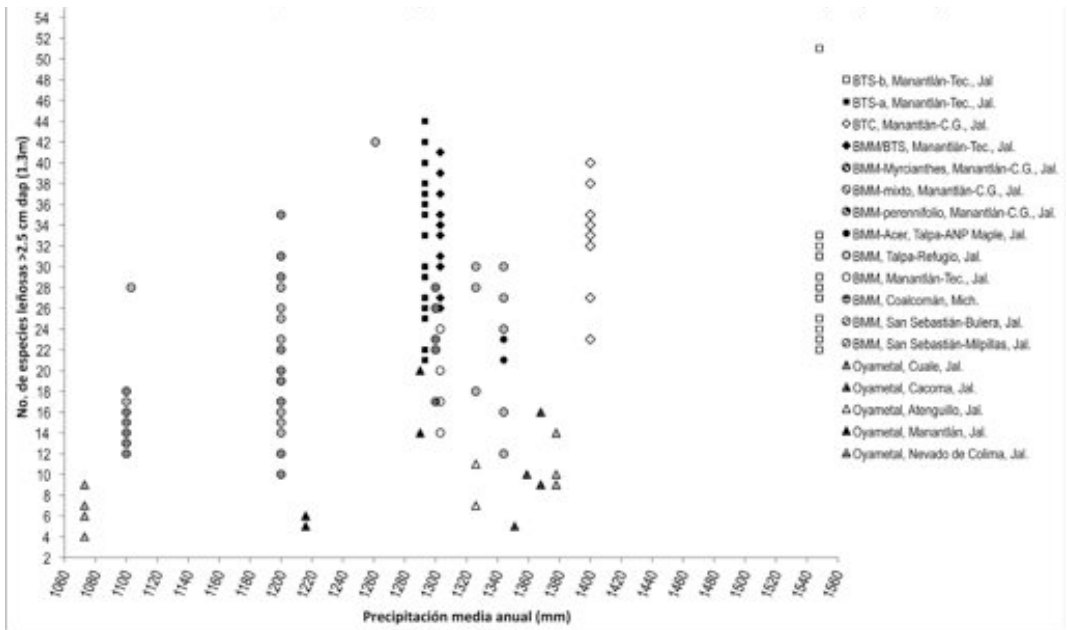


Figura 1.1.3 Diversidad alfa en relación a la precipitación pluvial en bosques del occidente de México. 146 sitios de 0.1 ha, submuestras en parcelas circulares, con universo de muestra limitado (Vázquez, 1995)

mayor mortalidad hacia las partes bajas, generando espacios para el establecimiento de un mayor número de especies.

Futuros muestreos de vegetación con este método deben enfocarse en altitudes por debajo de los 500 m, en el intervalo de 2600 a 3000 m o más, con la finalidad de completar las lecturas de riqueza en la escala de 0.1 ha a lo largo de todo el gradiente altitudinal del occidente de México.

El hecho de que ciertas comunidades vegetales con suficiente intensidad de muestreo presenten un pico de riqueza intermedia, sugiere un compartimiento del gradiente donde diferentes comunidades se han especializado fisiológicamente a la eficiente explotación de un segmento particular de condiciones ambientales y bióticas. Esto también explica la falta de correlación significativa con la altitud que en ocasiones se ha

registrado, cuando se examinan gradientes de altitud cortos (Guerra, 2005).

El intervalo de alta heterogeneidad en los valores de riqueza (de 8-42 especies), ubicado entre 1400 y 1800 m, puede ser explicado por un ambiente óptimo y no exclusivo con baja frecuencia e intensidad de heladas que genera una dinámica de relativa inestabilidad ambiental que fomentan la convergencia de rodales de al menos cinco distintas comunidades forestales (bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque mesófilo de montaña así como el encinar y el pinar), creando diversas franjas de ecotonía entre diversas comunidades que con frecuencia dificultan en este segmento la distinción entre distintos tipos de vegetación. Por el contrario, en gradientes altitudinales de pequeña escala (200-300 m de gradiente) es común encontrar pequeñas laderas cuyas discontinuidades de vegeta-

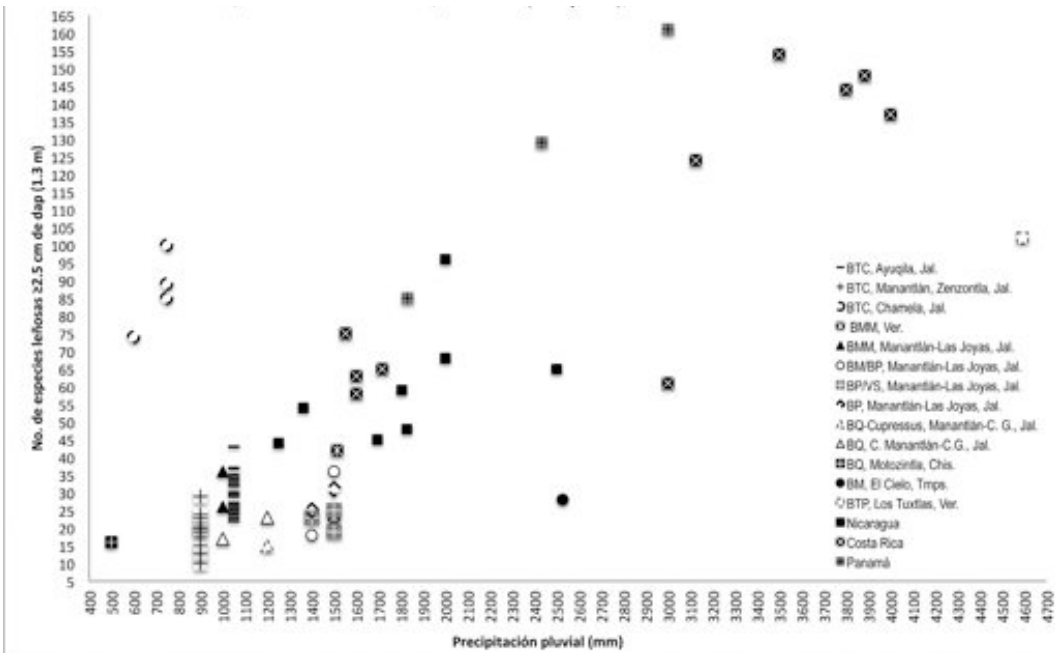


Figura 1.1.4 Diversidad alfa en relación a la precipitación pluvial en Mesoamérica. 71 sitios de 0.1 ha, submuestras en cuadrantes, transectos (Gentry, 1988), sin universo de muestra limitado

ción hacen muy evidente el cambio de vegetación, frecuentemente con rodales que van desde el bosque tropical caducifolio en las partes bajas, pasando por encinares en las partes intermedias y coronados en las lomas con bosque de pino.

Los rodales ubicados en los límites altitudinales inferiores de cada tipo de bosque se encuentran usualmente muy alejados del promedio de riqueza para su tipo de vegetación, lo que quizá corresponda, al menos en parte, con una más acentuada perturbación antrópica en esas zonas. De ser excluidos los sitios de mayor perturbación, posiblemente se elevaría aún más el valor de la correlación y su nivel de significancia (Cuevas, 2002).

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica)

Los resultados a través del uso de transectos apoya la hipótesis de que la diversidad alfa aumenta con el decremento de la altitud (Gentry, 1988; Vázquez-García & Givnish, 1998). Resalta el hecho extraordinario de que en la región de Mesoamérica existan rodales de bosque de 8-10 veces menos ricos (encinares), con respecto de los bosques tropicales perennifolios de Panamá y Costa Rica y 6 veces menos ricos que los bosques perennifolios de Los Tuxtlas, Veracruz o 5 a 6 veces menos ricos que los bosques caducifolios de Chamela (Fig. 1.1.2). Los bosques secos de Ayuquila y Zenzontla, Jalisco son considerablemente pobres, al menos de 2 a 7 veces más pobres que los reportados para Chamela, Jalisco. La inusualmente elevada riqueza que ha sido ya reportada para tres de los cuatro sitios de bosque tropical caducifolio aquí incluidos para Chamela (Lott *et al.*, 1987) puede deberse en parte a que, los

transectos de cada sitio estuvieron más dispersos que lo usual, es decir según reporta Lott *et al.* (1987), fueron ubicados a lo largo de un gradiente altitudinal de casi 574 m. Un valor más real de la riqueza para Chamela es de 74 especies por sitio de 0.1 ha, que se trata de un sitio muestreado por Gentry (Phillips & Miller, 2002). En la misma figura se aprecia que los bosques mesófilos de México de la Sierra de Manantlán, en Jalisco, son relativamente equiparables en riqueza a los que se incluyeron de la Sierra Madre Oriental. Igualmente, no difieren en gran medida en términos de su riqueza, del bosque de pino en Manantlán o del bosque tropical caducifolio de Ayuquila, Jalisco.

Futuros esfuerzos de muestreo con este método deben enfocarse en elevaciones de 350-800 m, de 1300 a 1900 m y por encima de los 2000 m, especialmente en comunidades de bosque de pino, bosque de encino, bosque tropical caducifolio, sobre todo de bosque espinoso y de otras comunidades vegetales menos frecuentes como son el manglar, el palmar, el izotal y el chaparral. Tales esfuerzos permitirán entender mejor los patrones particulares de las distintas comunidades vegetales en los diferentes gradientes ambientales y a reconocer ambientes óptimos y contribuir a una mejor selección de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad y del manejo sustentable.

Diversidad Alfa y Precipitación Pluvial

Parcelas Circulares (Occidente de México)

En el análisis de correlación entre la precipitación pluvial y la riqueza de las parcelas muestreadas con el método de Vázquez,

1995; Vázquez y Givnish, 1998, los tipos de vegetación mejor representados son el bosque mesófilo de montaña y el bosque de oyamel, en cambio los bosques tropicales caducifolio y subcaducifolio están escasamente representados, mientras que otros tipos más secos como el bosque espinoso y el matorral xerófilo no cuentan con ningún muestreo conocido en el occidente de México.

A pesar de que el rango del gradiente de precipitación no fue alto (de 1073 a 1548 mm) en los sitios muestreados con el método de Vázquez 1998, se alcanzó a detectar una correlación positiva significativa entre este factor y la riqueza, por lo que suponemos que este método es adecuado para estudiar la variación en la riqueza de estos tipos de vegetación.

El hecho de incluir tipos de vegetación con un gradiente de humedad que va desde los bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios hasta los bosques más húmedos como el mesófilo de montaña y el de oyamel, permitió confirmar el patrón de correlación lineal positiva entre precipitación anual y riqueza que se ha observado en previos estudios en bosques Neotropicales que en forma similar abarcan un gradiente completo entre bosques secos y húmedos (Gentry, 1988, Clinebell *et al.*, 1995), aunque se ha observado que esta relación lineal puede llegar a formar una asíntota cerca a los 4,000 mm, posiblemente por alguna forma de saturación de especies (Gentry, 1988). Sin embargo, en los casos en que se analizan diversos tipos de vegetación también puede ser conveniente analizar la relación de la riqueza de especies con la precipitación de la estación más seca del año, en lugar de la media anual, ya que

los resultados pueden ser distintos, como los observados por Reich *et al.* (2010) para los bosques del estado de Jalisco, también del occidente de México, en los que observaron una relación no lineal (cuadrática) entre estas dos variables, con un riqueza mayor a niveles intermedios de precipitación invernal.

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica)

Con este método los resultados de correlación fueron similares a los obtenidos de los sitios en los que se usó el método de Vázquez, 1995; Vázquez y Givnish, 1998, la riqueza en general tuvo una tendencia a aumentar con el incremento de la precipitación media anual. Sin embargo los sitios de bosque tropical caducifolio de Chamela (occidente de México) muestreados por Lott *et al.* (1987) se alejan de la línea de tendencia central al poseer una riqueza muy alta comparada con los sitios de similar precipitación, esto puede deberse a que los transectos se escogieron al azar en una cuadrícula con una heterogeneidad ambiental alta al abarcar un amplio gradiente altitudinal de cerca de 574 m. En el presente estudio al incluir un gradiente de precipitación considerable, que va de los 500 a los 4593 mm, pudimos constatar que este factor de precipitación media anual sí es un buen predictor de riqueza para los bosques Mesoamericanos, lo cual contrasta con lo observado por Gentry (1995) y Gillespie *et al.* (2000), quienes muestrearon sólo bosques tropicales estacionalmente secos, en los que no pudieron observar una correlación clara entre riqueza y precipitación pluvial.

De forma similar al caso de correlación entre riqueza y altitud, se observó un lapso del gradiente en precipitación en el que exis-

ten pocos sitios de muestreo, entre los 500 y los 850 mm, por lo que no se puede descartar que exista un patrón de correlación. Menos aún para otros ecosistemas que han sido muestreados con menor intensidad.

AGRADECIMIENTOS

En este trabajo deseamos reconocer de manera muy especial a todos y cada uno de los innumerables colaboradores que participaron decididamente en el muestreo de vegetación de ecosistemas de montaña generando valiosos datos que se han ido acumulando, particularmente en las últimas dos décadas y que sin su ayuda la presentación de esta modesta síntesis no hubiera sido posible.

LITERATURA CITADA

- Calderón-Aguilera, L.E., Rivera-Monroy, V.H., Porter-Bolland, L., Martínez-Yrizar, A., Ladah, L.B., Martínez-Ramos, M., Alcocer, J., Santiago-Pérez, A.L., Hernández-Arana, H.A., Reyes-Gómez, V.M., Pérez-Salicrup, D. 2012. *An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps*. Biodiversity and Conservation 21:589-617.
- Cisneros-Lepe, E. A. 2005. *Estructura, composición florística y diversidad de los bosques de Abies en el Estado de Jalisco, México*. Tesis de licenciatura en Ingeniería en Recursos Naturales y Agropecuarios. Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, Autlán de Navarro, Jalisco. 101 p.
- Clinebell, R. R., O. L. Phillips, A. H. Gentry, N. Starks, y H. Zuring. 1995. *Prediction of Neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data*. Biodiversity and Conservation 4: 56-90.
- Cuevas-Guzmán, R. 2002. *Análisis de gradientes de la vegetación de la cañada El Tecolote, en la Sierra de Manantlán, Jalisco, México*. Tesis doctorado. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México. 140 p.
- Cuevas-Guzmán, R., E. A. Cisneros-Lepe, E. J. Jardel-Peláez, E. V. Sánchez-Rodríguez, L. Guzmán-Hernández, N. M. Núñez-López y C. Rodríguez-Guerrero. 2011. *Análisis estructural y de diversidad en los bosques de Abies de Jalisco, México*. Revista Mexicana de Biodiversidad 82:1219-1233.
- Curtis, J. T. 1959. *The Vegetation of Wisconsin*. University of Wisconsin Press, Madison. 657 p.
- Francis, A. P., y D. J. Currie. 2003. *A Globally Consistent Richness-Climate Relationship for Angiosperms*. The American Naturalist. 161:523-536.
- Gentry, A. H. 1988. *Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients*. Ann. Missouri Bot. Garden 75: 1-34.
- Gentry, A. H. 1995. *Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests*. Pp. 146-194. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A. y Medina, E. (eds.) *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guerra C., E. A. 2005. *Estructura del bosque tropical caducifolio en condiciones contrastantes de exposición y altitud en el cerro Colorado, Autlán de Navarro, Jalisco, México*. Tesis profesional. Universidad de Guadalajara, CUCSUR. Autlán de Navarro, Jalisco. 76 pp.
- Guillespie, T. W., A. Grijalva y C. N. Farris. 2000. *Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America*. Plant Ecology 147: 37-47.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. 2005. *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. International Journal of Climatology 25: 1965-1978.
- Lott, E. J., S. H. Bullock y J. A. Solís-Magallanes. 1987. *Floristic diversity and structure of a tropical deciduous forest of coastal Jalisco*. Biotropica 19: 228-235.
- Luquín-Sánchez, H. 2003. *Ordenación de comunidades leñosas de bosque tropical caducifolio en la cuenca del río Ayutla-Ayuquila, Jalisco, México*. Posgrado en Manejo de Áreas de Temporal, División de Ciencias Agronómicas, Universidad de Guadalajara. 153 pp.
- Muñoz-Mendoza, M. E. 1992. *Distribución de especies arbóreas en el bosque mesófilo de montaña en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán*. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco. 102 p.

- Phillips, O. L. y J. Miller. 2002. *Global Patterns of Plant Diversity: Alwyn H. Gentry's Forest Transect Data Set*. Monographs in systematic botany from the Missouri Botanical Garden 89: 1-319.
- Punyasena, S. W., G. Eshel y J. C. McElwain. 2008. *The Influence of Climate on the Spatial Patterning of Neotropical Plant Families*. Journal of Biogeography 35: 117-130.
- Reich, R. M., C. D. Bonham, C. Aguirre-Bravo y M. J. Cházaro-Bazáñez. 2010. *Patterns of tree species richness in Jalisco, Mexico: relation to topography, climate and forest structure*. Plant Ecology 210: 67-84.
- Reynoso-Dueñas, J. J. 2004. *Florística y fitogeografía de la flora arbórea del bosque mesófilo de montaña en San Sebastián del Oeste Jalisco, México*. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas (Área Sistemática Vegetal), Universidad de Guadalajara. 98 pp.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. LIMUSA. México. 432 pp.
- Rzedowski, J. y R. McVaugh. 1966. *La vegetación de Nueva Galicia*. Contributions from the University of Michigan Herbarium 9. 123 pp.
- Sahagún-Godínez, E. 2004. *Ordenación del bosque mesófilo en el cerro de La Mona, Sierra de Coalcomán, México, en el contexto del cambio climático*. Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias Biológicas (Área Sistemática Vegetal), Universidad de Guadalajara. 116 pp.
- Trejo, I, y R. Dirzo. 2002. *Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests*. Biodiversity and Conservation 11: 2063-2084.
- Vargas-Rodríguez, Y. L. 1998. *Ordenación sociológica de la comunidad arbórea del bosque tropical caducifolio en el Aguacate-Zenzontla, Sierra de Manantlán, Jalisco, México*. Tesis profesional. División de Ciencias Biológicas, CUCBA.
- Vargas-Rodríguez, Y. L. 2005. *Ecology of disjunct cloud forest sugar maple populations (Acer saccharum subsp. skutchii) in North and Central America*. Tesis de Maestría en Ciencias, Department of Biological Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana.
- Vargas-Rodríguez, Y. L., J. A. Vázquez-García y G. B. Williamson. 2005. *Environmental correlates of tree and seedling-sapling distributions in a Mexican tropical dry forest*. Plant Ecology 180(1): 117-134.
- Vargas-Rodríguez, Y. L., J. A. Vázquez-García, T. Quintero Moro, M. A. Muñoz-Castro, V. Shalisko. 2010. *Estudio técnico justificativo para la declaratoria del parque estatal Bosque de Arce, Talpa de Allende, Jalisco*. SEMADES, SEDUR. Guadalajara, 238 pp.
- Vargas-Rodríguez, Y. L., W. Platt, J.A. Vázquez-García y G. Boquin, 2010. *Selecting Relict Montane Cloud Forests for Conservation Priorities: The Case of Western Mexico*. Natural Areas Journal 30: 156-173.
- Vázquez-García, J. A. 1993. *Cloud forest archipelagos: preservation of fragmented montane ecosystems in tropical America*. pp. 115-125. En: Hamilton, L. S., Juvik, J.O. and Scatena, F.N. (eds.) Tropical Montane Cloud Forests, Proceedings of an International Symposium at San Juan, Puerto Rico. East-West Center, Honolulu. (Reproducido como capítulo En: Tropical Montane Cloud Forests, Ecological Studies 110 Springer-Verlag, New York (1995).
- Vázquez-García, J. A., 1995. *Gradient analyses of neotropical montane forests*. Ph.D. Thesis. University of Wisconsin-Madison. 179 pp.
- Vázquez-García, J. A., R. Cuevas-Guzmán., T. S. Cochrane, H. H. Iltis, F. J. Santana-Michel y L. Guzmán Hernández. 1995. *Flora de Manantlán*. Sida, Botanical Miscellany 13, Botanical Research Institute of Texas, U.S.A., 312 pp.
- Vázquez-García, J. A., Vargas-Rodríguez, Y. L. y Aragón, F. 1999 [2000]. *Descubrimiento de un bosque maduro de Acer-Podocarpus-Abies en Talpa de Allende, Jalisco, México*. Boletín del Instituto de Botánica 7(1-3): 159-183.
- Vázquez-García, J. A. y T. J. Givnish. 1998. *Altitudinal gradients in diversity, structure and composition of tropical montane forests in the sierra de Manantlán, Jalisco, México*. Journal of Ecology, 86: 999-1020.
- Vázquez-García, J. A., y T. J. Givnish. 2000. *Vegetation of the Cerro Grande massif, Sierra de Manantlán, México: ordination of a long altitudinal gradient with high species turnover*. Boletín del Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara 6: 227-250.
- Williams-Linera, A. Rowden y A. C. Newton. 2003. *Distribution and stand characteristics of relict populations of Mexican beech (Fagus grandifolia var. mexicana)*. Biological Conservation 109: 27-36.
- Willig, M. R., D. M. Kaufman, R. D. Stevens. 2003. *Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis*. Annual review of ecology, evolution and systematics. 34:273-309.
- Whittaker, R. H. 1973. *Direct gradient Analysis techniques, Results*. Handbook of Vegetation Science 5: 7-5

1.2 Patterns in vegetation composition in the Volcanic Complex of Colima, Mexico

Maaike Maarse, Pita A. Verweij, Sonia Navarro Pérez.

RESUMEN

El manejo y la conservación de la biodiversidad en el Complejo Volcánico de Colima requieren de información ecológica básica a la escala de comunidades para ayudar a definir prioridades. En este estudio se pretende identificar los tipos de vegetación y los factores que mejor explican los gradientes de vegetación y evaluar el impacto antrópico en la vegetación. Se realizaron 103 relevés, se ordenó y se clasificó la vegetación usando TWINSpan y Canoco, respectivamente. Se identificaron 6 comunidades vegetales: 1) bosque de *Bursera-Plumeria*, 2) bosque de *Carpinus*, 3) bosque de *Quercus-Pinus-Abies*, 4) bosque de *Alnus-Abies*, 5) bosque de *Pinus* y 6) Zacatonal Alpino de *Draba-Calamagrostis*. La altitud y la exposición este fueron las variables que mejor explican la variabilidad de la vegetación; el pastoreo o ganadería fue la única variable significativa para todos los tipos de vegetación y en el bosque mesófilo se reconoce la mayor perturbación. Las comunidades vegetales identificadas mostraron relación con tipos de vegetación de alta montaña de otras áreas o bien con bosque mesófilo de montaña. Para el manejo y conservación del área se recomienda bajar las fronteras del Parque Nacional y prevenir perturbaciones en las zonas que ya están protegidas.

ABSTRACT

The management and conservation of biodiversity at the Volcanic Complex of Colima require basic ecological data at the community level to help define priorities. This study is aimed to identify major vegetation communities, environmental factors explaining community gradients, and to assess anthropic impact on vegetation. 103 Relevés were sampled, TWINSpan and Caonoco were used for classification and ordination respectively. Six plant communities were identified: 1) *Bursera-Plumeria* forest, 2) *Carpinus* forest, 3) *Quercus-Pinus-Abies* forest, 4) *Alnus-Abies* forest, 5) *Pinus* forest and 6) Alpine Grassland of *Draba-Calamagrostis*. Altitude and East-exposure were explained community gradients; cattle grazing was the only variable relevant to all plant communities. The most disturbed community was the cloud forest. Some communities were related to other high elevation communities, others were related to cloud forest communities. Extending further down the lower boundaries of the National Park boundaries is recommended for biodiversity conservation and management.

Mexico belongs to the list of the 17 countries that are qualified as a 'mega-diversity' country. Together these countries contain more than 70% of the earth's biodiversity (UNDP, 2005). The total tropical forest area in the world is decreasing. This is due to climate change, but also due to commercial logging and deforestation for agricultural purposes. In Mexico the forest cover decreased 260.000 ha annually, which is 0.4% per year (FAO, 2005). The Volcanic Complex of Colima (CVC: Complejo Volcánico de Colima) is situated in Mexico in the south of Jalisco state.

The area was declared as a national park ("Parque Nacional Nevado de Colima") in 1936. The main aim of this park is to maintain the hydraulic regime of the mountains of the CVC because of the significant contribution to water supply (springs, rivers) in the surrounding populated valleys. The second aim is preserving the vegetation cover in order to prevent erosion and regional climatic changes. Next to these aims there was the awareness that the intrinsic value of such a landmark should be maintained and should remain attractive for tourism and thereby stimulate the economy (CONANP, 1936). However, in 1940 the borders of the CVC were raised from 2500 to 3350m (CONANP, 1940), to allow logging in a larger area. The logging was initiated by the paper and cellulose factory Atenqui in 1941 (Den Oudendam, 2006).

Deforestation by logging causes fragmentation, which can have a large impact on species that depend on this habitat. Island and metapopulation theories (MacArthur and Wilson, 1967) predict that re-

duced habitat size and increased isolation is one of the causes of increased extinction of species (Whitmore, 1997). Ferraz et al. (2007) recently described the negative effect of decreasing habitat size on Amazon bird species. It has been reported that 124 mammal species are present in the CVC, among them many bat species, and 279 bird species. Many of these species are endemic for Mexico (Programa de conservación y manejo, 2006). Bats are very important species in the neotropics because of their very high diversity (representing 39% of the total amount of mammal species (Emmons and Feer, 1990)) and their importance for pollination and seed dispersal within the forest (Heithaus et al., 1975).

In the west the CVC neighbours to the Man and Biosphere Reserve Sierra de Manantlán (UNESCO, declared in 1988). The flora of the Sierra de Manantlán was unknown until research that started in 1986. The vegetation ranges from tropical dry forest at low and middle elevations to tropical cloud forest at higher elevations. The endemism in this area is high, it is estimated that about 11% of the species are endemic to western Mexico, 3% to the state of Jalisco and 1.2% strictly to Manantlán (Vázquez y Givnish, 1998).

For the Volcanic Complex of Colima it is important to gather information about the different factors that cause fragmentation and about what factors determine vegetation structure and type. Several (human) activities, like logging, agriculture, tourism and burning can cause fragmentation and disturbance. Analysis of the effects of these activities on the vegetation structure

gives an opportunity to link this information with data about presence of bat, bird and other species; which will in turn lead to more knowledge about the specific needs of threatened species, and the effects of fragmentation. If the needs of these species are known and the activities that cause disruption of these needs, a better management plan for the area can be generated.

The vegetation in similar areas such as the Popocatepetl, Pelado and Tláloc volcanoes near Mexico city has already been analyzed with classification and ordination analyses (Velázquez, 1994; Almeida, 1994). With classification analyses large amounts of data can be clustered into groups or types, with for every type specific indicator species. With ordination analyses the influence of external environmental variables on the vegetation can be investigated. This same sort of research was also done on the Volcán Iliniza in Ecuador (Sklenář, 2006), Los Nevados National park, Colombia (Verweij and Budde, 1992).

The University of Guadalajara initiated research in the CVC about ten years ago, aiming at gaining knowledge on the biodiversity of the area and to design management plans for the entire complex. A large data set comprising information about the vegetation in vegetation releves was built up. These data will be further analyzed in order to gain more knowledge about specific vegetation patterns, and eventually give advice for the conservation of this area. The Programa de Conservación y Manejo of the CVC (2006) already describes the vegetation in the CVC but classification and ordination analyses were not done before with data from this area.

The aim of this research is to generate advice for the management of the CVC in order to conserve the high biodiversity in this area. Therefore it is necessary to gain an overview of the impact of human influences on the vegetation patterns in the CVC. At present it is not known how large the impacts of several activities such as agriculture, cattle grazing, tourism and burning on the vegetation are.



Figura 1.2.1. Location of the study area in Mexico, with all Mexican states shown and the Mexican Central Volcanic Belt highlighted.

This research will focus on the identification of patterns in species composition and on the analysis of the influence of human activities on the vegetation structure in the CVC. Insight into the effects of human activities gives opportunities to support future management of the area, in order to maintain high species diversity of vegetation types that are of

importance for the existence of several taxonomic groups, such as bats and birds.

The research questions for this research are therefore: a) *Which vegetation types can be distinguished in this area?* B) *Which environmental factors explain (part of) the variation in vegetation variables?* C) *Can human impact variables be linked to particular vegetation types?* D) *Which human impact variables have a dominant impact on the vegetation pattern?* E) *Which recommendations can be derived for management of the area?*

MATERIAL AND METHODS

Area Description

Location, climate and soil type

The Volcanic Complex of Colima (CVC) is situated in Mexico in the south of Jalisco state, approximately 125 km south of Guadalajara and 35km north of Colima (19°27'06"-19°27'19" N , 175°32'57"-175° 49'09" W). It is part of the volcanic belt in Mexico and

consists of two volcanic peaks, Volcán de Nevado (Zapotepetl, 4270 m.) and the smaller, but highly active Volcán de Colima, or Volcán de Fuego (3800 m). The climate of the CVC ranges from humid-subtropical in the lower parts to a polar climate at the tops. Most parts have a cold, wet spring and dry winters. The CVC forms a barrier for the humid air streams that come for the Pacific Ocean in the south. The volcanic activity has formed the soils of the CVC, which consist mainly of andosol (55%) and regosol (25%) types. The mountain slopes are steep and divided by deep barrancas, or canyons, which run through the landscape on all sides (Programa de Conservación y Manejo, 2006).

Vegetation of the CVC

The CVC consists of **highly diverse vegetation** types, ranging from alpine bunchgrasslands to tropical dry forest. The Programa de Conservacion y Manejo (2006) describes the vegetation in the area. Fig 1.2.3. shows

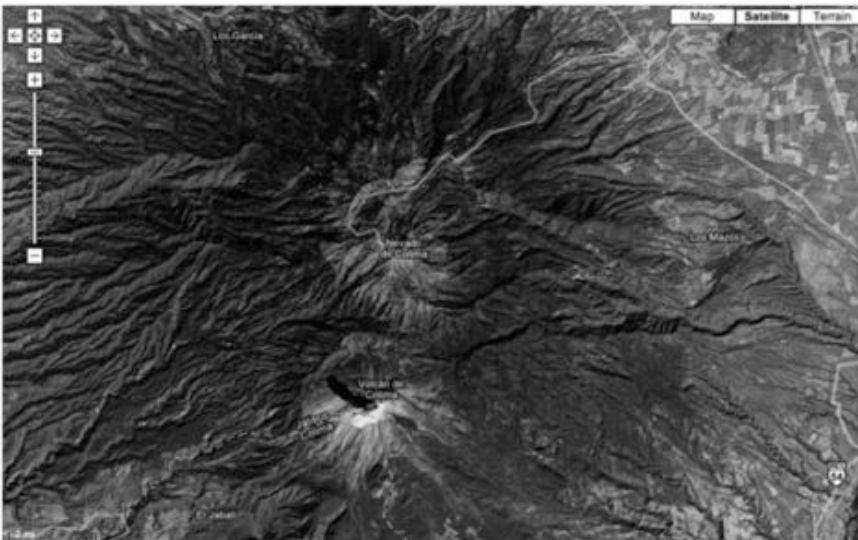


Figura 1.2.2. Satellite image of the CVC (picture from Google Earth, 2008).

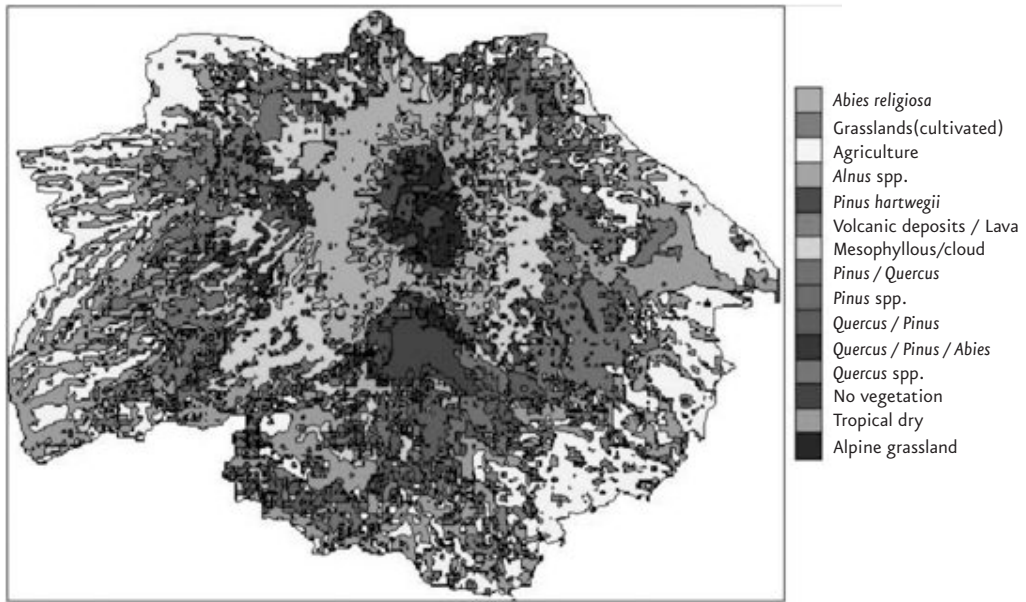


Figura 1.2.3. The vegetation of the CVC, based on satellite images (unpublished, S. Navarro).

the map that was made based on satellite images.

On the highest parts Zacatonal bunch-grasslands and *Pinus Hartwegii* forests can be found. These types have species that can resist low temperatures and snow. Further down there are *Alnus firmifolia*, *Abies religiosa* and *Quercus* forests. On the lowest parts there are mesophyllous (or cloud) forests. This type of forest was described by Rzedowski (1988) as 'bosque de mesófilo de montaña'. Mesophyllous forests have a cover of only 1% in Mexico, but with 3000 vascular plant species these forests hold 12% of the total Mexican flora. Because of the isolation of these forests an island effect exists; every forest has its own characteristic species. These forests also suffer the highest disturbance in Mexico, because of their high value for timber and non-timber forest products (Kappelle and Brown, 2001). The mesophyllous forest is known to be present

on the lower mountain slopes, in the valleys between the mountain ridges on moist soils (Santiago *et al.*, 2002). It has a high diversity and variation in patches each dominated by other, better adapted species. This depends on the environmental circumstances such as altitude, slope, canopy openness and soil type (Vázquez and Givnish, 1998; Figueroa-Rangel and Olvera-Vargas, 2000).

Human impact variables

The following descriptions were made based on a report of fieldwork in the CVC by Laksonen and Lievonon (1998) and personal comments of Dra. S. Navarro.

Logging. The paper company Atenquique is located at the foot of the Volcán de Fuego and is in function. The wood is obtained from the surrounding areas. Landowners declared that wood is also being logged from slopes of the volcanoes. Farmers

practice logging for the purpose of agricultural expansion

Tourism. Tourists come to the area for several activities. People come to camp, hike, hunt and also the snow on the tops of the mountains during wintertime is an important attraction. These tourists gather wood for their fires, which causes a degradation of the vegetation and especially during the dry season there is the risk of uncontrolled fires that can spread through the area.

Livestock. Local farmers use the area for stock raising and cows are therefore quite abundant in this area. They walk freely through the area and disturb the vegetation mainly by trampling, destroying the new seedlings of trees and by eating the green parts of the plants and eroding the soil with their hoofs. Trees are logged by the farmers to create more space for the cows and to stimulate the regrowth of young plants, as forage for the cattle.

Fires. The fires are caused by drought and thunderstorms, but also by tourist that make small fires and by farmers that burn vegetation. Sometimes these fires

get out of control and spread through the area. The fires destroy part of the vegetation, and might change the species composition. After a fire pioneer species get a chance to grow.

Vegetation sampling

The data for vegetation analysis was gathered from 1994 to 2002 by Dra. Sonia Navarro and her students. The total 103 plots were selected on basis of their general vegetation type that was based on satellite images, so that all types were represented in the dataset. For a map of the locations of the plots used, see Appendix I. The vegetation was described using the Braun Blanquet method (Braun Blanquet, 1979), modified by Cleef (1984). The size of the relevés was 50x60 meters (300m²) for the trees and 5x5 meters (25m²) for herbaceous species. The data consisted of the species present per plot and the abundance of these species. Additional information of the plots was also described; the altitude, the exposition (N, S, E, W), signs of logging, tracks of cows, signs of fire, the slope and the amount of bare soil.



Figura 1.2.4. A cow walking freely through the CVC, June 2007

Data analyses

In order to answer the research questions, the data were analyzed by several statistical methods. A classification was done to identify the vegetation types present in the area. To investigate the relation between environmental factors and the vegetation, a canonical correspondence analysis was done. More details about these analyses are given in the following sections.

Before the analyses un-identified species in the dataset were deleted and the data were transformed into condensed format, in order to be able to perform the analyses with Twinspan and Canoco. All the species were given a code of 8 digits.

The information about environmental factors was transformed into a 'digital' scale, with 0 for no signs of fire, logging and grazing and 1 for present signs. The information about these factors was not suitable for a scale with more steps.

Classification analysis

The vegetation data were classified using a two-way indicator species analysis (TWINSPAN; Hill, 1979), which groups the species in the dataset. TWINSPAN software version 2.3, was used for the analysis. The default options were used; 5 cutlevels, a minimum group size of 5 and a maximum of 7 indicator species per division. The resulting groups were examined for their species composition. Some of the groups were combined, 2 plots (25 and 60) were excluded and in the end six solid vegetation types could be made, based on the Twinspan analysis. One type was very large, consisted of a mix of

many species and had many indicator species; for this group a new Twinspan analysis (with the same options as the first one) was done. This resulted in 5 subtypes.

For both analyses a list of the 50 most abundant species was made, these species were plotted in the Canoco figures (as shown in the results).

Ordination analysis

To analyze the relations between the environmental factors and the vegetation data, a canonical correspondence analysis (CCA, a direct gradient analysis assuming unimodal species response) was performed using the Canoco software (Ter Braak and Šmilauer, 2002), with as options automatic forward selection and Monte Carlo permutation tests with unrestricted permutations. The vegetation data was log transformed and rare species were downweighted. The environmental factor 'bare soil' was not normally distributed and was therefore log transformed before the analysis.

After the analysis the species and plots were plotted together with the environmental factors with the program Canodraw. The vegetation types that were made on basis of the Twinspan analysis were also integrated in these figures, so that the effects of environmental factors on specific vegetation types could be investigated.

Additional analyses

The correlation among the environmental analysis were tested with a Pearson correlation test using SPSS (version 12.0, Inc.

Chicago, Illinois, USA)The Shannon index was calculated by Canoco and later the correlation between altitude and the Shannon index were also tested with a Pearson correlation test using SPSS.

RESULTS

Vegetation classification

The species data of 103 plots were used in the classification analysis using TWINS-PAN. In total the set contained 567 species. With 5 cutlevels the plots were divided into 6 main vegetation types. Fig. 1.2.5 shows the division process. In Appendix II the complete results of the analysis are shown. Type A and B consist of 6 and respectively 8 plots and could not be defined as clear as the other types. The names of the types are given in Table 1.2.1. Each type will be described in general and compared to similar vegetation types as described in literature in other section.

The different types follow an altitudinal gradient, as can be seen in Fig. 1.2.6. Type D and E show a clear overlap in altitude. The lowest plots of Type C show overlap in altitude with plots from Type A and B which also show an overlap.

Fig. 1.2.6. The altitudes of all the plots, each vegetation type is represented by a different symbol. The mean altitude with the standard deviation is shown for each vegetation type.

Species diversity

The Shannon index was calculated with Canoco to get more insight into the diversity of the vegetation of the plots. Fig. 1.2.7 shows the Shannon index plotted against the altitude. This is a significant negative Pearson relation of -0.573 (P=0.000). This is in accordance with Vázquez and Givnish (1998), who described a negative relation between altitude and species richness in the mesophyllous forest of Sierra de Manantlán.

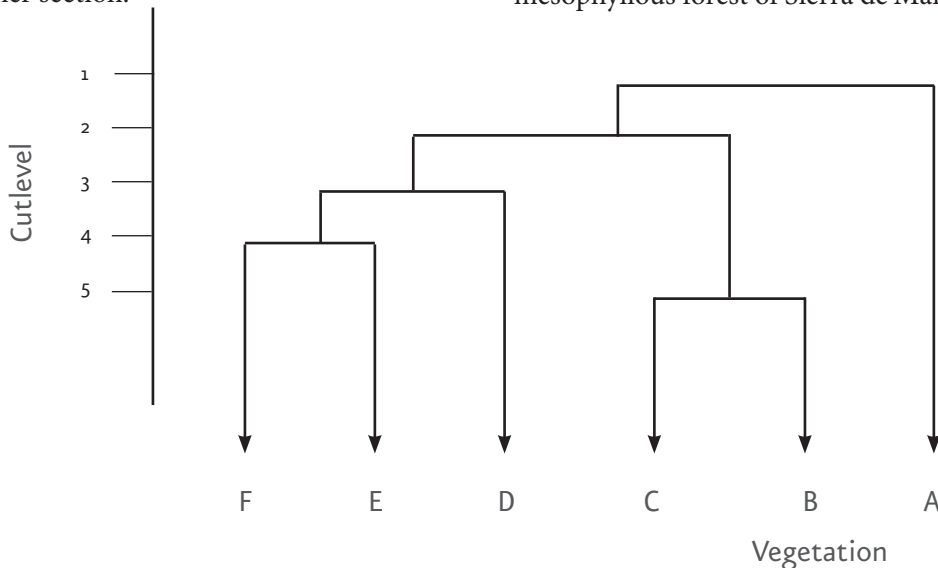


Figura 1.2.5. Dendrogram of the two-way indicator species analysis (TWINS-PAN) of vegetation data from 103 plots in the CVC.

† Table 1.2.1. Summary of the vegetation types made by TWINSpan.

| Type | Name | Number of plots | Altitude (m) |
|------|---|-----------------|--------------|
| A | <i>Bursera-Plumeria</i> dry open woodland | 6 | 775 – 1760 |
| B | Lower <i>Carpinus tropicalis</i> forest | 8 | 1629 – 1928 |
| C | Lower Montane <i>Quercus/Pinus/Abies</i> mesophyllous (cloud)forest | 42 | 1560 – 3270 |
| D | Upper Montane <i>Alnus firmifolia-Abies religiosa</i> forest | 13 | 2830 – 3458 |
| E | <i>Pinus hartwegii</i> forest | 21 | 2850 – 3705 |
| F | Zacatonal/Alpine <i>Draba-Calamagrostis</i> bunchgrasslands | 11 | 3750 - 4150 |

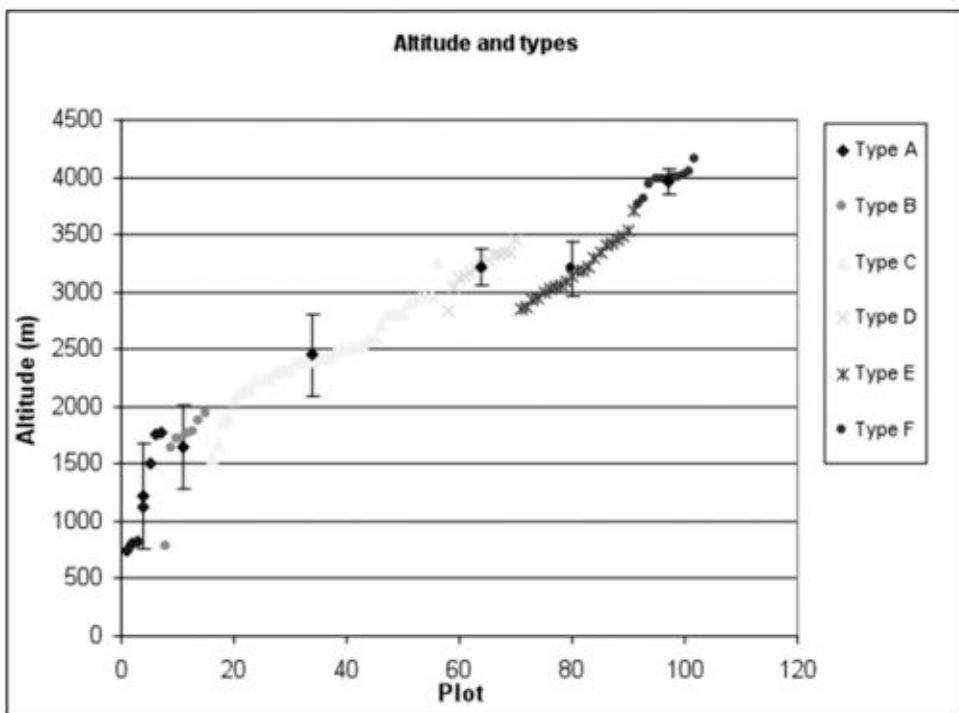


Figura 1.2.6. The altitudes of all the plots, each vegetation type is represented by a different symbol. The mean altitude with the standard deviation is shown for each vegetation type.

Description of vegetation composition

Type A: *Bursera-Plumeria* dry open woodland
 Represented by 6 plots
 Altitude range: 775 – 1760m

This type is present in the lowest regions of the area. *Bursera sp.* and *Plumeria sp.* are the indicator species for this type, some plots have also a high abundance of *Lysilo-*

ma acapulcense, *Leguminosaea* species and *Gramineae* species. In Rzedowski (1991) *Leguminosae*, *Gramineae* and *Burseraceae* are mentioned as important families for the mesophyllous forest (also known as montane cloud forest). Rzedowski (1988) describes that the mesophyllous forest has an altitudinal range of 400 to 2500m., is very diverse and is restricted to Mexico.

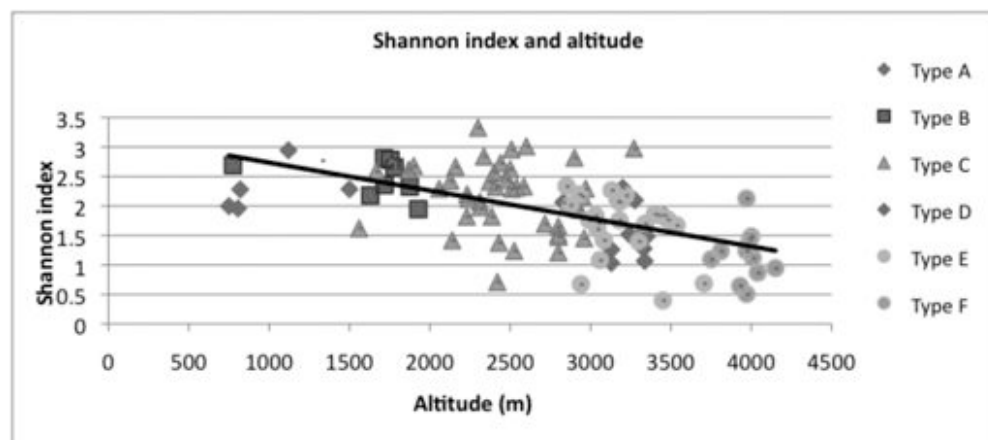


Figura 1.2.7. Species richness, (expressed with the Shannon index) in relation to the altitude. A Pearson correlation of -0.573 ($P=0.000$) was found.

Type B: Lower *Carpinus tropicalis* mesophyllous forest

Represented by 8 plots

Altitude range: 1629 – 1928

All plots in this type are dominated by *Carpinus tropicalis*, the indicator species of this type and by *Tilia Mexicana*. Three plots have a high abundance of *Rhamnus* aff. *hintonii*, three other plots have high abundance of *Meliosma nesites* and *Zinowiewa conciana*. In Programa de conservación y manejo (2006) *Carpinus Tropicalis* and *Tilia mexicana* are classified as belonging to mesophyllous forest. Rzedowski (1991) mentions that species from the genera *Carpinus*, *Meliosma* and *Zinowiewa* are common to mesophyllous forest. *Tilia Mexicana* is protected under the Mexican law (NOM-059-ECOL-2001).

Type C: Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous (cloud) forest

Represented by 42 plots

Altitude range: 1560 – 3270

This vegetation type has as most abundant species *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Q. casta-*

nea, *Abies religiosa*, *Alnus acuminata*, *Pinus pseudostrabus*, *P. douglasiana*, *Ternstroemia lineata* and *Clethra Mexicana*. Because this type was too broad and undefined after the first Twinspan analysis, a second analysis was performed with only the 42 plots from Type C. Five subdivisions (C1-C5) were made (with three cutlevels). Every type has two or three major indicator types, as described below in Table 1.5.2. Fig. 1.5.8 shows the division process. Most of the species in this type are mentioned in the Programa de Conservación y Manejo (2006) and by Rzedowski (1991) as belonging to mesophyllous forest.

The most dominant species in Type C1-C5 are oak, fir and pine species. The types show an altitudinal gradient, although there is overlap in altitude, Type C1 has the highest elevations and type C5 has the lowest elevations (Fig. 1.5.9). Each type has its own indicator species. The several types differ sometimes in species of the undergrowth (e.g. type C4 and C5 (see Appendix III) or in tree species. These differences can be due to environmental circumstances (e.g. height),

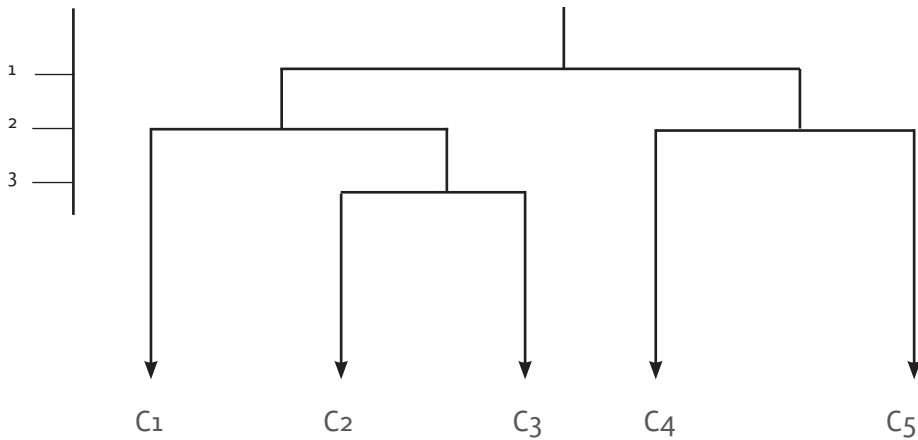


Figura 1.2.8. Dendrogram of the two-way indicator species analysis (TWINSpan) of vegetation data of 41 plots in the CVC, belonging to vegetation Type C.

† Table 1.5.2. Results of TWINSpan classification of Type C with 42 plots

| Type | Name | Number of plots | Altitude (m) |
|------|---|-----------------|--------------|
| C1 | <i>Quercus laurina</i> - <i>Abies religiosa</i> forest | 11 | 2540-3270 |
| C2 | <i>Clethra mexicana</i> forest | 8 | 2312-2600 |
| C3 | <i>Quercus laurina</i> - <i>Quercus rugosa</i> forest | 9 | 2300-2716 |
| C4 | <i>Quercus rugosa</i> - <i>Quercus castanea</i> forest | 8 | 1868-2525 |
| C5 | <i>Quercus castanea</i> - <i>Pinus douglasiana</i> forest | 6 | 1560-2230 |

or due to (selective) logging, fires or grazing (human impact factors) or due to a combination of environmental circumstances and human impact factors. These possibilities are further analyzed with an ordination analysis.

Vázquez and Givnish (1998) investigated altitudinal gradients in the mesophyllous forest of the Sierra de Manatlán and found a continuous change in community composition along ecological gradients. They found a dominance of *Quercus laurina* at the highest plots, then the dominant species gradually shifted to *Ternstroemia lineata* and then to *Quercus castanea*. Figueroa-Rangel and Olvera-Vargas (2000) also found differ-

ent patches with different dominant species. They found several oak species (e.g. *Quercus laurina*, *Q. rugosa* and *Q. castanea*) and *Ternstroemia lineata* as dominant species in different patches. The vegetation of Type C shows great similarities with the description of these two researches.

Type D: Upper Montane *Alnus firmifolia*-*Abies religiosa* forest
 Represented by 13 plots
 Altitude range: 2830 – 3458

This type can also be referred to as a mixed alder-fir forest. *Abies religiosa* and *Alnus firmifolia* are the indicator species of this type and the most dominant. *Senecio angu-*

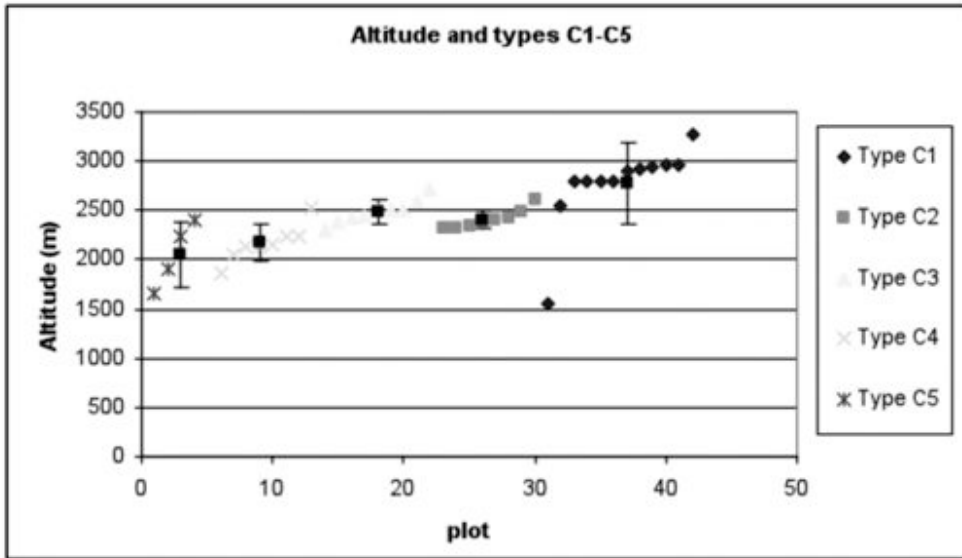


Figura 1.2.9. The altitudes of all the plots, each vegetation type is represented by a different symbol. The mean altitude with the standard deviation is shown for each vegetation type.

lifolium has a high abundance in almost all plots. *Abies religiosa* is present in 7 of the 13 plots, *Alnus firmifolia* is present in 9 of the 13 plots, especially in the plots where *Abies religiosa* is not present. In some plots *Pinus hartwegii* is present in small amounts. The plots without *A. religiosa* show more diversity in the undergrowth with *Penstemon roseus*, *Euphorbia fuscilata* and *Solanum cervantesii*. The disturbance in this type is mostly logging and grazing.

This type shows similarities with the *Alnus firmifolia* – *Abies religiosa* community group of the volcanoes Tláloc and Pelado in Mexico, described by Velázquez and Cleef (1993). They describe the *Alnus firmifolia* – *Abies religiosa* community group as subtype of *Abies religiosa* (fir) forest. Similarities with this larger community are the presence of *Senecio angulifolium*, *S. callosus*, *S. tolucanus*, and *Salix oxilepis*.

This type is also in accordance with Rzedowski (1988) who describes that fir forest in Mexico are mostly present under the belt of *Pinus hartwegii* forest, between 2400 and 3600m of elevation.

Type E: *Pinus hartwegii* forest
Represented by 21 plots
Altitude range: 2850 – 3705

Pinus hartwegii is the diagnostic species for this type of pine forest. It is mixed with *Abies religiosa*. Some plots show a transition to the alpine type, with *Calamagrostis toluensis*, *Draba jorulensis*, *Arenaria oresbia* and *Festuca sp.* in the undergrowth. In other plots *Muhlenbergia quadridentata*, *M. macrourea* and *Festuca toluensis* are present in the undergrowth. After *Pinus hartwegii* and *Abies religiosa* the species with the highest abundance are: *Lupinus montanus*, *Penstemon roseus*, *Salix oxilpensis*, *Aegopon cenchroides* and *Pernetia ciliata*.

According to Rzedowski (1988) this type is restricted to subalpine very steep slopes between 2900 and 4000m of elevation. Velázquez and Cleef (1993) also describe this vegetation type, with as indicator species *Pinus hartwegii* and *Muhlebergia quadridentata*.

Type F: Zacatonal/Alpine *Draba-Calamagrostis* grasslands
 Represented by 11 plots
 Altitude range: 3750 – 4150

Bunchgrassland with as diagnostic species: *Calamagrostis toluensis*, *Draba jorulensis* and *Arenaria bryoides*. The endemic species *Arenaria oresbia* is also diagnostic for this type. The plots representing this type are situated on the highest parts of the area and

this type is typical for these altitudes. The occurrence of alpine grasslands was also described for the highest parts of the Volcán Popocatepetl (45km south east of Mexico city). The alpine zones are characterized by high fluctuations of the daily temperature, a high ultraviolet radiation and a nutrient poor soil (Almeida, 1994).

Ordination analyses

Ordination analysis including all plots:

For the first Canonical Correspondence analysis the number of samples included was 103 (with 567 species) and 10 environmental variables were used: altitude, slope, bare soil, logging, fire, grazing and the general exposition of the plot, North, South,

+ Table 1.2.3. The weighted correlation coefficients of Canoco analysis.

| | species axis 1 | species axis 2 | variables axis 1 | variables axis 2 |
|------------------|----------------|----------------|------------------|------------------|
| species axis 1 | 1 | | | |
| species axis 2 | -0.0090 | 1 | | |
| variables axis 1 | 0.9624 | 0 | 1 | |
| variables axis 2 | 0.0000 | 0.8435 | 0 | 1 |
| altitude | -0.9496 | -0.1028 | -0.9867 | -0.1219 |
| fire | -0.0160 | -0.4503 | -0.0166 | -0.5338 |
| logging | 0.0191 | -0.5448 | 0.0198 | -0.6458 |
| grazing | 0.0875 | -0.4254 | 0.0909 | -0.5043 |
| slope | -0.2406 | -0.1982 | -0.2501 | -0.2350 |
| S | -0.0653 | -0.0367 | -0.0679 | -0.0435 |
| N | 0.1184 | -0.1454 | 0.1230 | -0.1724 |
| W | -0.1485 | 0.3726 | -0.1543 | 0.4417 |
| E | 0.1827 | -0.6285 | 0.1898 | -0.7451 |
| bare soil | -0.2968 | -0.1210 | -0.3084 | -0.1434 |

East or West. The output is summarized in the following tables and figures.

Four axes with belonging correlation coefficients were created, only the two most important axes are discussed.

1st axis: eigenvalue (λ) = 0.771 with a species–environment correlation of 0.962.

2nd axis: eigenvalue (λ) = 0.432 with a species–environment correlation of 0.844.

The first two axes accounted for 38.9% of the variance in the weighted averages of the species, with respect to the environmental variables. Each environmental variable had a correlation with one of the two axes. These axes, calculated by Canoco, are represented by two variables because there are two sets of samples scores, one derived from the environmental data and one derived from the species data (Ter Braak, 1987b). The individual scores of the environmental variables on these axes are shown in Table 1.2.3. In this table the species–environment correlation can be found as the correlation between species axis 1 and environment axis 1.

The significance of the influence of the environmental variables on the species was tested with a Monte Carlo permutations test (Table 1.2.4). With a 5% significance level, five variables were significant: altitude, eastern exposition, slope, grazing and southern exposition. With a 10% significance level, W ($P = 0.056$), N ($P = 0.066$) and bare soil ($P = 0.070$) were also significant. Logging and fire were not significant. Altitude was the strongest and the most significant variable.

The correlations among variables are shown in Table 1.2.5. They were calculated

with a Pearson correlation test. The strongest/most important relations are between altitude and grazing; altitude and slope; altitude and bare soil fire and eastern exposition; fire and bare soil logging and grazing; logging and western exposition, logging and bare soilgrazing and northern exposition; grazing and bare soil

These correlations generally tell that with a higher altitude the slope and the amount of bare soil increase. Also that logging and grazing are inter-correlated which implicates a general disturbance rate. The correlations also indicate a relation between bare soil and fire, logging and grazing.

Figs. 1.2.10 and 1.2.11 show the bi-plots of the ordination. Fig. 1.5.10 plots the weighted means of the 50 most abundant species against the environmental factors and shows that altitude is the most important variable to explain variation in plant species cover, this arrow is the longest. The species plotted to the end of the arrow are in accordance with a high altitude. Species from Type F (triangles), located in the highest parts of the park are plotted to the left, and species from Type A (closed circles) located in the lowest parts, are plotted to the right. The variables bare soil and slope have the same direction as the altitude, which shows the correlation among them, as shown in table 1.2.5. The arrows of the human influence factors logging, grazing and fire also show the inter-correlation. It is therefore hard to determine what the specific influence of each of these human influence variables is. Therefore the plots from vegetation type C, which is a large homogeneous group (in altitude and species), were selec-

† Table 1.2.4. Results of the Monte Carlo permutations test performed by Canoco. With lambda as the additional variance each variable explains at the time it was included, P as the significance of that variable, together with its test statistic value (F).

| Variable | Lambda | P | F |
|-----------|--------|-------|------|
| altitude | 0.76 | 0.002 | 3.87 |
| E | 0.35 | 0.002 | 1.79 |
| slope | 0.26 | 0.010 | 1.34 |
| grazing | 0.24 | 0.022 | 1.24 |
| Z | 0.25 | 0.016 | 1.30 |
| W | 0.23 | 0.056 | 1.21 |
| N | 0.23 | 0.066 | 1.20 |
| bare soil | 0.23 | 0.070 | 1.17 |
| logging | 0.20 | 0.274 | 1.07 |
| fire | 0.17 | 0.828 | 0.87 |

† Table 1.5.5. The Pearson correlations among all environmental variables, obtained from Canoco.

** means a $P < 0.05$, * means a $P < 0.1$.

| | altitude | fire | logging | grazing | slope | S | N | W | E |
|----------|----------|--------|---------|---------|-------|---------|--------|---------|---------|
| altitude | 1.00 | | | | | | | | |
| fire | -0.08 | 1.00 | | | | | | | |
| logging | -0.16 | 0.11 | 1.00 | | | | | | |
| grazing | -0.24** | 0.13 | 0.21* | 1.00 | | | | | |
| slope | 0.20** | 0.08 | 0.07 | -0.06 | 1.00 | | | | |
| S | -0.01 | -0.04 | -0.20* | -0.22 | 0.18* | 1.00 | | | |
| N | -0.11 | -0.14 | 0.21* | 0.30** | -0.11 | -0.35** | 1.00 | | |
| W | 0.13 | -0.21* | -0.32** | -0.16 | 0.20 | -0.01 | -0.14 | 1.00 | |
| E | -0.16 | 0.45** | 0.33** | 0.02 | -0.20 | -0.27** | -0.15* | -0.60** | 1.00 |
| baresoil | 0.52** | -0.24* | -0.36** | -0.25** | -0.09 | -0.16 | -0.07 | 0.48** | -0.40** |

ted for a second Canoco analysis, which is discussed later.

As shown earlier in Fig. 1.2.10, plots from Type D and E show overlap in altitude. Fig. 1.5.10 shows that species from Type E (*Pinus hartwegii*) are related to a western exposition, whereas species from Type D (*Abies religiosa*–*Alnus firmifolia*) are related to an eastern exposition.

Fig. 1.2.10 also shows the relation between the disturbance factors (fire, logging and grazing) and the NE exposition. Which suggest that the most human activities take place on the NE sides of the slopes. Species from Type C are the most correlated with these disturbance factors. The circles and the distribution of the species show that (except from species from Type A and B) species lo-

ated higher in the park (plotted to the left) are related to low disturbance (plotted higher). It should be mentioned that half of the plots of vegetation type A and B did not have information about fire, logging and grazing. Therefore the positions of these plots (and its species) can be wrong.

When the plots (with different symbols for each vegetation type) are plotted together with the environmental factors (Fig. 1.2.11), groups can be formed in accordance with their vegetation type. There are some outliers, but plots from the same vegetation type are clearly clotted together in the figure. In general, this figure shows the same effect of the environmental factors on the vegetation as Fig. 1.2.10. On the X-axis the altitude is the most dominant, with on the

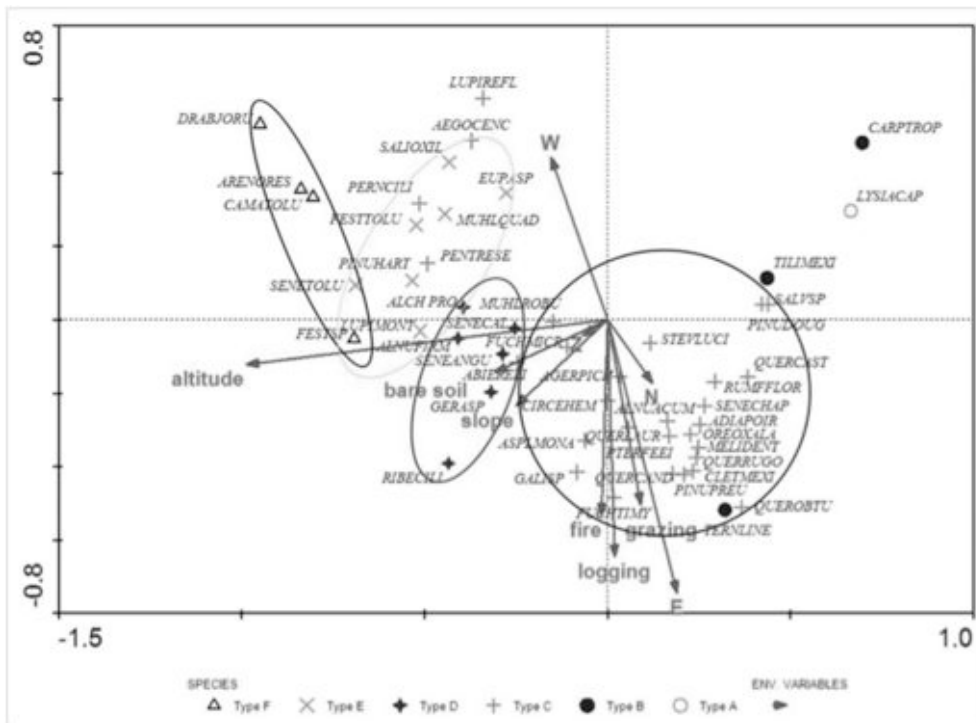


Figura 1.2.10. Bi-plot of the first CCA, shown are the 50 most abundant species; arrows represent environmental factors. Circles were added to show the grouping of the species.

left plots with the highest altitudes and on the right plots with the lowest altitude. On the Y-axis the disturbance factor is the most dominant, which indicates that plots plotted on the lower side have the most disturbance and the plots plotted higher have less disturbance.

Plots from Type A are plotted high to the right, which means that they have a low altitude and are on flatter terrain (there are plotted in the opposite direction of slope) and are not so much influenced by fire, logging and grazing.

Type C demonstrates a very mixed response and part of it is correlated with the disturbance factors fire, logging and grazing.

The fact that the plots belonging to the same vegetation type (made by Twinspan) can be grouped indicates that plots belonging to the same type are influenced by the same environmental variables, which means that specific combinations of environmental variables probably determine the occurrence of the various vegetation types.

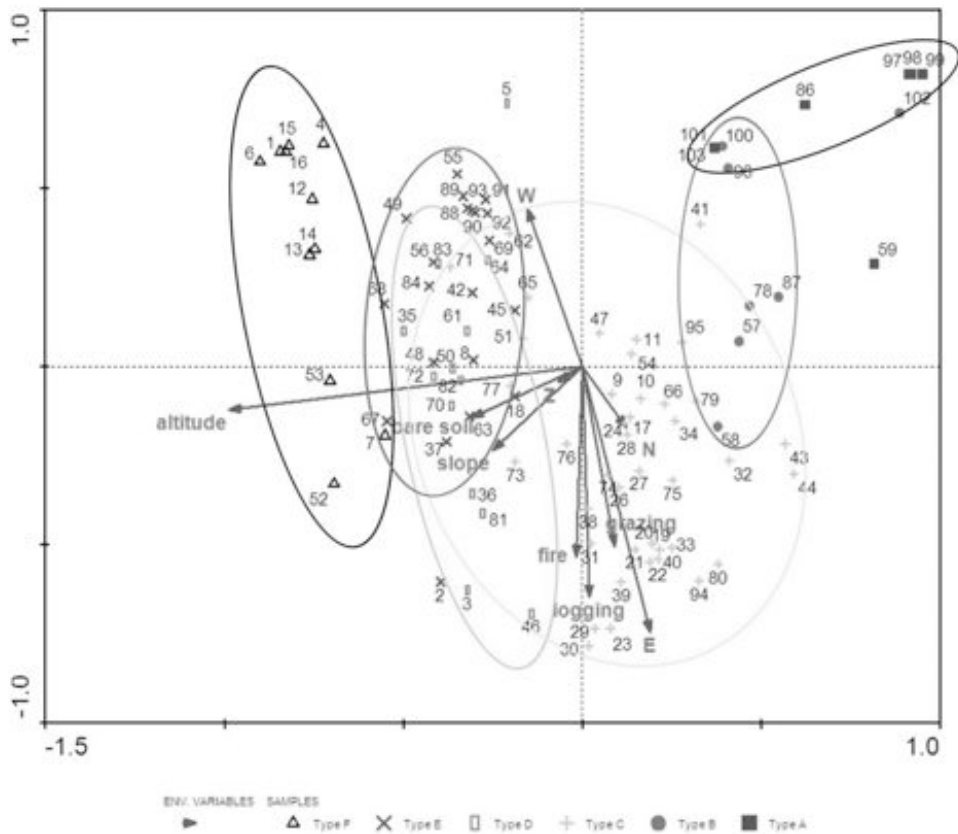


Figura 1.2.11. Bi-plot of the first CCA, plotted are the environmental factors and the plots. The symbols indicate the vegetation type the plots belong to. Circles were added to show the grouping of the plots belonging to separate vegetation types.

Ordination of vegetation Type C

A second Canonical Correspondence Analysis with data from plots belonging to Type C was performed. The number of samples included was 42 (with 315 species) and 10 environmental variables were used, the same as used in the first analysis.

1st axis: eigenvalue (λ) = 0.444 with a species–environment correlation of 0.923.

2nd axis: eigenvalue (λ) = 0.342 with a species–environment correlation of 0.932.

The first two axes account for 30.9% of the variance in the weighted averages of the species, with respect to the environmental variables.

The result of the Monte Carlo permutations test is shown in Table 1.5.6. Applying a 10% significance level, two variables are significant: altitude ($P = 0.002$) and Eastern exposition ($P = 0.014$).

Fig. 1.2.12 shows the outcome of the CCA that was performed. Altitude and eastern exposition are the only significant environmental variables. Slope is still correlated with the altitude, but bare soil is not. This figure suggests a concentration of fire in the east, of grazing in the west and of logging in the north, but these variables are not significant. The distribution of the species belonging to the different vegetation types seems to be influenced by the altitude; the centers

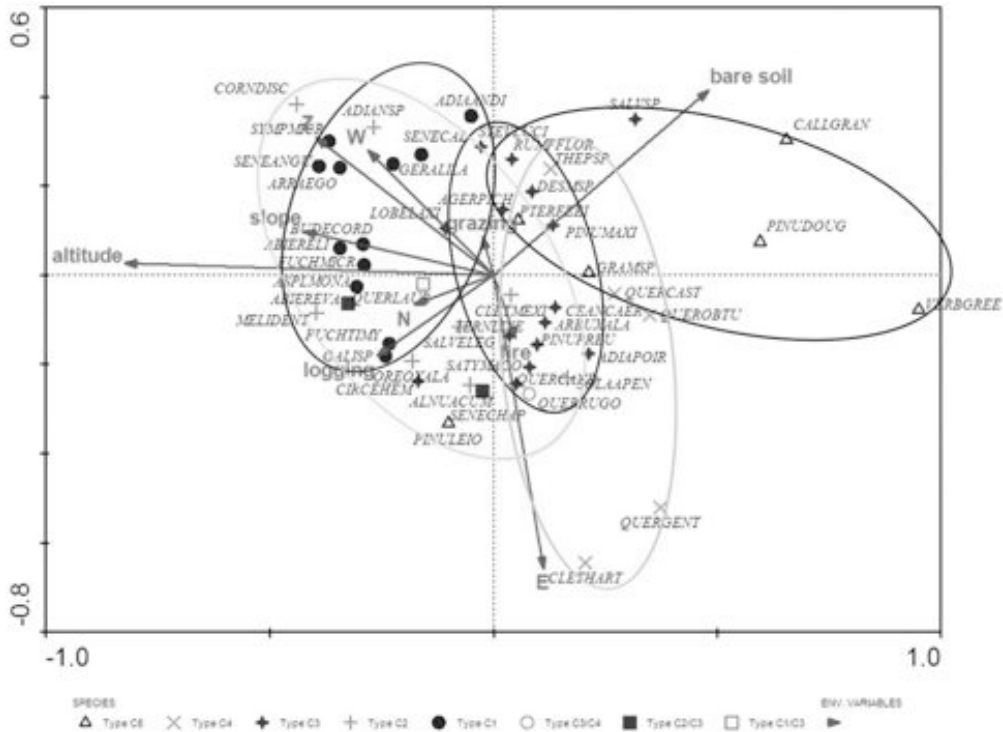


Figura 1.2.12. Bi-plot of the second CCA, shown are the 50 most abundant species; arrows represent environmental factors. Circles were drawn to show the grouping of the species. Some species are the indicator species for two types and are indicated with a special symbol.

† Table 1.2.6. Results of the Monte Carlo permutations test performed by Canoco. With lambda as the additional variance each variable explains at the time it was included, P as the significance of that variable, together with its test statistic value (F).

| Variable | Lambda | P | F |
|-----------|--------|-------|------|
| altitude | 0.36 | 0.002 | 1.53 |
| E | 0.30 | 0.014 | 1.28 |
| N | 0.26 | 0.148 | 1.13 |
| Z | 0.27 | 0.190 | 1.15 |
| bare soil | 0.27 | 0.132 | 1.16 |
| grazing | 0.23 | 0.462 | 1.02 |
| logging | 0.21 | 0.676 | 0.92 |
| slope | 0.20 | 0.784 | 0.87 |
| W | 0.20 | 0.800 | 0.83 |
| fire | 0.18 | 0.872 | 0.79 |

of the drawn ovals are on a virtual horizontal line. The types C1, C2 and C3 show an overlap and seem to be more related to a SW exposition, slope and altitude than type C5 and C4.

Fig. 1.2.13 shows the influence of the altitude on the vegetation types more clearly. It also suggest that plots from Type C4 are located more to the east and plots from Type C1 more to the (south) west.

The plots of Types C1, C2 and C3 show overlap, Type C4 and C5 are clearly plotted to the right. This means that these plots have a lower elevation and are on flatter terrain.

DISCUSSION

Classification analysis

Before this research the vegetation of the CVC had been described (Programa de Conservación y Manejo, 2006). A lot was known about the vegetation in the area and about

the species depending on it. A large dataset with relevés was available; however quantitative analysis had never been done with this dataset. The analyses that were performed in this research give a more founded view on the vegetation in the area. Six vegetation types were found with the TWINSPLAN analysis (Table 1.2.7) one type was divided into five subtypes. In general, these types are in accordance with what is described earlier in the Programa de Conservación y Manejo, although the analysis in this research is less elaborate in the amount of species per type. However, these analyses showed less overlap in species.

Many species occurred in only one plot and were not mentioned because they were not representative for the whole group. This is also a consequence of the amount of plots used, with a larger sample size it is likely that some species would have been found in more plots.

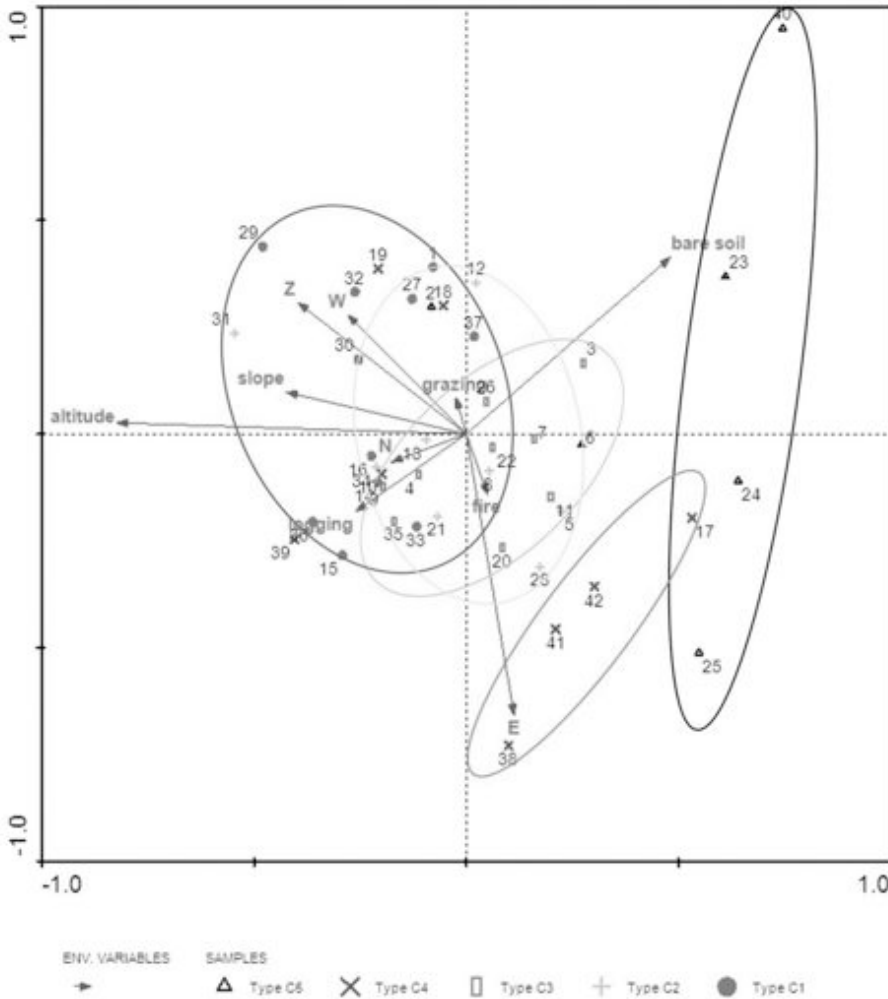


Figura 1.2.13. Bi-plot of the CCA of Type C, plotted are the environmental factors and the plots. The symbols indicate the vegetation type the plots belong to. Circles were added to show the grouping of the plots belonging to separate vegetation types.

The vegetation types that were found are in accordance with the literature, especially the zacatonal vegetation at the top and the *Pinus hartwegii* type below the zacatonal. These types are very characteristic and restricted to the Volcanic belt in Mexico (Almeida, 1994; Velázquez and Cleef, 1993; Rzedowski, 1988).

Type D (Upper Montane *Alnus firmifolia-Abies religiosa* forest) was also described by Velázquez and Cleef (1993).

Type C (Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest) has many different dominant species, each restricted to a few plots. This was also found by Vázquez and Givnish (1998) and Figueroa-Rangel and Olvera-Vargas (2000). The characteristic species of Mesophyllous forests are very hard to determine, because the distribution of these forest is very patchy. They only occur in specific areas with the right humid, temperate circumstances (Luna *et al.*, 1999).

+ Table 1.2.7. The vegetation types resulting from Twinspan analysis

| Type | Name | Number of plots | Altitude (m) |
|------|--|-----------------|--------------|
| A | <i>Bursera-Plumeria</i> dry open woodland | 6 | 775 – 1760 |
| B | Lower <i>Carpinus tropicalis</i> forest | 8 | 1629 – 1928 |
| C | Lower Montane <i>Quercus/Pinus/Abies</i> mesophyllous forest | 42 | 1560 – 3270 |
| D | Upper Montane <i>Alnus firmifolia-Abies religiosa</i> forest | 13 | 2830 – 3458 |
| E | <i>Pinus hartwegii</i> forest | 21 | 2850 – 3705 |
| F | Zacatonal/Alpine <i>Draba-Calamagrostis</i> bunchgrasslands | 11 | 3750 - 4150 |

Type A (*Bursera-Plumeria* dry open woodland) and B (Lower *Carpinus tropicalis* forest) show similarities with the mesophyllous forest described by Rzedowski (1988 and 1991). These two types have the highest species diversity, as shown in Fig. 1.2.7, but in the outcome of Twinspan they do not have as many indicator species as the other types. These two types seem to be a semi-natural, degraded form of a mesophyllous forest.

The different types show an altitudinal gradient, except for Type D and E. These types show an overlap in altitude. A large part of the plots of Type D has the same altitude as plots of Type E, but show a different species composition. In Type D *Abies religiosa* and *Alnus firmifolia* are dominant, whereas type E has *Pinus hartwegii* as most dominant species. However, some plots of type D also have *Pinus hartwegii* and plots of type D also have *Abies religiosa*. The overlap could be due to a wrong classification. However, it could also be due to selective logging, fires or the exposition (west or east) of the plots on the mountain, which can have cli-

matic consequences (Kappelle and Brown, 2001). More information about the exact location of these plots and the environmental variables is needed to explain this overlap.

Type D also shows some similarities in species with Type C1, especially with the presence of *Abies religiosa*. It could be that part of the plots of Type D used to be mesophyllous forest but were replaced by *Abies religiosa*. The causes of this replacement are not clear but could be due human disturbance.

Species diversity

The species diversity has a significant negative correlation with altitude as shown in figure 1.2.7. This suggests that with an increasing altitude less species are adapted to the circumstances. Other research also found a negative correlation between species diversity and altitude. Especially herb and shrub species were more abundant in areas with a lower altitude. This was explained by a more open canopy in the lower parts, allowing more sunlight into the onderstorey,

thereby creating good circumstances for understorey herbs and shrubs. The higher canopy openness can be due to the occurrence of droughts at lower elevations, or due to a higher human disturbance at lower elevations (Vázquez and Givnish, 1998). This explains that Type A and B can have high species diversity and be disturbed at the same time.

To get more insight into the mechanisms behind the decline in species diversity with increasing altitude, the amount of herb, shrub or tree species in each plot should be determined to see if there is a shift in composition.

Ordination analysis

The Canoco ordination analysis was done to investigate the effect of environmental variables and human impact variables on the vegetation. Two analyses were done, the first for a general view and the second analysis zooms in on Type C (Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest), in order to gain more detail about the influence of human impact factors on the vegetation of this type.

Both analyses show that the altitude is the most dominating factor that determines the vegetation type. In both analyses the altitude is a significant variable with a P of 0.002. This relation was also found by Velázquez (1994) and Sklenář (2006) and could be explained by the changing climatic circumstances with higher elevations (Rzedowski, 1988).

The biplots of the ordinations deliver the following results: a) The human impact variables fire, logging and grazing are plotted

in the same direction as the eastern exposition, which indicates that the most human influence takes place on the eastern part sides of the slopes. b) It seems that plots and species of Type C are related to an eastern exposition. c) Types E and D show an overlap in altitude. The figures show that Type E is related to an eastern exposition and Type D to a western exposition. d) Within Type C, subtype C4 (*Quercus rugosa* - *Quercus castanea* forest) shows the most correlation with an eastern exposition, whereas type C1 (*Quercus laurina* - *Abies religiosa* forest) shows the most correlation with a south-western exposition. e) The second ordination shows three clusters of plots. One cluster is formed by Types C1-C3, one by Type C4 and one by Type C5. Type C4 and C5 both have lower elevations and are located on flatter terrain. f) The variable eastern exposition was, besides altitude also significant in both analyses, with a P of 0.002 for the first analysis and 0.014 for the second.

The presence of the species (belonging to the described types) on the slopes with either a western or eastern exposition mainly depends on the different circumstances on these slopes. It is expected that the mesophyllous forest (Type C) would be present on the south western exposed slopes, because these slopes have more humid circumstances. These circumstances are due to the moist winds coming from the Pacific Ocean in the south-west and the lower radiation of the sun on the slopes. When the sun reaches these slopes in the afternoon, a fog layer above the forest has already been formed, thereby reducing the influence of the sun (Kappelle and Brown, 2001). However, the

analysis showed a relation between Type C and the eastern exposition, which cannot be explained by the above theory. The other relations of specific types on slopes with either the west or the east exposition could also not be explained.

Probably, the occurrence of each species is defined by a difference in environmental circumstances. This could be one of the variables included in the analysis, but for example soil moisture content was not taken into account in this research. However, Velázquez (1994) found that soil moisture content was one of the most important variables that determined the variation of plant species, together with the altitude. Other research found that canopy openness and the humus layer (partly) determine the species composition (Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas, 2000).

Because important variables such as soil texture and soil moisture were not taken into account in this research, the results are probably not complete and do not give enough information to explain the results of the analysis.

The difference in vegetation type on the plots with lower elevations is probably also due to the specific environmental circumstances of these plots. However these plots are also most likely to have a higher disturbance because of the higher accessibility, in comparison with the plots with higher altitudes.

Human impact variables

Grazing was the only significant human impact variable with a P of 0.022. The human

impact variables are intercorrelated and the first ordination plots these variables in the same direction, which makes it hard to determine the specific influence of each of the human impact variables. In the second ordination the human impact variables are separated, but the variables are not significant in this analysis. Thereby, no specific relation with a certain vegetation type could be found.

The low significance of the human impact variables could be due to the classification of these variables with numbers of 0 and 1. There was not enough information to make a more detailed classification. Unless the fact that grazing is a significant variable, the effect of grazing in the vegetation cannot be revealed in this research. It could have a negative effect on species, but it could also stimulate the growth of other species. Rzedowski (1988) considered burning and grazing as two of the most important factors in determining vegetation type, they would favor *Pinus*, *Alnus* and grassland communities. However, these effects were not found in this research.

Nevertheless, looking at the first ordination, part of the mesophyllous forest seems to show the most human impact. This could be due to a higher accessibility at lower elevations, or to a higher value for timber and other products (Kappelle and Brown, 2001), both leading to higher disturbance.

From classification analyses it appeared that Types A and B are likely to be degraded forms of mesophyllous forest. This degradation is probably due to human disturbance and the low elevation and flat terrains of these plots support the presumptions that

these plots have at least some degree of disturbance. However these types seem to be undisturbed according to the ordination analysis. This can be explained by either missing values for the human impacts factors (for half of the plots belonging to type A and B), or to disturbance in the past which is no longer seen, and therefore not reported. Both lead to a wrong ordination.

RECOMMENDATIONS FOR MANAGEMENT

The ordination shows that the zacatonal bunchgrasslands and the *Pinus hartwegii* forest suffer the least influence of human disturbances. This could be due to the fact that these forests are already protected by the National Park. Nevertheless, in these parts of the park signs of human disturbances are still found, so the protection should be increased in order to sustain these vegetation types, which are very characteristic.

The lowest parts of the CVC are not protected, are easy to access and have in fact the highest species diversity. This could be due to disturbance which gives pioneer species opportunities to grow. However, this high diversity is also characteristic for mesophyllous forests which are, as described earlier, very diverse forest types.

The mesophyllous forest is vulnerable for exploitation because of the quality of the timber, the non-timber forest products that can be obtained and the easy access to it because of the lower elevations of this forest type. Therefore, this forest should be protected. The analyses show that there is still a high diversity compared to the other types, but also that a great part of the plots repre-

senting this forest have the most disturbance of all.

Unless the high diversity, type A and B seem to be a degraded form of the mesophyllous forest and Type D seems to replace the mesophyllous forest. The protected species *Tilia mexicana* (NOM-059-ECOL-2001) is present in type B, indicating the value of this type and the necessity of the protection of the lower parts of the CVC. It is therefore recommended that the borders of the National Park are lowered substantially and that measures are taken to prevent the disturbance that takes place in the parts of the CVC that are already protected.

Because of the socio-economic value of the forest, and the dependence of local people on the forests, it is advisable to seek ways to protect these forests while sustaining the quality of life for the people depending on it.

Recommendations for further research include to gather more detailed information about the human disturbances for each plot and to include extra environmental variables in the analysis, such as soil moisture and texture. With this extra information it might be possible to determine indicator species for each environmental or human impact variable. It is also recommended to include information about fragmentation and the occurrence of bird and bat species in the analyses. Several effects of fragmentation on bats are described, some researches suggest that some bat species are quite tolerant for fragmentation because they feed in open areas and make use of resources in agricultural areas, whereas other species need continuous forest. Goressen *et al.* (2004) also

describe the importance of forest remnants for bats species; they found the highest bat species richness in partly deforested landscapes. On the contrary, Quesada describes the negative effect of habitat disruption on pollinating bats and documents the negative consequences of the disruption for the plants they pollinate (Quesada, 2003).

Combining information about human disturbance (and the corresponding indicator species) with information about fragmentation and the occurrence of bats and birds gives opportunities to get more insight into the habitats need of specific species.

MAJOR CONCLUSIONS

I. Six vegetation types were made with TWINSpan: 1) *Bursera-Plumeria* dry open woodland, 2) Lower *Carpinus tropicalis* forest, 3) Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest, 4) Upper Montane *Alnus firmifolia-Abies religiosa* forest, 5) *Pinus hartwegii* forest, 6) Zacatonal/Alpine *Draba-Calamagrostis* bunchgrasslands. II. The types Zacatonal, *Pinus Hartwegii* forest and *Abies religiosa* – *Alnus firmifolia* forest show similarities with types described in other comparable areas. III. The other types, the *Plumeria-Bursera* dry open woodland, the Lower *Carpinus tropicalis* forest and the Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest all show resemblance with mesophyllous forest. IV. The altitude is the most important variable determining the vegetation types. VI. The variable eastern exposition is also significantly correlated with the vegetation. VII. The relation of the eastern with several vegetation types could not be explained. VIII. Specific influence of

human impact variables on the vegetation was not found. IX. Grazing was the only significant variable and the mesophyllous forest seemed to be the most influenced by disturbance. X. For the management of the area it is recommended to lower the borders of the National Park and to prevent disturbance in the parts of the CVC that are already protected. For further research it is recommended to gather more information about the human disturbance and fragmentation and to combine this information with the dispersal of bats and birds, in order to get more insight into their habitat needs.

ACKNOWLEDGEMENTS

I want to thank Dra. Sonia Navarro for her hospitality, support, friendship and guidance in Mexico. Together with Armando Chavez she made my stay in Guadalajara very pleasant and an unforgettable experience, muchas gracias! Also I want to thank Dr. Pita Verweij for her supervision, guidance and advice on all the aspects of this research and for reviewing this report. I want to thank Veronica Zamorra for her rides in Guadalajara, her pictures and her advice. Furthermore I would like to thank Professor Antoine Cleef for helping me with the interpretation of the Twinspan analysis and receiving me in Amsterdam to find relevant literature. Also I want to thank Dr. Jos Dekker for reviewing this report. Last but not least I would like to thank my parents, family and friends for supporting me in finishing my Master's. This research was financially supported by the Alberta Mennega Stichting and by Stichting FONA (Fonds voor Onderzoek ten behoeve van het Natuurbehoud).

LITERATURE CITED

- Almeida, L. 1994. *El zacatonal alpino del Volcan Popocatepetl, México, y su posición en las montañas tropicales de América*. Phytocoenologia 22, 391-436
- Cleef, A.M. 1984. *Synopsis of the coastal vegetation of the Santa Marta area: 423-440*. In: T. van der Hammen & P.M. Ruíz. (eds). *La Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia), transecto Buritaca - La Cumbre*. Studies on Tropical Andean Ecosystems 2. J. Cramer, Berlin - Stuttgart.
- CONANP. 1936. *Decreto que declara parque nacional el nevado de colima, incluyendo el cerro grande*. <http://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/parques/Nevadocolima.pdf>.
- CONANP. 1940. *Decreto que reforma el de 3 de Agosto de 1936, declarando Parque Nacional el Nevado de Colima y el Cerro Grande*. <http://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/parques/Modif-Nevadocolima.pdf>
- Den Oudendam, T. 2006. *Non-Timber Forest Products in the Volcanic Complex of Colima, Mexico. Reconnaissance study of the potential for NTFP extraction*. MSc. Thesis Sustainable Development, Land use, Environment & Biodiversity, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands
- Emmons, L., Feer, F. 1990. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press, Chicago. 281 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2005. *Global Forest Resource Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ferraz, G., J. D. Nichols, J. E. Hines, P. C. Stouffer, R. O. Bierregard Jr., T. E. Lovejoy. 2007. *A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds*. Science 315(5809):238-241.
- Figueroa-Rangel, B.L., M. O. Olvera-Vargas. 2000. *Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico*. Ecological Research 15 249-261
- Goressen, P.M.M., M. R. Willig. 2004. *Landscape responses of bats to habitat fragmentation in atlantic forest of Paraguay*. Journal of Mammalogy, 85, 688-697
- Heithaus, E.R., T.H. Fleming, P.A. Opler. 1975. *Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest*. Ecology 56, pp. 841-854
- Hill, M.O. 1979. *TWINSPAN a Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. Cornell University Press, Ithaca NY.
- Kappelle, M. and A. D. Brown. 2001. *Bosques nublados del neotrópico*. 1st edition, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad pp. 183-229
- Laaksonen, T. y T. Lievonen. 1998. *Report on the fieldwork at the Colima Volcano-Complex in spring*.
- Luna Vega, I., O. Alcantara Ayala, D. Espinosa Organista, J. J. Morrone. 1999. *Historical relationships of the Mexican cloud forests: a preliminary vicariance model applying Parsimony Analysis of Endemicity to vascular plant taxa*.
- MacArthur, R.H., E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton,
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. *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. Secretaria de medio ambiente y recursos naturales.
- Programa de Conservación y Manejo. Parque Nacional Volcán Nevado de Colima. 2006. Unpublished. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protégidas.
- Quesada, M. 2003. *Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree Ceiba grandiflora*.
- Rzedowski, J. 1988 *Vegetación de México*. 4th ed. Limusa, México D.F.
- Rzedowski, J. 1991. *Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México*. Acta Botánica Mexicana 035, 25-44.
- Santiago Pérez, A. L., E. J. Jardel Peláez, R. Cuevas Guzmán. 2002. *Rareza y estado de conservación de especies arbóreas del bosque mesófilo de montaña en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México*. Ibugana, 10 pp. 5-22.
- Sklenář, P. 2006. *Searching for altitudinal zonation: species distribution and vegetation composition in the superpáramo of Volcán Iliniza, Ecuador*. Plant Ecology 184: 337-350.

- Ter Braak, C.J.F. 1987b. *The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis*. *Vegetatio* 69, 69-77.
- Ter Braak, C.J.F., P. Šmilauer. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 500 p.
- UNDP (United Nations Development Programme). 2005. *Proposal for a megadiverse cooperation fund*.
- UNESCO, *List of Man and Biosphere Reserves*.
<http://www.unesco.org/mab/BRs/LacBRlist.shtml>
- Verweij, P.A. and Budde, P.E. 1992. *Burning and grazing gradients in páramo vegetation: Initial ordination analyses*. In: *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*. Academic Press, London.
- Vázquez G., J.A. and T.J. Givnish, T.J. 1998. *Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán*. *Journal of Ecology* 86, 999-1020
- Velázquez, A., A.M. Cleef. 1993. *The plant communities of the volcanoes 'Tláloc' and 'Pelado', Mexico*. *Phytocoenologia* 22 145-191
- Velázquez, A. 1994. *Multivariate analysis of the vegetation of the volcanoes Tláloc and Pelado, Mexico*. *Journal of Vegetation Science* 5: 263-270
- Whitmore, T.C. 1997. *Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Artículo Biodiversidad y conservación en dos localidades tropicales del suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México

Yalma L. Vargas-Rodríguez, J. Antonio Vázquez-García, Toribio Quintero Moro, Miguel A. Muñiz-Castro.

RESUMEN

El bosque tropical subcaducifolio se caracteriza por albergar una alta biodiversidad y endemismo, sin embargo en el occidente de México su biodiversidad y estado de conservación son poco conocidos. Se presenta una descripción preliminar de flora (plantas vasculares) y fauna (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) en dos localidades del suroeste del municipio de Talpa, Jalisco, México, con base en inventarios y muestreos de transectos de 0.1 ha para vegetación y transectos de observación indirecta para fauna. En el ejido Concepción de Bramador se registraron 67 familias de plantas, 117 géneros y 143 especies. Las familias con más especies fueron Fabaceae (9), Rubiaceae (9), Asteraceae (8), Euphorbiaceae (6) y Moraceae (5). Las especies con mayor de importancia fueron *Brosimum alicastrum* (26.6%), *Coffea arabica* (21.4%), *Celtis monoica* (11.5%) y *Bursera* sp (8.6%). En el predio de Tajahualpa se identificaron 42 familias, 64 géneros y 69 especies. Las familias con más especies fueron Moraceae (6) y Fabaceae (5). Las especies con mayor valor de importancia fueron *Coffea arabica* (21.96%), *Magnolia mexicana* (17.35 %) y *Trichilia havanensis* (14.12%). Se registraron 63 especies (35 endémicas) de 20 familias de reptiles y anfibios, 43 especies de aves de 17 familias, 10 especies de mamíferos terrestres y seis de murciélagos. La especies con mayores problemas de conservación y que se recomiendan para protección son *Magnolia mexicana*, *Platymisium trifoliatum*, *Bahuinia ramirezii*, *Penelopina nigra*, *Amazona oratrix*, *Aratinga cunicularis* y *Campephilus guatemalensis*.

ABSTRACT

Tropical subdeciduous forests are characterized by harboring high biodiversity and endemism, however, in western Mexico its biodiversity and conservation status are poorly understood. A preliminary description of the flora (vascular plants) and fauna (amphibians, reptiles, birds and mammals) in two locations in southwestern Talpa de Allende, Jalisco, Mexico, is presented. A biodiversity inventory was conducted and 0.1 ha transects were sampled for vegetation analysis and fauna observation. 67 plant families, 117 genera and 143 species were found at Ejido Concepción de Bramador. Families with high species richness included Fabaceae (9), Rubiaceae (9), Asteraceae (8), Euphorbiaceae (6) and Moraceae (5). Species with high Importance Value were *Brosimum alicastrum* (26.6%), *Coffea arabica* (21.4%), *Celtis monoica* (11.5%) and *Bursera* sp (8.6%). 42 plant families, 64 genera and 69 species were identified at Tajahualpa. Families with high species richness were Moraceae (6) and Fabaceae (5). Species with high importance value were *Coffea arabica* (21.96%), *Magnolia mexicana* (17.35%) and *Trichilia havanensis* (14.12%). Reptils and amphibians included 63 species (35 endemic), corresponding to 20 families, Birds included 43 species corresponding to 17 families, mammals included 10 species, bats, six of those ere bats. The species with major conservation problems requiring protection were *Magnolia mexicana*, *Platymisium trifoliatum*, *Bahuinia ramirezii*, *Penelopina nigra*, *Amazona oratrix*, *Aratinga cunicularis* and *Campephilus guatemalensis*.

Los bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios se distribuyen principalmente en la vertiente del Pacífico mexicano. En el estado de Jalisco se observan como manchones discontinuos que se extienden hasta el centro de Sinaloa. En el municipio de Talpa de Allende el bosque tropical caducifolio habita en la región suroeste, en este municipio es común en laderas secas, expuestas, en elevaciones de 600 a 1300 m, mientras que el bosque tropical subcaducifolio se localiza en laderas húmedas, algunas veces en las proximidades de arroyos y se distribuye generalmente entre los 400 a 1200 msnm. La presencia de estos tipos de vegetación está determinada por la distribución de la precipitación a lo largo de año. Por ejemplo, el bosque tropical subcaducifolio presenta una sequía de cinco a siete meses.

Los bosques tropicales en el suroeste de Talpa de Allende han sido utilizados con fines de cultivo. Algunas regiones con estos bosques han sido desmontados para cultivos o parcialmente desmontados para la introducción de plantaciones de café. Este último es el predominante en la región, aunque varios de los cafetales ya han sido abandonados. Además, los árboles de tamaño grande tienen un valor comercial, y en algunas regiones se ha utilizado de manera limitada a la “parota” *Enterolobium cyclocarpum*.

El occidente de Jalisco puede ser la región de mayor biodiversidad. La heterogeneidad ambiental, topográfica y de tipos de vegetación, pueden ser los factores que determinan la diversidad alta y la presencia de un número importante de plantas endémicas. En particular, la región de Talpa de Allende sobresale entre los municipios de mayor

biodiversidad, a pesar de que las exploraciones biológicas no han sido numerosas. La riqueza biológica del municipio amerita la creación de proyectos productivos compatibles con la conservación, especialmente en las zonas tropicales.

Se presenta una descripción preliminar de la flora y la fauna de 450 hectáreas de bosque tropical en el suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México. Los inventarios proveen información básica para conocer las especies que habitan en una zona y su uso antropogénico. Por lo tanto, son elementos importantes para la toma de decisiones de manejo para la conservación de la diversidad y son esenciales para identificar que especies merecen atención especial. El presente trabajo tiene como objetivo, listar de manera preliminar, las especies de árboles, arbustos, plantas herbáceas y fauna y determinar su estado de conservación en dos localidades de Talpa de Allende. Se señalan también medidas para la protección y conservación de la biodiversidad.

ÁREA DE ESTUDIO

Se realizaron inventarios de plantas vasculares y fauna en dos localidades pertenecientes al municipio de Talpa de Allende, Concepción de Bramador y Tajahualpa. El ejido Concepción de Bramador tiene una superficie de 300 hectáreas y se localiza entre 20°10'3" - 20°17'8" N y 105°08'44" - 105°11'53" W. La elevación dentro del ejido va de los 260 a 1620 msnm. La precipitación media anual es de 1896 mm, siendo agosto el mes más lluvioso y febrero, abril y mayo los de menor precipitación. La temperatu-

ra promedio anual es de 25.1°C. El clima se define como Aw(w), caliente sub-húmedo, sin heladas perceptibles y granizadas esporádicas. Los suelos predominantes en la zona son regosol, litosol, luvisol y cambisol. La historia geológica de la zona va desde el Mesozoico, el Cretácico, hasta el Cenozoico Terciario. El predio estudiado en Tajahualpa tiene una superficie de 150 hectáreas y se localiza al oeste de la localidad La Esperanza, al este de la localidad Tajahualpa y limitado al norte por el Río Tajahualpa. El clima es Aw(w), caliente sub-húmedo, con temperatura media del mes más frío superior a 18°C, con lluvias en verano. Los tipos de suelo son regosol eutrítico, cambisol crómico y litosol (INEGI, 2007).

METODOLOGÍA

Para conocer las plantas vasculares, se realizaron exploraciones botánicas en las 450 hectáreas que forman los dos sitios estudiados. Se colectó una muestra de las plantas encontradas y la flor o fruto si estaba presente. Se colectó a lo largo de los arroyos, caminos y bajo cafetales. Las plantas se depositaron en el herbario IBUG de la Universidad de Guadalajara. La identificación fue hecha por los autores. Además, se midieron los árboles ≥ 2.5 cm dap (diámetro a la altura del pecho) en 10 transectos de 2 x 50 m, siguiendo la metodología propuesta por Gentry (1982). El área total muestreada fue de 0.1 hectáreas. En cada transecto se registró la presencia de hierbas y señales de disturbio natural y antropogénico. Se calculó la diversidad usando el índice de Shannon, el valor de importancia (abundancia, frecuencias y área basal relativas) y el área basal para cada especie.

Para realizar una lista preliminar de fauna, se realizaron observaciones a lo largo de arroyos y caminos, anotándose la presencia de huellas y cantos de aves. Con la ayuda de binoculares se observaron aves. Se utilizó literatura científica para identificar huellas y ejemplares observados así como para complementar el listado.

RESULTADOS

Flora y vegetación

Las especies de plantas vasculares encontradas en el ejido Concepción de Bramador incluye 67 familias, 117 géneros y 143 especies. Las familias con más especies son Fabaceae, Rubiaceae (9), Asteraceae (8), Euphorbiaceae (6) y Moraceae (5). En cuanto al estado de conservación de las especies de plantas vasculares, un árbol, *Calophyllum brasiliense*, está incluido en la Norma Oficial Mexicana de especies en riesgo, con la categoría de Amenazada. Las especies con mayor de importancia fueron *Brosimum alicastrum* (26.58%, abundancia: 19 árboles) y *Celtis monoica* (11.51 %, abundancia: 13 árboles). El café tuvo un valor de importancia alto, 21.38 % y una abundancia de 63 individuos. Otras especies, como *Bursera* sp. tuvieron un valor de importancia alto (8.64 %), considerando el bajo número de individuos encontrados. *Bahuinia ramirezii*, una especie endémica de la región y recientemente descrita tuvo abundancia de ocho individuos. Las 0.1 hectáreas muestreadas de selva con cafetal, pueden considerarse pobres, dominadas principalmente por capomo, selectivamente mantenido por la sombra que provee su dosel. Se identificaron dos áreas de

150 hectáreas cada una al suroeste del ejido donde existe selva en condiciones adecuadas para la conservación.

Las plantas encontradas en el predio de Tajahualpa incluyeron 42 familias, 64 géneros y 69 especies. Las familias con más especies son Moraceae (6) y Fabaceae (5). Entre las especies relevantes para la conservación presentes en el predio están *Talauma mexicana*, un árbol amenazado, de acuerdo a la NOM-ECOL-059 y *Platymisium trifoliatum* es un árbol disyunto con Centroamérica que amerita protección. El tipo de vegetación presente se considera bosque tropical subcaducifolio con cultivo de café bajo sombra. Las especies con mayor valor de importancia fueron *Talauma mexicana* (17.35 %, abundancia: 4 árboles) y *Trichilia havanensis* (14.12%, abundancia 5 árboles). El café tuvo un valor de importancia alto, 21.96 % y una abundancia de 12 individuos.

FAUNA

Anfibios y reptiles

Se registraron un total de 63 especies y 20 familias de reptiles y anfibios en ambas localidades estudiadas. De total de especies, 35 especies son endémicas para la región, una especie, *Ctenosaura pectinata* (iguana negra) se encuentra en peligro de extinción, tres especies son raras y 10 tienen importancia económica. Se incluyen nombres locales en el listado.

Aves

Se identificaron 14 especies de aves, en 13 géneros y 11 familias en el ejido Concepción

de Bramador. De las especies encontradas, *Aratinga cunicularis*, tiene la categoría de sujeta a protección especial, y *Penelopina nigra* se considera amenazada de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana de especies en riesgo.

En Tajahualpa, se registraron 31 especies en 13 familias de aves en el predio. Del total de especies, dos son endémicas a la región, tres se consideran amenazadas, una en peligro de extinción (*Amazona oratrix*), y una se considera rara (*Campephilus guatemalensis*).

Mamíferos

A través de métodos indirectos, tanto en el ejido de Concepción de Bramador como en Tajahualpa, se registraron 10 especies de mamíferos terrestres y en Concepción de Bramador seis especies de murciélagos, pertenecientes a dos familias y seis géneros.

DISCUSIÓN

Dos zonas del ejido Concepción de Bramador con bosque tropical subcaducifolio son viables para la conservación. Estas dos zonas podrán funcionar como fuentes de germoplasma para la restauración de áreas degradadas y como fuente de propágulos para la recolonización natural de bosques aledaños. La superficie consiste de dos zonas de 150 ha y tienen características estructurales de vegetación adecuadas para la conservación: árboles de gran tamaño y de diferentes clases diamétricas, presencia de plántulas y juveniles de árboles y ausencia de cultivo de café.

Para la restauración se proponen a las especies de *Nectandra* sp. y *Tabebuia* sp.,

característica de bosques tropicales y emergente del dosel. Esta especie puede ser introducida dentro del cultivo del café bajo sombra, principalmente como estrato emergente. *Bahuinia ramirezii* es un arbusto de talla mediana, endémico para la región y recientemente descrita para la ciencia, que por sus hojas vistosas y de gran tamaño puede introducirse dentro del cafetal como estrato inferior.

Se localizaron en el predio dos individuos del ave *Penelopina nigra*, especie amenazada y sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-ECOL-059. Por lo tanto, el ejido debe mantenerse 300 ha dedicadas a la protección y conservación del bosque tropical subcaducifolio y mantener el sistema de cultivo de café rústico, con árboles mayores de 12 m de altura con el fin de continuar funcionando como hábitat de especies de aves. Además se deberá promover el establecimiento de cercas vivas y la reforestación de las áreas circundantes al predio.

En Tajahualpa, las 0.02 ha muestreadas de selva con cafetal, pueden considerarse pobres, dominadas principalmente por *Trichilia*, *Inga* y *Talauma mexicana*, selectivamente mantenido por la sombra que provee su dosel. Esta última es una especie relictica considerada como amenazada en la NOM-ECOL-059. En el predio crecen 35 individuos, la mayoría adultos, por lo que se considera que es la población más grande del occidente de México. Se sugiere que individuos de *Talauma mexicana* se introduzcan en los alrededores ya que proveen sombra y promueven la diversidad de especies de selva.

Se localizaron en el predio dos individuos del pájaro carpintero *Campephilus*

guatemalensis, una especie rara y sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-ECOL-059. Por lo tanto, el predio debe mantener el sistema de cultivo de café rústico, con árboles mayores de 12 m de altura con el fin de continuar funcionando como hábitat de especies de aves. Además se deberá promover el establecimiento de cercas vivas y la reforestación de las áreas circundantes al predio.

LITERATURA CITADA

- Gentry, A. H. 1982. *Patterns of neotropical plant species diversity*. Evolutionary Biology. Hecht, Wallace and Prance, Plenum Publishing Corporation. 15: 1-84.
- INEGI 2007. *Guía para la interpretación de cartografía Geológica*. Ed. INEGI-México. 10-15 pp.
- INEGI 2007. *Carta Geológica F13C79 y F13C89*. INEGI-México.
- INEGI 2007. *Guía para la interpretación de cartografía Edafológica*. Ed. INEGI-México. 12, 16 y 18 pp.
- INEGI 2007. *Carta Edafológica F13C79 y F13C89*. INEGI-México.

APÉNDICES

El hábito de las especies se indica con una letra mayúscula a la izquierda y corresponde a la siguiente simbología: H, hierba; A, árbol; R, arbusto, E, epífita; T, trepadora. M corresponde al uso medicinal. El nombre local, cuando existe, se indica después del nombre científico. La presencia en el ejido Concepción de Bramador y/o Tajahualpa se indica con las iniciales CB y TJ después del nombre local.

| | | | | | |
|----------------------|--|--------|--|--|--------|
| Flora vascular | | | Dioscoreaceae | | |
| Clase Lycopodiopsida | | | T <i>Dioscorea</i> sp., “camote de cerro” CB | | |
| Lycopodiaceae | | | Heliconiaceae | | |
| H | <i>Selaginella serrata</i> Spring. | CB | Ar | <i>Heliconia mooreana</i> R.R.Sm. | TJ |
| Clase Filicopsida | | | Liliaceae | | |
| Adiantaceae | | | T | <i>Bomarea</i> sp. | CB |
| H | <i>Adiantum lunulatum</i> Burmann | CB | Marantaceae | | |
| H | <i>Adiantum princeps</i> Moore | CB | H | <i>Maranta</i> sp. | CB |
| H | <i>Adiantum</i> sp. | TJ | Orchidaceae | | |
| Aspleniaceae | | | E | <i>Oncidium</i> sp., “lirio” | CB |
| H | <i>Tectaria mexicana</i> (Fée) Morton | CB, TJ | Poaceae | | |
| H | <i>Dryopteris</i> sp. | CB, TJ | Ar | <i>Chusquea</i> sp., “carricillo” | CB |
| Gleicheniaceae | | | H | <i>Chusquea liebmannii</i> | TJ |
| H | <i>Gleichenia bifida</i> (Willd.) Spreng. | CB | H | <i>Lasiasis</i> sp. | CB |
| Polypodiaceae | | | H | <i>Muhlenbergia</i> sp. Schreb. | CB |
| E | <i>Pecluma</i> sp. | CB | H | <i>Oplismenus burmanii</i> | TJ |
| H | <i>Phelbodium</i> sp. | CB | H | <i>Zeugites</i> sp., “carricillo” | CB |
| E | <i>Pleopeltis</i> sp. | CB | Smilacaceae | | |
| E | <i>Polypodium</i> sp. | CB | T | <i>Smilax</i> sp., “zarcaparrilla” | CB |
| Schizaeaceae | | | T | <i>Smilax dominguensis</i> Rzm. | TJ |
| H | <i>Anemia</i> sp. Swartz | CB | Zingiberaceae | | |
| Clase Liliopsida | | | H | <i>Costus pictus</i> D. Don. Ex Lindl. | TJ |
| Alliaceae | | | Clase Magnoliopsida | | |
| H | <i>Bessera elegans</i> Schult.f. | CB | Actinidiaceae | | |
| Araceae | | | A | <i>Saurauia serrata</i> DC. | TJ |
| H | <i>Anthurium halmorei</i> | TJ | Amaranthaceae | | |
| H | <i>Arisaema</i> sp. | CB | T | <i>Iresine</i> sp. CB, | TJ |
| T | <i>Philodendron scandens</i> TJ | | Annonaceae | | |
| H | <i>Syngonium neglectum</i> Schott | TJ | A | <i>Annona purpurea</i> Moc. & Sesse | TJ |
| H | <i>Xanthosoma</i> sp., “colomo” | CB | A | <i>Cymbopetalum</i> sp., “platanillo”, | CB |
| Becaceae | | | Apocynaceae | | |
| Ar | <i>Chamaedorea pochutlensis</i> Liebm. ex Mart | TJ | H | <i>Mandevilla</i> aff. | CB |
| A | <i>Sabal rosei</i> | TJ | H | <i>Rauwolfia</i> sp. | CB |
| Bromeliaceae | | | A | <i>Stemadenia</i> sp., “San Antonio” | CB |
| E | <i>Tillandsia</i> sp., “gallito” | CB | A | <i>Stemmadenia palmeri</i> Rose & Standl. | CB, TJ |
| Commelinaceae | | | Araliaceae | | |
| H | <i>Commelina</i> sp. | CB | A | <i>Oreopanax peltatus</i> Linden ex Regel. | TJ |
| H | <i>Phaeosphaerium leiocarpum</i> | TJ | | | |

| | | | | | |
|------------------|---|--------|---------------|--|--------|
| A | <i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch. | TJ | T | <i>Ipomoea</i> sp., "guía peluda" | CB |
| Aristolochiaceae | | | T | <i>Ipomoea spectata</i> J.A. McDonald, "hiedra" | CB |
| T | <i>Aristolochia</i> sp. | CB, TJ | Coriariaceae | | |
| Asclepiadaceae | | | H | <i>Coriaria ruscifolia</i> L. | CB |
| T | <i>Cynanchum</i> sp. L. | CB | Cucurbitaceae | | |
| T | <i>Gonolobus</i> sp. | TJ | T | <i>Cucurbita</i> sp., "calaba- cilla" | CB |
| Asteraceae | | | T | <i>Cucumis</i> aff., "pepi- nillo" | CB |
| Ar | <i>Archibaccharis</i> sp. Heering | CB | T | <i>Momordica charantia</i> L. | CB |
| Ar | <i>Baccharis</i> sp. L. | CB | Ericaceae | | |
| H | <i>Bidens</i> sp., "aceitilla" | CB | A | <i>Befaria mexicana</i> Benth. | CB |
| H | <i>Calea scabrifolia</i> (Hook. & Arn.) Benth. & Hook.f. | CB | Euphorbiaceae | | |
| H | <i>Cosmos sulphureus</i> Cav. | CB | H | <i>Acalypha</i> sp. | CB |
| H | <i>Elephantopus spicatus</i> | TJ | A | <i>Cnidoscolus tepiquensis</i> (Cost. & Gall.) Lund., "chilte" | CB |
| H | <i>Elephantopus</i> sp., "oreja de puerco" | CB | H | <i>Croton</i> sp. | CB |
| H | <i>Eupatorium collinum</i> DC., | M, CB | H | <i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd., "noche buena" | CB |
| H | <i>Lasianthea</i> sp. DC., | M, CB | Ar | <i>Phyllanthus elsiae</i> Urb. | TJ |
| H | <i>Milleria quinqueflora</i> L. | TJ | Ar | <i>Phyllanthus micrandus</i> Müll. Arg. | TJ |
| Begoniaceae | | | A | <i>Sapium</i> sp. | M, CB |
| H | <i>Begonia</i> sp., "begonia" | CB, TJ | A | <i>Sapium pedicellatum</i> Huber, "mataiza" | CB |
| Bignoniaceae | | | Fabaceae | | |
| T | <i>Amphilophium</i> sp. | CB | A | <i>Bahuinia ramirezii</i> , "pata de vaca", en- démica | M, CB |
| T | <i>Amphilopium panicula- tum</i> (L.) HB & K. | TJ | T | <i>Centrosema sagittatum</i> Brandegee | TJ |
| A | <i>Amphitecna macro- phylla</i> Miers ex Baill. Disyunta | CB | T | <i>Entada polystachya</i> (L.) DC. | CB |
| A | <i>Tabebuia rosea</i> DC. | CB, TJ | A | <i>Enterolobium cyclocar- pum</i> Griseb., "nacaste" | CB |
| Bixaceae | | | A | <i>Inga</i> sp. Miller | CB |
| A | <i>Bixa orellana</i> L. | CB | A | <i>Inga vera</i> H.B.K | TJ |
| Burseraceae | | | A | <i>Lonchocarpus</i> sp., "cue- ro de indio" | CB |
| A | <i>Bursera</i> sp., "copal- quiote" | CB | A | <i>Platymisium trifoliatum</i> Benth. | TJ |
| Campanulaceae | | | T | <i>Phaseolus</i> sp. | CB, TJ |
| H | <i>Diastatea</i> sp. Scheidw. | CB | A | <i>Senna</i> sp. | CB, TJ |
| Capparaceae | | | A | <i>Senna atomaria</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby | CB |
| H | <i>Cleome</i> sp. | CB | | | |
| Caricaceae | | | | | |
| H | <i>Jarrilla chocola</i> Standl., "bonete" | CB | | | |
| Celastraceae | | | | | |
| A | <i>Euonymus</i> sp. L. | CB | | | |
| Convolvulaceae | | | | | |
| T | <i>Ipomoea</i> aff. | CB | | | |

| | | | | | |
|-----------------|---|--------|----------------|--|--------|
| Ar | <i>Senna multifoliolata</i> (P G.Wilson) Irwin & Barneby | CB | Moraceae | | |
| Fagaceae | | | A | <i>Brosimum alicastrum</i> Sw., "capomo" | CB, TJ |
| A | <i>Quercus</i> sp.1 | CB, TJ | A | <i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol. | TJ |
| A | <i>Quercus</i> sp.2 | CB | H | <i>Dorstenia</i> sp., "barbu- dilla" | CB |
| Flacourtiaceae | | | H | <i>Dorstenia contrahier- ba</i> L. | TJ |
| A | <i>Casearia</i> sp., "juanita" | CB, TJ | A | <i>Ficus</i> sp. | CB, TJ |
| A | <i>Casearia arguta</i> H.B. & K., "copalillo" | M, CB | A | <i>Ficus involuta</i> (Liebm.) Miq. | TJ |
| A | <i>Xilosma</i> sp., "coronilla" | CB | A | <i>Ficus isophlebia</i> Standl. | CB |
| A | <i>Prockia crucis</i> L. | TJ | A | <i>Ficus maxima</i> Mill. | CB |
| Gesneriaceae | | | A | <i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb. | TJ |
| H | <i>Achimenes</i> sp. | CB | Myrsinaceae | | |
| T | <i>Columnea septentriona- lis</i> C.V. Morton | CB | A | <i>Ardisia</i> sp., "tintilagua" | CB |
| Guttiferae | | | A | <i>Ardisia compressa</i> Kunth | TJ |
| A | <i>Calophyllum brasiliense</i> Camb. Amenazada | CB, TJ | Myrtaceae | | |
| Hernandiaceae | | | A | <i>Psidium</i> sp., "arrayan- cillo" | CB |
| A | <i>Gyrocarpus jatrophifo- lius</i> Domin. | TJ | Onagraceae | | |
| Juglandaceae | | | H | <i>Lopezia</i> sp. Cav. | CB |
| A | <i>Juglans major</i> A. Heller | | Opiliaceae | | |
| Labiatae | | | A | <i>Agonandra racemosa</i> (DC.) Standl. | TJ |
| H | <i>Salvia</i> sp. | CB | Passifloraceae | | |
| Lauraceae | | | T | <i>Passiflora</i> sp., "grana- dilla" | CB |
| A | <i>Nectandra</i> sp. | CB, TJ | Papaveraceae | | |
| Lythraceae | | | A | <i>Bocconia frutescens</i> L. | CB |
| H | <i>Cuphea</i> sp. | CB | Piperaceae | | |
| Magnoliaceae | | | H | <i>Piper</i> sp. | CB, TJ |
| A | <i>Talauma mexicana</i> Amenazada | TJ | H | <i>Peperomia campylo- tro- pa</i> A.W.Hill | CB |
| Malvaceae | | | H | <i>Peperomia umbilicata</i> Ruiz & Pav., "espiga" | CB |
| H | <i>Allosidastrum pyrami- datum</i> (Desp.) Fryxell & Bates | TJ | Ar | <i>Piper hispidum</i> Sw. | TJ |
| H | <i>Malvastrum bicuspidat- um</i> , "malva" | CB | Rhamnaceae | | |
| H | <i>Sida linearis</i> Cav. | CB | T | <i>Gouania</i> sp. | CB |
| Melastomataceae | | | Ranunculaceae | | |
| Ar | <i>Miconia</i> sp.1, "pedorra" | CB | H | <i>Caltha palustris</i> L., "tacuazín" | CB |
| Ar | <i>Miconia</i> sp. 2 | CB | T | <i>Clematis</i> sp., "barba de Viejo" | CB |
| Ar | <i>Miconia</i> sp. 3 | CB | Rubiaceae | | |
| Meliaceae | | | A | <i>Chiococca</i> sp. | CB |
| A | <i>Trichilia</i> sp. | CB | M | <i>Coffea arabica</i> L., "café" | CB, TJ |
| Monimiaceae | | | | | |
| A | <i>Siparuna nicaraguensis</i> Hemsl. | CB | | | |

| | | | | | |
|------------------|--|--------|--|---|----|
| H | <i>Crusea</i> A.Rich. | CB | A | <i>Urera</i> sp, “quemadora” | CB |
| T | <i>Galium</i> L. | CB | Valerianaceae | | |
| A | <i>Hintonia latiflora</i> Bullock | CB | H | <i>Valeriana</i> sp. | CB |
| Ar | <i>Hoffmannia cuneatissi-</i> <i>ma</i> Robinson | CB | Vitaceae | | |
| A | <i>Psychotria</i> sp. | CB, TJ | T | <i>Cissus rhomboidea</i> E.Mey | TJ |
| A | <i>Randia aculeata</i> L., “gateada” | CB, TJ | T | <i>Cissus rhombifolia</i> Vahl. | TJ |
| A | <i>Randia tetraacantha</i> (Cav.) DC., “crucecilla” | CB | T | <i>Parthenocissus</i> sp. | CB |
| Sapindaceae | | | T | <i>Parthenocissus quin-</i> <i>quefolia</i> (L.) Planch. | CB |
| A | <i>Cupania dentata</i> Moc. et Sessé ex DC | TJ | Verbenaceae | | |
| T | <i>Paullinia clavigera</i> Schltdl. | CB | H | <i>Verbena</i> sp. | CB |
| Scrophulariaceae | | | Fauna | | |
| H | <i>Russelia</i> sp. | TJ | Clase Mammalia (mamíferos) | | |
| Simarubaceae | | | Cervidae | | |
| A | <i>Picrasma</i> sp., “mesina” | CB, TJ | <i>Odocoileus virginianus</i> “venado cola blanca” | | |
| A | <i>Picramnia guerrerensis</i> W. Thomas | CB, TJ | Dasypodidae | | |
| Solanaceae | | | <i>Dasyus novemcinctus</i> “armadillo” | | |
| M | <i>Cestrum</i> sp., “zorrillo” | CB | Didelphidae | | |
| H | <i>Lycianthes</i> sp. | CB | <i>Didelphis virginiana</i> “tlacuache” | | |
| Sterculiaceae | | | Mormoopidae | | |
| A | <i>Guazuma</i> sp., “guazi- ma” | CB | <i>Pteronotus davyi</i> “murciélago” | | |
| Styracaceae | | | Phyllostomidae | | |
| A | <i>Styrax argenteus</i> C. Presl | TJ | <i>Anoura geoffroyi</i> “murciélago” | | |
| Tiliaceae | | | <i>Artibeus jamaicensis</i> “murciélago” | | |
| Ar | <i>Heliocarpus terebintha-</i> <i>ceus</i> (DC.) Hochr. | TJ | <i>Dermanura azteca</i> “murciélago” | | |
| A | <i>Triumpheta</i> sp. | CB | <i>Marmosa canescens</i> “ratón tlacuache” | | |
| A | <i>Triumpheta</i> sp. | M, CB | <i>Micronycteris megalotis</i> “murciélago” | | |
| A | <i>Trichospermum insigne</i> (Baill.) Kosterm. | CB | <i>Sturnira lilium</i> “murciélago” | | |
| Ulmaceae | | | Procyonidae | | |
| A | <i>Celtis monoica</i> Hemsl., “cabrel” | CB | <i>Bassariscus astutus</i> “cacomixtle” | | |
| A | <i>Trema micrantha</i> (L.) Blume | TJ | <i>Nasua narica</i> “coati” | | |
| Urticaceae | | | <i>Procyon lotor</i> “mapache” | | |
| A | <i>Phenax</i> sp. | CB | Sciuridae | | |
| Ar | <i>Phenax mexicanus</i> Wedd. | TJ | <i>Sciurus aureogaster</i> “ardilla” | | |
| A | <i>Pouzolzia</i> sp. | CB | Soricidae | | |
| A | <i>Urera baccifera</i> Gau- dich. | CB | <i>Megasorex gigax</i> “musaraña” | | |
| | | | Tayassuidae | | |
| | | | <i>Pecari tajacu</i> “jabali” | | |

| | | | |
|--|--------|--|---------------------------------|
| Clase Aves | | <i>Athene canicularia</i> “tecolote” | TJ |
| Ardeidae | | <i>Otus seductus</i> “tecolote ojioscuro” Ame- | TJ |
| <i>Egretta caerulea</i> “garza azul” | TJ | nazada | |
| Caprimulgida | | Tinamidae | |
| <i>Caprimulgus ridgwayi</i> “tapacaminos” | TJ | <i>Crypturellus cinnamomeus</i> | CB |
| <i>Nyctodromus albicollis</i> “tapacamino” | TJ | Throchilidae | |
| Cathartidae | | <i>Amazilia beryllina</i> “colibri” | TJ |
| <i>Cathartes aura</i> “buitre” | CB | <i>Amazilia rutila</i> “colibri” | TJ |
| <i>Coragyps atratus</i> “zopilote carroñero” | CB, TJ | <i>Amazilia violiceps</i> “colibri” | TJ |
| Cerylidae | | <i>Archilochus alexandri</i> “colibri” | TJ |
| <i>Ceryle</i> sp. “Martín pescador” | CB | <i>Archilochus colubris</i> “colibri” | TJ |
| <i>Ceryle torquata</i> “Martín pescador” | CB | <i>Cyananthus latirostris</i> “colibri” | TJ |
| Columbidae | | Trogonidae | |
| <i>Columba flavirostris</i> “paloma morada” | TJ | <i>Trogon mexicanus</i> “trogón serrano” | CB |
| <i>Columba livia</i> “paloma domestica” | CB, TJ | Tyrannidae | |
| Corvidae | | <i>Pitangus sulphuratus</i> | CB |
| <i>Corvus corax</i> “cuervo grande” | TJ | <i>Tityra</i> sp. | CB |
| Cracidae | | | |
| <i>Ortalis poliocephala</i> “chachalaca pacífica” | TJ | Orden Testudines (Quelonios o Tortugas) | |
| Endémica | | Bataguridae | |
| <i>Penelopina nigra</i> “pajuil” Amenazada | CB | <i>Rhinoclemmys pulcherrima</i> | Importancia económica |
| Cuculidae | | <i>Rhinoclemmys rubida</i> | Rara Importancia económica |
| <i>Crotophaga sulcirostris</i> “garrapatero pijuy” | TJ | Kinosternidae | |
| <i>Geococcyx velox</i> “correcaminos tropical” | CB | <i>Kinosternon integrum</i> | Endémica, Importancia económica |
| <i>Piaya cayana</i> subsp. <i>mexicana</i> | CB | Orden Anura | |
| Fringillidae | | Bufo | |
| <i>Ammodramus savannarum</i> “gorrión” | TJ | <i>Bufo marinus</i> | Importancia económica |
| <i>Cacicus melanicterus</i> “cacique mexicano” | CB | <i>Bufo marmoratus</i> | Endémica |
| <i>Carduelis psaltria</i> “jilguero” | TJ | <i>Bufo mazatlanensis</i> | Endémica |
| <i>Melospiza lincolni</i> “gorrión” | TJ | Hylidae | |
| <i>Passerina ciris</i> “colorín sietecolores” | TJ | <i>Hyla sartor</i> | Endémica |
| <i>Passerina cyanea</i> “colorín azul” | TJ | <i>Pachymedusa dacnicolor</i> | Endémica |
| <i>Passerina leclancherii</i> “colorín ventridorado” | TJ | <i>Phrynoyas venulosa</i> | Endémica |
| <i>Passerina versicolor</i> “colorín oscuro” | TJ | <i>Tripion spatulatus</i> | Endémica |
| Picidae | | Leptodactylidae | |
| <i>Campephilus guatemalensis</i> “carpintero grande, cabecirrojo” Rara, Sujeta a protección especial | TJ | <i>Eleutherodactylus hobartsmithi</i> | Endémica |
| <i>Dryocopus</i> aff. <i>lineatus</i> “carpintero” | CB | <i>Eleutherodactylus modestus</i> | Endémica |
| Ploceidae | | <i>Eleutherodactylus nitidus</i> | Endémica |
| <i>Passer domesticus</i> “gorrión doméstico” | TJ | <i>Eleutherodactylus occidentalis</i> | Endémica |
| Psittacidae | | <i>Leptodactylus melanonotus</i> | Endémica |
| <i>Amazona finschi</i> “loro” Endémica, Amenazada | TJ | | |
| <i>Amazona oratrix</i> “loro” En Peligro | TJ | | |
| <i>Aratinga canicularis</i> “perico” | CB, TJ | | |
| <i>Aratinga holochlora</i> “perico” Amenazada | TJ | | |
| Strigidae | | | |

| | | | |
|--|-------------------------------|--|---------------------------------|
| Microhylidae | | Suborden Serpentes | |
| <i>Gastrophryne usta</i> | | Baidae | |
| <i>Hypopachus variolosus</i> | | <i>Boa constrictor</i> Boa | Importancia económica |
| Ranidae | | Colubridae | |
| <i>Rana forreri</i> | Importancia económica | <i>Dipsas gaigae</i> | Endémica, Rara |
| Orden Squamata | | <i>Dryadophis melanolomus</i> | |
| Suborden Sauria | | <i>Drymarchon corais</i> | |
| Familia Anguidae | | <i>Drymobius margaritiferus</i> | |
| <i>Gerrhonotus liocephalus</i> | | <i>Lampropeltis triangulum</i> | |
| Corytophanidae | | <i>Leptodeira maculata</i> | Endémica |
| <i>Basiliscus vittatus</i> | | <i>Leptophis diplotropis</i> | Endémica |
| Gekkonidae | | <i>Manolepis putnami</i> | Endémica |
| <i>Phylloda ctyluslanei</i> | Endémica | <i>Masticophis mentovarius</i> | |
| Helodernatidae | | <i>Oxybelis aeneus</i> | |
| <i>Heloderma horridum</i> Monstruo de Gila | | <i>Pseudoficimia frontalis</i> | Endémica |
| Iguanidae | | <i>Pseudolepto deirauribei</i> | Endémica |
| <i>Ctenosaura pectinata</i> Iguana negra | Endémica, Riesgo de Extinción | <i>Rhadinea hesperia</i> | Endémica |
| <i>Iguana iguana</i> Iguana verde | Importancia económica | <i>Salvadora mexicana</i> Salvador | Endémica |
| Phrynosomatidae | | <i>Senticolis triaspis</i> | |
| <i>Sceloporus horridus</i> | Endémica | <i>Sibon nebulata</i> | |
| <i>Sceloporus melanorhinus</i> | | <i>Sibon philippi</i> | Endémica |
| <i>Sceloporus pyrocephalus</i> | Endémica | <i>Symphimus leucostomus</i> | Endémica |
| <i>Sceloporus utiformis</i> | Endémica | <i>Tantilla bocourti</i> | Endémica |
| <i>Urosaurus bicarinatus</i> | Endémica | <i>Thamnophis valida</i> | Endémica |
| Polychridae | | <i>Trimorphodon biscatatus</i> | |
| <i>Anolis nebulosus</i> | Endémica | Elapidae | |
| <i>Anolis schmidtii</i> | Endémica | <i>Micrurus distans</i> | Endémica, Importancia económica |
| Scincidae | | Viperidae | |
| <i>Eumeces parvulus</i> | Endémica | <i>Agkistrodom bilineatus</i> | Importancia económica |
| <i>Mabuya brachypoda</i> | | <i>Crotalus basiliscus</i> Serpiente de cascabel | Endémica, Importancia económica |
| <i>Sphenomorphus assatus</i> | | | |
| Teiidae | | | |
| <i>Ameiva undulata</i> | Rara | | |
| <i>Cnemidophorus communis</i> | Endémica | | |
| <i>Cnemidophorus lineattissimus</i> | Endémica | | |

1.4 Muérdagos y otras plantas parásitas en Jalisco y Colima, México. Diversidad y abundancia

Miguel de J. Cházaro-B. J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz-Castro, Gregorio Nieves-Hernández, Raúl Acevedo-Rosas, Ana G. Valenzuela-Zapata.

RESUMEN

Se analizó la diversidad, abundancia y rareza de las plantas parásitas de Jalisco y Colima, México. El inventario de las especies de parásitas vasculares reportadas para Jalisco (109) implicó que Jalisco y Oaxaca (115) resultaron ser los estados más ricos en la escala nacional en su riqueza de flora parásita, ambos más ricos que Chiapas (95) y que Veracruz (97), que en lo referente a muchas otras familias suelen ser superiores a Jalisco.

ABSTRACT

Diversity, abundance and rarity of the parasitic flora in the states of Jalisco and Colima, México were analyzed. A checklist of the vascular parasitic species for Jalisco (109 spp.) implied that Jalisco and Oaxaca (115 spp.) resulted the richest states in México in terms of their parasitic flora, both richer than Chiapas (95 spp.) and Veracruz (97 spp.), states that in terms of other major families are usually superior to Jalisco.

Las plantas parásitas se clasifican en holoparásitas, hemiparásitas, parásitas obligadas y parásitas facultativas (Nickrent y Musselman, 2004). Las parásitas facultativas contienen clorofila (llevan a cabo fotosíntesis) y pueden alcanzar la madurez en ausencia del hospedero. Las parásitas obligadas requieren de un hospedero. Las hemiparásitas contienen clorofila en su estado maduro y obtienen agua y nutrientes disueltos del xilema del hospedero a través de un órgano succionador llamado haustorio (Visser, 1981; Kuijt, 1969). Un haustorio es una raíz modificada que forma un vínculo morfológico y fisiológico entre el parásito y el hospedero (Nickrent y Musselman, 2004). Las holoparásitas carecen de clorofila (no son

fotosintéticas) y dependen totalmente del contenido del xilema y floema del hospedero. Todas las holoparásitas son parásitas obligadas pero no todas las parásitas obligadas son holoparásitas. No obstante, esas definiciones implican categorías intermedias entre las condiciones de hemi y holoparasitismo, tal es el caso del género *Cuscuta* L. (Nickrent y Musselman, 2004). Además, existen las epiparásitas, especies parásitas que crecen sobre otra parásita (Wiens y Calvin, 1987). El epiparasitismo en muérdagos se divide en cuatro categorías: 1) autoparasitismo, cuando un individuo infesta otro de la misma especie; 2) epiparasitismo ocasional, típicamente se presenta en hospederos leñosos terrestres, pero puede, esporádica-

mente, infestar otra especie de muérdago; 3) epiparasitismo facultativo, cuando una especie aún parasitando huéspedes terrestres, puede comúnmente infestar otra especie de muérdago, mostrando alguna co-adaptación; y 4) epiparasitismo obligado, donde el muérdago es exclusivamente parásito en una especie de muérdago en particular (Wiens y Barlow, 2002).

Es importante también distinguir entre parásito y patógeno; parásito significa, literalmente, al lado del alimento, del griego para (al lado) y sites (alimento). Por otra parte, si una planta induce síntomas de enfermedad en un hospedero, es un patógeno y también es un parásito (Nickrent y Muselman, 2004). Existen dos tipos de plantas parásitas según la parte que infestan, las de tallo (parte aérea) y las de raíz (parte subterránea). Las parásitas de tallo están presentes en varias familias, éstas incluyen las de los muérdagos (Loranthaceae, Viscaceae, Eremolepidaceae y Misodendraceae) y la de las ligas (Cuscutaceae). Las parásitas de raíz son más comunes y se encuentran en familias como Orobanchaceae y Scrophulariaceae. La gran mayoría de las plantas parásitas son angiospermas, excepto por la gimnosperma Austral *Parasitaxus ustus* (Vieill.) de Laub (Podocarpaceae).

En el medio rural es común encontrar conceptos equívocos sobre la definición de parasitismo; por ejemplo, referirse a cualquier epífita, entre ellas orquídeas, bromeliáceas y líquenes, como plantas parásitas. Incluso, en la percepción de los citricultores del poblado de Martínez de la Torre, Veracruz, estos grupos de plantas pueden llegar a marchitar las ramas de los cítricos y árboles

frutales en general. En el medio urbano el concepto de parasitismo parece estar limitado a los reinos animal y al de los hongos, pues principalmente se identifica a la solitaria (*Taenia solium* L.), las amibas (*Entamoeba histolytica*), las lombrices intestinales (*Ascaris lumbricoides*) y a las micosis dérmica denominada pie de atleta. Así también, los forestales desconocen que algunas especies arbóreas, tales como *Agonandra* (Opiliaceae), *Ximenia* y *Schoepfia* (Olacaceae), son parásitas, principalmente porque lucen como si fueren plantas autótrofas; sin embargo, éstas parasitan a nivel de raíz y son por lo tanto hemiparásitas (Nickrent y Muselman, 2004).

La importancia de las plantas parásitas estriba no sólo en que son curiosidades botánicas, sino que en muchos casos son agentes patógenos, causantes de enfermedades a sus hospederos, sean nativos o exóticos (Hawksworth, 1975), dado que obtienen parte o toda el agua, carbono y nutrientes, a través del tejido vascular de su hospedero, causando impactos mayores, como: reducción en el crecimiento diamétrico y de altura de los árboles que parasitan, deformación en la arquitectura de las ramas, pérdida de vitalidad, predisposición al ataque de insectos y decremento en la reproducción. En los casos más extremos se traduce en el exterminio del hospedero (Press y Phoenix, 2005), reduciendo así la producción forestal, frutícola (cítricos, café, cacao, manzana, pera y durazno) y ornamental. Sin embargo, algunas especies de este tipo de plantas son benéficas y se usan tradicionalmente como medicina, artesanía, o como forraje de caprinos y bovinos; además, ecológicamente

son una importante fuente de néctar para abejas y colibríes (Cházaro *et al.*, 1992).

A escala mundial, el mayor daño causado por plantas parásitas es por especies de *Arceuthobium* (muérdago enano). Este género continúa teniendo un serio impacto en los bosques de coníferas, problema que afecta a una enorme extensión del hemisferio norte (Polhill y Wiens, 1998). En el oeste de los Estados Unidos, la magnitud de las pérdidas económicas anuales causadas por el muérdago enano ascienden a 11.3 millones de metros cúbicos de madera (o 3 billones de madera en tabla) (Drummond, 1982) y 3.8 millones de metros cúbicos de madera en el oeste de Canadá (Sternier y Davidson, 1982). No hay información disponible de la pérdida de madera por muérdago enano en Latinoamérica y Asia, pero sin duda supera varios billones de dólares anualmente (Hawksworth y Wiens, 1996). La teca (*Tectona grandis*), principal árbol maderable de la India, se encuentra ampliamente infectado por la angiosperma hemiparásita *Dendrophthoe falcata*; este muérdago causa enormes daños y hasta la muerte del árbol (Kallarackal *et al.*, 2002). *Cuscuta campestris* no es específica de algún hospedero en particular, ha sido diseminada con semillas contaminadas de cultivos agrícolas y actualmente se encuentra en la mayor parte del mundo como maleza parásita (Nickrent y Musselman, 2004). Por otro lado, muchas especies de parásitas, particularmente de la familia Loranthaceae, son usadas como medicina tradicional, por ejemplo, las especies del género *Struthanthus* y *Psittacanthus* se usan en forma de té en el tratamiento de la presión arterial y algunas de ellas como *Psittacanthus calycu-*

latus son usadas como forrajeras (Cházaro y Oliva, 1988c). En Norteamérica, la parasitología forestal es una disciplina en ascenso, lo cual se refleja bien en México, donde cada tres años se realizan congresos nacionales de parasitología forestal, además de talleres nacionales sobre el muérdago, organizados por la Dirección de Sanidad Vegetal, de la SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).

La magnitud de la flora parásita vascular en el mundo es del orden de las 4,000 especies (Press y Phoenix, 2005), de las cuales 3900 son parásitas haustoriales (Nickrent, 2002) y cerca de 100 especies son parásitas micotróficas. Por lo tanto, si la flora del mundo se estima en 422,000 especies (Govaerts, 2001; Bramweell, 2002), la flora parásita representa el 0.95% del total de las plantas con flores. Este dato es inferior a lo reportado por Nickrent (2002) quien estima que es de poco más del 1%; sin embargo, no señala la estimación del total de especies vasculares del mundo que utilizó para realizar la extrapolación.

Actualmente, la investigación sobre flora parásita vascular es muy vasta y dispersa. Existen más de 5,700 artículos sobre muérdagos (Viscaceae y Loranthaceae) de Norteamérica (Geils *et al.*, 2002), mientras que a escala mundial, para las familias Loranthaceae, Viscaceae, Eremolepidaceae y Miosodendraceae se han reportado hasta 11,000 referencias (Hawksworth *com. pers.* 1987). Entre las obras principales resaltan algunas sobre la biología de las plantas parásitas con flores (Kuijt, 1969; Sauerborn, 1991; Parker y Riches, 1993; Press y Graves, 1995; Nickrent, 2002; Nickrent y Musselman, 2004) y otras

sobre la biología de los muérdagos (Calder y Bernhardt, 1983; Watson, 2001, 2004; Geils *et al.*, 2002).

Cabe mencionar a Job Kuijt, con más de 100 obras sobre especies parásitas, incluyendo siete monografías y contribuciones a las floras del sureste de Estados Unidos (Kuijt, 1982), Ecuador (Kuijt, 1986), Costa Rica (Kuijt, 1964) y Panamá (Kuijt, 1978), ha sido el autor más prolífico en el estudio de la flora parásita (Kuijt, 1959, 1971, 1975a, 1979, 1980, 1987a, 1987b, 1990, 1992). Las monografías geográficas sobre flora parásita incluyen: los muérdagos de África (Polhill y Wiens, 1998), las plantas parásitas de Sudáfrica (Visser, 1981), las plantas parásitas de la península Ibérica e Islas Baleares (López-Sáez *et al.*, 2002). Las monografías taxonómicas incluyen las familias Eremolepidaceae (Kuijt, 1988a) y los géneros *Phoradendron* (Trelease, 1916; Kuijt, 2003), *Dendrophthora* (Kuijt, 1961), *Ixocactus* (Kuijt, 1967), *Arceuthobium* (Hawksworth y Wiens 1972, 1996), *Cladocolea* (Kuijt, 1975b), *Oryctanthus* (Kuijt, 1976) y *Tristerix* (Kuijt, 1988b). Además de las monografías mencionadas, otras obras son relevantes para la flora parásita de México (Trelease, 1926; Riba, 1963; Calderón y Rzedowski, 1972; Hawksworth y Wiens 1975, 1977, 1980; Calderón, 1979, 2001; Rzedowski y Calderón, 1979, 1985; Bello, 1984; Bello y Gutiérrez, 1985; Cházaro y Oliva, 1991; Hernández, 1991; Hernández *et al.*, 1992; Cházaro *et al.*, 1993; Acosta y Cházaro, 1994; Flores y Cházaro, 1997; Hawksworth *et al.*, 2002) y más recientemente trabajos en los estados de Veracruz (Oliva 1983, 1995; Cházaro y Oliva, 1987a, 1987b, 1988a, 1988b, 1988c; Cházaro,

1989, 1990a; Oliva y Ramón, 2004; Cházaro *et al.*, 2005); en Aguascalientes (García, 1998); en Tlaxcala (Acosta *et al.*, 1993); y en Jalisco y Colima (Cházaro, 1990b, 1995; Huerta, 1991; Cházaro *et al.*, 1992a, 1992b; Lott, 1993; Cházaro y Acevedo, 1995; Negrete, 1993; Patiño, 1994; Ruíz, 1995; Huerta y Cházaro, 1997, 1998; González, 2000; Cházaro *et al.*, 2002; Vázquez-García *et al.*, 1995, 2004; Guerrero y López, 2004).

Al igual que el epifitismo, esta forma de vida (parasitismo) se ha desarrollado en diferentes épocas geológicas y en diferentes familias no relacionadas filogenéticamente (origen polifilético); sin embargo, es en el orden Santalales donde se reúnen la mayoría de las plantas parásitas con flores (Nickrent, 2002). De acuerdo a la circunscripción hecha por Heywood (1978), el orden Santalales comprende las siguientes familias con elementos parasíticos: Santalaceae, Olacaceae (incluida Opiliaceae), Loranthaceae (incluidas Viscaceae y Eremolepidaceae), Misodendraceae, Cynomoriaceae y Balanophoraceae. En tanto, el orden Rafflesiaceae sólo comprende dos familias: Rafflesiaceae (incluida Mitrastemonaceae) e Hydnoriaceae. Las familias Cynomoriaceae, Hydnoriaceae y Misodendraceae no ocurren en México.

La literatura disponible denota la existencia de mayor información sobre parásitas del orden Santalales pero sobre todo que todavía no existe un catálogo completo de la flora parásita de México. Lo anterior permitió también identificar huecos de información sobre distribución geográfica, riqueza, endemismo, estado de conservación de las especies, especificidad por hospedero, así como lagunas

de conocimiento en la teoría sobre variables ambientales importantes para la distribución a gran escala de las especies y comunidades de flora parásita del país.

Rzedowski y McVaugh (1966), sólo reportan tres especies de Loranthaceae para Jalisco: *Phoradendron commutatum* Trel. (= *P. quadrangulare* (Kunth) Krug & Urb.), *Struthanthus* aff. *grahamii* (Benth.) Standl. (= *Cladocolea grahami* (Benth.) Tiegh.) y *S. interruptus* (Kunth) Blume (= *Struthanthus venetus* (Kunth) Blume). La exploración botánica y recolecta de material de herbario, posterior a 1966, ha enriquecido el conocimiento sobre esta familia, como lo refleja la siguiente información: Vázquez-García *et al.* (1995) reportan 23 especies de Loranthaceae *s.l.* para la Sierra de Manantlán, en el sur de Jalisco, cuatro especies de *Cladocolea*, cuatro de *Psittacanthus*, dos de *Struthanthus*, uno de *Arceuthobium* y 12 de *Phoradendron*. Cházaro (1995) reporta para Jalisco 32 especies de Loranthaceae *s.l.*, cuatro de *Arceuthobium*, ocho de *Cladocolea*, cuatro de *Psittacanthus*, 14 de *Phoradendron* y dos de *Struthanthus*. Machuca (1989) reporta nueve especies de Loranthaceae *s.l.* para el Volcán Cerro Viejo, en el centro de Jalisco (Municipios de Tlajomulco y Jocotepec): una de *Cladocolea*, dos de *Psittacanthus* y seis de *Phoradendron*. Vázquez-García *et al.* (2004) informan la presencia de 16 especies de Loranthaceae *s.l.* para la Sierra Huichola o de Bolaños, en el norte de Jalisco: tres de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, tres de *Psittacanthus* y ocho de *Phoradendron*. Lott (1985) menciona cinco especies de Loranthaceae *s.l.* para la Estación Científica de Chamela, de la UNAM, en el Municipio de

La Huerta, Jalisco. Ocho años después, (Lott, 1993) cita nueve especies de Loranthaceae para la bahía de Chamela y recientemente (Lott, 2003) indica 10 especies de Loranthaceae *s.l.* para Chamela-Cuixmala: *Cladocolea gracilis* Kuijt, *C. inconspicua* (Benth.) Kuijt, *C. oligantha* (Standl. & Steyerf.) Kuijt, *Phoradendron quadrangulare*, *P. robinsonii* Urb., *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. Don, *Struthanthus condensatus* Kuijt, *S. densiflorus* (Benth.) Standl., *S. interruptus* y *S. quercicola* (Schldtl. & Cham.) Blume. Sin embargo, se ha constatado que *Cladocolea gracilis*, *Struthanthus densiflorus* y *Struthanthus quercicola*, no crecen en dicha región, por lo que, sin duda, son errores de identificación. Guerrero y López (1997) señalan 15 especies de Loranthaceae (*s.l.*) para la Sierra de Quila, centro-sur de Jalisco: una de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, una de *Psittacanthus*, 10 de *Phoradendron* y una de *Struthanthus*. Patiño (1994) reporta la presencia de nueve especies de Loranthaceae (*s.l.*) para el Volcán de Tequila, Jalisco: una de *Cladocolea*, siete de *Phoradendron* y una de *Psittacanthus*. Ruíz (1995) reporta la presencia de 18 especies de Loranthaceae (*s.l.*) para el Volcán del Fuego y el Nevado de Colima: dos de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, 11 de *Phoradendron*, una de *Psittacanthus* y dos de *Struthanthus*. Huerta (1991) y Huerta y Cházaro (1997, 1998) documentan la presencia de 17 especies de Loranthaceae (*s.l.*) para la Sierra de Tapalpa, Jalisco, una especie de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, 11 de *Phoradendron*, una de *Psittacanthus* y una de *Struthanthus*. Se infiere, de los datos anteriores, que la Sierra de Manantlán, en la Sierra Madre del Sur, es la región de la entidad donde, con 23 especies, se concentra

una mayor diversidad alfa de Loranthaceae. Esto seguramente debido a la humedad que entra del Pacífico y el amplio intervalo altitudinal fomentan la alta diversidad beta y heterogeneidad ambiental. Por cuanto a Colima se refiere, Cházaro *et al.* (2002) señalan la presencia de 14 especies de plantas parásitas, todas de Loranthaceae.

Para los Estados circunvecinos se tiene que García (1998) realiza un inventario de las Loranthaceae de Aguascalientes, encuentra que existen ocho especies: seis de *Phoradendron* y dos de *Psittacanthus*. Vela (1998) reporta 14 especies de plantas parásitas vasculares para Zacatecas, cifra que se estima baja en relación a la superficie de esta entidad, quizá, debido a una baja exploración botánica en territorio zacatecano.

Jalisco, por su ubicación geográfica, condiciones climáticas, geomorfológicas y edafológicas posee una gran diversidad florística. Rzedowski (1991) estima que más de 7,000 especies de plantas vasculares habitan en los 81,000 km² que comprende el territorio jalisciense. Estas características geográficas han sido las propicias para que también se desarrollen un número importante de plantas parásitas. En el presente trabajo se reportan 109 especies parásitas con flores para Jalisco, lo que representa el 1.5% de las especies fanerógamas estimadas.

El presente estudio se realizó *ex-profeso* para el proyecto CONACYT-SIMORELOS (96-06-002) denominado: Ordenamiento ecológico y territorial de la flora vascular, fitoflora y micobiota de los estados de Jalisco y Colima. Esta contribución evalúa: la diversidad vegetal, abundancia, intensidad de exploración, estado de conservación y utilidad

o perjuicio de las plantas parásitas de ambas entidades.

MATERIALES Y MÉTODOS

Revisión de especímenes de herbario: los herbarios consultados fueron: CHAPA, ENCB, IBUG, IEB, MICH, MEXU, MO, XAL y WIS. Los registros de las colectas hechas en Jalisco y Colima sobre las plantas parásitas obtenidos de estos herbarios, se sistematizaron en una base de datos relacional, en la cual se incluyeron los siguientes campos: familia, nombre científico, nombre común, localidad, estado, municipio, altitud, latitud, longitud, fecha de colecta, observaciones, hábitat, colector, número, determinador y herbario.

La información de herbario se complementó con la existente en la literatura, principalmente de listados florísticos, monografías, otros trabajos taxonómicos y bases de datos disponibles en internet.

Trabajo de Campo: Los viajes de campo que se realizaron para hacer colectas botánicas sobre este tipo de especies fueron numerosos, realizados durante los últimos 18 años; más de 100 en Jalisco, cubriendo la mayor parte de la entidad y sólo 8 en Colima, principalmente en el Cerro Grande. Lo anterior ha permitido la publicación de artículos sobre flora parásita del occidente de México (Cházaro *et al.*, 1992, 1993, 2002; Cházaro, 1995, Cházaro y Acevedo, 1995; Huerta y Cházaro 1997, 1998). Los autores de las especies citadas en este trabajo se incluyen en los cuadros 6 y 7, y su abreviación es

de acuerdo al International Plant Names Index y al índice de autores (Brummitt y Powell, 1992).

Para determinar la distribución a nivel municipal con base en el material depositado en IBUG, sólo se registró la presencia de especies una sola vez en cada uno de los 124 municipios en que está dividido el Estado. Se seleccionaron los ejemplares determinados a especie, de preferencia por un especialista o investigador del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara, México. Lo anterior, se complementó con registros de citas de publicaciones selectas en sistemática de Loranthaceae.

ABUNDANCIA Y RAREZA

La flora parásita se clasificó en cinco de seis categorías de abundancia o rareza de acuerdo a su frecuencia expresada en términos de porcentaje de municipios en que la especie estuvo presente. Muy abundantes, Abundantes, Raras, Muy Raras y Extremadamente Raras. No se encontraron especies extremadamente abundantes.

INTENSIDAD DE LA EXPLORACIÓN

La intensidad de exploración de la flora parásita se estimó con base en el número de especímenes de herbario reportado para cada municipio o existentes en los herbarios consultados a la fecha

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Con base a la distribución geográfica conocida de la especie y su frecuencia en el Es-

tado, se identificaron especies que deben de ser evaluadas y eventualmente propuestas para inclusión en la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2002).

PLANTAS ÚTILES Y DAÑINAS

Información sobre el uso o perjuicio de las especies parásitas, tanto empírica como la compilada se mencionó con la finalidad de resaltar su importancia.

RESULTADOS

Diversidad

Riqueza taxonómica: Para el estado de Jalisco se contabilizaron 109 especies de plantas parásitas *sensu lato*, en 23 géneros y de 12 familias. Las familias más ricas en especies resultaron ser: Scrophulariaceae con cinco géneros y 30 especies, Viscaceae con dos géneros y 28 especies, Loranthaceae con tres géneros y 17 especies, Cuscutaceae con un género y 10 especies, Krameriaceae con un género y siete especies, Orchidaceae con dos géneros y seis especies, Olacaceae con dos géneros y cuatro especies, Orobanchaceae con dos géneros y dos especies, Rafflesiaceae con dos géneros y dos especies, y Lennoaceae, Monotropaceae y Opiliaceae con un género y una especie cada una. El género de mayor riqueza de especies es *Phoradendron* con 24 especies, seguido de *Castilleja* con 14, *Cuscuta* con 10, *Cladocolea* con 10, *Krameria* con siete; *Pedicularis* con seis, *Psittacanthus* y *Seymeria* con cinco especies cada uno, *Arceuthobium* y *Buchnera* con cuatro especies; *Corallorhiza*, *Hexalectris*

y *Ximenia* con tres especies; *Struthanthus* con dos especies; y *Agalinis*, *Agonandra*, *Bdallophyton*, *Conopholis*, *Lennoa*, *Monotropa*, *Orobanche*, *Pylostyles* y *Schoepfia* con una especie. Para el estado de Colima se encontraron 26 especies de flora parásita, en 8 géneros de 5 familias. Las familias más ricas de esta entidad son Viscaceae con 13 especies, seguido de Loranthaceae (6) y Scrophulariaceae (5). El género más rico es *Phoradendron* (13), seguido de *Castilleja* (4) y *Cladocolea* (3). Los municipios de mayor riqueza fueron Minatitlán con 16 especies y Comala con 10.

Riqueza en los municipios de Jalisco: Los municipios que agrupan mayor cantidad de especies resultaron ser: Toluca con 16; Atlán de Navarro, Tapalpa y Zapotlán el Grande con 15 cada uno y Jocotepec con 14. Entre los municipios que contaron con un número intermedio de especies incluyen: Atemajac de Brizuela y Tlajomulco de Zúñiga con siete especies cada uno, Cabo Corrientes, Cuautitlán, Chiquilistlán, Huejuquilla, La Huerta, Mazamitla, San Martín de Bolaños, San Sebastián del Oeste y Tamazula de Gordiano con seis especies. Los municipios en los que se encontró una sola especie son: Amacueca, Amatitán, Arandas, Atotonilco el Alto, Atoyac, Ayotitlán, Cihuatlán, Concepción de Buenos Aires, Cuautla, Cuquío, Chimaltitán, El Limón, El Salto de Juanacatlán, Encarnación de Díaz, Guachinango, Juanacatlán, Juchitlán, La Barca, Magdalena, Ocotlán, Quitupan, Sayula, Tepatitlán de Morelos, Tlaquepaque, Valle de Guadalupe, Villa Corona, Villa Hidalgo y Villa Purificación.

Abundancia

Muy Abundantes: *Psittacanthus calyculatus* es la especie más frecuente (27%), seguida de *Phoradendron carneum* (21%).

Abundantes: *Phoradendron reichenbachianum*, *P. bolleanum*, *P. longifolium* y *Cladocolea grahami* con un 18%, *Struthanthus interruptus* (14%), *Phoradendron brachystachyum* (13%), *Psittacanthus palmeri* (12%) y *Phoradendron robinsonii* (10%).

Raras: Aquí se incluyeron *Agonandra racemosa*, *Arceuthobium globosum*, *Cladocolea microphylla*, *C. cupulata*, *C. inorna*, *C. oligantha*, *Phoradendron falcatum*, *P. forestierae*, *P. quadrangulare*, *P. tetrapterum*, *P. velutinum*, *P. vernicosum* y *Psittacanthus ramiflorus*.

Muy raras: Entre éstas se encontraron, *Arceuthobium abietis-religiosae*, *A. vaginatum*, *Bdallophyton americanum*, *Cladocolea loniceroides*, *Cuscuta corymbosa*, *Monotropa hypopitys*, *Phoradendron chazaroi*, *P. falcifer*, *P. olivae*, *P. calvini*, *P. abietinum*, *P. jaliscense*, *P. kuijti*, *P. villosum*, *P. calyculatum*, *Psittacanthus macrantherus*, *Pedicularis glabra*, *P. mexicana*, *P. tripinnata*, *P. angustifolia* y *Ximenia pubescens*.

Extremadamente raras: En este grupo se incluyeron *Pedicularis gordonii*, *Castilleja albobarbata*, *C. mcvaughii*, *Lennoa madreporoides*, *Arceuthobium durangense*, *Cladocolea gracilis* y *Phoradendron schumannii*, *P. nudum* con una frecuencia de (1.61%), así como *Phoradendron dolichocarpum*, *P. rhipsalinum*, *Cladocolea pringlei*, *Struthanthus palmeri*, *Conopholis alpina*, *Orobanche ludoviciana*, *Pho-*

radendron piperoides, *Pilostyles thurberi*, cuya frecuencia fue del (1%).

Índice de exploración

De las 970 colectas que se tienen capturadas, 958 tienen identificado el municipio al que corresponden. De éstos, el 73% de los municipios en Jalisco (90 municipios de los 124 que existen en el Estado) tienen registros de por lo menos una planta parásita. El índice de exploración por municipio de plantas parásitas fue muy variable. Los municipios con mayor cantidad de colectas fueron Tequila, con 109 registros, Zapotlán el Grande con 71 y Tapalpa con 61, Autlán de Navarro y Tolimán cada uno con 45. Los municipios con una cantidad intermedia de registros incluyen: Zapopan (27), Talpa de Allende (25), Tecolotlán (23), Tlajomulco de Zúñiga (21), San Gabriel (20) y Tonila (20). La mayoría de los municipios poseé pocas colectas, tales como Ameca y Bolaños, con seis registros cada uno; Ixtlahuacán del Río, Jilotlán de los Dolores, La Manzanilla, Tenamaxtlán, Teocuitatlán de Corona y Tonalá con cinco; Atengo, Ayotlán, Etzatlán, Mixtlán y Villa Guerrero con cuatro; Acatlán de Juárez, Amatitán, Ayutla, Casimiro Castillo, Chapala, El Grullo, Gómez Farías, Magdalena y Manuel M. Diéguez con tres; Ahualulco, Atenguillo, Cuautla, Cuquío, Huejucar, Ixtlahuacán de los Membrillos, Juanacatlán, La Barca, Puerto Vallarta, Sayula y Tomatlán con dos registros. Los municipios que cuentan con una sola colecta fueron: Amacueca, Arandas, Atotonilco, Atoyac, Ayotlán, Cihuatlán, Concepción de Buenos Aires, Chimaltitán, El Limón, El Salto, Encarnación de Díaz, Guachinango, Juchitlán, Ocotlán,

Quitupan, Tepatitlán de Morelos, Tlaquepaque, Valle de Guadalupe, Villa Corona, Villa Hidalgo, Villa Purificación, Yahualica de González Gallo y Zapotiltic.

Estado de conservación de las especies

La sierra Huichola y el volcán de Tequila son las áreas donde más proliferan los muérdagos (en cantidad de especies), lo que indica un largo historial de perturbación sobre el ecosistema boscoso, en términos de estrés hídrico, frecuencia de incendios, incidencia de plagas y enfermedades, senescencia y debilidad de árboles, así como fragmentación del bosque.

Especies endémicas:

El endemismo de la flora parásita de Jalisco y Colima fue del 8%, las especies endémicas resultaron ser nueve:

1. *Phoradendron olivae*, es conocida sólo del Cerro Grande, municipio de Minatitlán, Colima, crece parasitando los árboles de *Cupressus lusitanica* Miller (cipreses) (Wiens y Hawksworth, 2002). Esta especie puede ser confundida con *P. minutifolium* Urban, incluso el propio Kuijt (2003) en su monografía del género *Phoradendron*, incurre en dicho error aun cuando ya Vázquez *et al.* (1995) la citan como *Phoradendron olivae* Wiens, ined.
2. *Phoradendron calvini*, es una epiparásita confundida fácilmente con *Phoradendron calyculatum*, también epiparásita, hasta ahora conocida sólo de cerca de Campo 1, Cerro Grande, Municipio de Minatitlán, Colima (Wiens y Hawksworth, 2002).

3. *Phoradendron chazaroi*, es epiparásita en *Cladocolea grahami*, la que a su vez parasita encinos (*Quercus* spp.), descrita de ejemplares colectados en la Sierra de Quila, también reportada del volcán de Tequila y del volcán Nevado de Colima, Jalisco (Wiens y Hawksworth, 2002). Kuijt (2003) erróneamente refiere estos especímenes bajo el nombre de *Phoradendron dipterum*; sin embargo, de acuerdo a Oliva (1995) esta especie es epiparásita de *Phoradendron falcatum* y *P. piperoides*.
4. *Phoradendron jaliscense*, es conocido hasta la fecha, sólo de la brecha de El Tuito a la mina de Cuale, Jalisco, entre los 650-1150 m snm, 19 feb. 1975, en *Quercus*. R. McVaugh 26427, MICH. (Kuijt, 2003).
5. *Phoradendron kuijti* Cházaro & A. Vázquez, sp. nov. ined., crece en el Nevado de Colima, entre los 2500 y los 3500 m snm, en el bosque de *Pinus-Quercus* y el bosque de *Abies religiosa*, parasitando a *Alnus jorullensis*, suele confundirse con *P. forestiera*, que crece en *Forestiera*, *Prunus* y *Amelanchier*. De hecho Kuijt (2003) sugiere que se trata de una especie diferente e inédita.
6. *Pedicularis gordonii*, es conocida sólo de la colecta tipo y la localidad tipo: cerca de Berberia, por el camino viejo a Bolaños, en el Municipio de Bolaños (McVaugh y Koptur, 1978); aunque después de realizar varias búsquedas no se ha logrado encontrarla, ni tampoco se ha podido relocalizar el camino viejo a Bolaños ni el de Berberia.
7. *Castilleja socorrensis*, “garañona”, es endémica a la isla Socorro, en el archipiélago de las Revillagigedo, que políticamente pertenece al estado de Colima, es una hierba anual que crece a 980 m snm en el volcán Everman, 4 de abr. 1981, R. Moran 29505 (Levin y Moran, 1989).
8. *Castilleja mcvaughii*, arbusto de 1. 5-2 m de altura, con flores rojas y amarillas, crece en abundancia a un kilómetro al este y al oeste en el Cerro Las Capillas, Sierra de Manantlán, Jalisco, en el sotobosque de *Abies religiosa*, a 2700-2800 m snm, R. McVaugh 23124 (holótipo, MICH) (Vázquez-García et al. 1995; Iltis et al., 2003).
9. *Castilleja albobarbata*, herbácea conocida sólo del Cerro Las Capillas, en la Sierra de Manantlán, y de la Sierra de Cacoma, Jalisco. (Iltis et al., 2003).

Especies escasas en el occidente de México:

Las especies restringidas a uno o dos municipios, sin ser endémicas, fueron ocho:

1. *Phoradendron dolichocarpum* es un taxón muy raro, sólo se conoce de dos localidades: a) de las cercanías a la presa del Infiernillo de Arteaga, Michoacán, su localidad tipo y b) del municipio de Jilotlán de Los Dolores cerca de la presa de Tepalcatepec.
2. *Phoradendron rhipsalinum*, es un muérdago de la región del Bajío, en Salvatierra, (la localidad tipo) y Acámbaro, Guanajuato, Zamora, Michoacán, y en Jalisco sólo penetra en Ayotlán, crece en los ahuehetes (*Taxodium mucronatum*) que forman los bosques de galería (Calderón y Rzedowski, 1972).

3. *Cladocolea cupulata* es un muérdago que parasita a los pinos, conocida sólo del sur y occidente de Jalisco (de la Sierra de Quila, y desde Ayutla hasta San Sebastián del Oeste) y de Revocaderos, Durango, en el límite con Sinaloa en la Sierra Madre Occidental.
4. *Cladocolea pringlei*, en Jalisco sólo se ha encontrado en Tapalpa.
5. *Struthanthus palmeri*, es un muérdago del norte de Sinaloa y sur de Sonora; sin embargo, fue reportado por Kuijt (1975) para el volcán de Colima, en Tonila, Jalisco (Jones 10, US). Aunque no se ha tenido oportunidad de examinar el espécimen de M. E. Jones, se sospecha que se trata de un error de identificación de Kuijt, no se reporta por Ruíz (1995), ni se ha podido encontrar a pesar de haber realizado trabajo de campo en la zona. Por otra parte, Tonila tiene un clima más húmedo y vegetación (de encinos) diferentes al norte de Sinaloa y sur de Sonora, que presentan bosque tropical caducifolio, nada propicio para el establecimiento de *S. palmeri*.
6. *Orobancha dugesii* (= *O. ludoviciana*) se conoce de dos localidades, de Cerro Viejo, municipio de Jocotepec, parasitando raíces de una Compositae y la segunda del Cerro Gordo, San Ignacio, municipio de Tepatitlán (Cházaro y Acevedo, 1995).
7. *Pilostyles thurberi* parasita los tallos de *Dalea* y *Calliandra*, se conoce de los municipios de Lagos de Moreno, Tala y de Tapalpa (Cházaro y Acevedo, 1995). Por su reducido tamaño y apariencia de un insecto escama, es fácilmente desapercibido, lo que hace pensar que es más frecuente de lo que pueden indicar sólo las tres colectas realizadas.
8. *Lennoa madreporoides* (= *Lennoa caerulea*), “flor de tierra”, parasita las raíces de hierbas de Compuestas y Gramíneas, se distribuye desde la duna costera hasta los alrededores de Guadalajara (1550 m snm). Es más común y frecuente que lo indicado por los registros de herbario, pero por ser efímera pasa fácilmente desapercibida; Rzedowski y Calderón (1985) reportan esta planta como comestible.

Especies comunes en el occidente de México:

1. *Conopholis alpina* parasita las raíces de los encinos (*Quercus* spp.), se distribuye en todo el estado de Jalisco donde se encuentre su hospedero, es decir, por toda la zona montañosa en el bosque mixto de pino-encino, aún cuando las colectas no reflejen esta situación, ya que es una hierba efímera y poco conspicua.
2. *Psittacanthus calyculatus* es el muérdago de mayor cobertura geográfica en el país y en Jalisco también; es encontrado prácticamente en toda la entidad, entre los 0 y los 2200 m snm y en más de 30 hospederos arbóreos diferentes.
3. *Struthanthus interruptus* (= *S. venetus*), es un muérdago bejucoso, común en diferentes hospederos en la porción sur de la entidad y adventicio en la zona metropolitana de Guadalajara, donde se está convirtiendo en una amenaza para el arbolado ornamental urbano (Vázquez *et al.*, 1996; Guerrero y López, 2004; Ruvalcava *et al.*, 2003). Esta especie es de amplia

distribución en el occidente de México, desde Nayarit hasta el Istmo de Tehuantepec en Oaxaca.

Plantas útiles o dañinas

Las plantas parásitas tienen una importancia ecológica y biológica relevante, y poseen aspectos útiles para la humanidad; sin embargo, los aspectos dañinos sobrepasan a los primeros. Entre los aspectos benéficos está la utilización para elaboración de artesanías; a partir de las ramas de *Psittacanthus* spp., las llamadas flores de madera, se elaboran garzas en Veracruz y Nayarit (Martínez, 1959). En el altiplano mexicano, las ramas de *Arceuthobium* spp., *Phoradendron* spp. y *Psittacanthus* spp. son cortadas, por los vaqueros y los pastores durante la época de estiaje, para utilizarlas como forraje para ganado caprino y bovino. El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ramonea las ramas de los muérdagos (*Phoradendron* spp.) en los bosques de encino de la Reserva de la Biosfera de La Michilia, en Durango, siendo una de sus principales fuente de alimento (Gallina *et al.*, 1978). *Psittacanthus* spp. (particularmente *P. calyculatus*) es fuente de néctar para los colibríes, en tanto que *Cladocolea* y *Struthanthus* son fuentes de néctar para las abejas domésticas. En la región de Xalapa, Veracruz, las ramas de *Struthanthus quercicola* tienen uso medicinal empírico, es decir se preparan en infusión para controlar la presión arterial (Cházaro y Oliva, 1988c). Varias especies de *Castilleja* (principalmente *C. arvensis* y *C. tenuiflora*), se venden en los mercados y expendios de hierbas medicinales de Guadalajara, Jalisco, bajo el nombre vulgar de “garañona”, para preparar

infusiones (tés) que mejoran la digestión y porque se les atribuyen propiedades afrodisíacas. Por otro lado, las plantas parásitas son indicadores del grado de perturbación de los bosques, ya que su proliferación se ve favorecida por este fenómeno; y por contraposición pueden hablarnos de la calidad o salud de los mismos (Cházaro *et al.*, 1992). En particular, los muérdagos enanos (*Arceuthobium abietis-religiosae*, *A. vaginatum* y *A. globosum*) tienen gran relevancia económica por su impacto en la disminución del crecimiento (incremento en volumen) y calidad de la madera de los pinos (*Pinus* spp.) y oyameles (*Abies* spp.), en la sierra Huichola y en los volcanes de Colima. Por ejemplo, *Arceuthobium durangense* se ha observado creciendo abundantemente sobre *Pinus douglasiana* cuyas poblaciones en la Sierra de Quila se han visto seriamente afectadas (Guerrero y López, 1997). Además, *A. durangense* ha aumentado alarmantemente en cantidad en las montañas de Mascota y San Sebastián del Oeste, parasitando a los pinos (*Pinus* spp.), donde, aunque de arribo reciente, se ha convertido en un serio problema fitosanitario.

DISCUSIÓN

Diversidad

Riqueza de grupos taxonómicos: La diversidad de Loranthaceae *s.l.* (Loranthaceae y Viscaceae *s.s.*) en Jalisco queda patente si se compara con Argentina que cuenta con una extensión superficial de 2,700,000 km² y sólo presenta 23 especies (Abbiatti, 1946), o con Europa don-

de sólo crecen cuatro especies (Polunin, 1974). Jalisco, al igual que Oaxaca, cuenta con 47 especies, y ambos están en el tercer lugar nacional después de Chiapas (55), y Veracruz (48) (Cuadro 8).

Riqueza en municipios de Jalisco: Un gran número de especies de plantas parásitas se desarrollan principalmente sobre pinos y encinos, es decir en zonas boscosas templadas, por lo tanto la mayor riqueza de plantas parásitas en Jalisco se da en: Sierra de Tapalpa, Sierra de Quila, Sierra de la Primavera, Sierra de Cacoma, Sierra de Manantlán (Vázquez-García *et al.*, 1995), Sierra de Bolaños (Vázquez-García *et al.*, 2004), Sierra del Halo, Nevado de Colima, Cerro Grande y volcán Cerro Viejo, entre otras. Por ejemplo, Tolimán, es uno de los municipios (al cual pertenece el Cerro Grande, que comparte con Minatitlán y Comala, ambos municipios de Colima) que cuenta con grandes áreas boscosas (desde el bosque tropical caducifolio hasta el bosque de coníferas con pinos, cipreses y oyameles), presenta 16 especies de plantas parásitas, (el mayor número de especies encontradas para un municipio) (Vázquez-García *et al.*, 1995).

Riqueza en municipios de Colima: El municipio de Minatitlán, con 16 especies, es el que mayor riqueza presenta en la entidad. Esto es explicable si tomamos en cuenta, por un lado, que es el más explorado de Colima, siendo Cerro Grande parte de la reserva de la Biosfera de la Sierra de Manantlán (Vázquez-García *et al.*, 1995) y por otra, que tiene un amplio rango altitudinal que permiten varios pi-

nos altitudinales de vegetación (Vázquez y Givnish, 1998).

Abundancia

Existen especies de plantas parásitas que no presentan preferencia por ningún hospedero, como es el caso de *Psittacanthus calyculatus*, lo que se refleja en la cantidad de municipios en donde aparece esta especie (26.61%) por todo el estado de Jalisco, con 53 registros, siendo el municipio de Guadalajara del que se tienen más colectas (5). Para esta especie los hospederos más representativos son: encinos (*Quercus* spp.), mezquites (*Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.), huizaches (*Acacia* spp.), guamúchiles (*Phitecellobium dulce* (Roxb.) Benth), entre aproximadamente otras veinte especies más (Huerta y Cházaro, 1998). Otra de las especies que tiene importancia por su abundancia es *Phoradendron carneum*, el cual se encuentra en el 20.97% de los municipios, con 71 registros; el municipio en donde más abunda es Guadalajara, con 13 colectas. Este muérdago tiene preferencia por los árboles de “ozote” (*Ipomoea intrapilosa* Rose e *I. murucoides* Roem. & Schul.). Dentro de las especies escasas, que se restringen a uno o dos municipios del estado de Jalisco, se tienen: *Phoradendron dolichocarpum* en Jilotlán de los Dolores y Tamazula, *Cladocolea pringlei* en Tapalpa, *Phoradendron rhipsalinum* en Ayotlán, *Struthanthus palmeri* en Tonila, *Conopholis alpina* en Mezquitic, *Orobanche dugesi* en Jocotepec; así como *Phoradendron olivae* y *P. calvinii*, en Minatitlán, Colima (Wiens y Hawksworth, 2002). La epiparásita *Phoradendron chazaroi* se conoce de la Sierra de

Quila (municipios Tecolotlán y San Martín Hidalgo), Volcán de Tequila (municipio de Tequila) y el Nevado de Colima (municipio de Tonila) (Wiens y Hawksworth, 2002).

Índice de exploración

El volcán Tequila presentó un importante esfuerzo de colecta (109), por ser una zona boscosa con un amplio intervalo altitudinal, cercana a la zona metropolitana de Guadalajara y por ende muy visitada por botánicos locales y foráneos. Otra de las áreas bastante exploradas al respecto es Zapotlán el Grande, con 71 registros, ya que en ella se encuentran ubicados el Nevado de Colima y el Volcán de Fuego, ambos bastante visitados tanto por investigadores como por aficionados al campismo. Otra área de la que también se tiene un importante número de registros es la Sierra de Tapalpa, región con una gran importancia, riqueza y diversidad florística. M. Huerta M., M. Cházaro B., M. Negrete A. y R. Acevedo R. realizaron numerosos viajes de colecta a esta región durante 1990, 1991 (Huerta, 1991; Huerta y Cházaro, 1997, 1998). Se destaca la falta de colectas o registros en 32 municipios jaliscienses. Esta información permitirá orientar futuras exploraciones para complementar el conocimiento de la flora parásita. Colima esta pobremente explorado en sus nueve municipios, excepto Minantitlán y Comala, esto es en parte, consecuencia de la falta de botánicos locales en la entidad, ya que la exploración en Cerro Grande (Minantitlán) y el volcán del Fuego (Comala) ha sido realizada por los investigadores de la Universidad de Guadalajara.

Estado de conservación

Los datos generados son muy preliminares y sólo permitieron seleccionar aquellas especies que por ser escasas en sus distribución geográfica en el occidente de México, deben ser eventualmente evaluadas mediante los criterios de MER o IUCN para su posible inclusión en la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2002).

Especies útiles y dañinas

Los muérdagos tienen un valor ecológico, son indicadores de la salud del bosque, a mayor perturbación responden proliferando, en tanto que en los bosques primarios o prístinos sus poblaciones son bajas o nulas (Cházaro *et al.*, 1992).

AGRADECIMIENTOS

A los encargados de los herbarios CHAPA, ENCB, IBUG, IEB, MEXU, MICH, MO, XAL y WIS por facilitarnos la consulta de especímenes. Al Departamento de Geografía y Ordenación Territorial del Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades, de la Universidad de Guadalajara por su constante apoyo académico y financiero. A Theodore S. Cochrane, por proveer fotocopias de todos los exsiccata del estado de Jalisco, depositados en el herbario (WIS) del Departamento de Botánica, Universidad de Wisconsin-Madison, E.U.A. Al Dr. Hugh H. Iltis de la misma institución, por sus apoyos académicos y económicos en años pasados. A Raúl Acevedo Rosas, Elba Lomelí Mijes, Martín Huerta Martínez, Rosa Ma. Patiño Beltrán, Agustín Flores Macías, José Antonio Machuca Núñez, Marisela Hernández

y José Martín Negrete Aguayo, quienes han colaborado entusiastamente en el proyecto de las plantas parásitas de Jalisco y Colima. Al Dr. Javier Farias Larios de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Colima, por su apoyo económico para realizar colectas botánicas de Loranthaceae en el estado de Colima.

LITERATURA CITADA

- Abbiatti, D. 1946. *Las Loranthaceas Argentinas*. Revista del Museo de la Plata. Secc. Bot. 7: 1-110.
- Acosta P., R. y M. Cházaro B. 1994. *Struthanthus quercicola* (Schltdl. & Cham.) Blume (Loranthaceae), una adición a la flora fanerogámica del valle de México y Tlaxcala. *Biotam* 6(1): 47-50.
- Acosta P., R., M. Cházaro B. y R. M. Patiño B. 1992. *Los muérdagos del estado de Tlaxcala*. Folleto 17. Jardín Botánico de Tizatlán, Tlaxcala, México. 89 pp.
- Argüelles, E., R. Fernández y S. Zamudio. 1991. *Listado florístico preliminar del estado de Querétaro. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*. Fascículo complementario 2. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 155 pp.
- Bauml, J. A. 1994. *Ethnobotany of the huichol people of Mexico*. Ph. D. Thesis. The Cleremont Graduate School, California. 265 pp.
- Bello G., M. A. 1984. *Estudio de muérdagos (Loranthaceae) en la región tarasca, Michoacán*. Boletín Técnico 102. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, México, D. F. 62 pp.
- Bonilla B., J. R. y J. L. Villaseñor R. 2003. *Catálogo de la flora del estado de Morelos*. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México. 129 pp.
- Bramwell, D. 2002. *How many plant species are there?* *Plant. Talk* 28: 32-34.
- Breedlove, D. E. 1986. *Listados Florísticos de México 4. Flora de Chiapas*. Instituto de Biología, UNAM. México, D. F. 246 pp.
- Brummit, R. K. y C. E. Powell (Eds.) 1992. *Authors of plant names. A list of authors of scientific names of plants, with recommended standard form of their names, including abbreviations*. Royal Botanic Gardens, Kew, England.
- Calder, D. M. and P. Bernhardt. 1983. *The Biology of Mistletoes*. Academic Press, New York. 348 pp.
- Calderón de R., G. 1979. *Loranthaceae*. En: J. Rzedowski y G. C. de Rzedowski (eds.). *Flora fanerogámica del valle de México*. Ed. CECSA, México, D. F. Pp. 119-124.
- Calderón de R., G. 2001. *Loranthaceae*. En: G. Calderón de R. y J. Rzedowski. *Flora Fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 1341 pp.
- Calderon de R., G. y J. Rzedowski. 1972. *Dos especies nuevas de la familia Loranthaceae del centro de México. Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 17(4): 99-104.
- Cowan, P. C. 1983. *Listados Florísticos de México I. Flora de Tabasco*. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 123 pp.
- Cházaro B., M. 1989. *Miscellaneous papers on the flora of Veracruz, Mexico*. Tesis de Maestría, Botany Department, University of Wisconsin-Madison, USA. 108 pp.
- Cházaro B., M. 1990a. *Loranthaceae (muérdagos) del centro y sur del estado de Veracruz*. Pp. 604-612. En: IV Simposio Nacional sobre Parasitología Forestal, 28-30 octubre 1987, Durango, Dgo., Publicación especial 60, INIFAP.
- Cházaro B., M. 1990b. *Los muérdagos del estado de Jalisco*. *Biosfera* 1: 3-7.
- Cházaro B., M. 1995. *Los muérdagos (Loranthaceae) del estado de Jalisco*. Pp. 74-77. En: M. Cházaro B., E. Lomelí M., R. Acevedo R. y S. Ellerbracke R. (eds.). *Antología botánica del estado de Jalisco*. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.
- Cházaro B., M. 2006. *Las Plantas parásitas de México*. Tesis doctoral. Departamento de Botánica y Zoología, Univeridad de Guadalajara. 200 pp.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1987a. *Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. I. Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 32(3):55-60.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1987b. *Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. II. Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 32(4): 78-86.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1988a. *Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. III. Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 33(1): 14-19.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1988b. *Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. IV. Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 33(2): 42-47.

- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1988c. *Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla*. V. Cactáceas y Suculentas Mexicanas 33(3): 71-75.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1991. *Dendrophthora costaricensis Urban (Loranthaceae), un nuevo registro para la flora de México*. Acta Botánica Mexicana 13: 31-38
- Cházaro B., M. y R. Acevedo R. 1995. *Las plantas parásitas de Jalisco*. Pp. 118-122. En: M. Cházaro B., E. Lomelí M., R. Acevedo R. y S. Ellerbracke R. Antología botánica del estado de Jalisco. Universidad de Guadalajara, México.
- Cházaro B., M., F. M. Huerta M., R. M. Patiño B., R. Sánchez F., E. Lomelí M. y A. Flores M. 1992. *Los muérdagos (Loranthaceae) de Jalisco, parásitas poco conocidas*. Ciencia y Desarrollo 17(102): 70-85.
- Cházaro B., M., M. Huerta M., R. M. Patiño B., E. Lomelí M., M. Negrete A. y A. Flores M. 1992b. *Estudio taxonómico y ecológico de los "muérdagos" (Loranthaceae) del estado de Jalisco, México*. Pp. 133-134. En: F. Romero M. y A. Gómez B. Resúmenes del VI Congreso Latinoamericano y IV Español de Fitopatología. Torremolinos, España.
- Cházaro B., M., M. Huerta M., E. Lomelí M., R. Acevedo R. 1993. *Conociendo los muérdagos (Loranthaceae)*. Pp. 1-35. En: Memorias del II Taller Nacional del Muérdago, INIFAP, Toluca, México.
- Cházaro B., M., M. Flores H. y J. A. Vázquez-García. 2002. *Plantas parásitas de Jalisco y Colima*. Pp. 143-149. En: M. Cházaro B., E. Lomelí M., M. Flores H. y S. Ellerbracke R. Antología botánica del occidente de México. Universidad de Guadalajara, México.
- Cházaro B., M., H. Oliva R., F. Ramón F. y J. A. Vázquez García. 2005. *Cladocolea oligantha (Loranthaceae) un nuevo registro para Veracruz, México y datos generales sobre este taxón*. Polibotánica 20: 1-15.
- Dávila A., P., J. L. Villaseñor R., R. Medina L., A. Ramírez R., A. Salinas T., J. Sánchez K, y P. Tenorio L. 1993. *Listados florísticos de México 10. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. Instituto de Biología, UNAM, México D. F. 193 pp.
- Diego-Pérez, N. 2000. *Estudios florísticos en Guerrero 10. Lagunas Playa Blanca, El Potosí, Salinas del Cuaajo y zonas circundantes*. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 33 pp.
- Drummond, D. B. 1982. *Timber loss estimate for the coniferous forest in the United States due to dwarf mistletoe*. Report 83-2. Fort Collins, USDA, Forest Pest Management, Colorado. 24 pp.
- Durán, R., G. Campos, J. C. Trejo, P. Simá, F. May-Pat y F. Juan-Qui. 2000. *Listado florístico de la península de Yucatán*. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C., Mérida, México.
- Flores M., A. y M. Cházaro B. 1997. *Muérdago en los cactus: cuarto reporte para México*. Cactáceas y Suculentas Mexicanas 42(3): 67-71.
- Fonseca, R. M. 2002. *Lennoaceae. Flora de Guerrero 15*. Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F., 7 pp.
- Galván V., R., M. A. Barrios R. y J. Meyrán. 1994. *Plantas suculentas del estado de Guanajuato*. Cactáceas y Suculentas Mexicanas 39(1): 13-17.
- Gallina S., M. E. Maury y V. Serrano. 1978. *Hábitos alimenticios del venado cola blanca (Odocoileus virginiana Rafinesque) en la reserva de La Michilia, Durango*. Pp. 59-108. En: G. Halffter (ed.). Reservas de la Biosfera en el estado de Durango. Instituto de Ecología, México, D. F.
- García R., G. 1998. *La familia Loranthaceae (injertos) del estado de Aguascalientes, México*. Polibotánica 7: 1-14.
- García-Mendoza, J. A. 2004. *Integración del conocimiento florístico del estado*. Pp. 305-326. En: J. A. García-Mendoza, M. de J. Ordoñez y M. Briones-Salas (eds.) Biodiversidad de Oaxaca, Instituto de Biología, UNAM, México D. F.
- Geils, W. B., J. Cibrian T. y B. Moody 2002. *Mistletoes of North American conifers*. USDA, Forest Service, General Technical Report, Ogden, Utah. 123 pp.
- González E., M., S. González E. y Y. Herrera A. 1991. *Listados Florísticos de México IX. Flora de Durango*. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F.
- González V., L. M. 2000. *Las familias Monotropaceae y Pyrolaceae en el estado de Jalisco, México. Colección Flora de Jalisco*. Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México. 23 pp.
- Govaerts, R. 2001. *How many species of seed plants are there?* Taxon 50: 1085-1090.
- Gual D., M. 1995. *Estudios florísticos en Guerrero No. 6. Cañón del Zopilote (área Venta Vieja)*. Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F. 39 pp.
- Guerrero N., J. J. y G. A. López C. 1997. *La vegetación y la flora de la Sierra de Quila*. Universidad de Guadalajara, México. 131 pp.
- Guerrero N., J. J. y G. A. López C. 2004. *Los muérdagos, plantas parásitas de los árboles: su diversidad y sus hospederos en Guadalajara y su zona conurbada*. Pp. 161-196. En: G. A. López C. y J. J. Guerrero N. (Eds.) Ecología urbana en la zona metropolitana de Guadalajara. Ágata, Guadalajara, México.

- Gutiérrez B., C. 2000. *Listado florístico actualizado del estado de Campeche, México*. Universidad Autónoma de Campeche, México. 95 pp.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1965. *Arceuthobium in Mexico*. Brittonia 3(17): 213-238.
- Hawksworth F.G., D. Wiens y B. W. Geils. 2002. *Arceuthobium in North America*. In: B. W. Geils, J. Cibrian T. y B. Moody. Mistletoes of North American conifers. Gen. Tech. Rep. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado, E.U.A., pp. 29-56.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1972. *Classification of dwarf mistletoes (Arceuthobium)*. Agriculture Handbook No. 401, U.S.D. A., Washington, D.C. 228 pp.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1975. *Arceuthobium in Mexico*. Brittonia 3(17): 213-238
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1977. *Arceuthobium (Viscaceae) in Mexico and Guatemala: additions and range extensions*. Brittonia 29: 411-418.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1980. *A new species of Arceuthobium (Viscaceae) from central Mexico*. Brittonia 32: 348-352.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1996. *Dwarf mistletoes: biology, pathology and systematics*. Agriculture Handbook No. 709., U.S.D.A., Washington, D.C. 339 pp.
- Hernández C., L. V. 1991. *Los muérdagos (Loranthaceae) de la región central del estado de Tlaxcala*. Publicación del Jardín Botánico de Tizatlán, Tlaxcala, México. 38 pp.
- Hernández C., L. V., R. Acosta P. y G. L. Galindo F. 1992. *Los muérdagos enanos (Arceuthobium spp.) en los bosques de pino del volcán La Malintzi, estados de Tlaxcala y Puebla*. Publicación No. 15 del Jardín Botánico de Tizatlán, Tlaxcala, México. 58 pp.
- Heywood, V. H. 1978. *Flowering plants of the world*. Oxford University Press, Inglaterra. 335 pp.
- Huerta M., M. 1991. *Contribución al Estudio Taxonómico y Ecológico de los Muérdagos (Loranthaceae) de la Sierra de Tapalpa, Jalisco*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 78 pp.
- Huerta M., M. y M. Cházaro B. 1997. *La familia Loranthaceae (muérdagos) de la Sierra de Tapalpa, Jalisco, México, 1*. Cactáceas y Suculentas Mexicanas 42(4): 83-95.
- Huerta M., M. y M. Cházaro B. 1998. *La familia Loranthaceae (muérdagos) de la Sierra de Tapalpa, Jalisco, México, 2*. Cactáceas y Suculentas Mexicanas 43(1): 10-14.
- Ittis, H. H., G. L. Nesom y J. M. Egger 2003. *Castilleja albobarbata sp. nov. (Orobanchaceae) from sierras Manantlán and Cacoma, Jalisco, Mexico*. Sida 20 (4): 1343-1350.
- Kallarackal, J., C. K. Somen y N. Rajesh. 2002. *Ecophysiology of "teak" (Tectona grandis) and its canopy parasite Dendrophthoe falcata*. 3rd International Canopy Conference, June 23-28. Cairns, Australia.
- Kuijt, J. 1959. *A study of heterophylly and inflorescence structure in Dendrophthora and Phoradendron*. Acta Bot. Neerl. 8: 506-546.
- Kuijt, J. 1961. *A revision of Dendrophthora (Loranthaceae)*. Wentia 6: 1-145.
- Kuijt, J. 1964. *A revision of the Loranthaceae of Costa Rica*. Bot. Jahrb. Syst. 83: 250-326.
- Kuijt, J. 1967. *The genus Ixocactus (Loranthaceae s. s.): description of its first species*. Brittonia 19: 62-67.
- Kuijt, J. 1969. *The biology of parasitic flowering plants*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. 241 pp.
- Kuijt, J. 1971. *Transfer of Phrygilanthus sonora to Psittacanthus (Loranthaceae)*. Madroño 21(1): 13-14.
- Kuijt, J. 1975a. *The genus Cladocolea (Loranthaceae)*. Journal of the Arnold Arboretum 56(3): 265-335.
- Kuijt, J. 1975b. *The identity of Struthanthus haenkei (Spirostylis haenkei) (Loranthaceae)*: Canadian Journal of Botany 53(3): 249-255.
- Kuijt, J. 1976. *Revision of the genus Oryctanthus (Loranthaceae)*. Bot. Jahrb. Syst. 95(4): 478-534.
- Kuijt, J. 1979. *Host selection by parasitic angiosperm*. Symb. Bot. Upsal. 22(4): 194-199.
- Kuijt, J. 1980. *Miscellaneous mistletoes notes, 1-9*. Brittonia 32(4): 518-519.
- Kuijt, J. 1982. *The Viscaceae in the southeastern United States*. Journal Arnold Arboretum 63: 401-410.
- Kuijt, J. 1986. *Viscaceae*. pp-13-112. En: G. Harling y B. Sparre. Flora of Ecuador. Swedish Research Councils, Estocolmo, Suecia.
- Kuijt, J. 1987a. *Novelties in mesoamerican mistletoes (Loranthaceae and Viscaceae)*. Ann. Missouri Bot. Gard. 74: 511-532.

- Kuijt, J. 1987b. *Miscellaneous mistletoes notes, 10-19*. *Brittonia* 39 (4): 447-459.
- Kuijt, J. 1988. *Monograph of the Eremolepidaceae*. Systematic Botany Monographs 18: 1-60.
- Kuijt, J. 1988a. *Monograph on the Eremolepidaceae*. Systematic Botany Monographs 18: 1- 60.
- Kuijt, J. 1988b. *Revision of Tristerix (Loranthaceae)*. Systematic Botany Monographs 19: 1-61.
- Kuijt, J. 1990. *New species and combinations in neotropical mistletoes (Loranthaceae and Viscaceae)*. Proc. Kon. Ned. Akad. V. Wetensch. 93 (2):113-162.
- Kuijt, J. 2003. *Monograph of Phoradendron (Viscaceae)*. Systematic Botany Monographs. 66: 1-628.
- Levin, G. A. y R. V. Moran. 1989. *The vascular flora of Isla Socorro, Mexico*. San Diego Society of Natural History 16: 1-71.
- López-SaéNz, J. A., P. Catalán y LL. Saéz. 2002. *Plantas parásitas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 533 pp.
- Lott, E. J. 1985. *Listados Florísticos de México 3. La Estación de Biología Chamela, Jalisco*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 47 pp.
- Lott, E. J. 1993. *Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela bay region, Jalisco, Mexico*. Occasional Papers California Academy of Science 148: 1-60.
- Lott, E. J. 2003. *Lista anotada de las plantas vasculares de Chamela-Cuixmala*. Pp. 94-136. En: F. A. Noguera, J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada-Avenidaño (eds.). *Historia natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México D. F.
- Machuca N., J. A. 1989. *Florística y ecología de la vegetación fanerogámica de la región septentrional de Jocotepec, Jalisco, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agricultura, Universidad de Guadalajara, México. 221 pp.
- Martínez, M. 1959. *Plantas útiles de la flora Mexicana*. Ed. Botas, México D. F. 621 pp.
- Martínez, M. y E. Matuda. 1979b. *Flora del estado de México, Vol. II*. Biblioteca Enciclopédica del Estado de México, Toluca, México. 543 pp.
- Martínez, M. y E. Matuda. 1979a. *Flora del estado de México, Vol. I*. Biblioteca Enciclopédica del estado de México, Toluca, México. 478 pp.
- Martínez, M. y E. Matuda. 1979c. *Flora del estado de México, Vol. III*. Biblioteca Enciclopédica del Estado de México, Toluca, México. 507 pp.
- McVaugh, R. y S. Koptur. 1978. *A new species of Pedicularis from Jalisco, México*. Contributions from the University of Michigan Herbarium 11(5): 298-300.
- Negrete A., J. M. 1993. *Los granos de polen de la familia Loranthaceae de la Sierra de Tapalpa, Jalisco*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, 98 pp.
- Nickrent, D. L. 2002. *Plantas parásitas del mundo*. Pp. 7-28. En: J. A. López S., P. Catalán y L. Saéz. *Plantas parásitas de la península Ibérica e Islas Baleares*. Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Nickrent, D. L. y L. J. Musselman. 2004. *Introduction to parasitic flowering plants*. The plant health instructor 1-25.
- Oliva R., H. 1995. *Revisión del genero Phoradendron (Viscaceae) para el estado de Veracruz*. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Montecillo, México. 118 pp.
- Oliva R., H. y F. Ramón F. 2004. *Notas adicionales sobre Phoradendron teretifolium Kuijt (Viscaceae) en el estado de Veracruz, México*. Polibotánica 17: 125-130.
- Parker, C. y C. R. Riches. 1993. *Parasitic weeds of the world*. CABI, Oxford, England
- Patiño R., R. 1994. *Estudio taxonómico de los muérdagos (Loranthaceae) del volcán de Tequila, Jalisco, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 57 pp.
- Polhill, R. y D. Wiens. 1998. *Mistletoes of África*. The Royal Botanic Gardens, Kew, Inglaterra. 360 pp.
- Polunin, O. 1974. *Guía de campo de las flores de Europa*. Omega, Barcelona, España. 733 pp.
- Press, C. M. y J. Graves. 1995. *Parasitic plants*. Chapman & Hall, London, U. K.
- Press, M. C. y G. K. Phoenix. 2005. *Impacts of parasitic plants on natural communities*. New Phytologist 166: 737-751.
- Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) 2005. Publicado en Internet http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html (consultado el 22 de nov. 2005).
- Riba, R. 1963. *Notas sobre la familia Loranthaceae y el parasitismo secundario*. Bol. Soc. Bot. Méx. 28: 1-10.

- Rodríguez J., L. S. y J. Espinoza G. 1995. *Listado florístico del estado de Michoacán 1. Angiospermae: Acanthaceae-Commelinaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 7.* Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 208 pp.
- Rodríguez J., L. S. y J. Espinoza G. 1996a. *Listado florístico del estado de Michoacán 3. Angiospermae: Connaraceae-Leguminosae. Flora del Bajío y Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 10.* Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 296 pp.
- Rodríguez J., L. S. y J. Espinoza G. 1996b. *Listado florístico del estado de Michoacán 5. Angiospermae: Najadaceae-Zygophyllaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 15.* Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 344 pp.
- Rojas-Mendoza, P. 1965. *Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora.* Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F. 124 pp.
- Ruiz M., A. 1995. *Estudio taxonómico de los muérdagos (Loranthaceae) del Nevado de Colima y Volcán de Fuego. Jalisco-Colima, México.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 105 pp.
- Ruvalcaba S. J., G., C. A. Álvarez S. y M. Cházaro B. 2003. *Nota sobre la presencia del muérdago *Struthanthus interruptus* (HBK) Blume, Loranthaceae, en el arbolado urbano de la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México.* Pp. 120-127. En: *Memorias del III Congreso Iberoamericano de Parques y Jardines, Guadalajara, México.*
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México.* Limusa, México, D. F. 426 pp.
- Rzedowski J. y R. McVaugh. 1966. *La vegetación de Nueva Galicia.* Contributions from the University of Michigan Herbarium 9(1): 1-123.
- Rzedowski, J. 1991. *Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México.* Acta Botánica Mexicana. 14: 3-21.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de R. 1979. *Flora fanerogámica del Valle de México.* Vol. 1. Ed. CECSA, México D. F. 385 pp.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de R. 1985. *Flora fanerogámica del valle de México.* Vol. 2. Instituto de Ecología A. C., México, D. F.
- Sauerborn, J. 1991. *Parasitic flowering plants.* Ecology and management, Verlag Josef Margraf, Weikerheim, Alemania
- SEMARNAT. 2002. *Norma oficial mexicana NOM-059-ECOL-2001-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.* Diario Oficial, México D. F.
- Sosa, V. y A. Gómez-Pompa (Comps.). 1994. *Lista florística. Flora de Veracruz. Fascículo 82.* Instituto de Ecología, Xalapa, México. 245 pp.
- Sousa S., M. y E. Cabrera C. 1983. *Listados Florísticos de México 2. Flora de Quintana Roo.* Instituto de Biología, UNAM. México, D. F. 100 pp.
- Sterner, T. E. y A. G. Davidson. 1982. *Forest insect and disease condition in Canada.* Canadian Forest Service, Forest Service and Disease Survey, 46 pp.
- Téllez V., O. 1994. *Flora, vegetación y fitogeografía de Nayarit, México.* Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 166 pp.
- Torres C., R., L. Torres C., P. Dávila A, y J. L. Villaseñor R. 1997. *Listados florísticos de México 16. Flora del distrito de Tehuantepec, Oax.* Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 68 pp.
- Trelease, W. 1916. *The genus *Phoradendron*.* A monographic revision. University of Illinois, Urbana, E.U.A. 129 pp.
- Trelease, W. 1926. *Loranthaceae.* En: P. C. Standley. *Trees and shrubs of Mexico.* Contr. From U. S. Nat. Herbarium 23: 222-235.
- Vázquez O., G., H. Piccini E., J. F. Martínez C. y R. Romero C. 1996. *Plantas parásitas: un problema para los árboles de la ciudad de Guadalajara, México.* p. 4d. En: *Ocho Columnas, secc. Ciencias Naturales y Agropecuarias.* martes 3 de diciembre.
- Vázquez-García, J. A. y T. Givnish 1998. *Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure and diversity in the sierra de Manantlán.* Journal of Ecology 86: 999-1020.
- Vázquez-García, J. A., M. Cházaro B., G. Nieves H., Y. L. Vargas-Rodríguez, M. Vázquez-García y A. Flores M. 2004. *Flora del norte de Jalisco y etnobotánica huichola.* Universidad de Guadalajara, México. 181 pp.
- Vázquez-García, J. A., R. Cuevas G., H. H. Iltis, T. S. Cochrane y L. Guzmán H. 1995. *Flora de Manantlán.* Sida Botanical Miscellany 13: 1-312.
- Vega A., R., G. A. Bojorquez B. y F. Hernández A. 1989. *Flora de Sinaloa.* Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, México. 49 pp.

- Vela G., L. 1998. *Listado de flora y fauna en el estado de Zacatecas*. Gaceta SEMARNAP 2(3): 1-56.
- Villarreal Q., J. A. 2001. *Listados Florísticos de México 23. Flora de Coahuila*. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 138 pp.
- Villavicencio N., M. A., B. E. Pérez E. y A. Ramírez A. 1998. *Lista florística del estado de Hidalgo*. Recopilación bibliográfica. Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, Pachuca, Hgo. 147 pp.
- Visser, J. 1981. *South African parasitic plants*. Juta, Cape Town, Sudáfrica. 171 pp.
- Watson, D. M. 2001. *Mistletoes: a keystone resource in forest and woodlands worldwide*. Annual Reviews of Ecology and Systematics 32: 219-250.
- Watson, D. M. 2004. *Mistletoe: a unique constituent of canopies world-wide*. Pp. 212-223. En: M. D. Lowman, M. D. y H. B. Rinker. (eds.) . Forest Canopies. Elsevier/Academic Press. San Diego, Ca.
- Wiens, D. y B. Barlow. 1971. *The cytogeography and relationship of the Viscaceae and Eremolepidaceae mistletoes*. Taxon 20(2): 313-332.
- Wiens, D. y C. L. Calvin 1987. *Epiparasitism in mistletoes*. The Golden Bought (Royal Botanical Garden, Kew) 9: 3-5.
- Wiens, D. y F. G. Hawksworth. 2002. *New species of Phoradendron (Viscaceae) from Mexico and Guatemala and a synopsis in section Pauciflorae*. Aliso 21(1): 33-43.
- Wiggins, I. L. 1980. *Flora of Baja California*. Stanford University Press, California. 420 pp.

ANEXO 1

Listado de plantas parásitas del Estado de Jalisco, México. Para cada especie se citó en lo posible un sólo espécimen por cada provincia florística del occidente de México (Rzedowski, 1978): Sierra Madre Occidental (SMO), Serranías Meridionales del Eje Neovolcánico (SM-EN), Serranías Meridionales de la Sierra Madre del Sur (SM-SMS), Altiplano (A), Costa Pacífica (CP) y Depresión del Balsas (DB).

Cuscutaceae

- Cuscuta arvensis* Beyr., SM-EN: Tuxpan, Nevado de Colima, C. G. Pringle 3111, det. C. G. Pringle (MEXU).
- Cuscuta corymbosa* Ruiz & Pav., SM-EN: Jocotepec, Barranca de Sayula, al SE de San Pedro Tesistán, bosque tropical caducifolio, J. A. Machuca N. 7026 (IBUG, IEB, WIS, XAL).
- Cuscuta floribunda* Kunth., SM-EN: San Gabriel, R. McVaugh 10023, det. T. Yuncker (MEXU).
- Cuscuta glabrior* (Engelm.) Yunck., SM-EN: Arandas, L. M. V. de Puga 13976, det. J. J. Guerrero-Nuño (IBUG)
- Cuscuta gracillima* Engelm., CP: de Cihuatlán, Jal. a Manzanillo, Colima, C. R. Orcutt 4457, det. J. M. Greenman (IBUG).
- Cuscuta mitraeformis* Engelm., CP: Tomatlán, Playón de Mismaloya, Estero El Ermitaño, 11 mar. 1988, A. Rodríguez, R. Ramírez, L. Viguera 1183, det. R. Ramírez Delgadillo 1993 (IBUG); SM-EN: Tapalpa, Cerro Rabón, 2440 m snm, 03 oct 1998, vegetación acuática en bosque de pino, rara, E. M. Barba 10 (IBUG).
- Cuscuta potosina* W. Schaffn. ex S. Watson, A: Ojuelos, Rancho Las Papas de Arriba, 4.5 km NE de Gpe. Victoria, 21°43'48" N, 101°39'48" W, 2260 m snm, 13 oct. 2000, ladera S, en matorral xerófilo, con *Opuntia*, *Dasyllirion acrotriche*, *Ferocactus hirtix*, *Jatropha dioica*, *Perymenium mendezii* y *Asclepias linaria*, parasitando a *Stevia micrantha*, L. A. García-R. 451, det. L. A. García-R. junio 2001 (IBUG).
- Cuscuta rugoscipes* Yunck., SM-EN: San Gabriel, L. M. González-V. 3309 (IBUG).
- Cuscuta tinctoria* Mart. ex Engelm., SM-EN: Zapotlán el Grande, D. P. Gregory 293, det. R. McVaugh (MEXU); SM-SMS: Talpa de Allende, J. L. López-S. s.n., det. L. Rico (IBUG).
- Cuscuta umbellata* Kunth, A: Cuquiño, L. Camacho-C. 42, det. R. Ornelas U. (IBUG); CP: Casimiro Castillo, L. M. V. de Puga 9856, det. L. Rico (IBUG); SM-SMS: Talpa de Allende, J. A. Vázquez-G. 1175, det. H. Luquín (IBUG); SM-EN: Tonila, M. Ramírez-G. s.n., det. De Niz Lara (IBUG).

Krameriaceae

- Krameria cuspidata* C. Presl., CP: La Huerta, Estación de Biología Chamela UNAM, 100 m s.n.m., 26 jul 1982, bosque tropical caducifolio, arbustiva, J. Rzedowski 37884, det. J. Rzedowski (ENCB, MEXU); SMO: Mezquitic, Chalate, Jurisdicción San Andrés Cohamiata, clima caliente, 13 oct. 1991, R. Muñoz-U. s.n., det. A. Rodríguez-C. (IBUG).

Krameria erecta Willd. ex Schult., SM-EN: San Cristóbal de la Barranca, 1200 m s.n.m., 14 ago 1984, bosque tropical caducifolio, R. Hernández-M. y F. J. Santana M. 9593, det. R. McVaugh 1994 (MEXU).

Krameria interior Rose & Painter, A: Colotlán, Rancho Los Aguajes, 10 km al S de Colotlán, carretera Tlatenango-Colotlán, 2000 m s.n.m., 14 ago. 1989, bosque tropical caducifolio, con *Ipomoea*, *Eysenhardtia*, *Bursera* y *Acacia*, en suelo arcilloso negro, poco frecuente, A. Flores-M. 1658, det. C. Ramírez-S.

Krameria ixine Loefl., CP: La Huerta, 1 km al SE de la Estación de Biología Chamela, carretera Barra de Navidad-Puerto Vallarta, 27 oct 1981, en bosque tropical caducifolio, con *Bursera*, *Agave*, *Caesalpinia*, *Aeschynomene*, *Mimosa* y *Cyrtocarpa*, 50 m s.n.m., arbustiva, E. J. Lott y J. A. Solís-M. 601, det. B. B. Simpson 1987 (ENCB).

Krameria pauciflora Moc. & Sessé ex DC., A: Totatiche, en bosque tropical caducifolio, 1800 m s.n.m., 16 ago. 1983, R. Hernández-M. y F. J. Santana-M. 9399, det. R. McVaugh (1994) (IBUG, MEXU).

Krameria prostrata Brandegees, SM-SMS: Autlán de Navarro, one mile S of Autlán, 21 ago 1949, dry, over-grazed, cactus-covered slopes, common, R. L. y C. R. Wilbur 2467 (IBUG); SM-EN: Guadalajara, al E del camino a la hidroeléctrica de Huentitán, 1390 m s.n.m., 02 ago 1977, bosque tropical caducifolio, con *Ipomoea intrapilosa*, *Bursera*, *Bombax* y *Karwinskia humboldtiana*, S. Carvajal et al. 289, det. R. Guzmán-M. (IBUG).

Krameria secundiflora Moc. & Sessé ex DC., SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, 18 ago. 1949, dry, over-grazed, cactus covered slopes, R. L. y C. R. Wilbur 2408, det. B. B. Simpson (1988), confirmó R. McVaugh (1994) (MEXU); SM-EN: Guadalajara, barranca del río Santiago, 15 km N of Guadalajara, 08 ago. 1965, bosque tropical subcaducifolio, L. E. Detling 9595, det. B. B. Simpson 1987 (ENCB).

Lennoaceae

Lennoa madrepoides Lex. , CP: La Huerta, Playa Tenacatita, 23 ago. 1975, vegetación subacuática, R. Guzmán M. 200, det. J. Rzedowski (IBUG); A: Paso de La Troje, near km 36 of Ojuelos to Aguascalientes, near Cerro La Campana, 2100 m s.n.m., 09 ago. 1958, scattered on south-facing hills among rocky slope in *Bouteloua* grassland, R. McVaugh 16828 (ENCB); SM-EN: Las Juntas, Juanaacatlán, 1500 m s.n.m., L. M. Villareal de Puga s.n. (ENCB); Guadalajara, Dr. Blas P. Reko s.n., det. G. Yatskievich (1982).

Loranthaceae

Cladocolea cupulata Kuijt, injerto, SM-EN: San Martín Hidalgo, cerca del Tezcalame, brecha entre Ameca y Quila, 1600 m s.n.m., 06 may. 1988, bosque *Pinus* y *Quercus*, M. Cházaro B. et al. 5458, det. M. Cházaro B. (IBUG, IEB); SM-SMS: Mascota, Laguna de Juanacatlán, 1800 m s.n.m., 14 jun. 1974, bosque *Pinus* y *Quercus*, C. L. Díaz Luna 5155, det. Job Kuijt (GUADA, ENCB).

Cladocolea gracilis Kuijt, injerto, DB: Jilotlán de los Dolores, 3 km brecha de Tepalcatepec Michoacán a Jilotlán de los Dolores, a 1 km de la presa Tepalcatepec, bosque tropical caducifolio, 400 m s.n.m., 27 jul. 1988, M. Cházaro B. y A. Flores M. 5614, det. M. Cházaro B. (IBUG, IEB, XAL).

Cladocolea grahamii (Benth.) Tiegh., SM-EN: Tapalpa, junto a cultivos, Los Pocitos, 2600 m s.n.m., 13 jun. 1999, bosque de pino, poco común, E. M. Barba 475, det. E. M. Barba (IBUG); SM-EN: Zapotlán el Grande, Nevado de Colima, brecha que va del Fresno al refugio de Las Joyas, 2000 m s.n.m., 03 jul. 1989, bosque *Pinus* y *Quercus*, M. Cházaro B. et al. 6008 (IBUG, IEB, WIS, XAL); SM-SMS: Autlán de Navarro, Cerro Alto Las Yeguas, 4-5 km distancia aérea al NE de la Estación Científica, Las Joyas (El Zaramoro), 19°37' N, 104°14' W, 27 dic. 1984, 2100 m s.n.m., bosque *Pinus* y *Quercus*, E. J. Judziewicz y T. S. Cochrane 5028 (WIS).

Cladocolea inconspicua (Benth.) Kuijt, "mal ojo", SMO: Bolaños, Casa Vieja-La Playita, Bolaños, 10 abr. 2004, 1000 m s.n.m, bosque tropical caducifolio, con *Ipomoea murucoides*, *Coursetia* sp., parásita, J. A. Vázquez-García et al. 7823, det. J. A. Vázquez-García (IBUG).

Cladocolea inorna (B.L. Rob. & Greenm.) Kuijt, SM-EN: Magdalena, Plan de Barrancas, carretera Tequila a Tepic, 900 m s.n.m., 09 may. 1987, bosque tropical caducifolio, M. Cházaro B. y P. Hernández 4736 (IBUG, IEB, XAL, WIS); SMO: Bolaños, Rancho El Gallinero, 15 km al NE de Bolaños, 1500 m, 15 jun. 1990, A. Flores M. et al. 1827, det. A. Flores M. (IEB); SM-SMS: Tuxcacuesco, 13-14 km al NW de Tolimán, 1 km al N de Tuxcacuesco, 19°42'36"N 103°59'18"W, 03 nov. 1990, 800 m s.n.m., matorral xerófilo, L. Guzmán H. et al. 872, det. R. Cuevas y G. Junco (1990) (IEB, MEXU, MICH, WIS, XAL, ZEA); CP: Tomatlán, alrededores del estero "El Ermitaño", 24 sep. 1994, 0-5 m s.n.m., bosque de galería, R. Acevedo R. y C. Reyes H. 1502a, det. M. Cházaro B. (WIS, XAL).

Cladocolea loniceroides (Tiegh.) Kuijt, "injerto de gato", SM-SMS: Autlán: 4 km S of Ahuacapán on road to Corralitos, Sierra de Manantlán, 19°39' N, 104°20' W, 1400 m s.n.m. 11 mar. 1987, in *Quer-*

- cus forest with *Pinus*, transition zone with *Quercus* and *Heliocarpus*, *H. H. Iltis* et al. 2944 7, det. M. Cházaro B. (WIS).
- Cladocolea mcvaughii*** Kuijt, SM-SMS: Tecalitlán: Sierra del Halo, near lumber mill road leading to San Isidro, 2-5 miles from Colima highway, 7 miles SSW of Tecalitlán, *R. McVaugh 15008*, det. J. Kuijt (MICH).
- Cladocolea microphylla*** (Kunth) Kuijt, SM-EN: Zapotlán el Grande, base of Nevado de Colima, 16 may. 1893 *C. G. Pringle 4369*, det. M. Ortiz O. (MEXU, MO).
- Cladocolea oligantha*** (Standl. & Steyerl.) Kuijt, CP: La Huerta, Vieja casa de visitantes, Estación Biológica de Chamela. 20-50 m s.n.m., 29 jun. 1982, *E. J. Lott 1106*, det. Job Kuijt (1983) (ENCB, MEXU); SM-EN: Jocotepec, Sierra Las Vigas, subiendo por San Juan Cosalá, 16 dic. 1990, *M. Cházaro B. y J. A. Machuca N. 6482* (WIS, XAL).
- Cladocolea pringlei*** Kuijt, SM-EN: Tapalpa, Juanacatlán, 2700 m s.n.m., 03 nov 1976, bosque pino-encino, *C. L. Díaz Luna 6424*, det. Job Kuijt (GUADA).
- Psittacanthus calyculatus*** (DC.) G. Don, SM-SMS: Autlán de Navarro, 1.5 km SE de Las Joyas, 1950 m s.n.m., 01 ene. 1984, *H. H. Iltis y R. Guzmán M. 29051* (IBUG); SM-EN: Arandas, antena de microondas, ladera norte de Cerro Gordo de San Ignacio, 2600 m s.n.m., 11 Marzo 1992, *J. J. Reynoso-D. y R. Ramírez-D. 717* (IBUG); SM-EN: Ameca, 5 km después de Ameca en la brecha al Tezcalame, Sierra de Quila, 1500 m s.n.m., 02 oct. 1988, *M. Cházaro B. et al. 5708* (IBUG, WIS, XAL); A: Lagos de Moreno, Presa de El Cuarenta, entre Lagos y Ojuelos, 2100 m s.n.m., 30 jul. 1985, *F. J. Santana M. 1572* (IBUG); SMO: Mezquitic, entre Charca Azul y Pinos Altos, *F. J. Santana M. 1807* (MEXU); CP: La Huerta, along road to Quemaro area, 26.1 km NW of Chamela Biological Field Station on Hwy 200, 16 nov 1990, *B. Rothschild y M. G. Ayala. 79* (UC, WIS).
- Psittacanthus macrantherus*** Eichler, SMO: Huejuquilla el Alto, 4 km al SW de Tenzompa, rumbo al Corral Blanco, 1800 m s.n.m., 08 oct. 1990, *A. Flores M. 2101* (WIS); SM-SMS: San Sebastián del Oeste, Real Alto, La Bufo, 01 feb. 1927, *Ynex Mexia 1611* (MO).
- Psittacanthus palmeri*** (S. Watson) Barlow & Wiens, SM-EN: Hostotipaquillo, La Venta a Ixtlán, 1100 m s.n.m., 09 oct. 1922, *B. P. Reko. 4498* (MEXU); SM-SMS: Autlán de Navarro, 2.5-3.5 km S of El Chante, along road to Manantlán, ca. 18 km E-SE of Autlán, 1000 m s.n.m., 04 ene. 1979, *H. H. Iltis et al. 1126* (WIS); SMO: Huejuquilla el Alto, Bajío de Maderas, 15 km al N de Huejuquilla, 10 oct. 1990, 2200 m.s.n.m., *A. Flores M. 2144* (WIS).
- Psittacanthus ramiflorus*** (DC.) G. Don, "mal ojo" o "injerto", SM-SMS: Cabo Corrientes, camino El Tuito-Minas de Zimapán, Sierra de Cuale, 1200 m s.n.m., 12 jul. 1987, *L. M. González V. y J. A. Pérez de la Rosa 3114* (IBUG).
- Psittacanthus schiedeana*** (Schltdl. & Cham.) Blume, SM-SMS: Autlán, Sierra de Manantlán, *D. De Niz, F. J. Santana M. y G. Jiménez 269*. (WIS, ZEA); CP:, Casimiro Castillo, *H. H. Iltis et al. 30987* (ZEA).
- Struthanthus condensatus*** Kuijt, "injerto" o "mal ojo", SM-EN: Zapotitlán de Vadillo, 2 km después de El Fresnito, rumbo al parque nacional Nevado de Colima, 1600 m s.n.m., 19 oct. 1988, bosque *Pinus-Quercus*, *M. Cházaro B. et al. 5730*, det. M. Cházaro B. (IBUG, WIS, XAL); CP:: La Huerta, trayecto entre El Higueral y Juan Gil Preciado, 16 ago. 1991, 200 m s.n.m. bosque tropical subcaducifolio, *A. Flores M. y P. Ramos G. 2936*, det. A. Flores M. (1991) (WIS).
- Struthanthus interruptus*** (Kunth) Blume (= *S. venetus* (Kunth) Blume), "mal ojo", CP: La Huerta, Playa El Tecuán, a 12 km de la carr. Barra de Navidad-Puerto Vallarta, 27 jun 1986, dunas de vegetación halófila, *H. Arreola N., L. Guzmán H. 457*, det. M. Cházaro (1987) (IBUG); SM-EN: Tonila, 2 km sobre la brecha que parte de Atenquique y llega hasta el albergue del Volcán de Fuego, 1250 m s.n.m., 30 abr. 1990, bosque tropical caducifolio, *J. A. Machuca N., M. Cházaro B. y A. Ruíz M. 6490*, det. M. Cházaro B., 1990 (IBUG, WIS, XAL).

Monotropaceae

- Monotropa hypopitys*** L. (= *Hypopithys multiflora* Scop.) SM-EN: Tapalpa, Los Pocitos, 2600 m s.n.m., 22 ago. 1999, en sotobosque de pino, escasa, de 30 cm de alto, *E. M. Barba 846*, det. L. M. González Villarreal (IBUG); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *R. Cuevas-G. 1527* (WIS, ZEA).

Olacaceae

- Schoepfia schreberi*** J.F. Gmel., CP: La Huerta, Estación Científica Chamela, *E. J. Lott . 2334, 3596 y 2780* (MEXU).
- Ximения americana*** L., CP: Autlán de Navarro, *F. J. Santana M., D. De Niz y G. Jiménez 5450* (ZEA, IMECBIO).
- Ximения parviflora*** Benth., SM-EN: Guadalajara, ladera rocosa, ladera SW de la Barranca del Río Santiago, bajando el camino empedrado hacia los Baños de Oblatos, exposición N, 1445 m s.n.m., 23 abr. 1996, bosque tropical caducifolio, vegetación secundaria en ciertas partes y ganado evidente, ar-

bustiva muy escasa, de 40 cm de alto, *M. Harker* et al. 1594, det. M. Harker (IBUG).

Ximenea pubescens Standl., CP: La Huerta, bahía de Chamela, playa Los Negritos, *E. J. Lott* 1016 y 1118 (MEXU).

Opiliaceae

Agonandra racemosa (DC.) Standl., SM-EN: Atoyac, *E. Villegas F. y M. A. Macías R.* 278, det. R. Ramírez D. (IBUG); SM-SMS: Atlán de Navarro, *L. Guzmán H. y G. López 650* (ZEA, IMECBIO); SM-EN: Guadalajara, Barranca de Oblatos, a un lado del camino empedrado, 1500 m s.n.m., 05 mar. 1997, bosque tropical caducifolio, *R. Acevedo R. y M. Hernández-Galaviz* 1695, det. R. Acevedo R. (WIS, XAL); SMO: San Martín de Bolaños, *A. Flores-M.* 311 (IBUG).

Orchidaceae

Corallorhiza bulbosa A. Rich. & Galeotti, SM-EN: Mazamitla, El Tigre, 6 km al SE de Mazamitla, bosque mesófilo de montaña, 18 oct. 1987, 2600 m s.n.m., *R. Soltero-Q.* 681, det. R. González-Tamayo (IBUG).

Corallorhiza maculata Raf., SM-SMS: Tapalpa, Cerro Estepeme, sotobosque de pino, 20 sep 1998, 2600 m s.n.m., escasa de 40 cm de alto, *E. M. Barba* 51, det. E. M. Barba (IBUG).

Corallorhiza odontorhiza (Willd.) Nutt., SM-SMS: Mascota, entre Mascota y La Ermita, 27 dic. 1981, 1550 m s.n.m., bosque de pino y encino, *R. González-T.* et al. *s.n.*, det. R. González-Tamayo (IBUG).

Hexalectris brevicaulis L.O. Williams, SM-SMS: Atlán de Navarro, 2 km al SW de Ahuacapán, 03 oct. 1991, 1500 m s.n.m., bosque de encino, *F. J. Santana-M. y D. de Niz-L.* 5495 (IBUG); SM-EN: Tecolotlán, cercanías de Los Ailes, 23 nov. 1985, 1800 m s.n.m., bosque de encino, *R. Ramírez-D.* 92 (IBUG).

Hexalectris grandiflora (A. Rich. & Galeotti) L.O. Williams, SM-EN: Tapalpa, 3 km al NE de Juanacatlán, camino a Atemajac de Brizuela, 01 ago. 1985, 2200 m s.n.m., bosque de pino y encino, *R. Soltero-Q.* 463 (IBUG).

Hexalectris parviflora L.O. Williams, SM-SMS: Mascota, *I. Contreras V. s.n.* (IBUG); SM-EN: Atengo, 4 km al NE del rancho El Trigo de Alteña, camino al cerro La Tetilla, 03 mar. 1985, 1700 m s.n.m., bosque de pino y encino *R. Soltero-Q.* 414 (IBUG).

Orobanchaceae

Conopholis alpina Liebm., SMO: Mezquitic, km 50 camino Bolaños-Tenzompa, al NE de Pinos Altos,

comunidad indígena de Santa Catarina, bosque *Pinus-Quercus*, 22 ago. 1987, 2730 m s.n.m. *L. M. González V. y J. A. Pérez de la Rosa* 3160 (IBUG).

Orobancha dugesii (S. Watson) Munz (= *O. ludoviciana* Nutt.), SM-EN: Tepatitlán de Morelos, Cerro Gordo de San Ignacio, Barranca de La Boyera (casita al pie de la subida), 21 oct. 1998, 1950 m s.n.m., 20°46'11"N, 102°37'32"W, bosque tropical caducifolio, herbácea escasa. *L. Wynter-W.* et al. 39, det. F. J. Santana-M. (IBUG); SM-EN: Jocotepec, ladera S del Cerro Viejo, base de la Peña del Burro, 06 ene. 1991, 2670 m s.n.m., bosque de *Quercus*, *J. A. Machuca N.* 6620, det. M. Cházaro B. (WIS).

Rafflesiaceae

Bdallophytum americanum (R.Br.) Harms (= *B. bambusorum* (Liebm.) Harms), SMO: Bolaños, Rancho El Gallinero, 15 km al NE de Bolaños, 15 jun. 1990, 1500 m s.n.m., bosque tropical caducifolio, *A. Flores M. y G. Martínez P.* 1840, det. A. Flores M. (1990) (IBUG, IEB); SM-EN: Guadalajara, Barranca de Huentitán, 14 jul. 1990, 1300 m s.n.m., selva baja caducifolia, *J. J. Guerrero N. y G. Martínez P.* 865, det. M. Cházaro B. (1990) (IBUG, IEB).

Pilostyles thurberi A. Gray., SM-EN: Tala, cerro al SW de Cruz Vieja, 23 dic. 1990, 1650 m s.n.m. bosque tropical caducifolio, parásita de *Calliandra*, *J. A. Machuca N.* 6600, det. M. Cházaro B. (1991) (IBUG, IEB).

Scrophulariaceae

Agalinis peduncularis (Benth.) Pennell, SMO: Bolaños, 19 oct. 1983, 2610 m s.n.m., bosque de pino y encino, *E. J. Lott* et al. 2067, det. I. Méndez-L. (1989) (MEXU); SM-EN: Mazamitla, La Llorona Country Club, 2100 msnm, bosque de *Pinus-Quercus*, *M. Cházaro-B. y C. Reyes H.* 7440 (IBUG, XAL, WIS).

Buchnera elongata L., SMO: Mezquitic, a las afueras de San Andrés Cohamiata, bosque de pino-encino, *C. Chávez-R.* 1. 9. 9. 9[D.], (IBUG); A: Cañadas de Obregón, *L. M. V. de Puga* 8992 (IBUG); CP: Puerto Vallarta, 38 km al S de Puerto Vallarta, 16 dic. 1979, 150 m s.n.m., bosque tropical subcaducifolio, herbácea, *G. Nieves* et al. 5, det. R. Ornelas (IBUG).

Buchnera mexicana Hemsl., SM-EN: Guadalajara, 12 nov. 1888, *C. G. Pringle* 1783 (MEXU).

Buchnera obliqua Benth., SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, cerro alto Las Yguas, Sierra de Manantlán, 1,600 msnm. *T. S. Cochrane, E. J. Judziewicz y R. Guzmán* 10808 (IBUG, XAL,

- WIS); SM-EN: Tlaquepaque, *L. M. V. de Puga s.n.* (IBUG).
- Buchnera pusilla*** Kunth, CP: La Huerta, 1 km al W de El Rincón, 13 nov. 1960, 550 m s.n.m., sabana tropical, herbácea, *J. Rzedowski 14940*, det. C. P. Cowan (1983) (IBUG); SM-EN: Tamazula de Gordiano, 26 oct. 1973, 1900 m snm, bosque de pino y encino, *J. Rzedowski y R. McVaugh 1120*, det. A. R. López-F. (1983) (MEXU).
- Castilleja albo barbata*** Iltis & G.L. Nesom, SM-SMS: Cuautitlán, al E del Cerro Las Capillas, Sierra de Manantlán, 2800-2860 m s.n.m., 10 oct. 1980, bosque de *Pinus-Abies*, *H. H. Iltis y R. Guzmán M. 3227* (TEX, WIS).
- Castilleja angustifolia*** M. Martens & Galeotti, SM-EN: Jocotepec, *L. M. V. de Puga 10029* (IBUG); A: San Miguel el Alto, *J. A. Pérez de la Rosa 438* (IBUG).
- Castilleja arvensis*** Cham. & Schldtl., "cabeza de grulla", SM-EN: Arandas, lado W del cráter (sobre el filo) de Cerro Gordo de San Ignacio, 2500 m s.n.m., 13 jun. 1997, bosque de encino, herbácea frecuente, *L. Wynter W. et al. 26*, det. F. J. Santana-M. (IBUG); SMO: Bolaños, 06 jul 1996, bosque de encino y pino, *J. Calonico-S. y G. Flores-F. 2530*, det. I. Méndez-L. (1996) (MEXU); A: Huejuquilla el Alto, 1800 m s.n.m., 01 nov. 1963, *J. Rzedowski 17608*, det. J. Rzedowski (MEXU); SM-SMS: San Sebastián del Oeste, camino de brecha de San Sebastián a La Bufa, 26 mar. 1996, bosque de pino y encino, herbácea frecuente, *J. J. Reynoso-D., M. Harker et al. 2959*, det. R. Cuevas-G. (IBUG).
- Castilleja cryptandra*** Eastw., SM-EN: Tolimán, near timberline and above, on rocks or steep loose volcanic gravels, peak of the Nevado de Colima, 3300 m s.n.m., 13 sep. 1952, *R. McVaugh 12910*, det. R. McVaugh (MEXU, MICH).
- Castilleja gracilis*** Benth., SM-EN: Mazamitla, *R. Acevedo-R. et al. 1676* (IBUG).
- Castilleja integrifolia*** L., SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, Sierra de Manantlán, 3 miles W of El Guisar, 2100 m s.n.m., 23 nov. 1968, *F. Boutin y F. Brandt 2550*, det. F. Ramos-M. (MEXU).
- Castilleja lithospermoides*** Kunth, SMO: Bolaños, km 27 por la brecha de Bolaños a Tenzompa, *F. J. Santana-M. 1890* (IBUG).
- Castilleja mcvaughii*** N.H. Holmgren, SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, Cerro Las Capillas, Sierra de Manantlán, *H. H. Iltis 2410* (IBUG).
- Castilleja nervata*** Eastw., SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, Sierra de Manantlán, 15 feb. 1989, 1750 m s.n.m., bosque de pino, *G. López y L. Guzmán-H. 44* (MEXU, ZEA).
- Castilleja pectinata*** M. Martens & Galeotti, SM-EN: Tapalpa, Agua Zarca, 2500 m s.n.m., 06 sep. 1999, sotobosque en pino, poco frecuente, hierba de 100 cm de alto, *E. M. Barba 1048*, det. E. M. Barba (IBUG).
- Castilleja schaffneri*** Hemsl., A: Teocaltiche, *L. M. V. de Puga 5212* (IBUG).
- Castilleja scorzonrifolia*** Kunth, SMO: Mezquitic, 500 m al E de San Andrés Cohamiata, *C. Chávez-R. 1. 1. 4[B.]* (IBUG); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *L. M. González-V. s.n.* (IBUG); SM-EN: Tonila, Nevado de Colima, bosque de *Pinus hartwegii*, 3430 m s.n.m., 09 ago. 1986, *S. Zamudio-R. 4267*, det. S. Zamudio R. (MEXU).
- Castilleja stenophylla*** M.E. Jones, SM-EN: Zapotlán el Grande, Nevado de Colima, 1850 m s.n.m., 08 oct. 1985, bosque de pino y encino, *B. Bartholomew et al. 2792* (MEXU).
- Castilleja tenuiflora*** Benth., "borrego", SMO: El Mezquital, Durango, de Huejuquilla subiendo a Canoas, 09 ago. 2003, bosque de *Pinus-Quercus*, herbácea, *J. A. Vázquez G. et al. 7291*, det. J. A. Vázquez-García (IBUG); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *H. H. Iltis y R. Guzmán 29098* (IBUG); SM-EN: Concepción de Buenos Aires, *L. M. V. de Puga et al. 1564* (IBUG); A: Jalostotitlán, 23 ago. 1953, *W. E. Manning y M. S. Manning 531269* (MEXU).
- Pedicularis angustifolia*** Benth., SMO: Mezquitic, Pinos Altos, *A. Rodríguez C. et al. 485* (IBUG); SMO: Mezquitic, Pinos Altos, *F. J. Santana-M. et al. 1814a* (IBUG) (citado por Vázquez-García et al. 2004, como *P. canadensis* L. como 1814b).
- Pedicularis glabra*** McVaugh & Mellich., SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *P. D. Sorensen, H. H. Iltis y G. Schatz 7924* (IBUG); SM-EN: Tequila, volcán de Tequila, *F. J. Santana-M. 1681* (IBUG).
- Pedicularis gordonii*** McVaugh & Koptur, SMO: Bolaños, camino viejo de Bolaños a Berberia, *R. McVaugh 25882* (MICH).
- Pedicularis mexicana*** Zucc. ex Bunge, SM-EN: Tapalpa, Agua Zarca, 2400 m s.n.m., 27 jun. 1998, vegetación acuática, rodeada de bosque de pino, escasa de 30 cm de alto, *E. M. Barba 557*, det. E. M. Barba (IBUG).
- Pedicularis orizabae*** Schldtl & Cham., Mezquitic, 6 km NE de Nueva Colonia, *J. A. Vázquez et al. 7071*. Det. *J. A. Vázquez-G.* (IBUG).
- Pedicularis tripinnata*** M. Martens & Galeotti, SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *A. Vázquez 3318* (WIS, ZEA); SM-EN: Tapalpa, Agua Zarca, 2440 m s.n.m., 15 ago. 1999, sotobosque de pino, poco común, de 40 cm de alto, *E. M. Barba 740*, det. E. M. Barba (IBUG).

- Seymeria decurva* Benth., SMO: Huejuquilla el Alto, 4 Km al SW de Tenzompa, rumbo al Corral Blanco, A. Flores M. 2090 (IBUG); SM-SMS: Talpa de Allende, J. A. Vázquez-G. 1222 (IBUG).
- Seymeria glandulosa* (Pennell) Standl., SM-SMS: Atenguillo, bosque de pino y encino, 1900 m s.n.m., 30 oct. 1973, D. E. Breedlove 35770 (MEXU).
- Seymeria integrifolia* Greenm., SM-EN: Ameca, E. J. Lott et al. 1306 (IBUG); SM-EN: Etzatlán, 02 oct. 1903, C. G. Pringle 8767, det. F. W. Pennell (1934) (MEXU); A: Yahualica de González Gallo, J. A. Machuca-N. 6117 (IBUG).
- Seymeria pennelli* B.L. Turner, SMO: Bolaños, 19 oct. 1983, bosque de pino y encino, 2610 m s.n.m., E. J. Lott et al. 2066, det. B. L. Turner (1984) (MEXU).
- Seymeria ramosissima* (Pennell) Standl., Mezquita, San Andrés Cohamiata (Bauml 1994).
- Viscaceae**
- Arceuthobium abietis-religiosae* Heil., “injerto”, SM-EN: Tonila, Nevado de Colima, brecha de El Fresno al Refugio de la Joya, 3000 m s.n.m., 31 jul. 1989, M. Cházaro B. et al. 6014, det. F. G. Hawksworth (WIS, IBUG, IEB, XAL).
- Arceuthobium durangense* (Hawksw. & Wiens) Hawksw. & Wiens, SM-EN: San Martín Hidalgo, Sierra de Quila, de Lagunillas al Pico de Huehuentón, 2050 m s.n.m., 10 ene. 1991, bosque *Pinus-Quercus*, M. Cházaro B. et al. 6503, det. M. Cházaro B. (WIS, XAL, ENCB, IBUG).
- Arceuthobium globosum* Hawksw. & Wiens, SMO: Mezquitic, 35 km al NW de Bolaños, antes del rancho Bajío de Las Gallinas, camino a Tenzompa, bosque *Pinus-Quercus*, 2350 m s.n.m., 19 may. 1989, A. Flores M. et al. 1603 (XAL, IBUG); SM-EN, Tapalpa, Juanacatlán, 2700 m s.n.m., 03 nov 1976, C. L. Díaz L. 6421, det. J. Kuijt (GUADA); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, 1 km al W del cerro de las Capillas, 09 mar. 1987, bosque de *Pinus-Quercus-Abies*, H. Iltis et al. 29386, det. J. Kuijt (1989) (WIS, IEB).
- Arceuthobium vaginatum* (Willd.) J. Presl., SMO: Mezquitic, 40 km al NW de Bolaños, 5 km al N del rancho Bajío de Las Gallinas, antes del Corral Blanco, A. Flores M. et al. 1608 (CHAPA, IBUG); SM-EN: Zapotlán el Grande, Nevado de Colima, 3300 m s.n.m., 28 jun. 1975, bosque de *Pinus hartwegii*, C. L. Díaz Luna 5897, det. C. L. Díaz Luna. (IEB, GUADA).
- Phoradendron abietinum* Wiens, SMO: Mezquitic, 40 km al NW de Bolaños, 5 km al N del rancho Bajío de las Gallinas, antes de Corral Blanco, parásita en *Abies durangensis*. A. Flores M. et al. 1609 (Wiens y Hawksworth 2002).
- Phoradendron bolleanum* (Seem.) Eichler, SMO: Mezquitic, trayecto entre Bajío de Los Amoles y Bajío del Tule, 40 km al SW de Bolaños, 2400 m s.n.m., 03 feb. 1990, bosque *Pinus-Quercus*, con especies de *Alnus*, *Juniperus*, suelo migajón arenoso, A. Flores M. 2334, det. A. Flores M. (WIS); SM-EN: Tequila, Cerro de Tequila, 2150 m s.n.m., bosque de *Quercus-Pinus-Arbutus*, M. Cházaro B., C. L. Calvin y K. Wilson 5468 (IBUG, IEB, WIS, XAL); SM-SMS: Mascota, Laguna de Juanacatlán, 14 jun. 1974, 1800 m s.n.m., bosque *Pinus-Quercus*, C. L. Díaz Luna 5178, det. J. Kuijt (ENCB, XAL).
- Phoradendron brachystachyum* (DC.) Nutt., “mal ojo” o “injerto”, SM-EN: Jocotepec, Cerro Viejo, subiéndose por El Molino, 05 nov. 1988, parasitando *Eysenhardtia*. M. Cházaro B. et al. 5756, det. M. Cházaro B. (IEB, WIS, XAL).
- Phoradendron calyculatum* Trel., “injerto”, SM-EN: Tequila, como a medio camino de la carretera empedrada de Tequila a la estación de microondas, Cerro de Tequila, 07 dic. 1986, 1980 m s.n.m., bosque de *Quercus-Arbutus epiparásito de Phoradendron longifolium*, M. Cházaro B. y E. de La Mora B., 4194, det. M. Cházaro B (IBUG, WIS, XAL); SMO: Mezquitic, Rancho Bajío de Las Gallinas, camino Bolaños-Tenzompa., 1605 m s.n.m., 20 may. 1989, A. Flores M. et al. 1605 (IBUG, WIS, XAL).
- Phoradendron carneum* Urb., “babas de becerro”, SM-EN: Tenamaxtlán, Rancho Los Encinos, 3 km al E de Miraplanes, 13 feb. 1988, parásita de *Ipomoea intrapilosa*, R. Soltero Q. 730, det. A. Rodríguez C. (IBUG, IEB); SMO: San Martín de Bolaños, La Catarina, 14 km al NW del poblado camino al Istafiate, 02 ene. 1985, parásita de *Ipomoea intrapilosa*, A. Flores M. y N. Bravo. 102 (IBUG).
- Phoradendron chazaroi* Wiens, SM-EN: Tecolotlán, Sierra de Quila, entre Quila y el Paraje El Columpio, bosque *Pinus-Quercus*, 2000 m s.n.m., M. Cházaro B. et al. 4432, det. Delbert Wiens (IBUG, WIS, XAL).
- Phoradendron dipterum* Eichler, SM-EN: Tamazula de Gordiano, aserradero, 20 km brecha Tamazula a Manuel M. Diéguez, 27 oct. 1973, 1400 m, en bosque tropical deciduo, C. L. Díaz Luna. 4511, det. Job Kuijt (GUADA).
- Phoradendron dolichocarpum* Kuijt, DB: Jilotlán de los Dolores, 1 km sobre la brecha de Tepalcatepec a Jilotlán de los Dolores, 450 m, s.n.m., bosque tropical caducifolio, M. Cházaro B., A. Flores M. y E. Salcedo P. 5615, det. M. Cházaro B. (IBUG).
- Phoradendron falcatum* (Schltdl. & Cham.) Trel., “injerto”, SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, a 4 km de Las Joyas, hacia el Cerro del

- Sol y La Luna, bosque mesófilo de montaña, 1950 m s.n.m., 08 mar. 1987, *M. Cházaro B.*, et al. 4507 (IBUG, WIS, XAL).
- Phoradendron forestierae*** B.L. Rob. & Greenm., "injerto", A: Ojuelos, cañada a 10 km al E de La Paz, rumbo al cerro El Espía, 2000 m s.n.m., *H. J. Arreola N.* y *M. Cházaro B.* 677, det. *M. Cházaro B.* (IBUG); SM-EN: Tapalpa, Las Ánimas, 150 m al S de las instalaciones del DIF, 2100 m s.n.m., 05 jun. 1993, en vegetación riparia con *Alnus*, *Prunus*, *G. González S.* et al. 7, det. *G. González S.* (1993) (IBUG).
- Phoradendron jaliscense*** Kuijt, SM-SMS: Cabo Corrientes, steep mountainside 3-10 km generally east on the road Mina de Cuale, from junction 5 km NW of El Tuito, 850-1150 m s.n.m., 19 feb. 1975, on forest of *Quercus*, *R. McVaugh* 26427 (holotype MICH).
- Phoradendron lanceolatum*** Engelm. ex A. Gray (= *Ph. Schumannii*), A: km 32 carretera Lagos de Moreno a Ojuelos, Lagos de Moreno, en matorral xerófilo con encinos, 2000 m s.n.m., *M. Cházaro B.* et al. 7266, det. *M. Cházaro B.* (1994) (WIS, XAL); SM-EN: Tequila, carretera empedrada de Tequila a la cima del volcán Tequila (estación de microondas), *M. Cházaro B.* y *E. de la Mora B.* 4193 (IBUG, IEB, WIS, XAL).
- Phoradendron longifolium*** Eichler ex Trel., "injerto", SM-SMS: Cabo Corrientes, km 11, brecha que va de El Tuito a la Mina de Zimapán (o Cuale), 02 ago. 1989, 1050 m s.n.m, bosque de *Pinus-Quercus*, con elementos del bosque tropical subperennifolio en las cañaditas, *M. Cházaro B.* et al. 6043, det. *M. Cházaro B.* (1989) (IBUG, IEB, WIS, XAL); SMO: Huejuquilla el Alto, 4 km al SW de Tenzompa, rumbo a Corral Blanco, 1800 m s.n.m., 08 oct. 1990, bosque de encino-pino, con especies de las familias Compositae, Ericaceae, *A. Flores M.* 2100, det. *A. Flores M.* (WIS); SM-EN: San Gabriel, entre Los Depósitos y Piedra Ancha, carretera de Ciudad Guzmán a El Grullo, 09 abr. 1989, 2000 m s.n.m, bosque de *Quercus-Pinus*, *M. Cházaro B.* et al. 5901, det. *M. Cházaro B.* (1989) (IBUG, WIS).
- Phoradendron nudum*** Kuijt, SM-EN: Tamazula, km 86 sobre la brecha de Tamazula a Manuel M. Diéguez, en árboles de *Ficus*, *C. L. Díaz Luna* 4597 (MICH).
- Phoradendron piperoides*** (Kunth) Trel., CP: Cabo Corrientes, entre El Tuito y Los Cuates, 615 m s.n.m., 30 jul. 1999, bosque de encino, *I. M. H. Toro* y *R. Castellanos* 1459 (IBUG).
- Phoradendron quadrangulare*** (Kunth) Krug & Urb., "injerto", CP: La Huerta, Rancho Nacastillo, 2 km al W de la comunidad, 250 m s.n.m, 26 oct. 1991, bosque tropical caducifolio, *A. Flores M.* 3058, det. *M. Cházaro B.* (1991) (WIS); SM-EN: Acatlán de Juárez, trayecto de Acatlán de Juárez al cerro de Jiquitera, 31 may 1987, matorral subtropical, *J. A. Machuca N.* 5901, det. *M. Cházaro B.* (WIS, XAL); A: Lagos de Moreno, Cerro Grande, al NE de Jesús María, en los límites con Guanajuato, 22 nov. 1986, *L. M. González V.* y *L. M. Villarreal de Puga* 2283, det. *M. Cházaro B.* (1992) (ENCB).
- Phoradendron reichenbachianum*** (Seem.) Oliv., "injerto", SMO: San Martín de Bolaños, La Zuloaga, unos 10 km al W de San Martín de Bolaños, 23 may. 1990, 1600 m s.n.m., ecotonía del bosque de encino, con elementos de bosque tropical caducifolio, *A. Flores M.* y *G. Martínez P.* 1753, det. *A. Flores M.* (WIS); SM-EN: Jocotepec, en el Cerro Viejo, subiendo por Las Trojes, 09 sep. 1987, Bosque de *Quercus*, *M. Cházaro B.* y *A. Rodríguez C.* 5017, det. *M. Cházaro B.* (WIS, XAL).
- Phoradendron rhipsalinum*** Rzed., A: Ayotlán., Ayotlán, 08 nov. 1987, parasitando a *Taxodium mucronatum*, *M. Cházaro B.* y *P. Hernández de Cházaro* 5156, det. *M. Cházaro B.* (1987) (MEXU).
- Phoradendron robinsonii*** Urb., SM-EN: Tamazula de Gordiano, 40 km al E del Aserradero, sobre el camino de Tamazula a Manuel M. Diéguez, 1700 m s.n.m., 27 oct. 1973, *J. Rzedowski* y *R. McVaugh* 1062 (ENCB, IBUG, MICH, XAL).
- Phoradendron*** sp. nov. Ined. SM-EN: Zapotlán El Grande, Nevado de Colima, estación microondas Las Viboras, 29 ene. 2006, 3000 msnm, sobre *Alnus jorullensis*, *M. Cházaro Basáñez*, *J. A. Vázquez-G.* e *I. Conteras V.*, 8551 (holótipo e isótipos: IBUG, IEB, CHAPA, ENCB, MEXU, XAL).
- Phoradendron serotinum*** (Raf.) M.C. Johnst. subsp. ***tomentosum*** (DC.) Kuijt (= *Phoradendron villosum* Nutt), A: Huejucar, on escarpament below village San Rafael, 14 km west of Huejucar on road to Monte Escobedo, Huejucar, 22° 19' N., 103° 18' W, *M. Nee* y *G. Diggs* 25296 (LEA); A: Ojuelos, 10 km al SW de La Paz, barranca rumbo al cerro El Espía., 2150 m s.n.m, 16 nov. 1986, matorral xerófilo, *H. Arreola N.* y *M. Cházaro B.* 677 (IBUG).
- Phoradendron tetrapterum*** Krug & Urb., SM-EN: Tamazula de Gordiano, 14 km al E de el aserradero sobre el camino de Tamazula a Manuel M. Diéguez, 1650 m s.n.m., 27 oct. 1963, *J. Rzedowski* y *R. McVaugh* 1071 (ENCB, MICH).
- Phoradendron velutinum*** (DC.) Nutt., SM-EN: Mazamitla, 3 km después de Mazamitla, brecha a las microondas El Montoso, 06 dic. 1987, 2000 m s.n.m., *M. Cházaro B.* y *P. Hernández de Cházaro* 5202, det. *M. Cházaro B.* (IEB, ENCB, WIS, XAL); SM-SMS: Ayutla, proximidades a playas de Las Tinajas, río Santa Mónica de Ayutla, bosque *Pinus-Quercus*, 24 ene. 1979, 1990 m s.n.m., *E. Guizar* y *A. Niembro* 372, det. *F. Ramos M.* (ENCB).

Phoradendron vernicosum Greenm., SM-EN: Tala, Sierra de la Primavera, lindero W y cerco de piedra a partir arroyo Presitas hacia Platanillos, 1500 m s.n.m., 28 nov. 1987, bosque de *Pinus-Quercus* y vegetación secundaria derivada de éste, A. Rodríguez C. y J. Reynoso D. 1139, det. M. Cházaro B. (IBUG, WIS).

ANEXO 2

Listado de plantas parásitas del estado de Colima SM-EN: Serranías Meridionales (Eje Neovolcánico), SM-SMS: Serranías Meridionales (Sierra Madre del Sur), CP: Costa Pacífica, DB: Depresión del Balsas.

Lennoaceae

Lennoa madreporoides Lex. debe ser buscada en las dunas costeras, parasitando a *Okenia hypogea*, dado que se conoce de las costas de Guerrero, Michoacán, Jalisco, Nayarit y Sinaloa, es muy probable que este en la costa de Colima.

Loranthaceae

Cladocolea grahamii (Benth.) Tiegh., “injerto”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, 3-4 km al noroeste de El Terrero, 2100 m s.n.m., 17 abr. 1991, bosque de *Quercus*, D. De Niz et al. 196, det. F. J. Santana M. (WIS).

Cladocolea loniceroides (Tiegh.) Kuijt, “mal ojo de gato”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, 1 ago. 1989, M. Cházaro B. et al. 6020, det. M. Cházaro B. (IBUG, XAL, WIS).

Cladocolea oligantha (Standl. & Steyerl.) Kuijt, Rancho Guerrero, M. E. Jones 423 (US).

Psittacanthus calyculatus (DC.) G. Don, vista por los autores creciendo en los árboles ornamentales de Manzanillo y Colima.

Struthanthus condensatus Kuijt, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha que va de El Sauz a El Terrero, 1600 m s.n.m., 1 ago. 1989, M. Cházaro B. et al. 6025 (IBUG, XAL, WIS).

Struthanthus interruptus (Kunth) Blume, “injerto” SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Terrero a Campo 4, 23 feb. 1987, M. Cházaro B. y F. J. Santana M. 4466 (IBUG, XAL, WIS).

Opiliaceae

Agonandra racemosa (DC.) Standl., SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., A. Sanders 55, det. A. Sanders (UCR).

Scrophulariaceae

Buchnera pusilla Kunth SM-EN: Rancho El Jabalí, Comala, 1500 m s.n.m., A. Sanders 642, det. A. Sanders (UCR).

Castilleja arvensis Schltld. & Cham., “garañona”, SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., A. Sanders 644, det. A. Sanders (UCR).

Castilleja cryptandra Eastw., Colima, Comala, Cu-chilla NE side of volcano, 22 jul. 1905, P. Goldsmith 76 (NY).

Castilleja nervata Eastw., “garañona” SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., A. Sanders 645, det. A. Sanders (UCR).

Castilleja socorrensis Moran. Archipiélago Revillagigedo, isla Socorro, volcán Everman R. Moran 10,870 (US) (Levin y Moran, 1990).

Castilleja tenuifolia M. Martens & Galeotti. “garañona”, SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., A. Sanders 646, det. A. Sanders (UCR).

Viscaceae

Phoradendron brachystachyum (DC.) Nutt., “mal ojo” o “injerto”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, en zona de ecotonía entre el bosque tropical caducifolio y el encinar, 1600 m s.n.m., 01 ago. 1989, M. Cházaro B. et al. 6027, det. M. Cházaro B., 1989 (IBUG, WIS, XAL).

Phoradendron calvinii Wiens, SM (SMS): D. Wiens 7774 in 1995, Minatitlán, Cerro Grande on road to Terrero (US), parasitando a *Cupressus lusitanica*.

Phoradendron carneum Urb., “babas de becerro”, SM: SMS: Minatitlán, a 100 m de tomar la desviación de la brecha de El Sauz a El Terrero (región del Cerro Grande), 1000 m s.n.m., 01 ago. 1989, bosque tropical subperennifolio, M. Cházaro B. et al. 6015, det. M. Cházaro B. 1989 (IEB, IBUG, XAL, WIS).

Phoradendron dipterum Eichler., SM-EN: Comala, Volcán del Fuego, Mesa de la Hierbabuena, 1800 m s.n.m., bosque mesófilo de montaña, M. Cházaro B. y A. García G. 7280 (ENCB, IEB, MICH, WIS, XAL).

Phoradendron falcatum (Schltld. & Cham.) Trel., SM: EN. Comala, Volcán de Fuego o Colima, La Mesa de La Yerbabuena, bosque mesófilo de montaña, 19 mar. 1994, 1600 m s.n.m., M. Cházaro B. y A. García G. 7281, det. M. Cházaro B., (IBUG, IEB, ENCB, MEXU, XAL, WIS).

Phoradendron falcifer Kuijt, SM-EN: Comala, Mesa de la Yerbabuena, Volcán de Colima, 1700-1800 m s.n.m., M. Cházaro y A. García G. 7281 det. J. Kuijt (MICH).

Phoradendron olivae Wiens, SM-SMS: Minatitlán, 2-3 km antes de llegar a El Terrero, viniendo por

la brecha que parte de El Sauz, 01 ago. 1989, 1950 m s.n.m, bosque mesófilo de montaña con *Cupressus*, *M. Cházaro B.* et al. 6016 (IBUG); SM-SMS: Minatitlán, siguiendo la nueva carretera de terracería que va de el Terrero a El Sauz, Cerro Grande, 24 feb. 1987, 2100 m s.n.m., bosque de *Cupressus*, *Quercus*, *Picramnia*, *M. Cházaro B.* y *F. J Santana M.* 4479 (WIS, XAL).

Phoradendron quadrangulare (Kunth) Krug & Urb., “injerto”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, a 150 m s.n.m., desviación de la brecha de El Sauz-El Terrero, 01 ago. 1989, 1000 m s.n.m., bosque tropical caducifolio, *M. Cházaro B.* et al. 6014, det. *M. Cházaro B.*, 1998 (IBUG, XAL, WIS).

Phoradendron reichenbachianum (Seem.) Oliv., “injerto”. SM-SMS: Comala, Cerro Grande, sobre la brecha de El Sauz a El Terrero, 1700 m s.n.m., 01 ago. 1989, bosque de *Quercus*, *M. Cházaro B.* et al. 6019, det. *M. Cházaro B.*, 1989 (IBUG, WIS).

Phoradendron robinsonii Urb., SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, zona de ecotonía del bosque tropical caducifolio con el encinar, 1600 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B.* et al. 6024, det. *M. Cházaro B.*, 1989 (IBUG, WIS, XAL).

Phoradendron tetrapterum Krug & Urb., SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha del Sauz a El Terrero, en zona de transición entre el bosque tropical caducifolio y el encinar, 1700 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B.* et al. 6023, det. *M. Cházaro B.*, 1989 (IBUG, WIS).

Phoradendron tonduzii Trel., “injerto”, SM-EN: Comala, La Mesa de la Yerbabuena, 1700-1800 m s.n.m., *M. Huerta M.* 243, det. *J. Kuijt* (MICH).

Phoradendron vernicosum Greenm., SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, en zona de ecotonía del bosque tropical caducifolio con el encinar, 1700 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B.* et al. 6026, det. *M. Cházaro B.*, 1989 (IBUG, IEB, ENCB, WIS, XAL). Comala, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, 1700 m s.n.m, 01 ago. 1989, zona de ecotonía del bosque tropical caducifolio con el encinar, *M. Cházaro B.* et al. 6022, det. *M. Cházaro B.* (1989) (IBUG, IEB, ENCB, WIS, XAL).

ANEXO 3

+ Comparación de la riqueza de Loranthaceae, *s.l.*, entre los estados de México (*estados sin un listado florístico publicado).

| Estado | Número especies | Fuente | Actualización (Cházaro 2006). |
|------------------|-----------------|---|----------------------------------|
| Chiapas | 48 | Breedlove (1986) | 55 |
| Veracruz | 36 | Cházaro et al. (2005); Sosa y Gómez-Pompa (1994). | 48 |
| Oaxaca | * | García-Mendoza (2004) y Torres et al. (1997) | 47 |
| Jalisco | 36 | Cházaro et al. (1992) | 47 |
| Michoacán | 35 | Rodríguez y Espinosa (1985) | 36 |
| Guerrero | * | Diego (2000), Fonseca (2002) | 34 |
| Durango | 22 | González et al. (1991) | 26 |
| Querétaro | 18 | Argüelles et al. (1991) | 21 |
| Puebla | * | Dávila et al. (1993) | 21 |
| Hidalgo | 10 | Villavicencio et al. (1998) | 21 |
| Morelos | 8 | Bonilla y Villaseñor (2003) | 19 |
| Nayarit | 16 | Téllez (1994) | 18 |
| Colima | 16 | Cházaro et al. (2002) | 18 |
| Tlaxcala | 15 | Acosta et al. (1992) | 18 |
| Estado de México | 11 | Matuda y Martínez (1979) | 17 |
| Sinaloa | 5 | Vega et al. (1989) | 14 |
| Coahuila | 13 | Villarreal (2002) | 13 |
| Chihuahua | * | REMIB (2005) | 13 |
| Sonora | 7 | Flores (1997), ined. | 12 |
| Zacatecas | 9 | Vela (1998) | 11 |
| Yucatán | 10 | Durán et al. (2000) | 10 |
| Campeche | 10 | Gutiérrez (2000) | 10 |
| Aguascalientes | 8 | García (1998) | 10 |
| Quintana Roo | 7 | Sousa y Cabrera (1983) | 10 |

| | | | |
|--------------------------------|---|-----------------------------|----|
| Nuevo León | * | Rojas (1965) | 10 |
| Baja California (península) | 9 | Wiggins (1980) | 9 |
| Guanajuato | * | Galván <i>et al.</i> (1994) | 8 |
| Tabasco | 6 | Cowan (1983) | 6 |

1.5 Twenty new Neotropical tree species of *Magnolia* (Magnoliaceae)

J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz-Castro, Ernesto De Castro-Arce, Rosa Murguía Araiza, Ana Teresa Nuño Rubio, Miguel de J. Cházaro-B.

RESUMEN

Veinte especies nuevas de árboles de *Magnolia* del Neotrópico fueron propuestas: cinco de México (incluyendo dos del occidente de México), *Magnolia jaliscana*, *M. lopezobradorii*, *M. oaxacensis*, *M. sinacacolinii* y *M. vallartensis*; seis de Costa Rica: *M. costaricensis*, *M. guanacastensis*, *M. inbioana*, *M. multinervia*, *M. talamancana* y *M. wetterii*; tres de Perú: *M. elfina*, *M. gentryi* y *M. peruviana*, dos de Ecuador: *M. equatorialis* y *M. lozanoii*; dos de Honduras: *M. atlantida*, *M. cochranii*; una de Guatemala: *M. steyermarkii* y una de Panamá: *M. chiriquiensis*. Incluyendo las nuevas especies que aquí se propusieron, 93% (100 de 108) de las especies de *Magnolia* en América fueron Neotropicales, confinadas entre el Trópico de Cáncer y el Trópico de Capricornio. *Magnolia* sección *Talauma*, subsección *Talauma*, con 56 especies fue la más rica, distribuyéndose desde el suroeste de México hasta Paraná, Brasil, seguida por *Magnolia*, sección *Magnolia*, con 19 especies americanas (18 del Neotrópico, distribuidas de México a Darién, Panamá), *Magnolia*, sección *Talauma*, subsección *Dugandiodendron*, con 16 especies (distribuidas en Colombia, Venezuela y Ecuador) y *Magnolia*, sección *Talauma*, subsección *Cubenses*, con 10 especies confinadas al Caribe. Diecisiete de las especies nuevas que aquí se propusieron corresponden a la subsección *Talauma*, dos a la sección *Magnolia* y una a la subsección *Dugandiodendron*. Los países con mayor diversidad de especies Neotropicales de Magnoliaceae fueron Colombia con 33 especies, México con 21, Costa Rica con 10 y Perú con ocho y Ecuador con seis.

ABSTRACT

Twenty new Neotropical tree species of *Magnolia* were here proposed: five from Mexico (including two from western Mexico): *M. jaliscana*, *M. lopezobradorii*, *M. oaxacensis*, *M. sinacacolinii* and *M. vallartensis*; six from Costa Rica: *M. costaricensis*, *M. guanacastensis*, *M. inbioana*, *M. multinervia*, *M. talamancana* and *M. wetterii*; three from Peru: *M. elfina*, *M. gentryi* and *M. peruviana*; two from Ecuador: *M. equatorialis* and *M. lozanoii*; two from Honduras: *M. atlantida* and *M. cochranii*, one from Guatemala: *M. steyermarkii*; and one from Panama: *M. chiriquiensis*. Including the new taxa, here proposed, 93 % (100 out of 108) of the species of *Magnolia* in the New World were Neotropical, distributed from Tropic of Cancer to Tropic of Capricorn. *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Talauma*, with 56 species was the richest of all Neotropical Magnoliaceae, occurring from southwestern Mexico to Paraná, Brazil, followed by *Magnolia*, section *Magnolia*, with 19 species (18 Neotropical ones ranging from Mexico to Darien, Panamá), *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Dugandiodendron*, with 16 species (occurring from Venezuela to Colombia and Ecuador), and *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Cubenses*, with 10 species (confined to the Caribbean). Seventeen of the species, here proposed, belonged to subsection *Talauma*, two to section *Magnolia* and one to subsection *Dugandiodendron*. The most diverse countries in terms of their Neotropical species of Magnoliaceae were Colombia with 33 species, followed by Mexico with 21, Costa Rica with 10, Peru with eight and Ecuador with six.

Many genera of Magnoliaceae have recently been merged with *Magnolia* L. (Noteboom, 1993, 1998, 2000; Figlar & Noteboom, 2004; Figlar, 2006). However, preliminary nuclear molecular evidence (Nie *et al.* 2008) shows at least some indication that Neotropical *Talauma* Juss. (section *Talauma* Baillon, subsection *Talauma*) may be monophyletic and likely diverged 42 mya during the mid—Eocene (Azuma *et al.*, 2001). Future molecular systematic studies may be compatible with the taxonomic decision to conserve *Talauma* and *Dugandiodendron* Lozano as distinct genera; however, for now we treat all Neotropical Magnoliaceae as consisting of one single genus, *Magnolia*, with two sections, *Magnolia* and *Talauma*, the later with three subsections: *Cubenses* Imchanickaja, *Dugandiodendron* (Lozano) Figlar & Nooteboom and *Talauma*.

The taxonomy of Magnoliaceae has been relatively well studied in the Americas: North America (Rockwell, 1966), the Caribbean (Howard, 1948), and South America (Lozano, 1994). However, for México and Central America the study has been limited to the genus *Magnolia* sensu stricto (Vázquez-García, 1990, 1994). Recent work has focused on describing particular new Neotropical species of *Magnolia* sensu lato (Nee, 1994; Cruz-Durán *et al.*, 2005, 2008; Jiménez-Ramírez, 2007; Serna *et al.*, 2009; Dillon & Sánchez-Vega, 2009; Vázquez-García *et al.*, 2002, 2012a, y 2012b), however, even a basic synopsis for the genus *Magnolia* section *Talauma* subsection *Talauma* for Mexico and Central America has been neglected for decades.

Intense botanical explorations in the Neotropical region, particularly in the last two decades, has increased considerably the holdings of major herbaria, allowing us to uncover a large number of new tree species of *Magnolia*, mostly from Mexico and Central America but also from Peru and Ecuador.

The aim of this study is to describe and illustrate twenty new Neotropical tree species of *Magnolia*: five from Mexico; six from Costa Rica; three from Peru; two from Ecuador; one from Guatemala; two from Honduras and one from Panama. A diagnosis for distinguishing each new species from closely similar ones is provided.

METHODS

We used an alpha-taxonomy approach consisting of field work in various states of Mexico and studied herbarium specimens at major herbaria (CIB, IBUG, ENCB, LSU, MEXU, MOUNICACH, US, XAL, XALU, WIS, ZEA). In addition, loans from several herbaria (CHAPA, CR, F, K, MO, NY, TENN) were available for study at University of Wisconsin-Madison, during the winter of 2011. Internet resources such as IPNI, Tropicos Types of the NY Botanic Garden and JSTOR (Journal Storage) images for type material were used to support the conclusions of this study.

RESULTS AND DISCUSSION

Magnolia atlantida A.Vázquez, sp. nov.

Type: HONDURAS: Atlántida. Slopes of Mt. Cangrejal, mountain slopes and coastal

plains, vicinity of La Ceiba, Alt. 600 ft. [182.9 m.], 06 Aug 1938 (immature fr), T. G. Yuncker 8845 w/ J. M. Koepper & K. A. Wagner (holotype: NY!, isotype: MO!) (Fig. 1.5.1).

Description: Tree (4—) 6—17 (—20 m) height; leaves 17—21.5 × 9—10.5 cm, ovate, coriaceous, glabrous acute at the base and apex; twig internodes 0.7—2 × 0.3—1.1 cm,

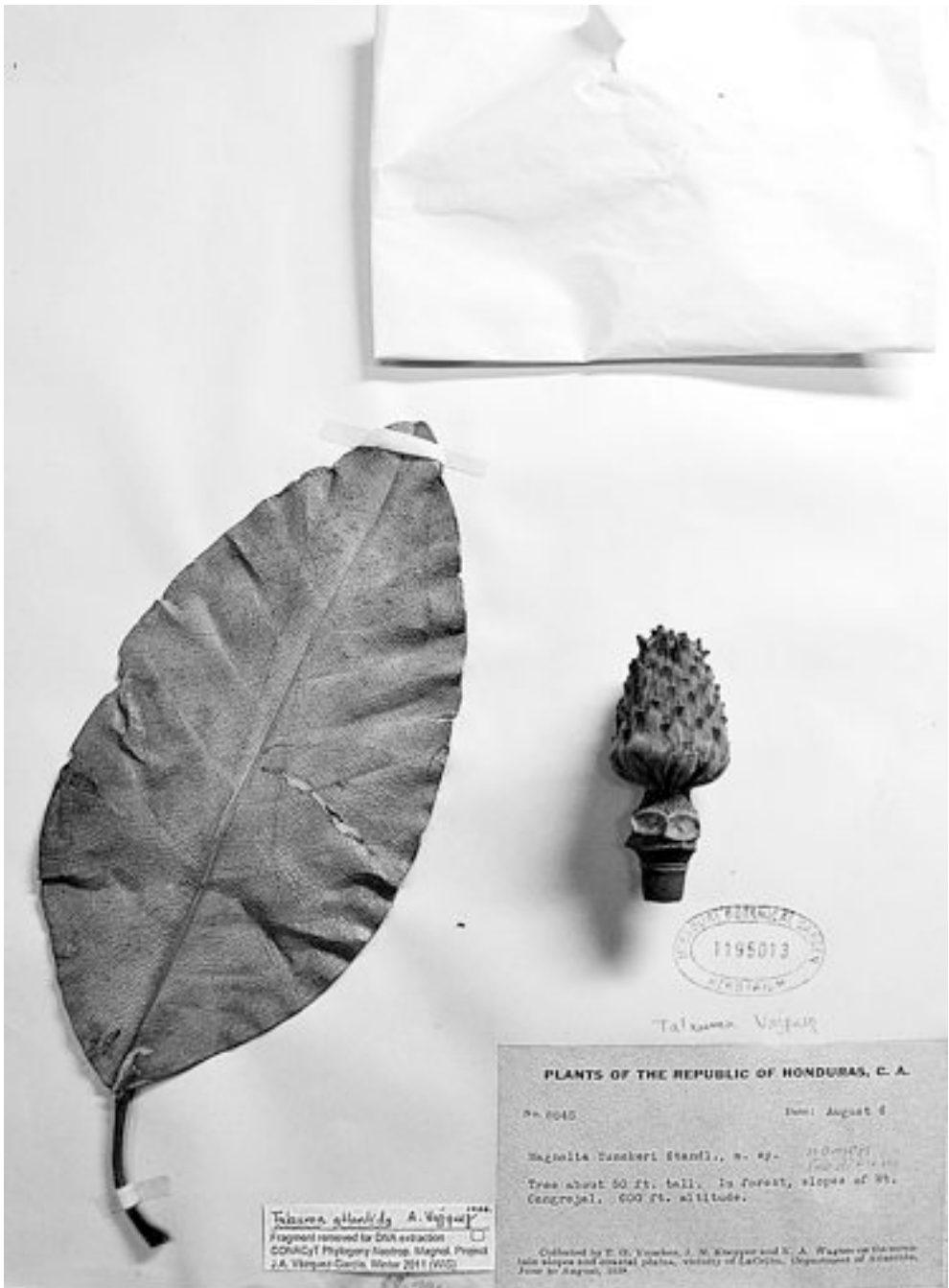


Figura 1.5.1 *Magnolia atlantida* (holotype at Missouri Botanical Garden Herbarium, MO).

glabrous, green yellowish; 8—11 secondary veins per side; petioles (2—) 3—6.2 × 0.3—0.5 al; gynecium with 95 carpels and 307 staminal scars, the carpels flattened at the stylar tip; mature flowers, mature fruits and seeds unknown.

Diagnosis: *Magnolia atlantida* belongs to section *Talauma* subsection *Talauma*, it is unique for having the largest number of stamens (307) among species in this subsection. *M. cespidesii* also has a large number of stamens (250—275), but *M. atlantida* differs from the former in having a smaller number of carpels 95 vs. 122—137. Standley gave an unpublished name to this specimen.

Distribution and ecology: Endemic to Honduras, scarce tree growing from 180 to 1900 m in elevation, in coastal plains and slopes. The habitat of this species includes primary forests at Department of Atlántida, and conifer dominated forests at high elevations on the departments of Comayagua and Cortés, coexisting with *Pinus* sp. and *Liquidambar styraciflua* L. Flowering from February to March, fruiting from August to September.

Etymology, ethnobotany and conservation: *Magnolia atlantida* refers to the Department of Atlántida where the type locality of this species is located. Known locally as “Magnolia”, none ethnobotanical information has been recorded on the species, but its scattered distribution might suggest that it is in need of protection.

Additional specimens examined: Only known from the type locality.

***Magnolia chiriquiensis* A. Vázquez, sp. nov.**

Type: PANAMA: Chiriquí. Near Fortuna Dam, along Quebrada de Arena, just south of Continental Divide, forest, 8°45'N, 82°15'W, 1100 m, 5 Dec 1985 (fl. bud), Gordon McPherson 7766 (holotype: IBU!, isotypes: BM! INB!, MEXU!, MO!, PMA!, WIS!) (Fig. 1.5.2).

Description: Tree 8 m height; twig internodes 0.3—1.9 × 0.25—0.5 cm, glabrous; petioles 2—4.8 × 0.2—0.5 cm, leaf blades 13—26.5 × 7—15.5 cm, broadly ovate-elliptic, acuminate at the apex, obtuse at the base, decurrent at the petiole by 0.7—0.8 mm, 8—11 secondary veins per side; flower buds 2.8—3.3 × 1.2—1.6 cm, cinnamon-colored, sepals 3.9 × 1—1.5 cm, oblong-obovate, white, basally glaucous; petals 8, white, outer ones 4 × 0.9—1.1 cm oblong obovate, inner ones 2.8 × 0.6—0.7 cm, linear; stamens 53, 0.9—1.0 × 0.2 cm, pink; connective 0.25 cm long, 0.2 cm wide at the base, triangular; pistils pale yellow; carpels 10; fruit and seeds unknown.

Diagnosis: *Magnolia chiriquiensis* belongs to section *Talauma* subsection *Talauma*, it shares a similar number of stamens with *M. talamancana* (here described), but it differs from the latter in having a smaller number of carpels 10 vs. 30, glabrous carpels vs. pubescent, and leaves broadly ovate-elliptic vs. obovate.

Distribution and ecology: Endemic to Panama. Very rare tree, only known from forests and “barrancas” on Chiriquí Province, from 1050 to 1100 m.

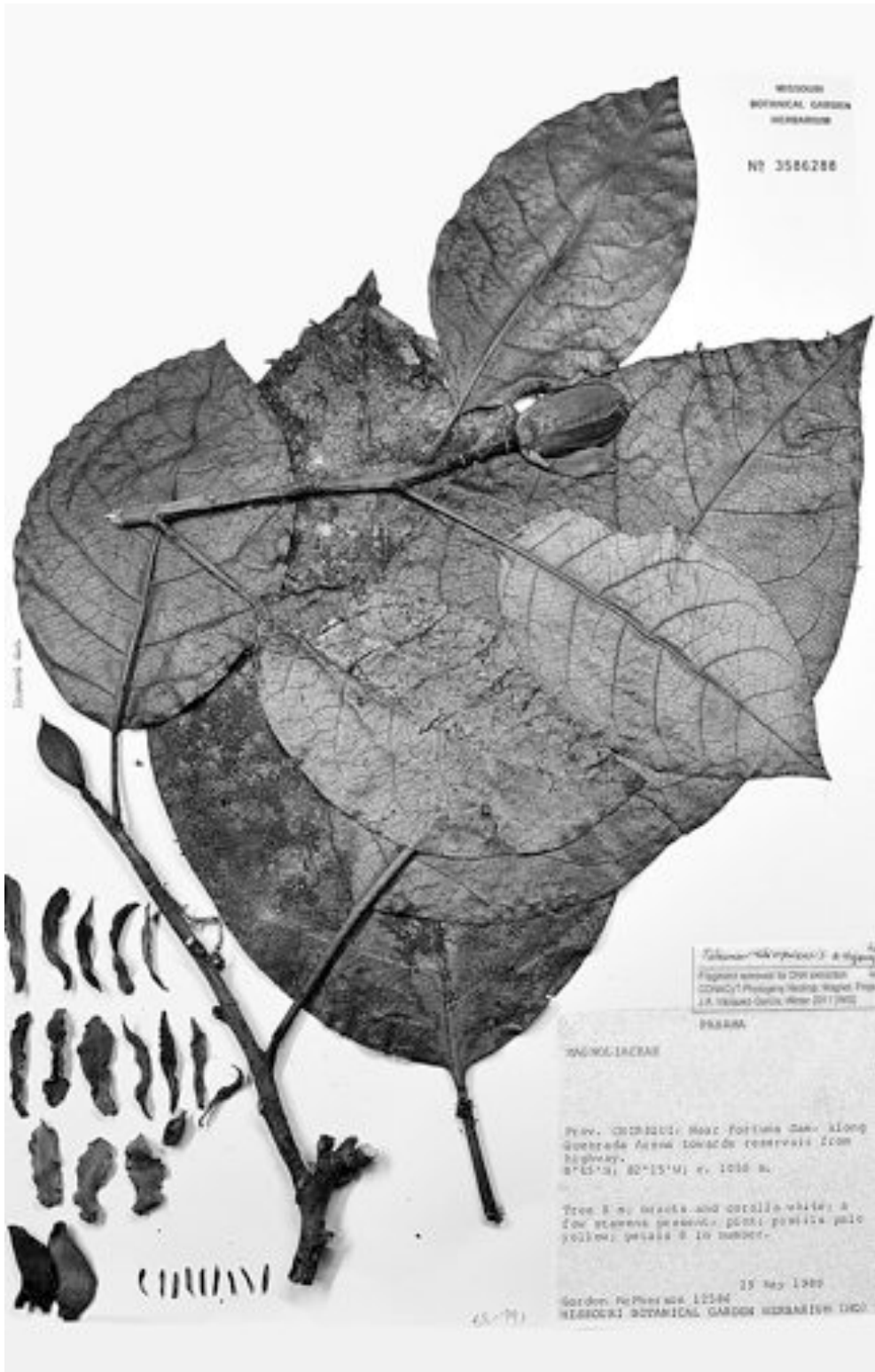


Figura 1.5.2 *Magnolia chiriquiensis* (holotype at Missouri Botanical Garden Herbarium, MO).

Etymology, ethnobotany and conservation: The name refers to the Chiriquí Province where the type locality of this species is located. As this species is only known from one locality at Chiriquí province it must be a target for conservation and research efforts.

Additional specimens examined: PAN-AMA: Chiriquí. Near Fortuna Dam, along Quebrada Arena, towards reservoir from highway. 8°45'N; 82°15'W; ca. 1050 m, 29 May 1988 (fl), G. McPherson 12586 (MO!).

Magnolia cochranii A.Vázquez, sp. nov.

Type: Honduras: Depto. Cortés. Alrededor del Centro de Visitantes, 18 km al oeste de San Pedro Sula, Parque Nacional Cusuco, 15°30'N, 88°13'W, 1640 m, 21 Mar 1993 (fl bud, fl), Mejía-Darío 356 (holotype: MO!, isotypes: EAP, HEH, IBUG, TEFH, WIS!) (Fig. 1.5.3).

Description: Trees 4–20 m tall, bark whitish, aromatic; twig internodes 0.3–1.9 × 0.25–0.35 cm, yellowish green; leaf blades 8–21 × 6–10 cm, ovate to broadly elliptic, obtuse to acute at the apex, obtuse at the base, glabrous, papiraceous; petioles 2.4–3.8 × 0.2–0.35 cm, 7–10 secondary veins per side; hypsophylls 2; flowers white 1.8 × 2.5 cm, stamens 80; flower buds 1.9 × 2.2 × 1.8–2.4 cm, pale green, becoming dark; sepals 1.6–1.75 × 1–1.25 cm, petals 1.3–1.6 × 0.45–0.7 cm, stamens 80; fruits unknown; carpels 7–8, seeds unknown.

Diagnosis: *Magnolia cochranii* belongs to section *Talauma* subsection *Talauma*, it is unique in Honduras for having tiny flowers and possibly tiny fruits too. *M. cochranii* is similar in terms of the small size of flowers

to *M. morii*, however, it differs from the latter in having more coriaceous and lanceolate leaves with longer petioles vs papiraceous elliptic with obtuse apex and shorter petioles. A. Molina and W. Burger used an unpublished name for this taxon, the former considered this taxon related to *M. gloriensis* while the latter suggested a relationship to *T. mexicana*.

Distribution and ecology: Endemic Honduras, growing at 1300–1860 m in elevation, in *Pinus-Liquidambar* forest, flower bud from February to May, flowering beginning March, possibly through June, and possibly fruiting after June.

Etymology, ethnobotany and conservation: The first author of this paper is very pleased to name this unique species after Theodore S. Cochrane, a true scholar in botany and long time meticulous curator of the University of Wisconsin-Madison Herbarium (WIS), who has collaborated with the first author of this paper during many years in many botanical endeavors. No ethnobotanical data has been obtained for this species. As this species is only known from few localities at departments Comayagua, Cortés and Yoro, it must be a target for conservation and research efforts.

Additional specimens examined: HONDURAS: Depto. Comayagua: Base of South to East slopes of Cuchill Alta, Reserva Biológica Cordillera de Montecillos, 11 km straight line SSE of Siguatepeque, 14°30'00"N, 88°52'30"W, 1860 m, 9 Feb 1993 (fl bud), R. R. Evans 1121 (MO, WIS!); Depto. Comayagua: El Cedral, Cordillera Montecillos, 1600 m, 24 May 1956 (fl bud, fl), A. Molina-R. 7196 (EAP, F!); Depto.

Yoro: Alrededor del campamento Río Pijol, 6.2 km SE de Nueva Esperanza, Parque Nacional Pico Pijol, 15°12'N, 87°35'W, 1300 m, 28 May 1993 (fl bud), *Mejía-Darío* 453 (EAP, HEH, MO, TEFH, WIS!).

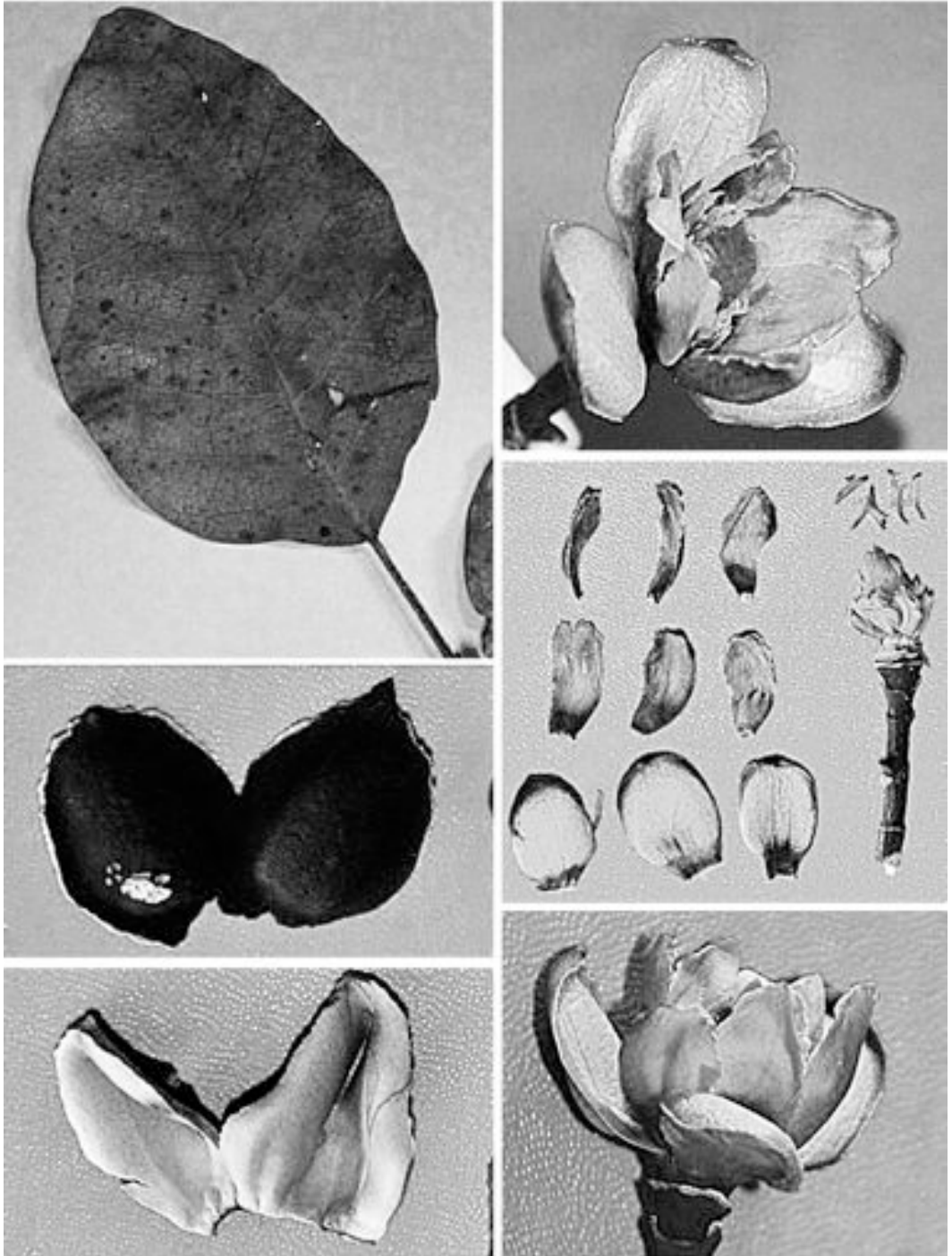


Figura 1.5.3 *Magnolia cochranii* (holotype at Missouri Botanical Garden Herbarium, MO).

***Magnolia costaricensis* A. Vázquez, sp. nov.**

Type: COSTA RICA: Alajuela-Guanacaste, Bijagua de Upala, vicinity to Río Naranjo, north and west of Volcan Tenorio, 10°40'—45'N, 85°2'—5'W, along small stream, ca. 600 m, 5 Jul 1988 (fr), *Barry Hammel & Luis Flores 17086* (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO) (Fig. 1.5.4).

Description: Trees 3—20 (—25) m, 0.08—0.1 m dbh, bark yellowish and smooth; branches hanging; twigs 0.3—2.3 × 0.3—0.5 cm, glaucous when young; leaf blades 11.7—29 (—32) × 4.3—14 cm, lanceolate, acuminate at the apex, acute to obtuse at the base, coriaceous, glabrous, weakly glaucous abaxially, with 10—14 secondary veins per side; petioles (0.4—)1.6—4.5 (—5.7) × 0.15—0.45 cm, glaucous when young; peduncle glaucous when young; fl buds 2.3—3.7 × 1.6 cm, greenish white; flowers white, sepals 3, 2.3—3 × 1.1—1.2 cm, oblongate-obovate; petals 2.8 × 1.1 cm, cuneate-obovate; gynoecium 1 × 0.8 cm, ovoid, glaucous, with brown glabrous styles; stamens 0.75 × 0.07 cm, connective 2.3 mm, triangular; fruit grayish green and prominently lobed, fruit axis 4.3—4.5 × 1.6—1.7 cm, ellipsoid, cuneate, apiculate; cells of fruit axis 1.5—2 × 0.5—0.85 cm, basal carpels 3.5 × 2.3, intermediate carpels 1.8 × 2.1 cm, upper carpels 1.3 × 2 cm, lateral walls extended horizontally (wing like) 0.5—1.5 cm, usually bifid v-, y- or x-shaped, falling separate, not in masses, dorsally rugose, scabrous, and glabrous, internally smooth, glabrous and shiny yellowish, the walls dull beige; seeds 1 × 0.7 cm, with a white funicle, marbled inside, ovoid, cordiform or subprismatic with a flat side; sarcotesta bright red and shiny.

Diagnosis: *Magnolia costaricensis* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*, it is morphologically close to the geographically distant *M. rimachii* (Lozano) Govaerts, from Ecuador, but it differs from the latter in terms of fruit dehiscence, with carpels splitting separately vs. in irregular masses, and their leaves are glabrous vs. finely pubescent.

Distribution and ecology: Endemic to Costa Rica. Scarce in the tropical wet forest of Heredia and Limón provinces, it might well be found in primary tropical and premontane wet forests of Cartago province, or it can be found persisting at cleared agricultural land, on low altitudes ranging from almost sea level (12 m) to 1000 m in elevation, coexisting with tropical elements: *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze, *Simira maxonii* (Standl.) Steyererm., *Socratea* sp., *Rinorea* sp. and *Protium* sp. at low altitude, and with *Vochysia* sp. and *Chamaedorea* sp.

Etymology, ethnobotany and conservation: It is named after Costa Rica, a country with at least ten species of Magnoliaceae, extremely rich for its relatively small area size. This species is known locally as “magnolia”, no further ethnobotanical information has been recorded on the species, but its scattered distribution might suggest that it is urgently in need of protection.

Additional specimens examined: COSTA RICA: Heredia. Mpio. Sarapiquí: Finca La Selva. 200 m, 22 Apr 1970, (fl), K. S. Bawa 586 (MO!); Mpio. Sarapiquí: Small hill near Tirimbina, E of Río Sarapiquí. 10°24'N, 84°07'W, 150—1200 m, 12—15 Ago 1971, (fr), W. C. Burger & M. Burger 8094 (F, CR!); Mpio. Sarapiquí: Braulio Carrillo National Park, one half hour below



Figura 1.5.4 *Magnolia costaricensis* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

refugio. 10°16'38"N, 84°04'57"W, 1000 m, 22 Nov 1992, (st), *B. Boyle et al.* 1190 (CR, MO, WIS!); Limón. Mpio. Limón: Cordillera Talamanca, cerro Muchilla, Fila Mata-ma, entering by El Progreso 9°47'40"N, 83°06'30"W, 750 m. 13 Apr 1989, (fl bud), *R. Robles & A. Chacon* 2775 (CR, WIS!); Mpio. Limón: Pueblo Nuevo, 17 km NE of Guacimo on the farm of Bernardo Herrera M., 1 ha sample plot, 10°20'N, 83°36'W, 100 m, 19 Mar 1995, (fl bud), *K. Thomsen & J. Korning* 1315 (K, WIS!); Mpio. Limón: Cordillera Talamanca, Matina, NE of Quebrada Cañabral and Río Barbilla confluency, Fila Suita, 10°00'30"N, 83° 24'45"W, 100—200 m, 13 Oct 1988, (fr), *G. Herrera* 2176 (CR, MO, WIS!); Mpio. Limón: Refugio Barra del Colorado, Between Río Chirripocito and Río Sardina. 10°38'N, 83°45'W, 12m, 21 Apr 1990, (fl bud), *M. Grayum* 9818 (CR, WIS!).

Magnolia elfina A.Vázquez, sp. nov.

Type: PERU: Amazonas. Ca. 17 trail km. E of La Peca in Serranía de Bagua, 1850—1900 m, elfin forest in rocky saddle, between two peaks, 14 Jun 1978 (fr), *Alwin Gentry* 22968 w/ *M. Dillon, J. Aronson, C. Diaz & P. Barbour* (holotype: MO!, isotype: F) (Fig. 1.5.5).

Description: Tree 8 m height, branches curved, with terminal leaves appearing fasciculate; twigs 0.15–0.6 × 0.12–0.33 cm, covered with lichens & mosses; petioles 1–1.7 × 0.15–0.2 cm, adaxially flat; leaf blades 4.6–9.3 × 3.2–5.25 cm, ovoid, apex rounded, or folded at the very tip, obtuse at the base, 2–3 mm decurrent on the petiole, glabrous, 7–9 secondary veins per side; flowers unknown; fruit green; seeds unknown.

Diagnosis: *Magnolia elfina* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically similar to the geographically distant *M. cochranii*, from Honduras, but it differs from the latter in their tree size ≤8 m vs. ≤20 m; smaller leaf blades: 4.6–9.3 vs. 8–21 cm long, 3.2–5.3 vs. 6–10 cm wide; smaller petioles, 1.5–1.7 vs. 2.4–3.8 cm long; and their twigs fully covered with epiphytic mosses and lichens vs. naked twigs without epiphytic mosses and lichens.

Distribution and ecology: Endemic to Perú. Only known from the type locality, on elfin forest at 1850—1900 m.

Etymology, ethnobotany and conservation: This species is named after its habitat the elfin forest ecosystem. No ethnobotanical data has been obtained for this species. As this species is only known from one locality at the Peruvian Amazon province, it must be a target for conservation and research efforts.

Additional specimens examined: Only known from the type locality.

Magnolia equatorialis A.Vázquez, sp. nov.

Type: ECUADOR: Pastaza Cantón. Campo Petrolero “Ramirez” Oil Well, 20 km S of Curaray, 1°32'S, 76°51'W, 300 m, 21–28 Feb 1990 (fl, fr), *Vlastimil Zak & Severo Espinoza* 4884 (holotype: WIS!, isotypes: MO, QCNE) (Fig. 1.5.6).

Description: Trees 20–40 m, 0.65 m dbh, terminal twigs 0.2–4.1 × 0.45–1.8 cm; leaves 26–55 × 12–26.5 cm lanceolate attenuate at the base acute at the apex; petioles 2.5–6.8 × 0.3–0.9 cm, with 10–22 second-



Figura 1.5.5 *Magnolia elfina* (holotype at Missouri Botanical Garden Herbarium, MO).

ary veins per side, adaxially pale green, abaxially dark green; flower bud 6.5–4.8 cm, hypsophylls 1–2, stamens 160–170; styles acresent, elongated and persistent, 4–9 × 0.2–1.5 mm, becoming woody, gynoecium 3.4 × 3.2 cm, ovoid; fruit 9.5–10.5 × 7–8.5 cm, pale green; fruit axis 9.4–10.5 × 3.8–3.9 cm, elliptic, the cells 12–14 × 6.7 mm; basal carpels decurrent by 3–4 mm, carpels 78–122, falling in large irregular masses; seeds 1.1–1.35 × 0.8–0.9 cm, ovoid to cordiform, sulcated in the middle axis in one side, with red sarcotesta.

Diagnosis: *Magnolia equatorialis* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. In terms of number of carpels and stamens it is morphologically close to *M. sellowiana* and *M. wolfi*. *M. equatorialis* differs from both, *M. sellowiana* and *M. wolfi* in having fruits ellipsoid vs. globose. *M. equatorialis* has smaller fruits than *M. wolfi* 11–12 × 6–7 vs. 18 × 17 cm long, and has larger leaf blades than *M. sellowiana* 28–55 × 12.3–21 vs. 15.4 × 9 cm. In terms of shape of carpels is similar to *M. neilli*, however it differs from the latter in having notably larger leaves, and a much larger number of carpels and stamens.

Distribution and ecology: Endemic to Ecuador. Growing on lowland hills at 250–400 m in elevation, of tropical wet forest characterized by ferric soils (Oxisol) caused by weathering, humification and perturbation due to animals. Its range of distribution goes from the central-north province of Napo to the eastern province of Pastaza, both featuring a continuum of tropical wet forest and considered the most amazonian portions of the country. Flowering September to

January and fruiting February to September.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet is named after the country Ecuador, and for its location near the equator. As many native indigenous groups still live in the provinces above mentioned it is plausible to think that this groups might use this species in their traditional medicine or/and rituals but no record of this practice was documented. Some vouchers show removed material for cancer research. It is a somewhat abundant species, however many of them are being cut in order to conduct the oil extraction procedures affecting the effective size of populations, so monitoring the health of these populations is recommended in order to assess the need for conservation and its priority.

Additional specimens examined: ECUADOR: Pastaza. Via Auca, 110 km S of Coca, 10 km from Río Tiguino, Sector Cristal, 1°15'S, 76°55'W, 320 m, 7 Jan 1989 (fl), W. Palacios et al. 3410 (MO, WIS!); Via Auca, 10 km S of the Pastaza-Napo border, near Río Tiguino, 1°15'S, 76°55'W, 320 m, 9 Jan 1989, (fl), W. Palacios 3464 (MO, WIS!); Via Auca, 115 km S of Coca, Petrocanada Oil Well site, 1°9'S, 76°33'W, 320 m, 13 Feb 1989, (fr), D. Neill et al. 8903 (MO!, WIS!); Pastaza Cantón, "Corrientes" Oil Well, 35 km SSE of Curaray, 1°43'S, 76°49'W, 300 m, 1–13 Sep 1990, (fl bud), E. Gudiño 684 (QCNE, MO, WIS!); Napo. Tena Cantón, Jatun Sacha Biological Station, S of Río Napo, 8 km E of Misahullí, 1°04'S, 77°36'W, 400 m, 17 Sep 1992, (fr), D. Neill & J. Zuleta 10135 (QCNE, MO!); Aguarico, Reserva Etnica Huaorani, 0°50'S, 76°18'W, 250 m, 1–7 Mar 1994, (fr), A. Dik & R. Endomenga 1168

(QCNE, MO, WIS!). PERU. Loreto. Maynas Province, Santa María de Nanay, Quebrada Yarina, 03°55'S 73°40'W, 150 m, bosque primario, R. Vasquez & N. Jaramillo 12230 (MO, WIS!).

***Magnolia gentryi* A.Vázquez, sp. nov.**

Type: PERU: Pasco. Brack property, SE edge of Oxapampa, 10°31'S, 75°28'W, 1850 m, 6 Feb 1983 (fl bud, fr), Alwin Gentry 40099 w/



Figura 1.5.6 *Magnolia equatorialis* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

D. Smith & R. Vázquez (holotype: MO!) (Fig. 1.5.7).

Description: Treelet 4 m, twigs 0.7—1.5 × 0.3—0.7 cm; leaves oblong-lanceolate, 9.5—17 × 4.5—6.2 cm, coriaceous; petioles 1.2—2.3 × 0.3—0.4 cm, scar of adaxial side of petiole partial; stipules 2.2 × 2 cm, with 10—11 secondary veins per side; hypophylls 2, flower buds 1.95—1.25 cm; stamens 24; fruit 4.5 × 3 cm; carpels ca. 15, falling in masses, styles deciduous; seeds, 1.2 × 0.7 cm, pale brown. Flower and closed fruits unknown.

Diagnosis: *Magnolia gentryi* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It has a similar number of carpels to that of *M. cochranii* (15 vs. 14), but it differs from the former in having a smaller tree size 4 vs. 5—20 m, smaller number of stamens 24 vs. 26—32, carpels falling in irregular masses vs. falling independently, larger fruits 4.5 × 3 cm vs. 1.7 × 1.0 cm; longer leaf blades 9.5—17 vs. 5.6—12.5, and lanceolate blades evidently curved downward at apex and base vs. elliptic blades occasionally curved at base.

Distribution and ecology: Species distributed in the central area of the country and east of the Pasco region occurring at high altitudes around 1850 m elevation.

Etymology, ethnobotany and conservation: This species is named after Alwin Gentry a magnificent botanist and ecologist of Neotropical forests. No ethnobotanical information has been obtained for this species. The species is very rare and should be protected.

Additional specimens examined: Only known from the type locality.

Magnolia guanacastensis A.Vázquez, sp. nov.

Type: COSTA RICA: Guanacaste. Parque Nacional Guanacaste, Estación Pitilla, 10°59'26"N, 85°25'40"W, 700—800 m, 8 May 1992 (fl), *Nelson Zamora 1835* (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO) (Fig. 1.5.8).

Description: Trees 20—25 m, 0.35—0.4 m dbh; twig internodes 0.6—1.2 × 0.6—1.2 cm; leaf blades 22—27.5 × 10.9—14.3 cm, with 12—15 secondary veins per side, obovate, occasionally with undulated margin; petioles 2.3—3.5 × 0.3—0.65 cm; flower buds green, open flower 6.75 × 8 cm diameter, sepals 3, 5.7—5.75 × 3.3—3.6 cm, white, fragrant; petals 6; external cycle 6.5 × 3.3 cm, 0.9 cm at the base; internal cycle 5.8 × 2.4 cm, 0.5 cm at the base; stamens 120—140, 1.7 × 0.27—0.29 cm, connective 0.25 cm, triangular; fruit axis 7.5—9.6 × 2.2—2.5 cm, axis cells 0.4—0.6 × 0.9—1.75 cm, length to first carpel 0.7—1.1 cm; carpels 49—52, shortly beaked (1—2 mm long), dorsal wall 1.4—1.8 cm width; basal carpels 3.7—4.2 × 1.5—2.5, 2 cm thick; intermediate carpels 2.7 × 1.5 cm, 1.4—1.6 cm thick; upper carpels 1.6—1.85 × 1.1—1.5 cm, 1.2—1.6 cm thick; seeds 0.8—1 × 0.7—1.1 cm, ovoid to subprismatic, with whitish aril.

Diagnosis: *Magnolia guanacastensis* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically close to typical *M. mexicana* in terms of number of carpels (49—52 vs. 40—46), but it differs from the later in having leaf blades obovate undulate vs. elliptic and non undulate, as well as shorter petioles 2.3—3.5 vs. 5.2—5.8 cm.

Distribution and ecology: Scarce species distributed in the northwestern part of Cos-



Figura 1.5.7 *Magnolia gentryi* (holotype at Missouri Botanical Garden Herbarium).

ta Rica with an altitudinal range between 700 and 900 m.

Etymology, ethnobotany and conservation: It is named after the provincia Guanacaste, Costa Rica, where this species is native. No ethnobotanical information has been obtained for this species. The species appears to be rare, however, its abundance should be studied, starting with further revisions at herbaria. Most likely, the species is under urgent need of protection.

Additional specimens examined: COSTA RICA: Guanacaste. Rincón de la Vieja, 800—900 m, 10 Oct 1987 (fr), G. Herrera 823 (CR, WIS!); Tilarán-Arenal, 720 m, 31 Jan 1964 (fr axis), L. R. Holdridge 5225 (CR!).

Magnolia inbioana A. Vázquez, sp. nov.

Type. COSTA RICA: Heredia. Mpio. Sarapiquí, Chilamate de Sarapiquí, south end of Cerros Sardinal, north side of Río Sarapiquí, 10°27.5'N, 84°4'W, 80—110 m, 3 Jul 1985 (fr), B. Hammel & M. Grayum 14099 (holotype: WIS!, isotype: MO) (Fig. 1.5.9).

Description: Trees 15—25 m, 0.25—0.35 m dbh; twigs 0.5—1.4 × 0.6—1.2 cm; leaf blades 29.5—38.5 × 11.5—16 cm, obovate, cuneate at the base, rounded at the apex, shiny; stipules 2.5 × 0.7 cm, petioles 2—5.2 × 0.3—0.65 cm, longer than the stipular scar; with 13—15 secondary veins per side; hypsophylls 1—2, flower buds 4.7 × 3.2 cm, ovoid, whitish green, rounded at base, obtuse at the apex, open flowers unknown, stamens 198—248, carpels 52—70, styles 0.6—0.85 cm, free; fruit pale green.

Diagnosis: *Magnolia inbioana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It has beaked carpels similar to those of the geographically distant *M. equatorialis*, from Ecuador, but it differs from the latter in having leaf blades obovate, obtuse at the apex and smaller (29—42 × 11—16 cm) vs. lanceolate, acute at the apex and larger (18—55 × 12—21 cm); a larger number of stamens 240 vs. 166 and a smaller number of carpels 70 vs. 78—122.

Distribution and ecology: This species is distributed in the northern Costa Rica in the provinces of Guanacaste, Heredia, Alajuela and Limón, in primary forest and lands transformed for pasture at altitudes between 80 and 700 m in elevation.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet of this species is named after de INBIO institution, at Costa Rica, for their leading role in the study of tropical biodiversity in Latin America. No ethnobotanical data has been obtained for this species. This rare tree species should be protected.

Additional specimens examined: COSTA RICA: Alajuela. Mpio. Upala, Dos Ríos, 7.5 km NE of town, between La Jabalina and Río Cucaracho, 10°56'N, 85°19'W, 325 m, 4 Apr 1988 (fl bud), G. Herrera 1684 (CR!, MO); Limón, Cantón de Limón, El Progreso, path between Cerro Muchilla and Cerro Avioneta, Cabeceras Río Suruy, Fila Matama, Valle de la Estrella, 9°47'25"N, 83°6'30"W, 700 m, 15 Apr 1989 (fl bud), G. Herrera & A. Chacón 2626 (CR, MO, WIS!); Guanacaste, Parque Nacional Guanacaste, Estación Pitilla, Finca la Pasmompa, 11°2'N, 85°24'W, 300 m, 17 Jun 1989 (fl), I INBio 57 (CR, WIS!).



Figura 1.5.8 *Magnolia guanacastensis* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

Magnolia jaliscana A.Vázquez & R.Guzmán, sp. nov.

Type: MEXICO: Jalisco. Cuautitlán de García Barragán, Sierra de Manantlán, 1.27 km Al sur del templo de Ayotitlán, Chandelcruz, 300 m al noroeste de Palma Alta, tributario del río Ayotitlán-Chancol, 19°27'31.07"N, 104°10'57.86"W, 841 m, 29 Apr 2012 (fl bud, fl, fr), bosque tropical subcaducifolio, *J. Antonio Vázquez García 9335, w/ Ernesto de Castro Arce, Miguel A. Muñoz-Castro y Jesús Padilla-Lepe* (holotype: IBUG!, isotypes MEXU!, WIS!, ZEA!) (Fig. 1.5.10).

Description: Tree 18 m height, 0.45 m dbh, bark brown; twig internodes 0.9–0.4 × 0.7–0.5 cm, lenticellate, green; petioles 7.5–5.5 × 0.2–0.4 cm, adaxially flat, abaxially convex, smooth; stipular scars 5.2–6.4 × 0.2–0.4 cm; stipules 3.4 cm, green, glabrous; leaf blades 24–25 × 11.9–12.6 cm; broadly elliptic, truncate to rounded at the base, acute at the apex, glabrous; leaf decurrency 2 mm; 8–11 secondary veins per side; flower buds 10 × 6 cm, oblong, acute at the apex, glabrous, open flowers 21.5 cm in diameter, white throughout; perule 1, spatheaceous bract 1, 6 × 5 cm, ovoid, rounded at the base, glabrous; sepals 3, 6.8–10 × 5.8 cm, oblong, concave, flexible, white; petals 6; outer petals 9–9.2 × 4.5–5.3 cm, the base 1.4–1.6 cm, lanceolate, firm, creamy white; inner petals 8.3–8.7 × 3.9–4.5 cm, the base 1 cm wide, lanceolate, firm, white, fragrant; stamens 168–178, 1.5 × 0.3 cm, pale yellowish; connective 12–15 mm, acute; gynoecium ovoid, 4.5 × 2.5 cm; styles 8 × 1.5 mm, rounded, creamy white, dark when dried; carpels 47–58, smooth, glabrous; fruits 7–10 × 5–7 cm, decurrency of

basal carpels 0.5–0.6 × 0.45–0.5 cm; dorsal walls 1.7–4.5 × 0.4–1.4 cm, v- or y-shaped, recurved outward; lateral walls triangular or rectangular, 1.1–3.6 × 0.7–2.3 cm; fruit 9.5 × 7.5 cm, ovoid; fruit axis 8 × 2.6 cm, intermediate cells 1.1–1.6 × 0.7–1 cm; seeds 1.2–1.3 × 0.99–0.95 cm, scarlet red.

Diagnosis: *Magnolia jaliscana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is closely similar to *M. ofeliae* A.Vázquez & Cuevas (in press), from Talpa de Allende, Jalisco, but it differs from the later in having much smaller leaf blades 24–25 × 11.9–12.6 vs. 35–45 × 23–29 cm; larger flowers 22 vs. 16 cm in diameter, rudiments of leaf blades and or petioles on top of the bracts vs. no rudiments of leaf blades and or petioles on top of the bracts; stamens and gynoecium pale yellowish vs. creamy white; styles persistent before dehiscence vs. early deciduous; smaller fruits 7–10 × 5–7 vs. 14.5 × 8.5–9 cm; larger number of carpels 47–58 vs. 37–44; smaller basal carpels 4.3–4.5 × 1.2–1.4 vs. 5–5.7 × 1.5–2 cm; shorter fruit axis 8 vs. 11.2 cm long; and shorter intermediate seed cells 1.1–1.6 vs. 1.8–2.2 cm.

Distribution and ecology: This species is confined to the southern slopes of Sierra de Manantlán, Jalisco and Minatitlán, Colima, Mexico. It occurs in bosque tropical subcaducifolio with *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Ficus insipida* Willd., *Hura polyandra* Baill., *Annona reticulata* L., *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb., *Styrax argenteus* C. Presl, *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Cecropia obtusifolia* Bertol., *Piper* spp., *Inga eriocarpa* Benth., and *Hedyosmum mexicanum* Cordemoy; in lower montane cloud forest with *Calatola laevigata* Standl.,



Figura 1.5.9 *Magnolia inbioana* (holotype at Wisconsin State Herbarium).

Beilschmiedia manantlanensis Cuevas & Cochrane, *Calliandra laevis* Rose, *Ardisia revoluta* Kunth, *Quercus acutifolia* Née, *Siparuna andina* (Tul.) A. DC., *Magnolia iltisiana* A. Vázquez, and *Hibiscus uncinellus* DC. At an elevation of 700–1000 m. Flowering from April to August, peaking in June, fruiting from April to August.

Etymology, ethnobotany and conservation: It is named after the megadiverse Mexican state: Jalisco. It is locally known as “cacao” (Cuautitlán), “cacao macho” and “yoloxochitl” (Ayotitlán), “granado” o “granadillo” (Colima) and “corazón de buey” (Cuzalapa and Colima). The inner petals are strongly fragrant. No seedlings or saplings were found and several adult trees missing, nearby Ayotitlán and above El Durazno, where the Jova hurricane had strong impacts last year. Seed predation by squirrels and “tezmos” (ground squirrels) is said to be occurring.

Additional specimens examined: MEXICO: Jalisco. Mpio. Casimiro Castillo, 19–20 km SSW of Autlán, 2–5 km SE of Casimiro Castillo, 19°35'16"N, 104°24'13"W, 700–1000 m, 15 Jul 1988 (fr), *R. Cuevas* & *R. Cuevas* 3121 (WIS!); 5.7 km al SW de Casimiro Castillo, Ejido de la Naranja, 19°33' 46"N, 104°23'12.8"W, 920 m, 29 Apr 2012 (fl bud, fr), *E. De Castro-Arce et al.* 10 (IBUG!). Mpio. Cuautitlán de García Barragán, SSE of Ayotitlán, 805 m, Charco Negro o de los Pescadores, 22 Apr 1984 (fr), *R. Guzmán-Mejía* 6641 (IBUG!, WIS!); 3 km SE of Ayotitlán, Arroyo Chantecolote, 805 m, 22 Apr 1984 (fr), *R. Guzmán-Mejía* 6648 (IBUG!, WIS!); Ayotitlán, Manantlán, near river, May 1989 (fl, fr), *R. Justo-Eliás s. n.*

(WIS, ZEA); 200 m from Palma Alta houses, 900 m, 3 Jul 1990 (immature fr.), *J. Cevallos-Espinoza et al.* 65 (WIS!, ZEA!); 1 km S of Ayotitlán, 19°28'13"N, 104°11'04"W, 750 m, 28 Ago 1991 (fl bud, fr), *B. Benz et al.* 1269 (WIS!, ZEA!); Arroyo Ayotitlán, 840 m, 8 ene 1995 (sterile), *E. Judziewicz et al.* 5188 (WIS!, ZEA!); 2.5–3 km NNE de La Pareja, 1200 m, 15 mar 1997 (fr), *R. Cuevas-G et al.* 5508 (ZEA!); 2 km al N de Cuzalapa, entre Cuzalapa y El Durazno, 700–800 m, 25 feb 1995 (sterile), *F. J. Santana-Michel* 7098 (ZEA!); Río de la Cruz, Palma Alta, 19°27'57"N, 104°10'47"W, 855 m, 29 Apr 2012 (fl, fl bud), *M. A. Muñoz-Castro et al.* 1020 (IBUG!). Colima: Municipio de Minatitlán, 3 km al E de El Arrayanal, 19°36'N, 104°18'W, 1224 m, 20 Ago 2000 (sterile), *F. Enciso-M. & H. Orozco-J.* 028 (ZEA!); NE del Ejido Arrayanal, colindando con el predio El Ocote, 1000–1100 m, 20 ene 2002 (fr) *R. Cuevas-G & F. Enciso-M.* 7298 (ZEA!).

***Magnolia lopezobradorii* A. Vázquez**

Type: MEXICO: Veracruz. San Andrés Tuxtla, Ejido Lázaro Cárdenas, entrando por La Perla de San Martín, al borde de pastizal, selva alta perennifolia, 18°33'59.1"N, 95°06'31.2"W, 621 m, 11 Oct 2011 (fr), *Santiago Sinaca Colin* 3723 (holotype: IBUG!, isotype: MEXU!) (Fig. 1.5.11).

Description: Tree 8–35 m height, 0.6 m dbh, bark green-brown; twig internodes 0.6–0.8 × 0.7–0.1 cm, lenticelated, dark green-brownish; petioles 5.4–8.9 × 0.2–0.3 cm, adaxially flat, abaxially convex, smooth; stipular scars 5.2–8.6 × 0.2–0.4 cm; stipules 4–6 cm, green, glabrous; leaf blades 16–29 ×



Figura 1.5.10 *Magnolia jaliscana* (holotype at Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, IBUG).

11–13 cm; lanceolate, truncate at the base, acute at the apex, glabrous; leaf decurrency 4–7 mm; 8–14 secondary veins per side; flower buds 4.5–7.3 × 2.6–3.4 cm, oblong, acute or rounded at the apex, glabrous, open flowers 13.5 cm in diameter, creamy white throughout; spatheaceous bract 4.8–5.3 × 2.5–2.9 cm, ovoid, rounded at the base, glabrous; sepals 3, 5.1–5.2 × 2.9–3.8 cm, oblong, concave, firm, reflexed, white-greenish; petals 6; outer petals 5.8 × 2.2 cm, lanceolate, firm, creamy white; inner petals 3.0–3.5 × 1.6–1.9 cm, lanceolate, firm, white, fragrant; stamens 70–90, pale yellowish; gynoecium ovoid, 2–3.2 × 1.4–2.4 cm; styles 10–12 × 5–7 mm, acute, creamy white, dark when dried; carpels 33–35, 3.4–5 × 1.7–2.1 cm, smooth, glabrous; decurrency of basal carpels 0.8–1.2 × 0.4–0.5 cm; dorsal walls humped, 2.8–3.5 × 1–1.6, v- or y-shaped; lateral walls triangular or rectangular, 2.9–4 × 1.7–2.1 cm; fruit 8–12 × 5.5–7.4 cm, ovoid; fruit axis 8.1 × 3 cm green, intermediate cells 1.3–2 × 0.8–1 cm and 0.4–0.6 cm deep; seeds 1–1.3 × 0.8–1.2 cm, scarlet red.

Diagnosis: *Magnolia lopezobradorii* is morphologically close to typical *M. mexicana* DC., but it differs from the later in having smaller number of carpels 33–35 vs. 38–46, larger leaf blades 16–19 × 11–13 vs. 14–18.5 × 10 cm, and the beak of upper carpels emergent vs. non emergent.

Distribution and ecology: A rare tree only known from Los Tuxtlas, Veracruz, in Volcán San Martín and NW side of Sierra Santa Marta, in tropical rainforest, primary or secondary (“acahual”), on hills with dark brown clay soils, at 770–915 m elevation; flowering

in May and June, and fruiting from June to October.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet honors Andrés Manuel López Obrador, a progressive politician and second time Mexican Presidential Candidate, a scholar of the “deep” problems of Mexico, “El México profundo”, with sound proposals for sustainable management for tropical rainforest, from where he and this tree species are native. A magnificent tree of the family Magnoliaceae is named after a magnificent philanthropic man. No ethnobotanical information has been obtained for this species. More individuals of this rare species should be located, propagated and protected.

Additional specimens examined: MEXICO: Veracruz. Catemaco, Cerro al E de Rancho La Azufrera, 18°23'30"N, 94°53'15"W, 770 m, 10 Ago 1989 (fr), *R. Acosta-Pérez et al.* 3151 (CIB); Faldas del Volcán San Martín Tuxtla, Los Tuxtlas, 18°56'9"N, 95°21'91"W, 895 m, 23 May 2005 (fl bud), *E. Velasco-Sinaca* 669 (MEXU); Faldas del Volcán San Martín Tuxtla, 18°33'15.48"N, 95°13'26.76"W, 915 m, 21 Jun 2005 (fr), *E. Velasco-Sinaca* 699 (MEXU); San Andrés Tuxtlas, Ejido Lázaro Cárdenas, Cerro de Cárdenas, dentro de la Reserva de Los Tuxtlas, entrando por La Perla de San Martín, 18°34'26.6"N, 95°06'13.5"W, 579 m, 11 Oct 2011 (fr), selva alta perennifolia, *S. Sinaca-Colín* 3724 (MEXU); San Andrés Tuxtlas, Ejido Lázaro Cárdenas, 18°34'1.7"N, 95°06'31.9"W, 624 m, 7 May 2011 (fl), *J. A. Vázquez-García et al.* 9128 (IBUG).



Figura 1.5.11 *Magnolia lopezobradorii* (holotype at Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, IBUG).

Magnolia lozanoi A.Vázquez & De Castro, sp. nov.

Type: ECUADOR: Morona-Santiago, Gualquiza Cantón, Campamento Achupalla, Cordillera del Cóndor, 15 km east of Gualquiza, open bromeliad sward with scattered shrubs and small trees, 3°27'S, 78°22'W, 2090 m, 25 Jul 1993 (fl, fr), *Al Gentry 80443* (holotype: WIS!, isotype: MO!) (Fig. 1.5.12).

Description: Tree 3 m; twigs 0.35–0.6 × .7–1.8 cm, densely yellowish pubescent; leaf blades 7–9.5 × 3.2–5 cm, elliptic to obovate, adaxially with hairs along the middle vein, abaxially appressed pilose, densely yellowish pubescent; petioles 0.85–1 × 0.15–0.25 cm, stipules 4–5 × 0.35 cm, densely yellowish pubescent, darker hairs on stem, with dark dots on the leaf surface, with 17–18 secondary veins per side; flower 2.8–2.9 cm, white; sepals abaxially tomentose, outer petals 1.4–1.4 × 2.8 cm, inner petals .9–2.5; gynoecium 1.2 × 0.35 cm, elliptic, densely tomentose; stamens 40, ca. 6 mm long, the connective 4 mm long, brittle and entangled; fruit with ca. 7 carpels, green.

Diagnosis: *Magnolia lozanoi* belongs to section *Talauma*, subsection *Dugandiodendron*. It is morphologically similar to *M. mahechae* (Lozano) Govaerts, but it differs from the latter in having a smaller tree size 3 vs. 15–25 m, smaller obovate leaf blades 7–9.5 × 3.2–5 vs. elliptic 11.8 × 4.63 cm, shorter petioles 0.85–1 vs. 1.16 cm, and sparsely long black hairs on the twigs vs none.

Distribution and ecology: Endemic to Cordillera del Cóndor, in open tepui-like bromeliad sward at 2090 m elevation, with shrubs and scattered small trees.

Etymology, ethnobotany and conservation: This species is described after Gustavo Lozano Contreras, an outstanding scholar and leading authority for decades on the systematics of Neotropical Magnoliaceae.

Additional specimens examined: Only known from the type locality.

Magnolia multinervia A.Vázquez, sp. nov.

Type: COSTA RICA: Limón. Parque Internacional La Amistad Sunidii (Agua de Venado), Croriña Quebrada Lumbeta, 9°25'15"N, 82°59'00"W, 600 m, 18 Jul 1989 (fr), *Abelardo Chacón 223* (holotype: WIS!, isotype: CR) (Fig. 1.5.13).

Description: Tree 5 m tall; twig internodes 2–4 × 0.5–0.75 cm; leaf blades 33.5–35 × 10.1–11.1 cm, narrowly elliptic, with 20–21 secondary veins per side; petioles 5.1–6.5 × 0.3–0.45 cm; fruit 5.5 × 3.5 cm, pale green; fruit axis 5.5 × 2.2 cm, axis cells 1.1–1.2 cm long; carpels 26; basal carpels 2 × 2 cm, with lateral walls 0.4 × 0.4 cm, extended outward (winglike), v-shaped; upper carpels 1.15 × 1.2 cm with lateral walls 0.25–0.3 cm width (winglike), v-shaped; stamens 97; seeds 0.9 × 0.7 cm, cordiform or subprismatic with a flat side.

Diagnosis: *Magnolia multinervia* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. multinervia* overlaps partially with the geographically distant *M. sinacolinii*, in terms of number of carpels and stamens, but it differs clearly from the latter in having larger leaf blades 33.5–35 × 10.1–11 vs. 16–30 × 5–12.5 cm, leaf blades narrowly elliptic vs. lanceolate with a larger number of secondary veins per side 20–21 vs. 12–14.

Distribution and ecology: A very restricted species known from one locality at Limón province in Costa Rica. It grows at an altitude of 600 m.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet is named in reference to the numerous secondary veins of the

leaf blade of this species. No ethnobotanical data has been obtained for this species. As this species is only known from one locality at Limón province, it must be a target for conservation and research efforts.

Additional specimens examined: Only known from the type locality.



Figura 1.5.12 *Magnolia lozanoi* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

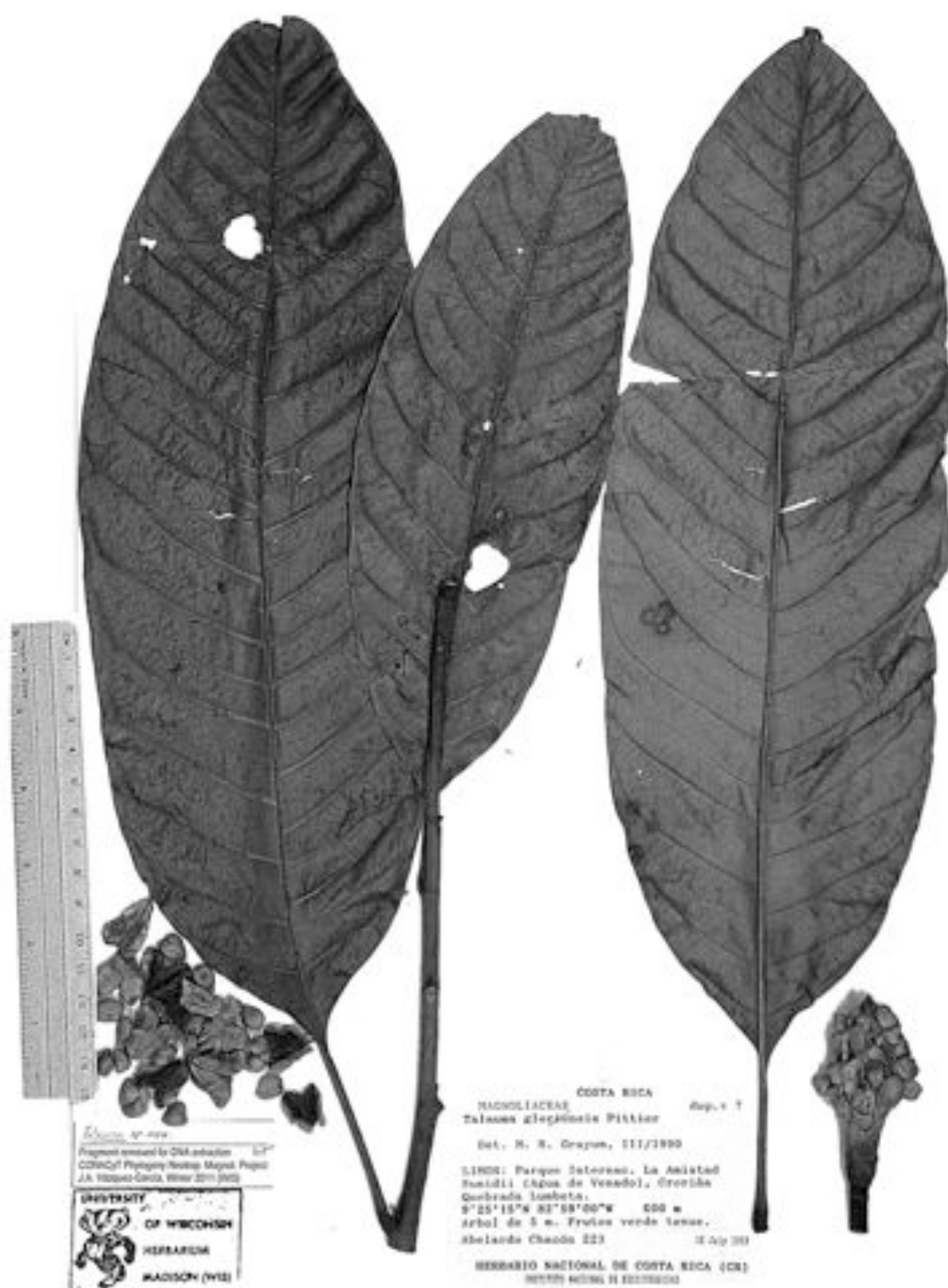


Figura 1.5.13 *Magnolia multinervis* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

Magnolia oaxacensis A.Vázquez, sp. nov.

Type: MEXICO: Oaxaca. Puerto de la Soledad, Teotitlán de Flores Magón, Carr. Federal 182, 18°10'02"N, 96°59'57"W, 2340 m, 7 Jun 1999 (fl bud, fl, fr), *Gilberto Piña & Urlet s.n.* (holotype: IBUG!, isotypes: MEXU!, IEB!, WIS!) (Fig. 1.5.14).

Description: Trees 4–5 m tall, 30 cm dbh; twigs 0.5–4.5 × 0.4–0.5 cm, yellowish pubescent; leaves 8.5–10.5 × 4.2–5.5 cm; petioles 2–2.6 × 1–2 cm, axilar foliar buds 0.4–1.6 × 0.2–0.4 cm; peduncle 1.9–2.9 × 0.3–0.4 cm, yellowish pubescent, 11–13 secondary veins per side; flower bud 2–2.9 × 1.2–1.5 cm, open flower 8 cm diam.; spatheaceous bract yellowish pubescent; sepals 3.1–3.8 × 1.7–2 cm; petals 3.1–3.7 × (1.5–) 2–2.2 cm, stamens 34–39, 1–1.1 cm long, styles 2–2.2 mm; fruits 3.1 × 1.7 cm yellowish pubescent, carpels 10–18, basal carpels 1.5–1.3 × 0.5–0.8 cm; seeds 0.1 × 0.6 cm, dark brown to reddish, smooth.

Diagnosis: *Magnolia oaxacensis* belongs to section *Magnolia*, subsection *Magnolia*. It is morphologically close to typical *M. schiedeana* Schlecht., but it differs from the latter in having a smaller number of carpels 10–18 vs. 18–25 (–30), smaller number of stamens 34–39 vs. 37–48, fruit and twigs yellowish pubescent vs. glabrous, and size leaf blades 8.5–10.5 × 4.2–5.5 vs. 15–22 (–24) × 6–8 (–9) cm.

Distribution and ecology: Only known from the Sierra Mazateca, Oaxaca. It grows in cloud forest, occasionally found on swampy pond margins. Flowering from March to July and fruiting in Jun.

Etymology, ethnobotany and conservation: It is named after Oaxaca, the richest state in Mexico terms of its biodiversity and cultural diversity as well. It is locally known as “yolosuchitl”. Scattered trees were observed, with no seedlings or saplings nearby. The fruits rarely produce seeds, thus the propagation of this species is highly recommended.

Additional specimens examined: MEXICO: Oaxaca. Sierra Mazateca, Cerro de Los Frailes, District of Teotitlán. 2000 m, 8 Jul. 1989 (fl), *R. E. Schultes 811* (EHOA); Puerto de la Soledad, Teotitlán del Camino 2150 m, 20 Jun 1979 (fr), *M. Sousa 10415* (MEXU), Teotitlán del Camino 2000 m, 25 mar 1989(fl), *J.A. Vázquez-García 4975* (WIS); 2100 m, 2 Apr 1972 (fl), *T. MacDougal H340* (NY, F); Los Frailes, 25 Mar 1989 (fl), *J.A. Vázquez-García et al. 4990* (WIS).

Magnolia peruviana A.Vázquez, sp. nov.

Type: PERU: Amazonas. Bagua Province, Distrito Imaza, Region del Marañon, Comunidad de Yamayakat, Quebrada Kusu-Chapi, Río Marañon, Bosque primario colinas, 4°55'S, 78°19'W, 550 m, Feb 1995 (fl bud), *R. Vasquez 20057 w/ N. Jaramillo, R. Apanu y R. Kugkumas* (holotype: WIS!, isotype: MO) (Fig. 1.5.15)

Description: Trees 12–30 m, 0.14–0.41 m dbh; twig internodes 0.4–1.9 × 0.3–0.85 cm; leaf blades 11–31.5 × 5.5–18 cm, broadly ovate to elliptic-obovate, glabrous, occasionally acute at the apex; stipules 3.2 × 0.8 cm linear lanceolate, petioles 2.5–6.5 cm, with 12–15 secondary veins per side; fl bud 4.5–3 cm, sepals 3; 2.9–3.4 × 1.85–2

cm, petals 6; external cycle 2.8—2.9 × 1.8—2.2 cm, cochleated; internal cycle 1.4—2.7 × 1.6—1.75 cm, cochleated; stamens 112 0.99—1.01 × 0.01—0.015 cm; gynoecium 2 × 1.15 ellipsoid; carpels 22—24.

Diagnosis: *Magnolia peruviana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically close to the geographically distant *M. gloriensis*, from Costa Rica, but it differs from the latter in having larger leaf blades 16—32 × 8—18 vs. 10—17 ×



Figura 1.5.14 *Magnolia oaxacensis* (holotype at Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara Herbarium (IBUG)).

4—6 cm, leaf baldes broadly elliptic ovate to elliptic obovate and coriaceous vs. broadly lanceolate and papiraceous, and smaller number of carpels 22—24 vs. 24—30.

Distribution and ecology: This species grows at 550 m in elevation.

Etymology, ethnobotany and conservation: It is named after the country Perú in honor to their great history led by the Inca Empire. No ethnobotanical information has been obtained for this species. The species should be protected immediately.



Figura 1.5.15 *Magnolia peruviana* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

Additional specimens examined: PERU: Amazonas. Bagua Province, Distrito Imaza, Region del Marañon, Comunidad de Yamayakat, Quebrada Kusu-Chapi, Río Marañon, 4°55'S, 78°19'W, 550 m, Feb 1995 (sterile), R. Vasquez. et al. 19715 (MO, WIS!); Amazonas, Bagua Province, Distrito Imaza, Region del Marañon, Comunidad de Yamayakat, Quebrada Kusu-Chapi, Río Marañon, 4°55'S, 78°19'W, 550 m, Feb 1995 (sterile), R. Vasquez et al. 19381 (MO, WIS!).

Magnolia sinacacolinii A. Vázquez, sp. nov.

Type: MEXICO: Veracruz. Mpio. Catemaco, Ejido López Mateos, Los Tuxtlas, 18°26'39.8"N, 95°00'20.4"W, 309 m, lower montane rainforest, in an induced pasture, at 10 m from the rural road, 7 May 2011 (fl bud, fl), J. Antonio Vázquez-García 9134 w/ Santiago Sinaca-Colín, Miguel A. Muñoz-Castro, Miguel de J. Cházaro-B. & Ernesto De Castro-Arce (holotype: IBUG!, isotype: MEXU!) (Fig. 1.5.16).

Description: Tree 7–15 m, 0.2–0.25 mdbh bark gray, smooth; Twig internodes 0.4–1.3 × 0.7–0.8 cm, leaf blades 16–30 × 5–12.5 cm, Petioles 3–3.5 × 0.2–0.3 cm, 12–14 secondary veins per side; Spathaceous bract 1, flower buds 4 × 3–3.5 cm, pale green; flowers white, fragrant; sepals 3, 5.5–5.8 × 3.1–3.3 cm, abaxially green; petals 6, 4.8–6.3 × 2.8–3 cm, creamy white; stamens 71–112; gynoecium 2.1–2.3 × 1.8–1.9 cm; fruit subglobose, 5.4–6.2 × 4.2–4.4 cm, grayish brown; fruit axis 5.4–6.2 × 1.8–2 cm, elliptic; carpels 20–28, 1.8–3.75 × 1.3–2 cm; seeds 1–2.8 × 0.75–1.8 cm, yellowish.

Diagnosis: *Magnolia sinacacolinii* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. sinacacolinii* overlaps partially with the geographically distant *M. multinervia*, in terms of number of carpels and stamens, but it differs clearly from the latter in having smaller leaf blades 16–30 × 5–12.5 vs. 33.5–35 × 10.1–11 cm, leaf blades lanceolate vs. narrowly elliptic, with a smaller number of secondary veins per side 13–14 vs. 20–21.

Distribution and ecology: This species is distributed in lower montane tropical rainforest of Veracruz, Mexico. It grows on steep slopes ranging in altitudes from 200 to 550 m, also growing with *Quercus* spp. and *Liquidambar styraciflua* L. in areas of perturbations, flowering in May.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet honors Santiago Sinaca Colín, an outstanding explorer of the tropical rain forest of southern Mexico specially of the Los Tuxtlas region. As the habitat for this species was subject of selective logging and wood extraction, some attention might well be paid to this species in order to evaluate the health of its populations and habitats.

Additional specimens examined: MEXICO: Veracruz. Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'–18°36'N, 95°04'–95°09'W, 550 m, 24 Apr 1986 (fl bud), S. Sinaca Colín & F. Chigo S. 646 (IPN!, MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'–18°36'N, 95°04'–95°09'W, 500 m, 22 May 1986 (fl), G. Ibarra-Manríquez & S. Sinaca-Colín 2873 (MEXU!/Los Tuxt-

las); Mpio. San Andrés Tuxtla, Ejido Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Los Tuxtlas, 3 Ago 1986 (fl), C. León-G. 154 (MEXU!); Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación

de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'-18°36'N, 95°04'-95°09'W, 550 m, 31 Oct 1986 (fr), S. Sinaca-Colín 1036 (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Trop-



Figura 1.5.16 *Magnolia sinacacolinii* (holotype at Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, IBUG).

ical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 550 m, 31 Oct 1986 (fr), *S. Sinaca-Colín 1037* (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Lote 69, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 550 m, 22 May 1989, *G. Ibarra-Manriquez & S. Sinaca-Colín 3389* (MEXU!/ Los Tuxtlas); Mpio. Catemaco. 2 km E of town La Palma by the road from La Palma to El Real, 14 May 1973 (fl bud), *A. Villegas H. 127* (F, MEXU!, WIS!); Mpio. Catemaco. Ejido López Mateos, 8 km E of Coyame, Los Tuxtlas, 18°26'20.04"N, 95°57'56.7"W, 243 m, 21 Oct 2008 (fr), *V. Corona-De Ita et al. 32* (MEXU!/ Los Tuxtlas); Mpio. San Pedro Soteapan, 1 km E of Magallanes, 18°21'30"N, 94°46'00W, 420 m, 14 Apr 1986, *R. Acosta-P. et al. 1065* (CIB!, XALU); Mpio. San Pedro Soteapan, Mirador Pilapa, 200 m, 15 May 1986 (fl bud), *M. Vázquez-T. et al. 3452* (XALU, WIS!); Mpio. Mecayapan, base of Volcan Santa Marta, above Tatahuicapan, 250 m, 15 May 1986, (fl), *J.V. LaFrankie 1247* (TENN!); Mpio. Mecayapan, Los Tuxtlas range, very steep slopes adjacent to sharp ridge ascending Volcan Santa Marta, 500 m, 18 May 1986 (fl bud), *J.V. LaFrankie 1288* (TENN!).

Magnolia steyermarkii A.Vázquez, sp. nov.

Type: GUATEMALA: Depto. Huehuetenango, vicinity of Maxbal, about 17 miles north of Barillas, Sierra de Los Cuchumatanes, 1500 m, 15—16 July 1942 (fl, fr), *Julian A. Steyermark 48895* (holotype: F!) (Fig. 1.5.17).

Trees 16 m, ca. 40 cm dbh; twig internodes 0.7—1.7—× 0.7—0.8 cm, glabrous,

with elongated lenticels 1—5 × 1—1.5 mm, dark brown; petioles, 4—7.5 × 0.4—0.5 cm, adaxially flat, abaxially convex, thickened and darkened at the base, glabrous; leaf blade 20—22.5 × 12—12.5 cm, broadly elliptic, obtuse at the apex, obtuse at the base, the very base with leaf tissue shortly decurrent (0.4—0.5 cm) and converging to the tip of the stipular scar on the petiole, coriaceous, with 11—12 secondary veins per side, glabrous or glabrate at the mid vein; flowers ca. 12 cm in diam., creamy-white, pedunculate, flower bud 4 × 3.5 spatheaceous bract 1, sepals ca. 6 × 5 cm, cochleate, thinner than petals, adaxially dull white; petals 6, in two whorls; outer petals 6.9 × 3.5 cm, thicker, firm, dull white; inner petals 6 × 2.9 cm, firm, dull white; stamens ca. 76. Gynoecium ovoid 3.5 × 2—2 cm, with 30—32 united carpels, styles soon deciduous, brown; carpels striate at the base, angulose at the dorsal portion. Fruits and seeds unknown, likely ellipsoid.

Diagnosis: *Magnolia steyermarkii* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. steyermarkii* overlaps, in terms of number of carpels, with the geographically distant *M. talamancana* from Costa Rica, but it differs from the latter in having a larger number of stamens 76 vs. 56, longer petioles 4—7.5 vs. 1.3—3.3 cm, leaf blades broadly elliptic with obtuse to acute apex vs. elliptic lanceolate with acuminate apex.

Distribution and ecology: Only known from the type locality. Flowering in July, likely fruiting from September to October.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet honors the botanical accomplishments of Julian Alfred Steyermark, an extraordinary botanist of both

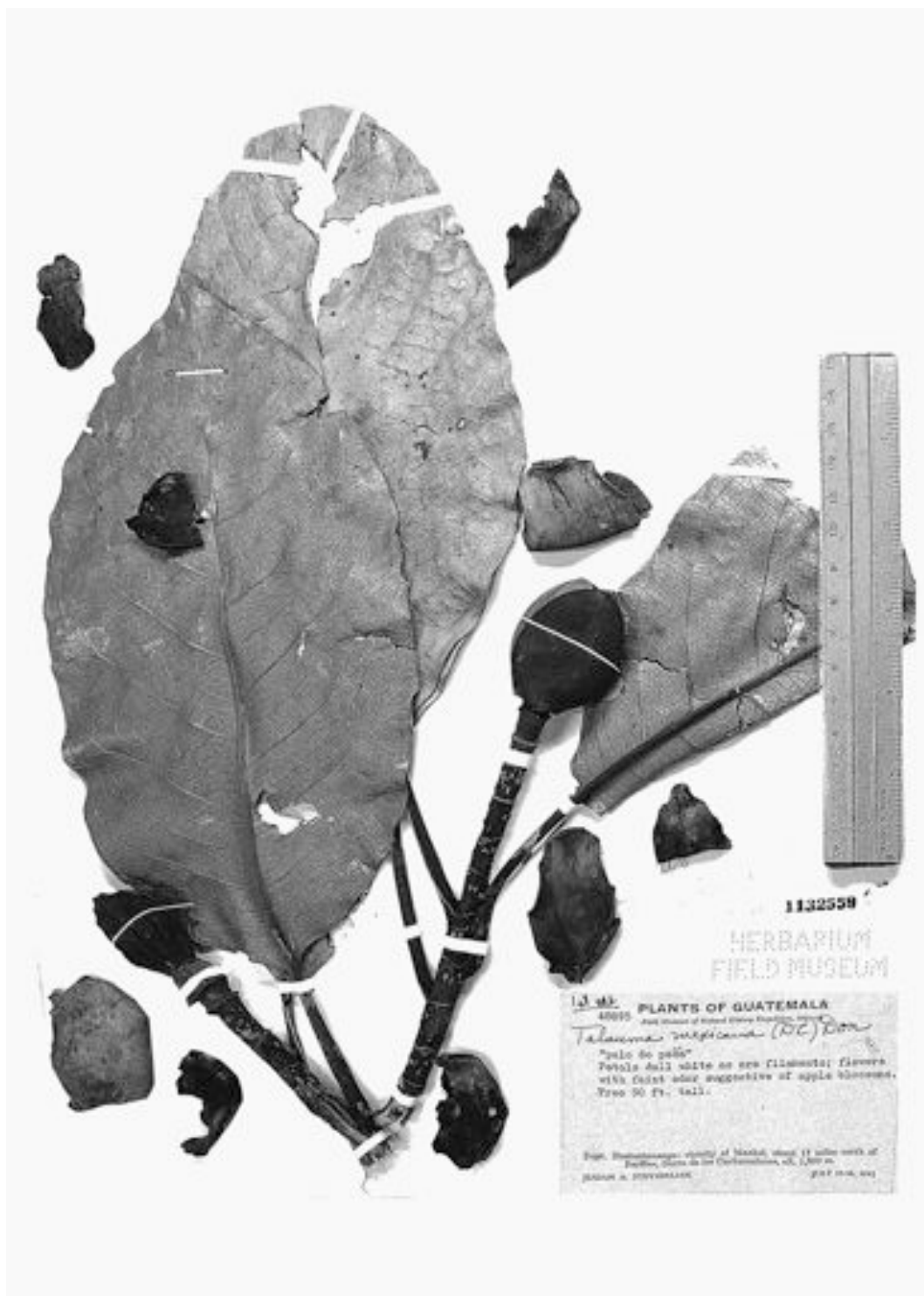


Figura 1.5.17 *Magnolia steyermarkii* (holotype at Field Museum herbarium, F).

temperate and tropical floras including his monumental work on the Flora de Guatemala where this species appears to be endemic. This species is locally known as “palo de peña” with fragrant flowers with faint odor suggestive of apple blossoms. This rare species is on urgent need of protection.

Additional specimens examined: GUATEMALA: Department of Izabal, in Corozal between Cienaga and Seja on Guatemala Road, May 6 1971, E. Contreras 10735 (IPN!, UDT).

Magnolia talamancana A.Vázquez, sp. nov.

Type: COSTA RICA: Limón. Cantón de Talamanca, Sukut. de las juntas de Río Urén y Río Sukut, 1.5 km aguas arriba sobre éste, margen derecha siguiendo el sendero hacia Boca de Río Buruy, 9°24'10"N; 82°57'40"W, 450 m, 8 Jul 1989 (immature fr.), Gerardo Herrera 3215 (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO) (Fig. 1.5.18).

Trees 5–6 m tall, bark aromatic; twig internodes 0.4–1.9 × 0.45–0.5 cm; leaves (10.5) 18–33.5 (–35) × (4–) 7.5–12 (–12.5) cm, 10–13 secondary veins per side; petioles 1.3–3.3 × 0.15–0.4 cm; gynoecium ovoid-subglobose 2.4 × 2 cm; dorsal pistils 1.5–1 × 3.5 cm; stamens 56; fruit immature, pale green; carpels ca. 30 apparently separate, pubescent, yellowish green; mature fruit and seeds unknown.

Diagnosis: *Magnolia talamancana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically close to *M. costaricensis*, it differs from the latter in having a larger number of carpels, ca. 30 vs. 16–19; the carpels yellowish-green pubescent vs.

glabrous and glaucous; and a smaller number of stamens, 56 vs. 86.

Distribution and ecology: Endemic to Costa Rica. On the margins of Río Urén, Cantón Talamanca, at 450 m in elevation. Fruiting in July.

Etymology, ethnobotany and conservation: It is named after the Talamanca region, no ethnobotanical data has been obtained for this species. This rare species is under need of immediate protection.

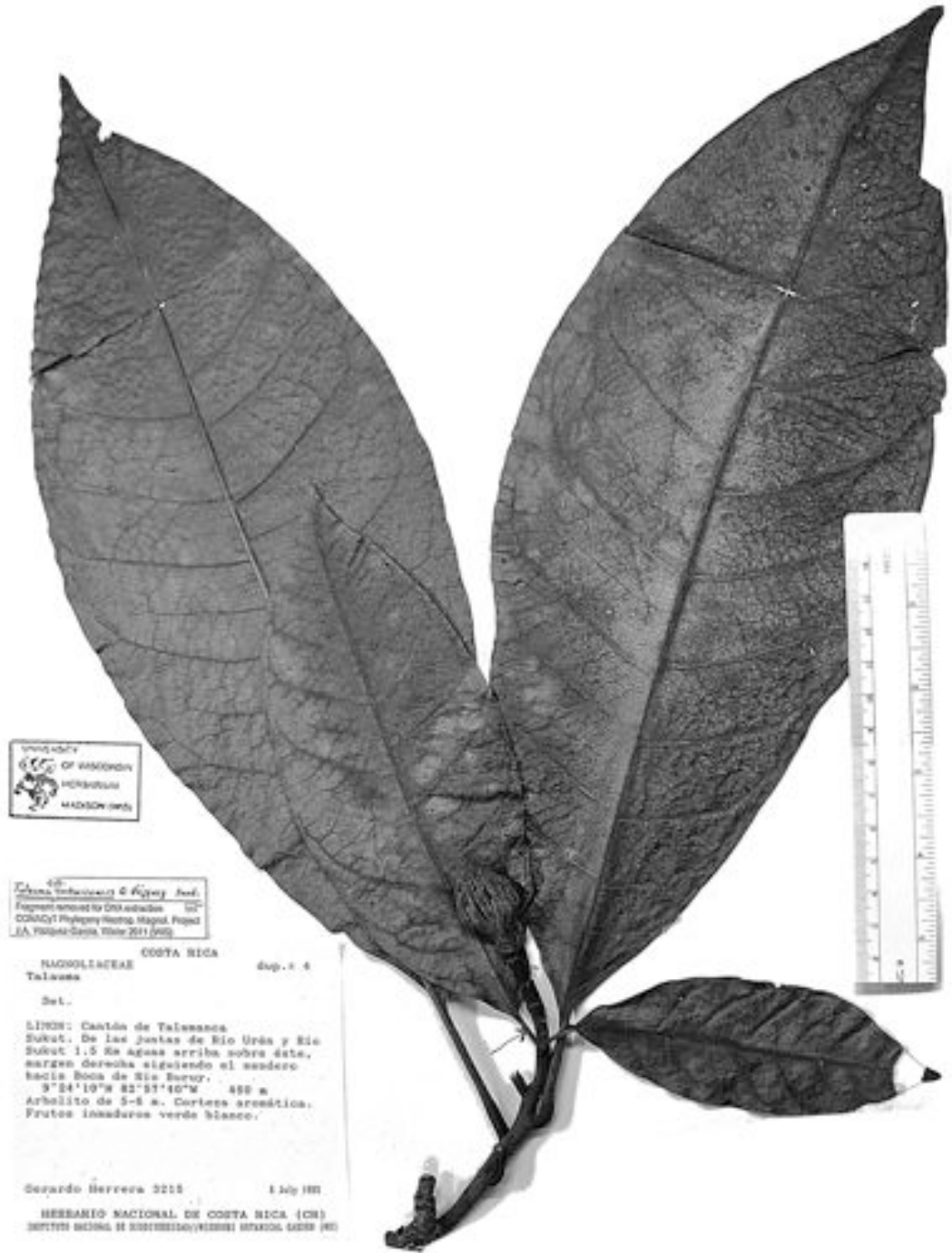
Additional specimens examined: Only known from the type locality.

Magnolia vallartensis A.Vázquez & M.

Muñiz, sp. nov.

Type: MEXICO: Jalisco. Mpio. Puerto Vallarta, 5.5 km al suroeste del puerto, 20°32'48"N, 105°16'7.6"W, 102 m, 3 Dic 2009 (fl, fl bud, fr), J. Antonio Vázquez García 9343 w/ Rosa Murguía Araiza & Ricardo Díaz Borioli (holotype: IBUG!, isotypes: MEXU!, IEB!, WIS!) (Fig. 1.5.19).

Description: Trees 15 m, 0.2 m dbh, first branches at 1.5 m height, twig internodes 1–3 × 0.4–0.6 cm, lenticellate, internodes glabrous, nodes yellowish pubescent. Leaf blades 13.5–25.3 × 6–10.8 cm, broadly elliptic to obovate or broadly lanceolate, obtuse to acute at the apex; petioles 2–3.4 × 0.1–0.3 cm, adaxially channeled, thickened and dark at the base, with 14–16 secondary veins per side; flower bud 3.7–5 × 2.3–2.5 cm, ovoid; peduncle 2.1–3 × 0.3–0.6 cm, with a short internode (5–8 mm); spatheaceous bract 1, 3.4 × 3.6 cm, concave, glabrous; open flowers 8.3–12.5 sepals 3, 4.6–5.8 ×



UNIVERSITY OF WISCONSIN
HERBARIUM
MADISON, WIS.

48
Magnolia talamancana S. K. Gray, *Indef.*
Fragment removed to CHS, accession no. 107
CCDC/CI Phylogeny Group, Mapul, Project
LA, Talamancana, Winter 2011 (JMS)

COSTA RICA dup. x 4
MAGNOLIACEAE
Talamana
Det.
LINDEN: Cañón de Talamana
Sukut. De las puntas de Rio Urén y Rio
Sukut 1.5 Km aguas arriba sobre esta,
margen derecha siguiendo el sendero
hacia Boca de Rio Suror. 3° 54' 19" N 82° 31' 10" W 480 m
Arbolito de 5-6 m. Corteza arenosa.
Frutos inmaduros verde blanco.
Gerardo Herrera 2215 1 July 1981
HERBARIUM NACIONAL DE COSTA RICA (CH)
INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y CENSOS (INEC) SAN JOSÉ, COSTA RICA

Figura 1.5.18 *Magnolia talamancana* (holotype at Winsconsin State Herbarium).



Figura 1.5-19 *Magnolia vallartensis* (holotype at Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, IBUG).

1.5—2, obovate greenish-whitish, reflexed; petals 6—8, outer ones 3—6.6 × 1.9—3.5, 0.3 mm wide at base, creamy-white, tinged with salmon-orange at the abaxial base; inner ones 1.8—4.2 × 0.9—1.8 cm, 0.15 mm at base; stamens 75—82 (—118), 1—1.1 × 0.1 cm, linear, triangular at the apex, creamy-white, longitudinally concave, slightly contorted, wider at toward the apex, some wider at the base; gynoecium 1.5—1.6 × 0.6—0.8 cm, with 14—19 carpels; styles 2—2.5 × 0.3 mm, curved, whitish, carpels 0.9—2.7 × 0.5—1.2; fruit 2.4—5.1 × 2—2.3, obovate; seeds 0.6—0.9 × 0.2—0.3 cm, ovate to sub-orbiculate, scarlet red.

Diagnosis: *Magnolia vallartensis* belongs to section *Magnolia*, subsection *Magnolia*. It is morphologically close to *M. pacifica* A.Vázquez, however it differs from the latter in having leaves broadly elliptic vs. elliptic-lanceolate, the apex frequently obtuse vs. frequently acute, the abaxial base of outer petals tinged with pale orange vs. not tinged and petals 6—8 vs. 6.

Distribution and ecology: only known from Puerto Vallarta and Cabo Corrientes. On the upper edges of gallery forest at lower elevations 100-1000 m elevation.

Etymology, ethnobotany and conservation: The specific epithet is named after the municipality of Puerto Vallarta, the type locality of this species. No ethnobotanical information has been obtained for this species. Its propagation and protection is urgently needed.

Additional specimens examined: MEXICO: Jalisco: Puerto Vallarta. 5.5 km al suroeste de Puerto Vallarta, 20°32'48"N, 105°16'7.6"W, 102 m, 3 Dic 2009 (fl, fl bud), *M. Cházaro-B.*

& *R. Díaz-Borioli* 9645 (IBUG). Mpio. Cabo Corrientes, de Provincia a Zimapán, del lado izquierdo del camino, 900 m, 12 Mar 2011, *J.A. Vázquez-García et al.* 9084 (IBUG!); Mpio. Cabo Corrientes, de Provincia a Zimapán, 980 m, 27 jun 2012, *J.A. Vázquez-García et al.* 9360 (IBUG, MEXU, IPN).

Magnolia wetterii A.Vázquez, sp. nov.

Type: COSTA RICA: Puntarenas, Parque Nacional Corcovado, Cerro Brujo, cabeceras de Quebrada, Vaquedano, 8°39'00"N, 83°35'50"W, 617 m, 19 Jul 1990 (fr), *Gerardo Herrera* 3971 w/ *Ricardo Soto* & *Florencio Madrigal* (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO) (Fig. 1.5.20).

Description: Trees 15—30 m, 30—57.2 cm dbh; twig internodes 0.9—1.45 × 0.8—0.9 cm; leaf blades 22.8—30 × 9—12.2 cm; petioles (1.4—) 3.6—4.7 × 0.2—0.45 cm, with 12—13 secondary veins per side; flower bud 3 × 2 cm ellipsoid; open flower 5 cm long, 7 cm in diameter; sepals 3, 5.5—5.7 × 1.9—2.4 cm; petals 6—9, external petals 5—5.1 × 1.8—2.3 cm; internal petals 4.4—4.8 × 1.7—1.8 cm; stamens 140—190, 1.7—1.8 × 0.2—0.25 mm, the connective 0.3—0.4 cm, triangular; carpels 35—42, v-shaped; fruit axis 5.5 × 2.1 cm, axis cells 1.1 × 0.6 cm; basal carpels 3—4 × 1—1.1 cm, 0.8 cm thick; intermediate carpels 2.1 × 1.1 cm, 0.8 cm thick; upper carpels 1.9 × 0.9 cm, 0.8 cm thick; seeds 0.95 × 0.8 cm; length to first cell from stamens 0.5 cm.

Diagnosis: *Magnolia wetterii* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. wetteri* overlaps much with *M. ofeliae*, in terms of number of carpels and number of

stamens, but it differs from the latter in having much smaller leaves 20–30 × 4–14 vs. 35–45 × 23–2 cm, smaller fruit size 6 × 4.5 vs. 15 × 8.5–9 cm, and longer petioles 9.5–12 vs. 1.7–4.5 cm.

Distribution and ecology: This species is restricted to the south part of Costa Rica and is only known from the Osa peninsula. Its altitudinal range goes from 130 to 617 m, coexisting with *Iriartea*, *Symphonia*, *Otoba* and *Protium* spp.

Etymology, ethnobotany and conservation: The species epithet is named after Mark Allen Wetter an excellent curator at the Wisconsin State Herbarium (WIS). No ethnobotanical data has been recorded for this species. Thomsen (860), reports logging activities in the area so research is needed to evaluate the populations health and conservation initiatives.

Additional specimens examined: COSTA RICA: Cantón de la Osa, Aguabuena, 3 km W of Rincón, One-hectare permanent sample plot 800 m N of the house of Henry Monge, 8°42'N, 83°30'W, 130 m, 15 Apr 1993 (fl), K. Thomsen 860 (CR, K, US, WIS!); Puntarenas, Cantón de la Osa, Rancho Quemado, Sector Norte, Camino a Estero Guerra, 8°43'30"N, 83°34'50"W, 320 m, 9 Mar 1992 (fl bud), J. Marín 414 (CR, MO, WIS!).

CONCLUSIONS

Including the new species, here proposed, 93 % (100 out of 108) of the species of *Magnolia* in the New World were Neotropical, distributed from Tropic of Cancer to Tropic of Capricorn. *Magnolia*, section *Talauma*,

subsection *Talauma*, with 56 species was the richest of all Neotropical Magnoliaceae, occurring from southwestern Mexico to Paraná, Brazil, followed by *Magnolia*, section *Magnolia*, with 19 New World species (18 Neotropical ones ranging from Mexico to Darién, Panamá), *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Dugandiodendron*, with 16 species (occurring from Venezuela to Colombia and Ecuador), and *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Cubenses*, with 10 species (confined to the Caribbean islands). Seventeen of the new species, here proposed, belonged to subsection *Talauma*, two to section *Magnolia* and one to subsection *Dugandiodendron*. The most diverse countries in terms of their Neotropical species of Magnoliaceae were Colombia with 33 species, followed by Mexico with 21, Costa Rica with 10, Peru with eight and Ecuador with six. This study contributes to the understanding of the unexpectedly high diversity of Magnoliaceae, particularly, in Mexico and Central America, however, despite significant advances in the taxonomy of Magnoliaceae in the Americas, a basic synopsis of Magnoliaceae for Mexico and Central America is still missing and is urgently needed in order to guide protection and conservation decisions for these diverse, spatiotemporally wide ranging, and, therefore, biogeographically informative group of plant species.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Dr. Salvador Mena Munguía, chancellor of the Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Dr. Ramón Rodríguez Macías, chairman of Departamento de Botánica y Zo-



Figura 1.5.20 *Magnolia wetterii* (holotype at Winsconsin State Herbarium).

ología and Dr. Enrique Pimienta Barrios, Secretario Académico at CUCBA, the three from Universidad de Guadalajara for their academic support. Special thanks to Mark Wetter, Theodore S. Cochrane, Ken Cameron and Hugh H. Iltis, all from University of Wisconsin-Madison for all their valuable support to study the collections at the WIS herbarium. To Francisco “Chico” González Palomera†, Toribio Quintero Moro, Rosa Murguía Araiza, Santiago Sinaca Colín, Heriberto Hernández, Alicia L. Leinberger, Harvey E. Ballard Jr., Daniel Ausem, and Manuel Rosales Castellanos for their experienced assistance during fieldwork.

CITED LITERATURE

- Azuma, H., J. G. García-Franco, V. Rico-Gray & L. Thien. 2001. *Molecular phylogeny of the Magnoliaceae: The biogeography of tropical and temperate disjunctions*. American Journal of Botany. 88: 2275—2285.
- Cruz-Durán, R., & J. Jiménez-Ramírez. 2005. *Magnolia krusei (Magnoliaceae), una especie nueva de Guerrero, México*. Novon 15: 438-441.
- Cruz-Durán, R., K. Vega-Flores & J. Jiménez-Ramírez. 2008. *Magnolia vazquezii (Magnoliaceae), a new species from the state of Guerrero, Mexico*. Novon 18: 21-24.
- Dillon, M. O. & I. Sánchez-Vega. 2009. *A new species of Magnolia (Magnoliaceae) from the Alto Mayo, San Martín, Peru*. Arnaldoa 16(1): 7-12.
- Figlar, R. & H. O. Nootboom. 2004. *Notes on Magnoliaceae IV*. Blumea 49: 87—100.
- Figlar, R. B. 2006. *Taxonomy topics: a new classification for Magnolia*. In *Royal Horticultural Society (ed.), Rhododendrons with Camellias and Magnolias*. MPG Books Ltd., Bodmin, Cornwall, pp. 69–82.
- Howard, R.A. 1948. *The morphology and systematics of the West Indian Magnoliaceae*. Bulletin of the Torrey Botanical Club. 75: 335-357.
- Jiménez-Ramírez, J., K. Vega-Flores, R. Cruz-Durán & J. A. Vázquez-García. 2007. *Magnolia guerrerensis (Magnoliaceae), una especie nueva del bosque mesófilo de montaña del estado de Guerrero, México*. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 73-76.
- Lozano-C., G. 1994. *Dugandiodendron y Talauma (Magnoliaceae) en de Neotrópico*. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. Colección Jorge Alvarez Lleras, no. 3, 147 p.
- Nee, M. 1994. *A new species of Talauma (Magnoliaceae) from Bolivia*; Brittonia 46(4): 265-269.
- Nie, Z. L., J. Wen, H. Azuma, Y. L. Qiu., H. Sung, Y. Meng, W. B. Sun, & E. A. Zimmer. 2008. *Phylogenetic and biogeographic complexity of Magnoliaceae in the Northern Hemisphere inferred from three nuclear data sets*. Molecular Phylogenetic and Evolution 48: 1027—1040.
- Noteboom, H. P. 1993. *Magnoliaceae*. In K. Kubitski, J. G. Rohwer, and B. Trich (eds.). *The families and genera of vascular plants*, vol. II, 391—401. Springer Verlag, New York, USA.
- Noteboom, H. P. 1998. *The tropical Magnoliaceae and their classification*. In D. Hunt (ed.), *Magnolias and their allies*, 71–80. David Hunt, Milborne Port, UK.
- Nootboom, H. P. 2000. *Different looks at the Classification of Magnoliaceae*. In Liu Yu-hu et al. (eds.), *Proceedings of the International Symposium on the Family Magnoliaceae*: 26—37, Science Press, Beijing.
- Rockwell, H.C., Jr. 1966. *The genus Magnolia in the United States*. M.A. Thesis. West Virginia University. Morgantown, WV. 93 p.
- Serna, M., C. Velásquez, A. Cogollo. 2009. *Novedades taxonómicas y un nuevo registro de Magnoliaceae para Colombia*. Brittonia 61(1): 35-40.
- Vázquez García, J. A. 1990. *Taxonomy of the genus Magnolia in Mexico and Central America*. M.S. Thesis. University Of Wisconsin-Madison. 224 pp.
- Vázquez García, J. A. 1994. *Magnolia (Magnoliaceae) in Mexico and Central America: a synopsis*. Brittonia 46 (1): 1-23.
- Vázquez-García, J. A., E. De Castro-Arce, M. A. Muñoz-Castro & M. De J. Cházaro-Basáñez. 2012a. *Magnolia zoquepopolucae (subsección Talauma, Magnoliaceae), a new species from Sierra de Santa Marta, Veracruz, Mexico*. Phytotaxa 57: 51–55.
- Vázquez-García, J. A., M. A. Pérez-Farrera, N. Martínez-Meléndez, G. Nieves-Hernández & M. A. Muñoz-Castro. 2012b. *Magnolia Mayae (Magnoliaceae), A New Species From Chiapas, Mexico*. Botanical Sciences 90 (2): 109-112.

1.6 Genetic variation in isolated mexican populations of the endemic maple *Acer skutchii* Rehd*

Gerardo Lara-Gómez, Oliver Gailing, Reiner Finkeldey.

* Este artículo fue publicado con autorización la revista alemana Allgemeine Forst und Jagdzeitung 176 (6-7): 97-103. 2005.

RESUMEN

La variación genética de tres poblaciones relictuales de *Acer skutchii* del occidente de México fue determinada mediante marcadores microsatélites (cinco nucleares y diez cloroplastos) además de 161 AFLP loci. La variación genética total fue baja, particularmente la de Manantlán, atribuido por la deriva genética. Esfuerzos de conservación *in situ* de este recurso genético debe centrarse sobre todo en las poblaciones más grandes de Talpa, y como medida complementaria de conservación se deben establecer plantaciones *ex situ* que incluyan de forma mezclada la progenie de las tres poblaciones.

ABSTRACT

We observed genetic variation of relic populations of *Acer skutchii* in three small populations in the West of México at five nuclear and ten chloroplast microsatellite loci and 161 AFLP loci. The total variation of the studied populations was low, particularly in population Manantlán, it is explained by genetic drift. Efforts for *in situ* conservation of genetic resources should primarily focus on the larger populations in Talpa. A mixed plantation with progenies from all populations should be established as a complementary *ex situ* conservation measure.

Many tree species occur scattered and in low density in natural and naturally regenerated forests. The discontinuous distribution of many scattered species suggests reproductive isolation of comparatively small populations to be common. However, it is not appropriate to estimate reproduction effective population sizes based on distribution patterns of a plant species as long as the extent of gene flow among more or less widely separated trees is unknown (Stacy *et al.*, 1996).

High levels of genetic variation were not only reported for common and widespread tree species, but also for rare trees occurring

in low density in the temperate (Demesure *et al.*, 2000) and tropical (Hamrick and Murawski, 1991) zone. The observation of high levels of genetic variation for most tree species (Hamrick *et al.* 1992) and usually low differentiation among populations (Austerlitz *et al.*, 2000) is interpreted as an indication of extensive gene flow resulting in effectively large populations. Thus, strong effects of genetic drift due to small population sizes have been reported for comparatively few forest tree species such as the endemic *Pinus torreyana* (Ledig and Conkle, 1983). However, today's population sizes may be poor indicators for the impact of drift on genetic structures. For example, the extraordinary

low levels of genetic variation of the rather common and widespread *Pinus resinosa* are explained by a bottle-neck effect in the evolutionary past of the species (Allendorf *et al.*, 1982).

Low levels of genetic variation have been reported for several endemic species with extraordinarily low numbers of surviving plants (for example, Dowe *et al.*, 1997). In this study we examine patterns of genetic variation in populations of the very rare and endangered Mexican maple *Acer skutchii*. The diploid species is hermaphroditic. Pollen is assumed to be dispersed both by insects and wind. Fruits (samaras) are wind-dispersed. The current distribution of *A. skutchii* is very scattered. It only occurs in six small and distant locations in Central American high mountain cloud forests. Five populations are known to exist in Mexico (Jardel *et al.*, 1993; Vázquez *et al.*, 2000) and one in Guatemala (Rehder, 1936). Temperate species such as *A. skutchii* may have been more widely distributed during the last glacial period in Central America (Rzedowski, 1965; Toledo, 1982; Jardel *et al.*, 1993). The fragmentation of populations and the decrease of population sizes were presumably initiated approximately 9000 years BP when the climate became warmer (Lozano-García, 1993).

We used Amplified Fragment Length Polymorphisms (AFLPs; Vos *et al.*, 1995) as well as nuclear and chloroplast microsatellites (Simple Sequence Repeats; SSRs) in order to observe patterns of genetic variation in three Mexican populations of *A. skutchii*. The objectives of our study are (i) to assess levels of genetic diversity in small relic populations of *A. skutchii*, (ii) to characterize

genetic differentiation among widely separated populations and among two spatially separated, but neighbouring sub-populations and (iii) to compare variation patterns at AFLPs and at SSRs.

Our results will form a basis for the conservation of the endangered populations and for the management of the genetic resources of *A. skutchii* in Mexico.

MATERIALS AND METHODS

Plant material

A total of 461 *A. skutchii* trees grow in Talpa (Talpa 1: 114 trees; Talpa 2: 347 trees) and only 26 mature trees consists The Manantlán population. We sampled five fully developed leaves from 30 randomly selected, mature trees in populations Talpa 1 and Talpa 2, respectively, and from 20 trees in population Manantlán.

Laboratory procedures

Total DNA was extracted from dried leaves using the DNeasy™ Plant Minikit (Qiagen, Hilden; Germany). PCR amplification was performed in the Peltier Thermal Cycler (PTC-0200 version 4.0, MJ Research) and PCR reactions were carried out with one primer that was labelled with the fluorescent dyes 6-FAM, HEX (metabion) or NED (Applied Biosystems). Fragments were separated on an automatic sequencer (ABI 3100 Genetic Analyser, Applied Biosystems) with GS 500 ROX as internal standard (fluorescent dye ROX). The size of microsatellites was determined with the computer pro-

grams Genescan 3.7 and Genotyper 3.7 (Applied Biosystems). Ten chloroplast microsatellites (ccmp1 to ccmp 10) were amplified for all 80 samples according to the protocol of Weising and Gardner (1999) with slight modifications. Separation and analysis of fragments followed procedures described for nuclear SSRs.

For AFLP analysis total genomic DNA was digested with *EcoRI* (hexacutter) and *MseI* (tetra-cutter). Corresponding oligonucleotide adapters were ligated to restriction fragments following the protocol of Vos *et al.* (1995). A preselective amplification was carried out with the primer pair E01/M03 (nomenclature follows the standard list for AFLP® primers, <http://wheat.pw.usda.gov/ggpages/keygeneAFLPs.html>). The sizes of AFLP fragments were determined with Genescan 3.7 and Genotyper 3.7 (Applied Biosystems). Absence or presence of fragments in all samples was transformed into a 0/1 matrix.

Data analysis

Genetic variation within populations was assessed as percentage of polymorphic loci (PPL), (average) number of alleles per locus (A), and expected heterozygosity (H_e) (Nei, 1973) for codominant microsatellite loci. Presence or absence of AFLP fragments was recorded for all investigated individuals.

Genetic differences between populations were measured as genetic distances between population pairs according to Nei (1972). Differentiation was illustrated by cluster diagrams based on Nei's (1972) genetic distance using UPGMA (Sneath and Sokal,

1973). Differentiation among the three populations was also assessed by the F-statistics of Wright (1969) for SSRs. Population genetic structure for AFLPs (F_{st} , Wright's fixation index) was calculated with AFLP-surv 1.0 (Vekemans *et al.*, 2002) according to Lynch and Milligan (1994) after estimating allele frequencies with default method 4 (Bayesian method with non-uniform prior distributions of allele frequencies, Zhivotovskiy, 1999). The total genetic diversity (H_T) found in all three populations was partitioned into contributions of single populations ($H_T(j)$) due to their within-population diversity ($H_S(j)$) and their differentiation from other populations ($D_{ST}(j)$) following Finkeldey and Murillo (1999). The number of private alleles unique to a single population was counted for each population at SSRs. Likewise, the number of loci showing variation in a single population only was calculated for AFLPs.

The computer program POPGENE (Version 1.31; Yeh *et al.*, 1999) was used for most computations. Significant deviations from Hardy-Weinberg Equilibrium (HWD) were determined with Fisher's exact test (GenePop on the web version 3.4, <http://wbiomed.curtin.edu.au/genepop/>, Raymond & Rousset, 1995) and the Markov chain method implemented in Genepop 3.4 and Arlequin (Schneider *et al.*, 2000).

RESULTS

Variation within populations

A total of 13 alleles were detected at the five SSR loci (Table 1). One locus was mo-

nomorphic in all populations, and no more than 4 alleles were observed at any SSR locus. The mean fixation indices (F_{IS}) were 0.166 for Talpa 1, 0.298 for Talpa 2, and -0.0742 for Manantlán. Thus, there is a tendency for increased homozygosity relative to Hardy-Weinberg proportions in both Talpa populations, but not in the Manantlán population. Deviations from Hardy-Weinberg proportions determined using option 1 (Hardy-Weinberg exact tests) of Genepop 3.4 (webversion) were significant for Map 34 in population Talpa 2 ($p = 0.023$).

More variation was observed at 161 polymorphic AFLP fragments (Table 2). Estimates of the mean expected heterozygosity (H_e) were similar under the assumption of Hardy-Weinberg proportions or a disequilibrium with fixation indices (F_{IS}) equivalent to the respective population estimates at SSRs.

Genetic variation within population Manantlán was consistently lower as compared

to the two Talpa populations regardless of the marker system (SSRs or AFLPs) and the variation measure (PPL at 1% level, A , or H_e). Measures for PPL at the 5% level were of about the same magnitude for each population (Table 1; 45.3% - 47.2%).

Differentiation among populations

No variation was observed at any of the cpDNA markers (ccmp 1 to 10) and they were from further analyses excluded.

Genetic differentiation among populations (F_{ST}) was low for the nuclear SSR loci (Table 3), since the same allele was frequent in all populations. A significant differentiation (F_{st} value) could only be detected for Map 12 ($p = 0.0014$, Table 3). Average differentiation among populations at 161 AFLP loci was higher ($F_{st(\text{gene pool})} = 0.137$, $p < 0.01$; $F_{st(\text{min})} = 0.001$; $F_{st(\text{max})} = 0.472$). Genetic distances revealed the maximum similarity between Talpa 1 and Manantlán for SSRs and between Talpa 1 and Talpa 2 for AFLPs

• Table 1. Genetic variation within three populations of *Acer skutchii*. T_a : annealing temperature; A : Number of alleles; H_e : expected heterozygosity; Range: size range of amplified DNA

| SSR | T_a | Talpa 1 | | Talpa 2 | | Manantlán | | Total | | Ranger |
|------------------------|-------|---------|-------|---------|-------|-----------|-------|-------|-------|---------|
| | | A | H_e | A | H_e | A | H_e | A | H_e | |
| Map 11 | 55 °C | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 137 |
| Map 12 | 62 °C | 2 | 0.12 | 2 | 0.43 | 2 | 0.06 | 2 | 0.24 | 147-149 |
| Map 34 | 64 °C | 4 | 0.19 | 2 | 0.23 | 1 | 0 | 4 | 0.14 | 112-120 |
| Map 40 | 62 °C | 2 | 0.03 | 3 | 0.18 | 2 | 0.15 | 3 | 0.12 | 240-244 |
| Map 46 | 64 °C | 1 | 0 | 3 | 0.16 | 1 | 0 | 3 | 0.05 | 148-156 |
| Mean (5 loci) | | 2 | 0.07 | 2.2 | 0.2 | 1.4 | 0.04 | 2.6 | 0.11 | |
| Mean (4 variable loci) | | 2.3 | 0.09 | 2.5 | 0.25 | 1.5 | 0.05 | 3 | 0.14 | |

† Table 2. Genetic variation at 161 AFLP loci in three populations of *Acer skutchii*. PPL: Proportion of polymorphic loci, H_e : expected heterozygosity; HWE: estimate based on Hardy-Weinberg equilibrium; HWD: estimates based on Hardy-Weinberg disequilibrium.

| Population | PPL (%) 5% level | PPL (%) 1% level | H_e | |
|------------|---------------------|---------------------|-------|------|
| | | | HWE | HWD |
| Talpa 1 | 46 | 73.9 | 0.16 | 0.16 |
| Talpa 2 | 45.3 | 70.8 | 0.15 | 0.15 |
| Manantlán | 47.2 | 54.7 | 0.13 | 0.13 |
| Total | | 100 | 0.17 | 0.17 |

† Table 3. Genetic differentiation ($F_{ST}=G_{ST}$) for microsatellite loci in *Acer skutchii*. **: $p < 0.01$, significant differentiation between populations as determined with Genepop 3.4 for SSRs (Raymond & Rousset 1995).

| Gene marker | F_{ST} |
|-------------------------|----------|
| SSRs | |
| Map 11 | - |
| Map 12 | 0.132** |
| Map 34 | 0.04 |
| Map 40 | 0.02 |
| Map 46 | 0.04 |
| Gene pool SSRs (4 loci) | 0.08 |

(Table 4). These contrasting differentiation patterns are also illustrated in the cluster analysis (Fig. 1). The partitioning of the total variation (H_T) among populations reveals that the largest population Talpa 2 contributes most (62.6%) to the total diversity at SSR loci (Table 5). Differences between the contributions of populations to H_T are less pronounced at AFLPs under the assumptions of a Hardy-Weinberg equilibrium (Table 5). Population Manantlán contributes least to the total genetic diversity at SSRs and AFLPs.

“Private” alleles confined to a single population were observed at SSRs in populations Talpa 1 and Talpa 2, but not in population Manantlán (Table 6). Out of the 161 observed AFLP loci, 54 (33.5%) were variable in all three populations, 52 (32.3%) varied in two populations, and 55 (34.2%) varied in a single population only. The lowest number of AFLP loci showing variation in a single population was observed in population Manantlán (Table 6).

† Table 4. Genetic distances between three populations of *A. skutchii* at five SSR (above diagonal) and 161 AFLP (below diagonal) loci. First value for AFLPs: Hardy-Weinberg equilibrium assumed; second value: Hardy-Weinberg disequilibrium assumed.

| | Talpa 1 | | Talpa 2 | | Manantlán | |
|-----------|---------|-------|---------|-------|-----------|-------|
| Talpa 1 | | | | | 0.015 | 0.003 |
| Talpa 2 | 0.024 | 0.026 | | | | 0.019 |
| Manantlán | 0.063 | 0.064 | 0.041 | 0.041 | | |

† Table 5. Partitioning of the total genetic diversity (H_T) according to Finkeldey & Murillo (1999) at four polymorphic SSR loci and 161 AFLP loci (second line in italics) in three populations of *A. skutchii*. Populations were equally (equ.) weighted or weighted in proportion (prop.) to their respective sizes (N).

| Population | Equ. | | | | | Prop. | | | |
|------------|----------|-----------|--------------|-----------|---------------|-----------|--------------|-----------|---------------|
| | <i>N</i> | H_S (J) | D_{ST} (J) | H_T (J) | H_T (J) (%) | H_S (J) | D_{ST} (J) | H_T (J) | H_T (J) (%) |
| Talpa 1 | 114 | 0.03 | 0 | 0.03 | 22.20/ | 0.02 | 0 | 0.02 | 11.20% |
| | 114 | 0.05 | 0.01 | 0.06 | 36.20% | 0.04 | 0 | 0.04 | 25.50% |
| Talpa 2 | 347 | 0.08 | 0 | 0.09 | 62.60% | 0.18 | 0 | 0.18 | 87.00% |
| | 347 | 0.05 | 0.01 | 0.06 | 33.20% | 0.11 | 0 | 0.11 | 69.10% |
| Manantlán | 26 | 0.02 | 0 | 0.02 | 15.20% | 0 | 0 | 0 | 1.90% |
| | 26 | 0.04 | 0.01 | 0.05 | 30.60% | 0.01 | 0 | 0.01 | 5.40% |
| Total | 487 | 0.13 | 0.01 | 0.14 | 100.00% | 0.2 | 0.01 | 0.21 | 100.00% |
| | 487 | 0.15 | 0.02 | 0.17 | 100.00% | 0.16 | 0.01 | 0.17 | 100.00% |

† Table 6. Private alleles at five SSR loci and number of AFLP loci showing variation in a single population only in three populations of *A. skutchii*.

| Population | Private alleles at SSRs | Loci variable in a single population at AFLPs |
|------------|-------------------------|---|
| Talpa 1 | 2 | 26 |
| Talpa 2 | 3 | 18 |
| Manantlán | - | 11 |
| Total | 5 | 55 |

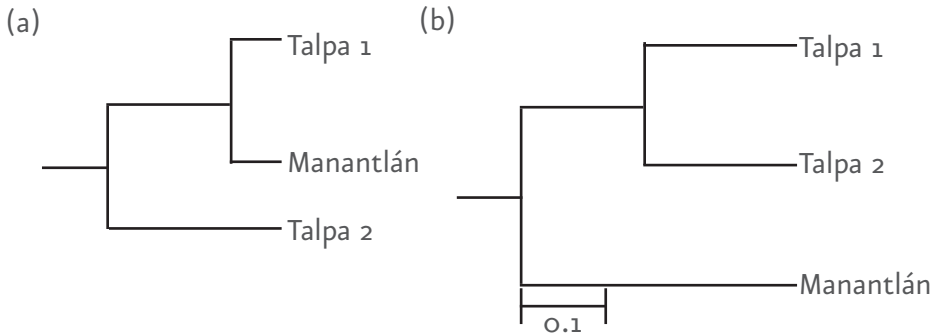


Figura 1. Differentiation among three populations of *Acer skutchii* at four SSR (a) and 161 AFLP (b) loci (UPGMA based on genetic distances according to Nei (1972)).

DISCUSSION

Diversity within populations

Population Manantlán consistently harbours lower levels of genetic variation as compared to both Talpa populations. This observation is in accordance with our expectation based on the small size of population Manantlán (N=26). The population might have been small and isolated for several generations. Thus, we explain the particularly low levels of genetic variation in population Manantlán with stronger effects of genetic drift as compared to both Talpa populations.

However, population Manantlán is not completely fixed, and the variation in both of the Talpa populations is also low. This is particularly evident at SSRs. We observed an average of 2.6 alleles per locus at five SSRs. This is considerably less than the variation observed in most other tropical trees (Dayanandan *et al.*, 1999; Ujino *et al.*, 1998) and endemic plants (Freville *et al.*, 2001). An average of 10 alleles per locus was observed in a population consisting of 96 trees of *Acer pseudoplatanus* in Germany using the four polymorphic primers *MAP-12*, *MAP-34*, *MAP-40*, and *MAP-46* (Pandey *et al.*, 2004).

Higher levels of genetic variation were also reported at AFLPs for tropical (Russel *et al.*, 1999) and temperate (Coart *et al.*, 2003) trees with a scattered distribution. Low levels of genetic variation in the observed *A. skutchii* populations are likely to be caused by genetic drift persisting for many generations. Low population sizes were not only encountered in the recent past as a consequence of human disturbance and fragmentation of forest ecosystems, but are more likely a consequence of climatic change after the last glacial epoch.

Differentiation among populations

The lack of variation at ten chloroplast microsatellites suggests low levels of variation of cpDNA haplotypes both within and among populations. A recent common origin of the investigated relic populations which might have been part of a more widespread population during the last glacial epoch is possible. Of course, differentiation of haplotypes from the more distant populations in Mexico and Guatemala cannot be ruled out.

The same allele was dominating in the three populations at all investigated SSR

loci. Expected heterozygosity in population Talpa 2 is considerably higher due to a higher frequency of otherwise rare alleles in this population. In result, the genetic distances of Talpa 2 to both other populations are higher than the distance between these two low-diversity populations (Talpa 1 and Manantlán). Thus, differentiation patterns at SSRs mainly result from different levels of genetic variation within the three populations.

Patterns of genetic differentiation at the 161 AFLP loci do not correspond to the results at SSRs. The neighbouring populations Talpa 1 and Talpa 2 cluster together at the AFLP loci. Population Manantlán is clearly separated from both. Very similar differentiation patterns were obtained under the assumption of Hardy-Weinberg equilibrium and disequilibrium, if fixation indices estimated from the analysis of codominant SSRs are used in the latter case. Differentiation patterns at AFLPs are in accordance with the geographic distribution of the three populations. This observation strongly suggests a common origin of the two Talpa populations, which actually may be two parts (subpopulations) of a single reproductive unit.

The partitioning of the total genetic variation at SSRs reveals that the largest population Talpa 2 clearly contributes most to the overall genetic diversity of a deme composed of the three investigated populations. The small population Manantlán harbours the lowest level of within-population diversity and contributes least to the total diversity. In consequence, the total genetic diversity is lower in a deme established from an equal number of plants from each popu-

lation ($H_T=0.1393$; in *Table 5*) as compared to a deme established from plants according to the size of the populations ($H_T=0.2071$).

The variation within the smallest population Manantlán is also lowest at AFLPs and contributes least to the total diversity. The total contribution of within-population diversity ($H_s = \text{total } H_s(j)$ in *Table 5*) to the total diversity is slightly increased, if populations are weighted in proportion to their respective sizes as compared to a deme composed of the three evenly represented populations. However, the contribution of population differentiation ($D_{ST} = \text{total } D_{ST}(j)$ in *Table 5*) to the total genetic diversity is decreased if populations are weighted in proportion to their size. In result, the genetic diversity ($H_T = \text{total } H_T(j)$) of a deme composed of the populations in equal proportions is higher than the diversity if populations contribute in proportion to their respective sizes. A comparison to the diversity within single populations (H_c in *Table 1*) shows that the diversity within a deme composed of the three populations (evenly represented or represented according to their size) is slightly higher than the diversity within the most diverse single population (Talpa 1) at AFLPs.

No allele was exclusively observed in population Manantlán, but not in the two Talpa populations at the SSR loci. The number of AFLP loci variable only in Manantlán was also lower than the number of AFLPs variable in only a single one of the Talpa populations. Thus, we found some evidence at AFLPs for unique genetic variants in the small Manantlán population. However, the number of unique variants is higher in both of the Talpa populations.

Comparison of variation patterns of SSRs and AFLPs

We expect genetic drift to play a dominant role in shaping the genetic structure in the small investigated relic populations of *A. skutchii*. If this hypothesis is true and if today's population sizes are representative for the past, lower levels of genetic variation are expected in the smallest population (Manantlán) as compared to the larger populations (Talpa 1 and Talpa 2), which even may be subpopulations of a single, larger reproductive unit. Our data based on variation patterns both at SSRs and AFLPs support this hypothesis, since we consistently observed lower levels of genetic variation (measured as A , H_e , and PPL), lower contributions to the total genetic diversity, and a lower number of unique variants in the Manantlán populations as compared to both Talpa populations.

Comparisons of variation levels at SSRs of *A. skutchii* to other species (see above) reveal overall low levels of genetic diversity in the studied populations. Since all SSR markers were originally developed for *Acer pseudoplatanus* (Pandey *et al.*, 2004) and adapted to *Acer skutchii*, these results have to be interpreted with caution. Although SSR markers proved to be useful in across-species application in several studies (Steinkellner *et al.*, 1997; Vornam *et al.*, 2004; Mottura *et al.*, in press) with increasing evolutionary distance (especially in across-genera amplifications) a decreasing proportion of polymorphisms could be observed (Steinkellner *et al.*, 1997). But also a reverse tendency could be observed for example in the closely related tree species *Prosopis flexuosa* and

Prosopis chilensis (Fabaceae, Mottura *et al.*, in press). Likewise microsatellites developed in *Quercus petraea* (Steinkellner *et al.*, 1997) show comparable levels of polymorphisms in other *Quercus* species of section Robur (Steinkellner *et al.*, 1997; Curtu *et al.*, 2004)

In accordance with SSRs genetic variation in AFLPs is low for *Acer skutchii* in terms of genetic diversity (mean value of $H_e = 0.145$, PPL 45.3%-47.2%, 5% level) compared to other tree species that generally maintain higher levels of genetic diversity than short-lived herbaceous species (Hamrick and Godt, 1990, Hamrick *et al.*, 1992) However, less directly comparable results have been published for AFLP markers. Drummond *et al.* (2000) calculated an average heterozygosity of $H = 0.18$ and a proportion of polymorphic genes (fragments) of PPL = 0.44 in 31 adult trees of the rare species *Metrosideros bartlettii* (Myrtaceae). Very low levels of diversity were detected in the rare species *Wollemia nobilis* (Araucariaceae) that is represented by fewer than 100 trees. Only 10 out of 800 AFLP loci were variable (Peakal *et al.*, 2003). The analysis of 75 putative wild apples with 139 AFLP markers revealed 76.63% (5% level) polymorphic loci and a genetic diversity of $H_e = 0.225$ (Coart *et al.*, 2003). However, estimates of genetic diversity have to be interpreted with caution since comparisons of AFLP variation in different species is ambiguous if different primer pairs and different methods for the separation of AFLP fragments have been used.

We observed contrasting differentiation patterns at SSRs and at AFLPs. We do not expect the variation observed at SSRs to reflect the overall distribution of genetic

variation among the studied populations due to the limited number of polymorphic SSR loci and the low levels of variation observed at these loci. The high number of polymorphic AFLP loci suggests these markers to be particularly useful to assess patterns of genetic differentiation among populations. Variation patterns at AFLPs may be regarded as representative for the majority of selectively neutral polymorphic loci. The genetic differentiation observed at 161 AFLPs is more plausible than the differentiation at four SSRs since the neighbouring Talpa populations are genetically more similar to each other than to the Manantlán population at AFLPs, but not at SSRs (Table 4 and Figure 1).

We can state as a conclusion that *Acer skutchii* is an endemic, rare species. The populations investigated by us are isolated by a distance of hundreds of kilometers from the other four locations of occurrence of the species. Less than 500 trees are left at these two locations. Thus, all efforts should be taken to save the species from extinction in the region and to maintain as much as possible of the still existing genetic variation.

Our results confirm the occurrence of unique genetic information in all investigated populations. Thus, efforts aimed at the conservation of the species should be undertaken in both locations. However, if a prioritisation is unavoidable, the conservation of the larger populations in Talpa deserves highest attention since higher levels of genetic variation were observed in Talpa as compared to the small Manantlán population.

In situ conservation should aim at the preservation of all trees in the relic popula-

tions as long as possible and the establishment of natural regeneration by appropriate silvicultural means. Flowering and fruiting of as many trees as possible should be promoted in order to safeguard the transmission of rare genetic variants to the next generation.

We recommend the establishment of an *ex situ* conservation stand as a complementary measure to conserve the genetic resources of the species. Seeds should be collected in a year of heavy flowering and fruiting from all reproducing trees in the three populations. A similar number of progenies should be sampled for all seed trees of a single population. The smallest population (Manantlán) should be represented by its progenies in the *ex situ* conservation stand in a proportion at least equivalent to its relative population size ($26/487 = 5.3\%$), but with no more than 1/3 of all planted progenies (even contribution of all populations). The genetic multiplicity (average number of alleles per locus) and the genetic diversity (measured as $H_e = H_T$) within this *ex situ* plantation are expected to surpass the variation in any single natural population if the genetic structures are transmitted from the population of adult trees to their progenies without major modifications.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank Enrique J. Jardel Peláez who helped to facilitate the collection of the Manantlán population. Eugenia Maria Barba Robert, who assisted in the collection of samples. And the German Academic Exchange Service (*Deutscher Akademischer*

Austaus-chdienst; DAAD) by a reinvention grant of the first author.

LITERATURE CITED

- Allendorf, F.W., K.L. Knudsen and G.M. Blake 1982. *Frequencies of null alleles at enzyme loci in natural populations of ponderosa and red pine*. *Genetics* 100, 497-504.
- Austerlitz, F., S. Mariette, N. Machon, P.H. Gouyon and B. Godelle 2000. *Effects of colonization processes on genetic diversity: differences between annual plants and tree species*. *Genetics* 154, 1309-1321.
- Coart, E., X. Vekemans, M.J.M. Smulders, I. Wagner, J. Huylbroeck, E. Bockstaele and I. Roldán-Ruiz 2003. *Genetic variation in the endangered wild apple (*Malus sylvestris* (L.) Mill.) in Belgium as revealed by amplified fragment length polymorphism and microsatellite markers*. *Molecular Ecology* 12, 845-857.
- Curtu, A.-L., R. Finkeldey and O. Gailing 2004. *Comparative sequencing of a microsatellite locus reveals size homoplasy within and between European oak species (*Quercus* spp.)*. *Plant Molecular Biology Reporter* 22: 339-346.
- Dayanandan, S., J. Dole, K. Bawa and R. Kesseli 1999. *Population structure delineated with microsatellite markers in fragmented populations of a tropical tree, *Carapa guianensis* (Meliaceae)*. *Molecular Ecology* 8, 1585-1592.
- Demesure, B., B.L. Guerroué, Lucchi G., D. Prat and R.J. Petit 2000. *Genetic variability of a scattered temperate forest tree: *Sorbus torminalis* L. (Crantz)*. *Annals of Forest Science* 57, 63-71.
- Dowe, J.L., J. Benzie and E. Ballment 1997. *Ecology and genetics of *Carpoxydon macrospermum* H. Wendl. & Drude (Arecaceae), an endangered palm from Vanuatu*. *Biological Conservation* 79, 205-216.
- Drummond, R.S.M., D.J. Keeling, T.E. Richardson, R.C. Gardner and S.D. Wright 2000. *Genetic analysis and conservation of 31 surviving individuals of a rare New Zealand tree, *Metrosideros bartlettii* (Myrtaceae)*. *Molecular Ecology* 9, 1149 - 1157.
- Finkeldey, R. and O. Murillo 1999. *Contributions of subpopulations to total gene diversity*. *Theoretical and Applied Genetics* 98, 664-668.
- Freville, H., F. Justy and I. Olivieri 2001. *Comparative allozyme and microsatellite population structure in a narrow endemic plant species, *Centaurea corymbosa* Pourret (Asteraceae)*. *Molecular Ecology* 10, 879-889.
- Hamrick, J.L. and M.J.W. Godt 1990. *Allozyme diversity in plant species*. In: *Plant Population Genetics, Breeding, and Genetic Resources* (eds Brown HD, Clegg MT, Kahler AL, Weir BS), pp. 43-63. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts.
- Hamrick, J.L. and D.A. Murawski 1991. *Levels of allozyme diversity in populations of uncommon neotropical tree species*. *Journal of Tropical Ecology* 7, 395-399.
- Hamrick, J.L., M.J.W. Godt and S.L. Sherman-Broyles 1992. *Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species*. *New Forests* 6, 95-124.
- Jardel, E.J.P., A.L.P. Santiago and M.E.M. Muñoz 1993. *El bosque mesófilo de montaña de la sierra de Manantlán*. *Tiempos de Ciencia* 30, 20-28.
- Lara-Gómez, G, R. Finkelday and O. Gailing 2005. *Genetic variation in isolated mexican populations of the endemic maple *Acer skutchii* Rehd.* *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 176 (6-7): 97-103. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, Germany.
- Ledig, F.T. and M.T. Conkle .1983. *Genetic diversity and genetic structure in a narrow endemic, Torrey pine (*Pinus torreyana* Parry ex Carr.)*. *Evolution*, 37, 79-85.
- Lozano-García, M.S. 1993. *Late Pleistocene and Holocene paleoenvironment of Chalco lake, central Mexico*. *Quatern. Research* 40, 332-342.
- Lynch, M., and B.G. Milligan 1994. *Analysis of population genetic structure with RAPD markers*. *Molecular Ecology* 3, 91-99.
- Mottura, M.C., R. Finkeldey, A.R. Verga and O. Gailing (in press) *Development and characterization of microsatellite markers for *Prosopis chilensis* and *P. flexuosa* and cross-species amplification*. *Molecular Ecology Notes*.
- Nei, M. (1972) *Genetic distance between populations*. *American Naturalist* 106, 283-292.
- Nei, M. 1973. *Analysis of gene diversity in subdivided populations*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 70, 3321-3323.
- Pandey, M., O. Gailing, D. Fischer, H.H. Hattemer and R. Finkeldey 2004. *Characterization of microsatellite markers in sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.)*. *Molecular Ecology Notes* 4, 253-255.

- Peakall, R., D. Ebert, L.J. Scott, P.F. Meagher and C.A. Offord 2003. *Comparative genetic study confirms exceptionally low genetic variation in the ancient and endangered relictual conifer, Wollemia nobilis (Araucariaceae)*. *Molecular Ecology* 12, 2331-2343.
- Rehder, A. 1936. *A new species of Acer from Guatemala*. *Jour. Arnold Arbor.* 17, 350-351.
- Russel, J.R., J.C. Weber, A. Booth, W. Powell, C. Sotelo-Montes and I.K. Dawson 1999. *Genetic variation of Calycophyllum spruceanum in the Peruvian Amazon Basin, revealed by amplified fragment length polymorphism (AFLP) analysis*. *Molecular Ecology* 8, 199-204.
- Rzedowski, J. 1965. *Relaciones geográficas y posibles orígenes de la flora de México*. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 29, 121-177.
- Schneider, S., D. Roessli and L. Excoffier 2000. ARLEQUIN ver 2.000. *A Software for Population Genetics Data Analysis*. Genetics and Biometry Laboratory, Dept. of Anthropology and Ecology, University of Geneva, Switzerland, URL: <http://anthro.unige.ch/arlequin>.
- Sneath, P.H.A. and R.R. Sokal 1973. *Numerical Taxonomy*. (W.H. Freeman: San Francisco).
- Stacy, E.A., J.L. Hamrick, J.D. Nason, S.P. Hubbell, R.B. Foster y R. Condit 1996. *Pollen dispersal in low-density populations of three neotropical tree species*. *American Naturalist* 148, 275-298.
- Steinkellner, H., C. Lexer, E. Turetschek and J. Glossl 1997. *Conservation of (GA) (n) microsatellite loci between Quercus species*. *Molecular Ecology* 6, 1189-1194.
- Toledo, V.M. 1982. *Pleistocene changes of vegetation in tropical México*. In 'Biological Diversification in the Tropics' (Ed GT Prance), pp. 93-111. (Columbia University Press: New York).
- Ujino, T., T. Kawahara, Y. Tsumura, T. Nagamitsu, H. Yoshimaru and R. Wickneswari 1998. *Development and polymorphism of simple sequence repeat DNA markers for Shorea curtisii and other Dipterocarpaceae species*. *Heredity* 81, 422-428.
- Vázquez, G.J.A., R.Y.L. Vargas and C.F. Aragón 2000. *Descubrimiento de un bosque Acer-Podocarpus-Abies en el municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México*. *Bol. Inst. de Bot. Universidad de Guadalajara* 7, 159-183.
- Vekemans, X., T. Beauwens, M. Lemaire and I. Roldan-Ruiz 2002. *Data from amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers show indication of size homoplasy and of a relationship between degree of homoplasy and fragment size*. *Molecular Ecology* 11, 139-151.
- Vornam, B., N. Decarli and O. Gailing 2004. *Spatial distribution of genetic variation in a natural beech stand (Fagus sylvatica L.) based on microsatellite markers*. *Conservation Genetics* 5, 561-570.
- Vos, P., R. Hogers, M. Bleeker, M. Reijans, T. van de Lee, M. Hornes, A. Frijters, J. Pot, J. Peleman, M. Kuiper and M. Zabeau 1995. *AFLP: a new technique for DNA fingerprinting*. *Nucleic Acids Research* 23, 4407-4414.
- Weising, K. and R.C. Gardner 1999. *A set of conserved PCR primers for the analysis of simple sequence repeat polymorphisms in chloroplast genomes of dicotyledonous angiosperms*. *Genome* 42, 9-19.
- Wright, S. 1969. *Evolution and the Genetics of Populations*. Volume 2. *The Theory of Gene Frequencies*. (The University of Chicago Press: Chicago and London).
- Yeh, F.C., R. Yang and T. Boyle 1999. *POPGENE Version 1.31. Microsoft Window-based Freeware for Population Genetic Analysis*. (University of Alberta, Department of Renewable Resources: Edmonton, Canada).
- Zhivotovsky, L.A. 1999. *Estimating population structure in diploids with multilocus dominant DNA markers*. *Molecular Ecology* 8, 907-913.

Apartado B

1.7 Evaluación de la división dasocrática en un bosque tropical

Efrén Hernández Álvarez, Agustín Gallegos Rodríguez, Eduardo Salcedo Pérez, Dieter R. Pelz.

RESUMEN

Las divisiones dasocráticas de un predio forestal para su gestión pueden ser de tipo administrativo y de manejo. Considerando que las divisiones dasocráticas son herramientas que proporcionan información sistematizada para el manejo del bosque, con apoyo de un Sistema de Información Geográfica (SIG) se llevó a cabo la división dasocrática del predio y utilizando cartografía digital escala 1: 50000., capas vectoriales: Area.shp, Contours.shp, Presampl.shp, Sample.shp, Geology.shp, Soils.shp, y Landuse.shp., capas de datos raster: DHM.grid, Exposition.grid, y Hangneigung.grid. Se dispuso de los datos de un inventario forestal con muestreo sistemático, distancias entre líneas de 500 m y entre sitios de 250 m y parcelas concéntricas de 500 m².

Para evaluar la efectividad de la división dasocrática se usaron diversos índices de biodiversidad de especies de árboles, diversidad Alfa; Número de árboles, Uniformidad, Índice de Margalef, Simpson, Shannon, Berger-Parker. Para probar la hipótesis nula de que las capacidades productivas de los rodales en términos de diversidad de las especies forestales son las mismas, se tomaron muestras de 3 Unidades Dasocráticas (UD's) y se evaluaron con el índice de Shannon, utilizando el procedimiento propuesto por Hutcheson.

Los índices de diversidad Beta; Jaccard, Sorenson, Sorenson Cuantitativo y Morisita-Horn fueron útiles para definir la similaridad entre UD's. Además se analizó la utilidad que para un manejo forestal tiene la división dasocrática hecha, analizando criterios de grupo de especies "Preciosas"¹, básicamente se determinó cual es el área mínima representativa o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos de el número total de las especies "Preciosas" que están presentes en cada UD. Por último, se definió el ahorro en costos económicos posibles si se utiliza esta metodología en posteriores trabajos de inventarios forestales y para el tipo de bosques de la Costa de Jalisco, México.

Palabras claves: División Dasocrática, Sistemas de Información Geográfica, índices de diversidad.

ABSTRACT

The divisions of a forest field for their management can be from an administrative type and also management, considering that the dasocratic divisions are tools that provide systematic information for the management of the forest, supported by an geographical information system (GIS) it is possible to carry out with the dasocratic division of the field and by using digital cartography scale 1: 50000, vectorial layers: Area.shp, Contours.shp, Presampl.shp, Sample.shp, Geology.shp, Soils.shp, and Landuse.shp. Raster data layers: DHM.grid, Exposition.grid, and Hangneigung.grid. We disposed of the forest inventory data with systematic sampling, distances from 500m between lines and between sieges from 250m and concentric plots from 500m. To evaluate the effectiveness of the dasocratic division we used varied indexes of trees species biodiversity, Alpha diversity; Number of trees, Uniformity, Margalef Index, Simpson, Shannon, Berger-Parker. To prove the void hypothesis that says that the production capacities of the trees rounding in terms of forest species diversity are the same, samples for 3 Dasocratic Units (DU'S) were taken and were evaluated with

¹ "Preciosas" grupo de especies maderables que desde el punto de vista económico son de alto valor por el tipo de madera que producen; estas son conocidas en el mercado comercial como "Preciosas", muy apreciadas para la ebanistería.

the Shannon Index, using the procedure proposed by Hutcheson. The Beta diversity Index: Jaccard, Sorenson, Sorenson Quantitative and Morisita-Horn were useful to define the similarity between DU's. Furthermore the utility that a dasocratic division has for forest management was analyzed, by analyzing the criterion of the species group "Preciosas", basically it was determined which was the minimum representative area or number of sampling sieges necessary to obtain a quantity of reliable data and representative of the total number of species "Preciosas" that are present in every DU. Lastly the possible cost savings if you use this methodology in later assignments of forest inventory and for the forest type in the coastline of Jalisco, Mexico was defined.

Key words: Dasocratic division, GIS, diversity Index

La dasocracia es la parte de la dasonomía que trata la ordenación de los bosques con el objeto de que reditúen lo mejor posible y de acuerdo a los planes de manejo. Por tanto, se entiende por división dasocrática la rodalización de un predio forestal. Se considera que el bosque es un conjunto de rodales que se ubican en determinada área geográfica y constituyen las unidades dasocráticas (UDs). El rodal es una masa de árboles de la misma especie o una estructura arbolada que crece en condiciones homogéneas que la diferencian de las demás. En este caso una unidad dasocrática coincide con el concepto de rodal, aunque la unidad dasocrática es un concepto superior dado que su definición es mucho más precisa, ya que involucra más factores como geología, edafología, vegetación, climatología y topografía, los cuales también se consideran en la definición original de rodal de manera implícita, pero no tan explícitamente como en la presente investigación. En ambos casos, el rodal y las unidades dasocráticas presentan un conjunto de condiciones de desarrollo específicas lo que les confiere una determinada capacidad productiva. Se considera que las divisiones dasocráticas son herramientas que proporcionan información sistematizada para el manejo del bosque; una división dasocrática puede llevarse a cabo

con apoyo de un Sistema de Información Geográfica (SIG). Por ello, para evaluar la efectividad de la división dasocrática se usaron diversos índices de biodiversidad Alfa y Beta de especies de arbóreas o arborescentes; mientras que para determinar la utilidad de la división dasocrática, se estimó el área mínima representativa o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos del número total de las especies de maderas preciosas presentes en cada rodal.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la eficiencia y ventajas de la división dasocrática.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca La Quebrada (ACQ), del municipio de Tomatlán, Jalisco, México (Fig. 1.6.1), entre las coordenadas $19^{\circ} 55' 49,83''$ - $20^{\circ} 00' 41,81''$ N y $105^{\circ} 06' 41,47''$ - $105^{\circ} 01' 24,15$ W, y comprende 4,600 hectáreas (ha). La precipitación promedio anual es de 1,408 milímetros, y se concentran en los meses de julio a octubre. La temperatura media anual es de 25.8°C y varía entre 5°C y 7°C (SPP, 1981). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen,

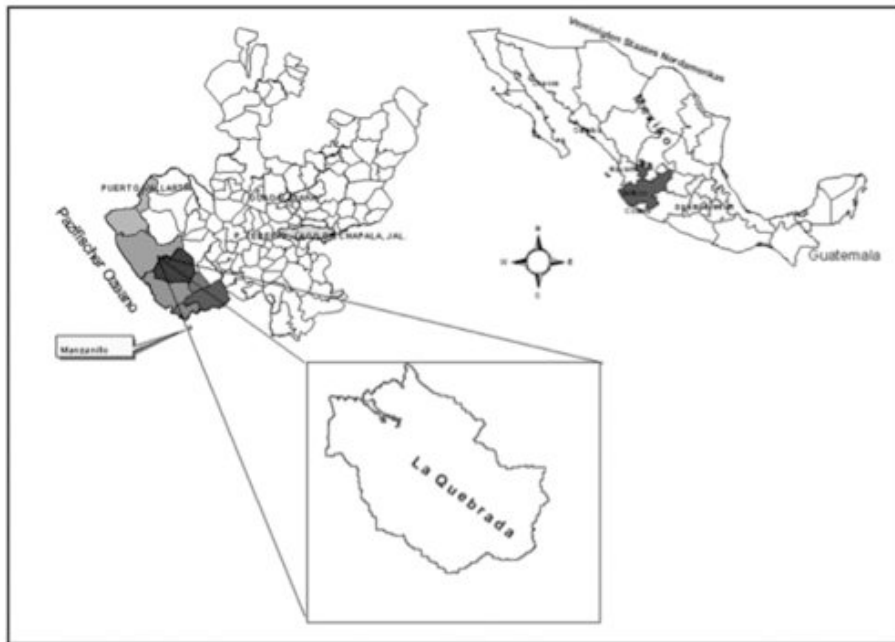


Figura. 1.7.1. Ubicación del área de estudio.

modificado por García (1973), corresponde al tipo: cálido subhúmedo con lluvias en verano [Aw 1(w) (i')]; según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge (1978) se relaciona con la zona de vida Bosque Seco Tropical (bs-T).

Para hacer la división dasocrática se utilizó cartografía digital escala 1: 50,000, con capas de datos vectoriales: área, contorno, premuestreo, muestreo, geología, tipos de suelo, tipo de vegetación, y las capas de datos raster: modelo digital de terreno, exposición, y pendiente del terreno. La estratificación y definición de las unidades dasocráticas se hizo de acuerdo con la técnica de sobreposición de mapas de la metodología Francesa (Boyas, 1992) y que en el ámbito de los Sistemas de Información Geográfica fue precursor el urbanista norteamericano Ian L. Mc Harg (Bosque, 2000; Bill Y Fritsch, 1991). Para este fin se utilizó el Sistema de

Información Geográfica Arc View[®], que posee herramientas de análisis espacial de datos vectoriales muy útiles, entre ellas, la extensión Geoprocessing Wizard, para la superposición (overlay) de capas de información. Dicha superposición consta de diversas operaciones espaciales que permitieron el análisis, la representación de los datos existentes y la generación de nuevas capas de información procedentes de las anteriores. Las operaciones del Geoprocessing Wizard utilizadas para hacer la estratificación de unidades ecológicas fueron: disolver elementos basados en atributos, fusión de temas, recortar un tema basado en otro, intersección de dos temas (Intersect two themes), unión de dos temas, y asignación de datos por localización. Se utilizó como patrón principal la capa de geología, sobre la cual se traslaparon o se hicieron diferentes operaciones espaciales con las capas de

edafología, modelo digital de elevación del terreno, exposición del terreno, pendiente del terreno y uso actual del suelo (vegetación). Se definieron estratos o unidades de acuerdo a los límites y combinaciones de los tipos físicos y de vegetación; de esta forma cada unidad dasocrática quedo definida por cuatro factores biofísicos, lo que dio origen a las unidades dasocráticas de este trabajo. Se asignó una clave a cada unidad ecológica obtenida; de esta manera cada unidad dasocrática esta definida por 4 números o sílabas; el primero corresponde al tipo geológico, el segundo al tipo edafológico, el tercero al tipo de vegetación y el cuarto a la altitud sobre el nivel del mar (Fig. 1.7.2).

Los datos dasométricos, silvícolas y ecológicos necesarios para este trabajo de inves-

tigación fueron obtenidos de un inventario forestal previamente elaborado, las características básicas de dicho inventario son las siguientes: diseño de muestreo sistemático con distancias entre líneas de 500 m² y entre sitios de 250 m, intensidad de muestreo del 0.4%, un tamaño de muestra n= 357 parcelas de muestreo. Para obtener los datos de campo se utilizaron parcelas concéntricas de 500 m² para censar arbolado adulto, subparcelas de 100 m² para arbolado intermedio, y subparcelas de 12.57 m² para regeneración de las especies arbóreas. La posición de los individuos arbóreos y arborescentes incluidos en las parcelas fue localizada en el terreno por su azimut con una brújula, y la distancia medida desde el centro de la parcela con un distanciómetro láser. Las parcelas de muestreo quedaron debidamente locali-

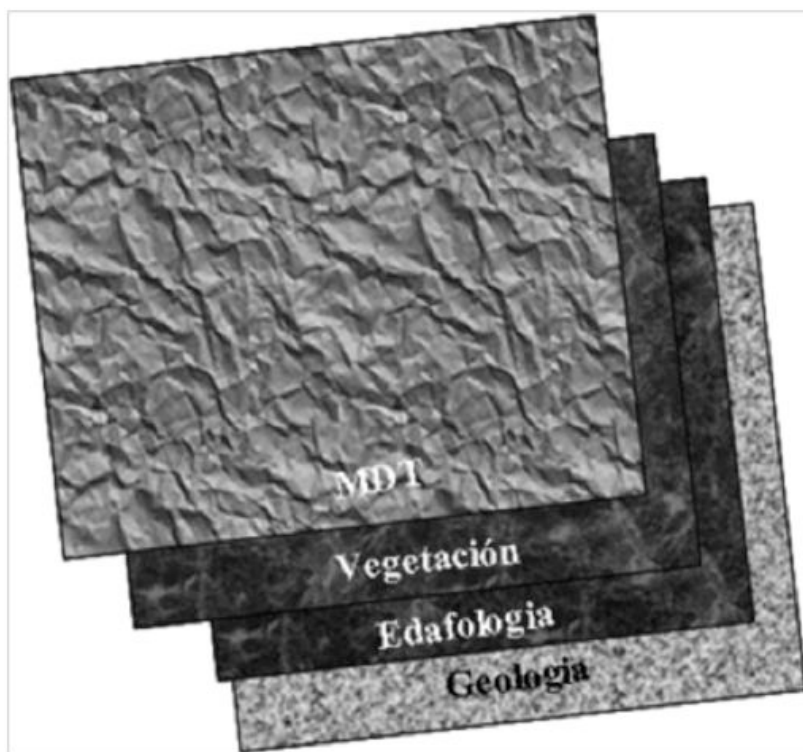


Figura 1.7.2. Estratificación del área de estudio.

zadas geográficamente con ayuda de Sistemas de Posicionamiento Global (GPS) y en el centro de cada uno se colocó una varilla metálica para poder lograr posteriormente su reubicación (Fig. 1.7.3). La ubicación del punto central de cada parcela en el terreno fue mediante navegación apoyada con aparatos de GPS programados con datos espaciales pertenecientes a la red cuadrículada del diseño de muestreo previamente elaborado, cabe destacar que en México esta fue la primera vez que se utilizó esta tecnología de punta (GPS y distanciómetro láser) en inventarios forestales formales y con estas dimensiones.

Evaluación de la eficiencia de la división dasocrática realizada

Para evaluar eficiencia de cada UD y establecer sus niveles de diferencias entre ellas, se procedió a calcular índices de biodiversidad:

Los índices de diversidad calculados fueron los siguientes:

Índices de biodiversidad Alfa, Número de árboles, Riqueza de especies arbóreas, Uniformidad, Índice de Margalef, Índice de Simpson, Inverso de Simpson, Índice de Shannon, Índice de Berger-Parker, Inverso de Berger-Parker.

Para probar la hipótesis nula de que las capacidades productivas de las UD **en términos de diversidad de las especies forestales** son las mismas se tomaron diferentes muestras de las UD 11, UD 12, y UD 13, y se evaluaron con el índice de Shannon, para ello se utilizó el procedimiento propues-

to por Hutcheson en 1970 (citado por Zar, 1996 en Moreno, 2001).

- a. Para cada muestra se calcula el índice de diversidad ponderado (H_p) en función de la frecuencia de cada especie:
- b. Para cada muestra calcular la varianza del índice de diversidad ponderado:
- c. Calcular la diferencia de las varianzas de ambas muestras.
- d. Obtener el valor de t .
- e. Calcular los grados de libertad asociados con el valor de t .
- f. Si el valor de t obtenido en el cálculo es mayor que el valor de t en tablas, se rechaza la hipótesis nula y se concluye que la diversidad de especies forestales en una UD no es igual que la diversidad de especies forestales en otra UD, caso contrario se acepta la hipótesis nula.

Índices de diversidad Beta calculados son:

Índice de Jaccard, Índice de Sorenson, Índice de Sorenson Cuantitativo e Índice de Morisita-Horn.

De acuerdo con Whittaker (1970), la diversidad beta o diversidad entre habitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales. A diferencia de las diversidades alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta es de una dimensión diferente porque está basada en proporciones o diferencias (Magurran, 1991).

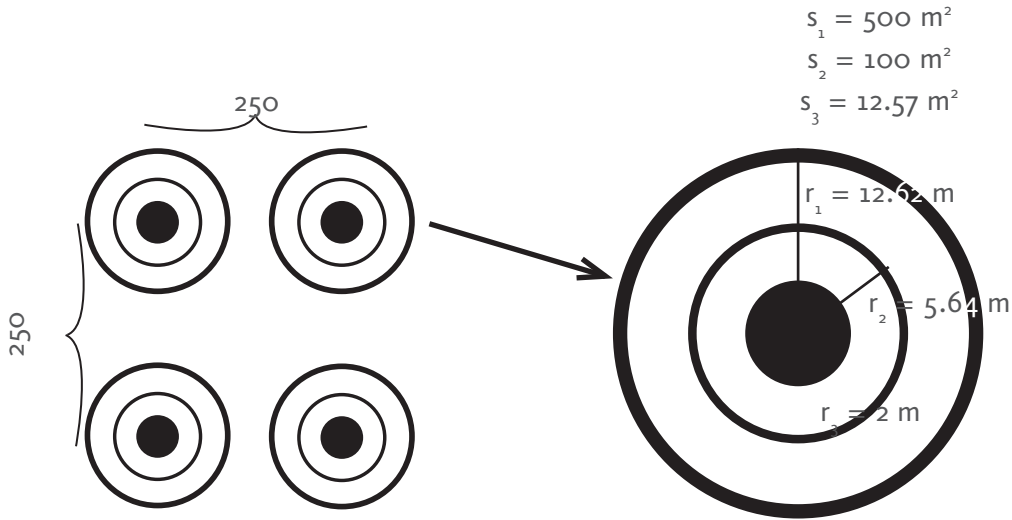


Figura 1.7.3. Muestreo sistemático mostrando las parcelas concéntricas de diferentes radios y superficies evaluadas.

Análisis de la utilidad que para un manejo sustentable tiene la división dasocrática

Para llevarlo a cabo, se analizó el criterio de grupo de especies maderables “Preciosas” bajo manejo forestal, básicamente se determinó cuál es el área mínima representativa o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos del número total de las especies maderables “Preciosas” que están presentes en cada UD.

RESULTADOS

La división dasocrática permitió obtener información biofísica del predio ACQ a dos niveles: se obtuvieron las unidades dasocráticas físicas y de uso actual (vegetación) en forma particular y además se definieron las unidades dasocráticas (Fig. 17.4). De acuerdo a este mapa, en el predio se encuentran en total 19 unidades dasocráticas. Se registraron en total 136 especies arbóreas en las Unidades Ecológicas estudiadas, cabe señ

lar que 40 de ellas sólo se tienen identificadas con los nombres locales o comunes.

Evaluación de la eficiencia de la división dasocrática realizada

Resultados para los índices de diversidad Alfa

Los resultados se muestran en el siguiente cuadro 1.7.1, en el que puede verse que en general los índices calculados pueden ser usados para describir la biodiversidad de especies presentes en cada UD, pero también puede observarse que entre más parecidas son las condiciones de crecimiento, y por ende las capacidades productivas de las unidades dasocráticas en términos de biodiversidad son más similares, como los indican los valores de los índices respectivos.

Respecto a la prueba de la hipótesis nula de que las capacidades productivas de las UD's en términos de diversidad de las especies forestales son las mismas. Los resultados se muestran en el cuadro 1.7.2:

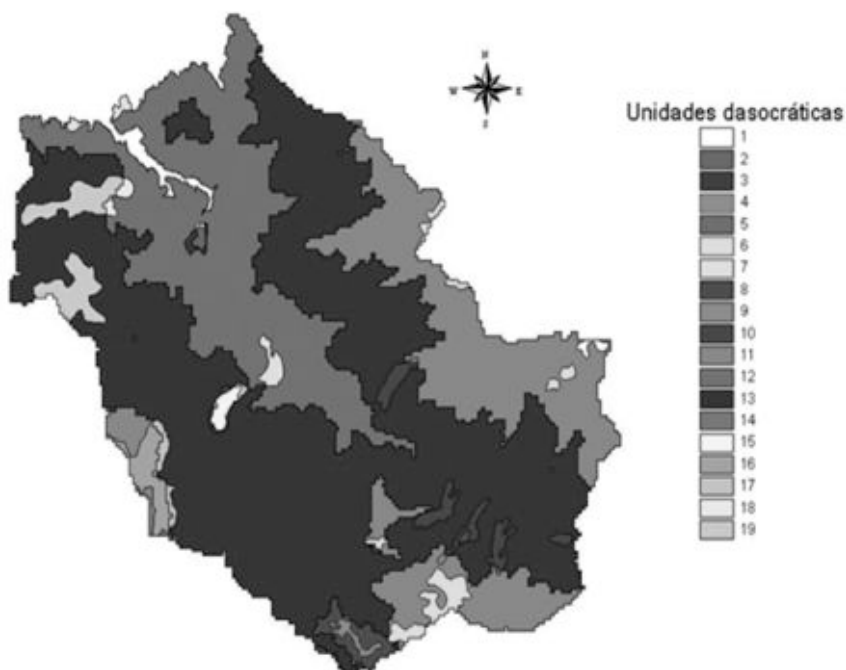


Figura 1.7.4. División dasocrática del predio ACQ en la Región Costa de Jalisco, México.

+ Cuadro 1.7.1. Índices de diversidad Alfa en 3 UD's.

| Índices de diversidad | UD 11 | UD 12 | UD 13 | Total |
|---|--------|--------|--------|--------|
| Número de árboles (N) | 1065 | 1219 | 3475 | 5883 |
| Número de especies (S) | 72 | 84 | 111 | 131 |
| Uniformidad (E) | 0.798 | 0.764 | 0.769 | 0.750 |
| Índice de Margalef (DMg) | 10.185 | 11.680 | 13.491 | 14.977 |
| Índice de Simpson (D _{Sp}) | 0.053 | 0.052 | 0.041 | 0.041 |
| Inverso de Simpson (1/D _{Sp}) | 18.623 | 18.920 | 24.247 | 24.239 |
| Índice de Shannon (H') | 3.414 | 3.389 | 3.622 | 3.657 |
| Varianza de Shannon | 0.001 | 0.001 | 0.000 | 0.000 |
| Índice Berger-Parker (d) | 0.143 | 0.122 | 0.096 | 0.086 |
| Inverso de Berger-Parker (1/d) | 6.960 | 8.181 | 10.311 | 11.580 |

+ Cuadro 1.7.2. Prueba del índice de diversidad de Shannon

| Unidad Dasocrática | UD 11 | UD 12 | UD 13 |
|--------------------|----------|----------|----------|
| UD 11 | Igual | Igual | Desigual |
| UD 12 | Igual | Igual | Desigual |
| UD 13 | Desigual | Desigual | Igual |

Como se muestra aun con este análisis más profundo, al probar la hipótesis nula la tendencia es que entre más parecida son las UD's en sus condiciones de crecimiento, más similar es la diversidad de especies forestales y por ello tienden a tener una misma capacidad productiva en términos de composición de especies.

Los resultados del análisis de las muestras por el procedimiento propuesto por Hutcheson indican que existe evidencia significativa ($p \geq 0.05$) de que la capacidad productiva de las UD's 11 y 12 con respecto a su capacidad productiva en términos de diversidad de especies son iguales, y ambas son significativamente diferentes a la UD 13. Lo cual permite inferir que la diversidad de especies esta altamente asociada a las condiciones específicas del área de crecimiento.

Resultados para los índices de diversidad Beta

Los resultados generales se muestran en el cuadro 1.7.3.

Después se hizo un análisis entre las 3 diferentes UD's, el cuadro 1.6.4 muestra los índices de beta diversidad tanto cualitativos como cuantitativos, que forman las medidas métricas para la evaluación de la similaridad entre las UD's 11 y 12. Los índices cualita-

tivos Jaccard y Sorenson indican que las dos UD's tienen una similaridad media, ya que comparten entre un 45 y 60% de las especies forestales. De acuerdo a esto, la beta diversidad tiene también un valor medio, inferior al 55%. Al observar los resultados de los índices de similaridad de tipo cuantitativo, los resultados se mantienen un poco por encima de la media, resultando valores cercanos a la media de beta diversidad, llegando a un 44%, en el caso más cercano. Lo anterior permite concluir que estas UD's, comparten un porcentaje medio de de especies forestales, sus abundancias se distribuyen en forma igual y tienen una composición similar de especies.

El cuadro 1.7.5 muestra los índices de beta diversidad tanto cualitativos como cuantitativos, que forman las medidas métricas para la evaluación de la similaridad entre las UD's 11 y 13. Los índices cualitativos Jaccard y Sorenson, indican que las dos UD's son muy similares, ya que comparten entre un 56 y un 72% de las especies forestales. De acuerdo con esto, la beta diversidad tiene un valor bajo, inferior al 44%. Al observar los resultados de los índices de similaridad de tipo cuantitativo, los resultados cambian, se generan valores elevados de la beta diversidad, llegando al 59%, en el caso extremo (Sorenson Cuantitativo). Lo anterior permite concluir que estas UD's,

+ Cuadro 1.7.3 Índices de diversidad Beta

| UD comparadas | Especies en común | Especies diferentes | Jaccard | Sorenson | Sorenson cuantitativo | Morisita |
|---------------|-------------------|---------------------|---------|----------|-----------------------|----------|
| UD 11 - 13 | 66 | 45 | 0.564 | 0.721 | 0.410 | 0.764 |
| UD 11 - 12 | 49 | 35 | 0.458 | 0.628 | 0.567 | 0.681 |
| UD 12 - 13 | 70 | 41 | 0.560 | 0.718 | 0.505 | 0.916 |

♦ Cuadro 1.7.4.- Comparación de índices en las UD's 11 contra 12

| Índice | Similaridad | Beta diversidad |
|-----------------------|-------------|-----------------|
| Jaccard | 0.45 | 55% |
| Sorenson | 0.62 | 38% |
| Sorenson cuantitativo | 0.56 | 44% |
| Morisita-Horn | 0.68 | 32% |

♦ Cuadro 1.7.5.- Comparación de UD's 11 contra 13

| Índice | Similaridad | Betadiversidad |
|-----------------------|-------------|----------------|
| Jaccard | 0.56 | 44% |
| Sorenson | 0.72 | 28% |
| Sorenson cuantitativo | 0.41 | 59% |
| Morisita-Horn | 0.76 | 24% |

comparten un porcentaje elevado de especies forestales, sus abundancias se distribuyen en forma desigual, y tienen una composición diferente de especies. Lo cual corrobora que la capacidad productiva de ambas UD's es diferente, como fue señalado con anterioridad.

El cuadro 1.7.6 muestra los índices de beta diversidad tanto cualitativos como cuantitativos, que forman las medidas métricas para la evaluación de la similaridad entre las UD's 12 y 13. Los índices cualitativos Jaccard y Sorenson, indican que las dos UD's son muy similares, ya que comparten entre un 56 y 71% de las especies forestales. De acuerdo a esto, la beta diversidad tiene un valor bajo, inferior al 44%. Al observar los resultados de los índices de similaridad de tipo cuantitativo, los resultados cambian, se generan valores mayores de beta diversidad, llegando al 50% en el caso extremo (Sorenson cuantitativo). Lo anterior permite concluir que estas UD's, comparten un por-

centaje elevado de especies forestales, sus abundancias se distribuyen en forma desigual, y tienen una composición diferente de especies. Lo cual confirma que la capacidad productiva de ambas UD's es diferente, como fue señalado con anterioridad.

Resultados del análisis de la utilidad que para un manejo sustentable tiene la división dasocrática

A continuación se presentan las figuras de la variación del número de especies “Preciosas” (4 especies en total) presentes en función del número de sitios de muestreo.

En la figura 1.7.5 se puede observar que después de 20 sitios muestreados la curva de grupo de especies “Preciosas” se estabiliza, y entonces con una muestra de 20 sitios de muestreo es suficiente para obtener datos confiables para el análisis y representación dasométrica de las cuatro especies de “Preciosas”, en esta UD y en cualquier otra que

† Cuadro 1.7.6.- Comparación de UD's 12 contra 13

| Índice | Similitud | Betadiversidad |
|-----------------------|-----------|----------------|
| Jaccard | 0.56 | 44% |
| Sorenson | 0.71 | 29% |
| Sorenson cuantitativo | 0.50 | 50% |
| Morisita-Horn | 0.91 | 9% |

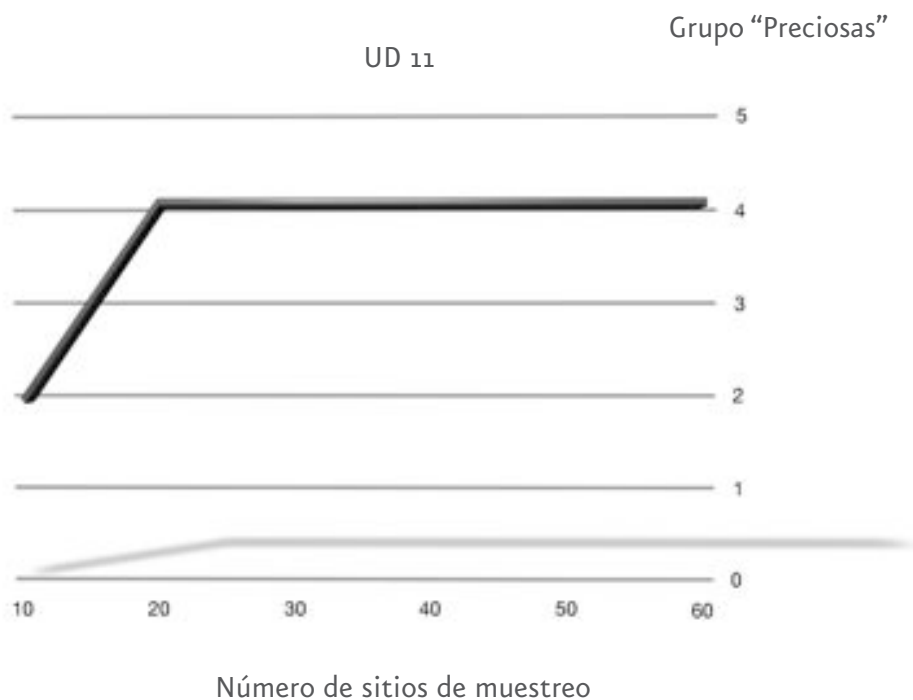


Figura 1.7.5. UD 11.

tenga las mismas características geológicas, edafológicas, altitud sobre el nivel del mar, y tipo de vegetación, que se usaron para la rodalización.

En la figura 1.7.6 puede observarse que después de 50 sitios de muestreo la curva de grupo de especies se estabiliza, y entonces con una muestra de 50 sitios de muestreo es suficiente para obtener datos confiables para el análisis y representación dasométrica de las cuatro especies "Preciosas", en esta UD y

en cualquier otra que tenga las mismas características geológicas, edafológicas, altitud sobre el nivel del mar, y tipo de vegetación, que se usaron para la rodalización.

En la figura 1.7.7 puede observarse que después de 20 sitios de muestreo la curva de grupo de especies se estabiliza y entonces con una muestra de 20 sitios de muestreo es suficiente para obtener datos confiables para el análisis y representación dasométrica de las cuatro especies de "Preciosas", en esta

UD 12

Grupo "Preciosas"

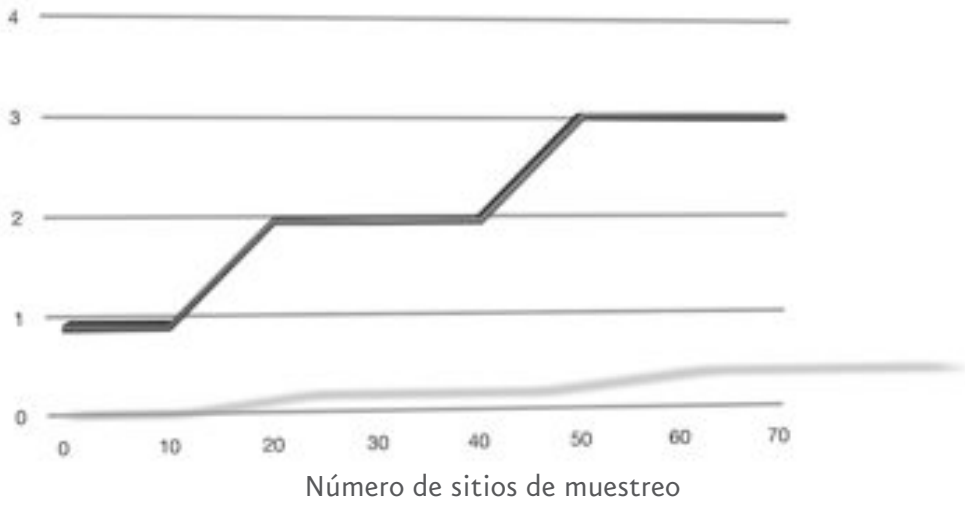


Figura 1.7.6. UD 12.

UD 11

Grupo "Preciosas"

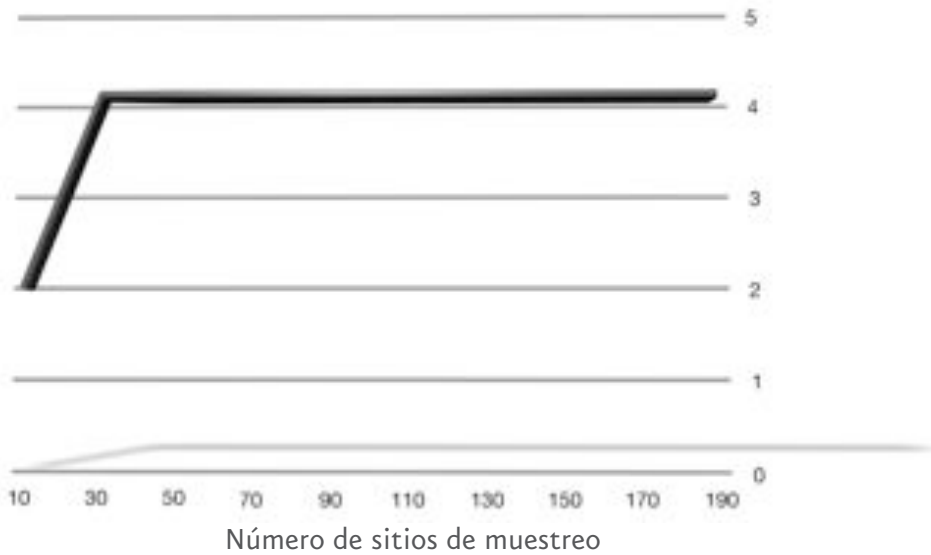


Figura 17.7. UD 13.

UD y en cualquier otra que tenga las mismas características geológicas, edafológicas, altitud sobre el nivel del mar, y tipo de vegetación, que se usaron para la rodalización.

CONCLUSIONES

Considerando los resultados de este análisis en las 3 UD's en relación al tamaño de la muestra, se concluye que para estudios futuros con fines de manejo forestal se deben de tomar muestras que consideren el tamaño de muestreo determinado para cada UD en la presente investigación. Con ello se incrementará la eficacia en la toma de la información, la rapidez de la toma de la muestra, disminución de costos y los demás trabajos inherentes a la captura, procesamiento y análisis de la información.

Otro aspecto considerado es el costo económico para la toma de datos por sitio de muestreo, pues de acuerdo con Hernández (2008), el costo es de \$53.37 para la toma de datos en un sitio de muestreo en este tipo de bosques y para inventarios forestales con fines básicos de manejo de bosques tropicales en la Costa de Jalisco, México. Por lo tanto, puede concluirse que en la UD 8 el ahorro sería de \$2134.80, para UD 9 de \$1067.40, mientras que para la UD 10 el ahorro en términos económicos sería de \$9072.90. Puede concluirse que tomando en cuenta estos criterios de muestreo y este tamaño y forma de sitios de muestreo, los costos del muestreo en esas 3 UD's el ahorro económico sería de un 64%, y dichas UD's representan el 92% de la superficie total del predio ACQ.

LITERATURA CITADA

- Bill, R., Fritsch, D. 1991. *Grundlagen der Geo-Information-Systeme, Band 1. Hardware, Software und Daten*. Heidelberg-Wichmann. P. 437.
- Bosque, S. J. 2000. *Sistemas de Información Geográfica. 2 Auflage*. Editorial RIALP. España. p. 451.
- Boyas, D. C. 1992. *Determinación de la productividad, composición, y estructura de las comunidades arbóreas del estado de Morelos en base a Unidades Ecológicas*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias. División de Estudios de Posgrado. Universidad Autónoma de México. p. 247.
- García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía. UNAM. México.
- Hernández A., E. 2008. *Inventurmodell für tropischen Wälder auf der Grundlage eines Geographischen Informationssystems - dargestellt am Beispiel von Costa de Jalisco, Mexiko*. ISBN: 978-3-8300-3581-7. Editorial Dr. Kovac. Hamburgo, Alemania. p. 150.
- Holdridge, L. 1978. *Ecología basada en zonas de vida*. Editorial IICA. San José, Costa Rica.
- Magurran, A. 1991. *Ecological diversity and its measurement*. London, New Cork, Tokyo, Melbourne and Madras Croom Helm, London- Sydney. p. 179.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza. p.84.
- SPP.1981. *Síntesis Geográfica del Estado de Jalisco*. México D. F.
- Whittaker, R. H. 1970. *Communities and ecosystems*. Mc Millan Co., Collier-MacMillan Ltd., London. p. 162.

1.8 Repoblación de manglares en las márgenes del Río Santiago, estado de Nayarit

Vicente Rocha González, J. Ignacio Valdez Hernández, Gustavo Ramírez Valverde.

RESUMEN

Con el propósito de obtener información básica para un manejo adecuado de la repoblación natural del mangle *Laguncularia racemosa* en la costa de Nayarit (Ejido Villa Juárez, municipio Santiago Ixcuintla: 21° 41' 29" N; 105° 23' 15" O), se cuantificó la abundancia de sus brinzales en cuadros de 1x1 m y se midieron atributos dasométricos de sus latizales en unidades de muestreo (UM) de 4x4 m. Los resultados muestran que la densidad de brinzales fue significativamente (Tukey, $p < 0.05$) mayor en condiciones de apertura total del dosel (11.5 brinzales m^{-2}) que en aquellas de no apertura (2.8 brinzales m^{-2}), pero estadísticamente igual (Tukey, $p > 0.05$) a la densidad en condiciones de apertura intermedia del dosel (6.3 brinzales m^{-2}). Los latizales registrados cerca del mar (frecuente inundación) tuvieron mayores valores de densidad, diámetro normal, área basal, altura total y cobertura del dosel, que aquellos medidos lejos del mar (escasa inundación).

ABSTRACT

This study was aimed to generate valuable data to help guide management of natural regeneration of mangroves. A quantitative survey was conducted at *Laguncularia racemosa* stands in the Santiago river, coast of Nayarit (Ejido Villa Juárez, Municipio Santiago Ixcuintla); seedlings at 1 x 1 m squares were tallied and dasometric attributes at pole stage of trees were measured at 4 x 4 m sample units. Seedling density was higher (11.5 m^{-2}) at forest gaps than at closed canopies (2.8 m^{-2}) (Tukey, $p < 0.05$), trees at pole stage close to the sea (frequently flooded) had larger values for density, diameter, basal area, canopy cover than those away from the sea (rarely flooded).

El término repoblación puede definirse como el proceso mediante el cual una población persiste o puede volver a poblar un área o parte de ella. Desde el punto de vista forestal, la repoblación natural es el proceso por el cual la masa forestal existente es sustituida por otra (sea de la misma o diferente especie) y de ella depende la continuidad, permanencia y composición de especies de un bosque (Aldrete *et al.*, 1992; Mitchell y Beese, 2002).

En silvicultura, la repoblación sirve para designar el conjunto de labores o trabajos que tienen por objeto la reproducción de los montes en aprovechamiento, o su creación sobre los terrenos sin vegetación. Cuando la repoblación se logra como consecuencia del tratamiento adecuado del monte sin hacer siembras ni plantaciones se llama repoblación natural y cuando para lograrla se emplean siembras y plantaciones se llama repoblación asistida (Smith *et al.*, 1997).

De acuerdo con Grime (2002) existen dos formas generales de repoblación: a) propagación a partir del tallo principal (en pie, caído) o de la raíz, y b) reproducción por semilla (sexual).

Los manglares dependen de la incorporación de brinzales para su mantenimiento, ya que el establecimiento y supervivencia de éstos últimos afecta directamente la distribución de especies y patrones de abundancia de los primeros (Tomlinson, 1994; Corella *et al.*, 2001).

El establecimiento de las plantas, en general, a menudo ocurre después de un periodo de dormancia del embrión, aunque en algunas especies, incluyendo la mayoría de las especies de mangles, existe un desarrollo precoz del mismo. En estos individuos, el establecimiento y supervivencia subsiguiente de una población de brinzales puede ser estudiada más fácilmente que en aquellas plantas con una fase de dormancia posterior a la dispersión. Esto debido a que no existe un banco de semillas y el espacio en el que caen los propágulos es reconocido fácilmente (McKee 1995a, 1995b).

A pesar de lo anterior, son pocos los estudios relacionados con el establecimiento y desarrollo temprano de estos individuos. Por ejemplo, Jiménez y Sauter (1991) compararon las diferencias de estructura y establecimiento entre *Avicennia bicolor* Standl. y *Rhizophora racemosa* G. Mey. en la costa Pacífica de Costa Rica; mientras que Blanchard y Prado (1995) estudiaron los factores que afectan la repoblación natural de *Rhizophora mangle* L. en transectos cortados a matarrasa en el noroeste de Ecuador.

Los manglares albergan una cantidad importante de recursos naturales y proporcionan una gran variedad de bienes y servicios a las poblaciones humanas aledañas a ellos. Su potencial económico procede de tres fuentes principales: productos forestales, pesca estuarina y de litoral, así como ecoturismo. Además, desempeñan un papel fundamental en la protección costera y en el mantenimiento de hábitats para diversas especies amenazadas y en peligro de extinción (FAO, 1994).

En México, no obstante la gran importancia ecológica y socioeconómica que esta comunidad vegetal posee, existe aún poca información generada y disponible, así como una creciente presión humana que se ha reflejado en una disminución de su cobertura arbolada y en pérdida de su riqueza biológica y desarrollo estructural (Valdez, 2004).

En el estado de Nayarit la situación no es diferente. Los cambios drásticos en el hábitat y abundancia de este tipo de vegetación se han acentuado en los últimos 20 años debido a la realización inadecuada de obras hidráulicas, carreteras y acuacultura empresarial (Valdez *et al.*, 2009a); pero no al aprovechamiento maderable, el cual se lleva a cabo con programas autorizados de manejo forestal sustentable (Valdez, 2002).

Por lo anterior, y con la finalidad de generar parte de la información biológica necesaria para un mejor manejo silvícola de los manglares, el objetivo del presente trabajo fue evaluar y describir la repoblación natural de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. en el Ejido Villa Juárez, municipio de Santiago Ixcuintla, estado de Nayarit; en particu-

lar, se busca caracterizar las poblaciones de brinzales y latizales de esta especie comercial maderable con base en el análisis de sus características dasométricas y del hábitat.

Para lo cual, se plantean las siguientes hipótesis: a) la abundancia de brinzales es mayor en sitios con aperturas de dosel en comparación con aquellos sin apertura, y b) los latizales muestran cambios en atributos dasométricos (densidad, altura, diámetro) según su modo de repoblación (sexual, asexual) y ubicación respecto al mar.

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se llevó a cabo en las márgenes del Río Santiago, dentro de los predios del ejido Villa Juárez (21° 38' 55.2" Norte, 105° 26' 19.8" Oeste), municipio de Santiago Ixcuintla, estado de Nayarit (Figura 1.8.1).

El área se encuentra ubicada en la provincia Llanura Costera del Pacífico, subprovincia Delta del Río Grande de Santiago, que recibe depósitos aluviales acarreados desde la Sierra Madre Occidental, los cuales son transformados por acción de las mareas en sedimentos deltaicos formando barras, lagunas y marismas (INEGI, 2000).

El suelo predominante es Solonchak, con elevado contenido de sales y una conductividad eléctrica del extracto de saturación mayor de 16 mmhos cm^{-1} (SPP, 1981). Este suelo tiene un horizonte A ócrico de color pardo oscuro y un B cámbico de color pardo amarillento oscuro (en húmedo); debido al medio anaeróbico en que se desarrolla (frecuente inundación), presenta hidromor-

fismo (Solonchak gleyico), manifestado por cierta reducción del hierro y la formación de manchas al quedar en contacto con el aire. Posee además un porcentaje de saturación de sodio mayor de 15 (fase sódica) y llega a presentar en la superficie una capa arcillosa que sufre rupturas en forma de placas poligonales cuando está seca (Solonchak takyrico) (INEGI, 2000).

De acuerdo con García (1987), el clima es Aw_1 (w) (i'): cálido subhúmedo con lluvias en verano y poca oscilación térmica (5-7 °C). La precipitación media anual fluctúa entre 1000 y 1500 mm, con una temperatura media anual mayor de 22 °C. La máxima ocurrencia de lluvia oscila entre 370 y 480 mm en agosto y la mínima es menor de 5 mm en mayo (SPP, 1981).

La vegetación predominante es el manglar [*L. racemosa*, *Avicennia germinans* L. (Stearn.), *R. mangle*] y en menor escala la selva baja caducifolia [*Acacia* spp., *Opuntia* sp., *Jatropha* sp., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Bouteloua repens* (Kunth) Scribn & Merr., *Chloris* sp.] (INEGI, 2000; Valdez *et al.*, 2009b)).

Brinzales

En un lugar cercano a la desembocadura del Río Santiago en el Océano Pacífico (Figura 1.8.1a), se establecieron 18 sitios circulares de muestreo de 113 m^2 (radio = 6 m) cada uno, tomando en cuenta el tamaño y forma de los claros en el dosel que se presentan naturalmente en los manglares (Valdez, 2001).

Estos sitios (N = 18) se distribuyeron en tres zonas paralelas al cauce del río siguiendo un gradiente de humedad en el suelo: a) zona húmeda (n = 6), b) zona de humedad



Figura 1.8.1. Establecimiento de sitios y unidades de muestreo en el área de estudio para evaluación de brinzales (a) y latizales (b-e). Fotografía aérea escala 1:20 000 (INEGI 1995).

intermedia ($n = 6$), c) zona seca ($n = 6$); y se les aplicó tres niveles de apertura del dosel: i) apertura total [eliminación total de la cobertura del dosel ($n = 6$)], ii) apertura intermedia [eliminación parcial de la cobertura del dosel ($n = 6$)], iii) no apertura (sin eliminación de la cobertura del dosel ($n = 6$)).

En cada sitio se establecieron en forma aleatoria cinco cuadros de 1 m^2 (modificado

de Valdez, 2002) donde se cuantificó el número de brinzales ($< 1.3 \text{ m}$) de *L. racemosa* establecidos durante un año.

Los datos se analizaron estadísticamente con un diseño de bloques al azar, donde las tres zonas de humedad se usaron como bloques (húmeda, intermedia, seca) y los tratamientos fueron los tres niveles de apertura del dosel aplicados (total, intermedia, no

apertura). Mediante análisis de varianza se verificó la existencia de diferencias significativas para el número de brinzales establecidos entre tratamientos. Asimismo, se empleó el método de comparación de medias según Tukey ($\alpha=0.05$) (*sensu* Steel y Torrie, 1985) cuando fue necesario. Estos análisis se realizaron con el paquete JMP versión 3.1.2 (SAS Institute Inc., 1997).

Latizales

En cuatro lugares a lo largo de la región deltaica del Río Santiago (Figura 1.8.1b-e), se establecieron en forma aleatoria un total de 15 unidades de muestreo (UM) de 4 m² (4 x 4 m) cada una, donde se midieron todos los individuos de *L. racemosa* mayores de 1.3 m de altura y menores de 5 cm DAP (modificado de Valdez, 2002).

Los atributos dasométricos evaluados fueron DAP y altura total, empleando para el primero un vernier mecánico marca Pretul con aproximación a 0.01 cm, y para el segundo una pértiga (construida *ex professo*) de seis metros de largo con divisiones cada 10 cm.

La información se analizó estadísticamente por: a) tipo de repoblación, i) sexual y ii) asexual; b) distancia de las UM respecto al mar, i) cerca y ii) lejos; c) combinación de incisos a) y b): repoblación sexual y asexual en las UM cercanas y lejanas al mar.

El procesamiento de los datos incluyó la elaboración de cuadros y gráficas para la descripción de los atributos dasométricos en cada UM. Con la prueba Wilcoxon ($\alpha = 0.05$) se compararon los diferentes grupos de datos utilizando el paquete JMP versión

3.1.2. (SAS Institute Inc., 1997) y mediante el programa MINITAB versión 13.32 (MINITAB Inc., 2002) se ajustaron diferentes tipos de distribuciones estadísticas [Weibull, Log normal (base e), Normal, Exponencial] a los valores de diámetro y altura registrados para individuos de *L. racemosa* en los grupos de datos antes mencionados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Brinzales

La Figura 1.8.2 muestra el número promedio de individuos establecidos por metro cuadrado en cada tratamiento y zona. En promedio, la zona seca tuvo una mayor cantidad de brinzales (9.2 por m²) que las zonas húmeda (7.8 por m²) y de humedad intermedia (3.7 por m²).

Esto coincide con los resultados de Clarke y Myerscough (1993), quienes registraron una mayor densidad de individuos de *Avicennia marina* en zonas altas (40 cm sobre el nivel del mar) en comparación con zonas intermedias (20 cm snm) y bajas (0 cm snm).

En contraste, Blanchard y Prado (1995) reportaron que la densidad de brinzales recién establecidos de *Rhizophora mangle* estuvo inversamente correlacionada con la elevación: a mayor altura sobre el nivel del mar, menor número de individuos.

Ambos comportamientos fueron documentados por Jiménez y Sauter (1991). En *Avicennia bicolor* el número de individuos fue mayor conforme aumentó la distancia, y con ello la elevación, respecto al cuerpo de agua, de tal forma que la tasa más alta de

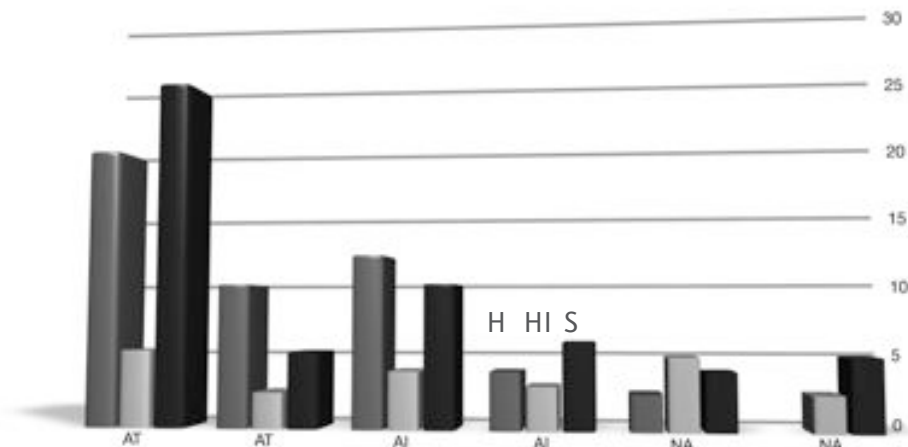


Figura 1.8.2. Número promedio de plántulas establecidas en forma natural por tratamiento (AT = Apertura total, AI = Apertura intermedia, NA = No apertura) y zona (H = Húmeda, HI = Humedad intermedia, S = Seca) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

establecimiento fue máxima en la zona de terreno más elevada. En cambio, para *Rhizophora racemosa* el establecimiento decreció rápidamente hacia tierra adentro; en los primeros metros la densidad de brinzales fue mayor respecto a la de los últimos metros del transecto evaluado.

La presencia y abundancia de especies de mangles en diferentes zonas ha sido uno de los temas más discutidos en la ecología de esta comunidad. Las explicaciones de posibles causas que determinan estos patrones son numerosas: procesos de sucesión (Lugo, 1980), cambios geomorfológicos (Thom, 1967), requerimientos fisiológicos (López-Portillo y Ezcurra, 1989b), así como depredación (Smith, 1987) y dispersión diferencial de propágulos (Rabinowitz, 1978a, 1978b, 1978c; Jiménez y Sauter, 1991).

En cuanto a alguna relación de competencia, en el sotobosque del área de estudio no se encontraron especies que interfirieran

con el establecimiento de *Laguncularia racemosa*; además, la producción de propágulos fue alta y su dispersión se realizó en la época lluviosa (agosto-octubre). Esto último fue descrito por Jiménez (1988) en el Río Jesús María, costa Pacífica de Costa Rica, donde la fructificación de *L. racemosa* también ocurrió entre agosto y octubre (periodo de lluvias) y la liberación de propágulos, al igual que en la mayoría de las especies de mangles, estuvo relacionada con altos niveles de inundación dentro del bosque.

Considerando lo anterior, las tasas y espacio destinado al establecimiento de esta especie parecen estar relacionadas con el tamaño y características de flotación de sus propágulos, así como de la fluctuación relativa del nivel de inundación.

Esto lo sugiere McKee (1995a) al estudiar las características físicas de propágulos y brinzales, quien menciona que debido al tamaño reducido de sus propágulos (respecto

a otras especies), *L. racemosa* está destinada a ocupar una posición alta de la zona intermareal. La diferencia en tamaño y peso de las diásporas, así como la acción conjunta de mareas y corrientes, ocasiona un establecimiento a menudo diferencial de las especies a través de gradientes de elevación (Jiménez y Sauter, 1991; Rabinowitz, 1978c). Como se mencionó anteriormente, en la zona de estudio el periodo de dispersión de las diásporas de *L. racemosa* se presentó en la época lluviosa, por lo que los efectos del movimiento de agua sobre ellas se ven acentuados.

La apertura del dosel estuvo significativamente ($p < 0.05$) asociada con la densidad de brinzales (Cuadros 1.8.1 y 1.8.2), la cual a su vez fue estadísticamente mayor en apertura total (11.5 individuos por m^2) respecto a la no apertura (2.8 individuos por m^2) pero igual a la apertura intermedia (6.3 individuos por m^2) (Cuadro 1.8.3).

Los valores de abundancia de brinzales que se obtuvieron en la presente investigación son intermedios al compararlos con aquellos obtenidos en otros estudios (Cuadro 1.8.4), y de acuerdo con Roth (1992) se consideran suficientes entre 605 y 50,000 plantas ha^{-1} para el restablecimiento de la

masa forestal. En algunos países, las leyes obligan plantar en rodales con regeneración inadecuada después de su cosecha, estableciendo densidades entre 1667 y 10,000 individuos ha^{-1} (FAO, 1985).

La densidad de brinzales fue significativamente mayor en el tratamiento de apertura total del dosel en comparación con los demás tratamientos. Este escenario concuerda con algunas investigaciones en donde el dosel superior ha sido perturbado. Por ejemplo, Blanchard y Prado (1995) y Valdez (2002) encontraron un mayor número de individuos en lugares intervenidos que en los mantenidos intactos. Asimismo, Ewel *et al.* (1998) reportaron un número significativamente mayor de plántulas en claros que bajo el dosel sin perturbar.

Un argumento para explicar tales diferencias fue considerar a la apertura total del dosel realizada en la presente investigación como un claro natural del bosque.

Brokaw (1982) define claro, como un orificio en el bosque que se extiende desde el dosel superior hasta una altura promedio de dos metros sobre el nivel del suelo, y que tiene notables consecuencias para la dinámica forestal (iniciación de nuevas clases de edad

♦ Cuadro 1.8.1. Prueba de F para el número de brinzales de *Laguncularia racemosa* establecidos en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

| Fuente variación | Nparm | gl | Suma de cuadrados | Valor de F | Prob>F |
|-------------------|-------|----|-------------------|------------|-----------|
| Bloque | 2 | 2 | 98.77778 | 2.7764 | 0.1099 NS |
| Tratamiento | 2 | 2 | 228.11111 | 6.4116 | 0.0161* |
| Error submuestreo | 3 | 3 | 207.00000 | | |

* $p < 0.05$, NS = no significativo.

† Cuadro 1.8.2. Análisis de varianza para el número de brinzales de *Laguncularia racemosa* establecidos en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

| Fuente variación | gl | Suma de cuadrados | Cuadrados medios | Valor de F | Prob>F |
|------------------|----|-------------------|------------------|------------|---------|
| Modelo | 7 | 533.88889 | 76.2698 | 4.2875 | 0.0192* |
| Error | 10 | 177.88889 | 17.7889 | | |
| Total corregido | 17 | 711.77778 | | | |

* $p < 0.05$

† Cuadro 1.8.3. Comparación de medias para el número promedio de brinzales de *Laguncularia racemosa* en función de la apertura del dosel en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

| Tratamiento | Media | Clasificación |
|---------------------|--------|---------------|
| Apertura total | 11.500 | a |
| Apertura intermedia | 6.333 | ab |
| No apertura | 2.833 | b |

Medias seguidas por la misma letra son estadísticamente iguales (Tukey, $\alpha = 0.05$)

o liberación sustancial de árboles suprimidos). Dicha formación conduce al desarrollo de una densa masa vegetal a nivel del suelo, estimulada por un incremento en iluminación y quizás por una disminución local en competencia radicular. En este espacio, los brinzales de las especies intolerantes responden más rápidamente que las tolerantes, las cuales pueden ser suprimidas temporal o permanentemente (Richards, 1981).

Sin embargo, los efectos de la formación de claros en el bosque son más complejos de lo descrito anteriormente.

Cuando se produce un claro en el bosque, se alteran varios parámetros físicos comparados con los límites de la abertura (Smith *et al.*, 1994). La humedad en el claro es menor, la temperatura es alta, los niveles de luz aumentan dramáticamente y la condición nutrimental del suelo también puede ser diferente (Smith, 1987).

Adicionalmente, la formación de claros puede originar cambios en la composición de especies de macrofauna que habita en las cavidades del suelo, lo cual, a su vez, puede alterar los procesos biológicos en el claro tales como la depredación de semillas y brinzales de los mangles (Osborne y Smith, 1990). Algunos de estos cambios son benéficos para el establecimiento y crecimiento de las plántulas (p. ej. incremento en luz y nutrientes), mientras que otros son nocivos (p. ej. disminución de la humedad e incremento de la temperatura del suelo) (Smith *et al.*, 1994).

Por lo tanto, junto con su notable capacidad reproductiva (Roth, 1992) y su probada intolerancia a la sombra (Wadsworth, 1959), es posible que la gran disponibilidad de luz sea el factor detonante para un abundante establecimiento de individuos de *L. racemosa*, al menos en sus primeros estadios

♦ Cuadro 1.8.4. Densidad de brinzales y latizales reportada en diferentes estudios sobre repoblación natural de manglares.

| Lugar | Especie | Individuos por m ² | | Autor |
|----------------|---|-------------------------------|-----------|----------------------------|
| | | Brinzales | Latizales | |
| Ecuador | <i>Rhizophora mangle</i> | 0.7-1.2 | — | Blanchard y Prado (1995) |
| Micronesia | Varias | — | 0.1-0.8 | Ewel et al. (1998) |
| | <i>Avicennia bicolor</i> | 3.4-50.5 (9.1) | | |
| Costa Rica | <i>Rhizophora racemosa</i> | 0.4-5.1 (4.1) | — | Jiménez y Sauter (1991) |
| | <i>Avicennia germinans</i> | 0.7 | | |
| | | | | |
| Nicaragua | <i>Laguncularia racemosa</i> | 1.8 | — | Roth (1992) |
| | <i>Rhizophora mangle</i> | 0.7 | | |
| Puerto Rico | <i>Avicennia germinans</i> y <i>Rhizophora mangle</i> | — | 0.5-1.7 | Cintrón et al. (1978) |
| | <i>Avicennia germinans</i> | 5 | — | |
| México | <i>Laguncularia racemosa</i> | 51 | — | Valdez Hernández (2001) |
| | <i>Rhizophora mangle</i> | 2.5 | — | |
| México | <i>Laguncularia racemosa</i> | (3.7-9.2) | — | Presente estudio |
| Estados Unidos | <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> | — | 0.2-1.4 | Ball (1980) |
| Australia | <i>Avicennia marina</i> | 0-156 (24) | — | Clarke y Myerscough (1993) |
| Australia | <i>Avicennia marina</i> | 0-128 (32.4) | — | Clarke y Allaway (1993) |
| Nueva Zelanda | <i>Avicennia marina</i> | 0-168 (17.4) | — | Osunkoya y Creese (1997) |

Valores promedio entre paréntesis.

de vida (Valdez, 2002); lo que confirmaría a su vez el hábito heliófilo de esta especie y su gran habilidad para colonizar sitios abiertos y/o perturbados (Tomlinson, 1994).

Latizales

Los atributos dasométricos y estructura del rodal en poblaciones de *L. racemosa* se muestran en los Cuadros 1.8.5 a 1.8.7 y en las Figuras 1.8.3 a 1.8.13.

En promedio, el porcentaje de individuos reproducidos vía sexual fue ligeramente mayor (52%) que los de origen asexual (48%) (Cuadro 1.8.5), lo cual difiere de lo expresado por Tomlinson (1994) en cuanto a la poca capacidad de propagación vegetativa de los manglares.

La densidad promedio siguió la misma tendencia: 33,875 tallos por ha de origen sexual y 24,333 tallos por ha de origen asexual, 58,208 tallos por ha en total; can-

† Cuadro 1.8.5. Densidad de latizales de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción y unidad de muestreo (UM) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

| UM (No.) | Tallos por UM (No.) | | | Porcentaje | | | | No. de tallos por ha | | | Cobert. del dosel (%) | Altura de raíces aéreas (cm) |
|-------------|---------------------|---------|------|------------|---------|------------------|-------------------|----------------------|---------|--------|--------------------------------|--|
| | Sexual | Asexual | Suma | Sexual | Asexual | Plantas (No.) | Tallos/ planta | Sexual | Asexual | Suma | | |
| 1 | 25 | 17 | 42 | 59.5 | 40.5 | 32 | 1.3 | 15625 | 10625 | 26250 | 40 | 0 |
| 2 | 1 | 36 | 37 | 2.7 | 97.3 | 10 | 3.7 | 625 | 22500 | 23125 | 30 | 0 |
| 3 | 22 | 11 | 33 | 66.7 | 33.3 | 25 | 1.3 | 13750 | 6875 | 20625 | 30 | 0 |
| 4 | 3 | 81 | 84 | 3.6 | 96.4 | 24 | 3.5 | 1875 | 50625 | 52500 | 50 | 0 |
| 5 | 55 | 10 | 65 | 84.6 | 15.4 | 60 | 1.1 | 34375 | 6250 | 40625 | 50 | 0 |
| 6 | 102 | 4 | 106 | 96.2 | 3.8 | 104 | 1.0 | 63750 | 2500 | 66250 | 70 | 0 |
| 7 | 73 | 13 | 86 | 84.9 | 15.1 | 79 | 1.1 | 45625 | 8125 | 53750 | 50 | 0 |
| 8 | 23 | 33 | 56 | 41.1 | 58.9 | 35 | 1.6 | 14375 | 20625 | 35000 | 50 | 0 |
| 9 | - | 106 | 106 | - | 100.0 | 29 | 3.7 | - | 66250 | 66250 | 60 | 0 |
| 10 | 138 | 5 | 143 | 96.5 | 3.5 | 140 | 1.0 | 86250 | 3125 | 89375 | 80 | 5-10 |
| 11 | 167 | - | 167 | 100.0 | - | 167 | 1.0 | 104375 | - | 104375 | 90 | 5-10 |
| 12 | 45 | 107 | 152 | 29.6 | 70.4 | 85 | 1.8 | 28125 | 66875 | 95000 | 80 | 10 |
| 13 | 127 | 64 | 191 | 66.5 | 33.5 | 157 | 1.2 | 79375 | 40000 | 119375 | 90 | 10 |
| 14 | 28 | 47 | 75 | 37.3 | 62.4 | 37 | 2.0 | 17500 | 29375 | 46875 | 40 | 0 |
| 15 | 4 | 50 | 54 | 7.4 | 92.6 | 14 | 3.9 | 2500 | 31250 | 33750 | 30 | 0 |
| Suma | 813 | 584 | 1397 | 776.6 | 720.5 | 998 | 29.2 | 508125 | 365000 | 873125 | 840 | - |
| Media | 54 | 39 | 93 | 52 | 48 | 67 | 1.9 | 33875 | 24333 | 58208 | 56 | - |

+ Cuadro 1.8.6. Características dasométricas promedio de latizales de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción y unidad de muestreo (UM) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

| UM (No.) | Diámetro promedio (cm) | | | Altura promedio (m) | | | Diámetro cuadrático (cm) | | | Área basal (m ² ha ⁻¹) | | Suma |
|-------------|------------------------|---------|-------|---------------------|---------|-------|--------------------------|---------|-------|---|---------|--------|
| | Sexual | Asexual | Media | Sexual | Asexual | Media | Sexual | Asexual | Media | Sexual | Asexual | |
| 1 | 1.09 | 1.21 | 1.15 | 2.19 | 2.22 | 2.2 | 2.26 | 2.57 | 2.42 | 6.25 | 5.50 | 11.75 |
| 2 | 2.70 | 1.90 | 2.30 | 3.10 | 2.83 | 2.97 | 5.40 | 3.94 | 4.67 | 1.44 | 27.56 | 29.00 |
| 3 | 1.42 | 1.95 | 1.70 | 2.43 | 2.94 | 2.69 | 2.94 | 3.95 | 3.44 | 9.38 | 8.44 | 17.81 |
| 4 | 2.30 | 2.08 | 2.19 | 3.23 | 3.40 | 3.31 | 4.82 | 4.29 | 4.60 | 3.44 | 73.50 | 76.94 |
| 5 | 1.13 | 1.11 | 1.12 | 2.35 | 2.35 | 2.35 | 2.38 | 2.29 | 2.33 | 2.63 | 15.44 | 18.07 |
| 6 | 0.78 | 0.85 | 0.81 | 1.92 | 1.96 | 1.94 | 1.65 | 1.75 | 1.70 | 13.75 | 0.63 | 14.38 |
| 7 | 1.18 | 1.48 | 1.33 | 2.47 | 2.70 | 2.59 | 2.46 | 3.06 | 2.76 | 21.81 | 6.00 | 27.81 |
| 8 | 1.65 | 1.68 | 1.66 | 2.61 | 2.92 | 2.76 | 3.46 | 3.42 | 3.44 | 13.50 | 18.94 | 32.44 |
| 9 | 0.00 | 1.57 | 1.57 | 0.00 | 3.28 | 3.28 | 0 | 3.46 | 3.46 | 0 | 62.38 | 62.38 |
| 10 | 2.05 | 1.78 | 1.91 | 4.66 | 4.06 | 4.36 | 4.33 | 3.89 | 4.11 | 127.19 | 3.75 | 130.94 |
| 11 | 1.96 | 0.00 | 1.96 | 4.49 | 0.00 | 4.49 | 4.12 | 0 | 4.12 | 139.69 | 0 | 139.69 |
| 12 | 2.34 | 1.90 | 2.12 | 4.39 | 3.86 | 4.12 | 4.81 | 4.15 | 4.48 | 53.00 | 90.50 | 143.50 |
| 13 | 2.12 | 1.69 | 1.91 | 4.04 | 3.50 | 3.77 | 3.76 | 4.44 | 4.10 | 122.94 | 44.44 | 167.38 |
| 14 | 1.80 | 1.64 | 1.72 | 2.99 | 2.71 | 2.85 | 3.71 | 3.93 | 3.82 | 18.94 | 27.13 | 46.06 |
| 15 | 1.90 | 1.79 | 1.85 | 2.85 | 2.64 | 2.74 | 3.86 | 3.70 | 3.78 | 2.94 | 33.75 | 36.69 |
| Suma | 24.41 | 22.61 | 25.28 | 43.74 | 41.37 | 46.42 | 49.96 | 48.84 | 53.10 | 536.87 | 417.94 | 954.81 |
| Promedio | 1.74 | 1.61 | 1.68 | 3.12 | 2.95 | 3.03 | 3.33 | 3.26 | 3.54 | 35.79 | 27.86 | 63.65 |

• Cuadro 1.8.7. Características dasométricas y número de latizales de *Laguncularia racemosa* en las unidades de muestreo (UM) por tipo de reproducción y distancia al mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

| Característica | UM cerca del mar | | UM lejos del mar | | Suma | | Promedio | |
|------------------------------|------------------|---------|------------------|---------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| | Sexual | Asexual | Sexual | Asexual | Cerca del mar | Lejos del mar | Cerca de mar | Lejos de mar |
| Tallos (No.) | 477 | 176 | 336 | 408 | 653 | 744 | 163.2 | 67.6 |
| Porcentaje | 73 | 27 | 45 | 55 | - | - | - | - |
| Tallos por ha | 298125 | 110000 | 210000 | 255000 | 408125 | 465000 | 102031 | 42273 |
| Diámetro promedio (cm) | 2.1 | 1.3 | 1.4 | 1.6 | 3.5 | 3.0 | 1.7 | 1.5 |
| Altura promedio (m) | 4.4 | 2.9 | 2.4 | 2.7 | 7.3 | 5.1 | 3.6 | 2.5 |
| Diámetro cuadrático (cm) | 4.3 | 3.1 | 2.9 | 3.3 | 7.4 | 6.3 | 3.7 | 3.1 |
| Área basal ($m^2 ha^{-1}$) | 110.7 | 34.7 | 14.9 | 25.4 | 145.4 | 40.4 | 72.7 | 20.2 |

tividad muy por arriba de la reportada por Wadsworth (1959) para un rodal dominado por latizales de *L. racemosa* con una densidad de 34,000 tallos por ha.

El diámetro normal promedio fue de 1.7 y 1.6 cm para la reproducción sexual y asexual, respectivamente (Cuadro 1.8.6), y osciló entre 0.8 y 2.7 cm. La Figura 1.8.3a muestra que la distribución Weibull en comparación con las otras probadas (Log normal base e, Normal y Exponencial) fue la que mejor se ajustó a los datos de esta variable, tanto para los individuos originados por reproducción sexual como para aquellos de forma asexual.

No obstante que el diámetro cuadrático fue casi idéntico entre individuos de origen sexual y asexual, el área basal fue mayor en los reproducidos sexualmente ($35.8 m^2 ha^{-1}$) que para aquellos de origen asexual (27.9

$m^2 ha^{-1}$), sumando en promedio $63.6 m^2 ha^{-1}$, cantidad cuatro veces mayor que la reportada por Wadsworth (1959) para rodales de la misma especie con características similares ($15.8 m^2 ha^{-1}$). Los individuos de origen sexual fueron en promedio más altos (3.1 m) que los reproducidos vegetativamente (2.9), y en ambos casos la distribución Lognormal (base e) fue la que obtuvo el mejor ajuste para esta variable (Figura 1.8.3b).

Con objeto de identificar posibles diferencias en las poblaciones estudiadas por su distancia respecto al mar, las unidades de muestreo (UM) se dividieron en dos categorías: i) cercanas al mar (UM 10-11: 2.5 km, UM 12-13: 3.5 km) y ii) alejadas del mar (UM 1-9: 3.75 km, UM 14-15: 5 km) (ver Figura 1.8.1).

El cuadro 1.8.7 muestra las características de las UM en ambas categorías. No obs-

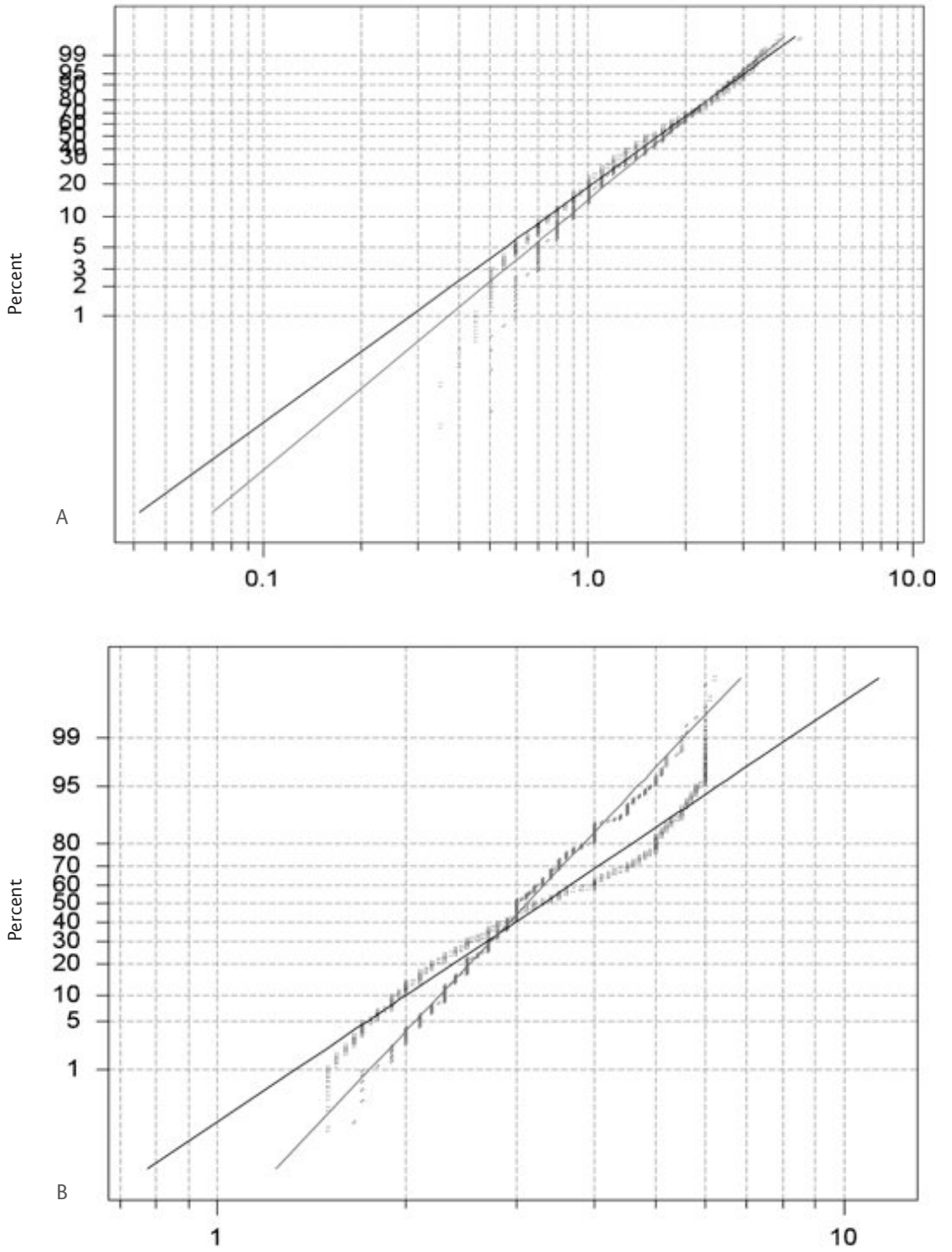


Figura 1.8.3. Ajuste de datos para diámetro normal (a: distribución Weibull) y altura total (b: distribución Lognormal base e) en tallos de *Laguncularia racemosa* originados sexual (■) y asexualmente (□) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

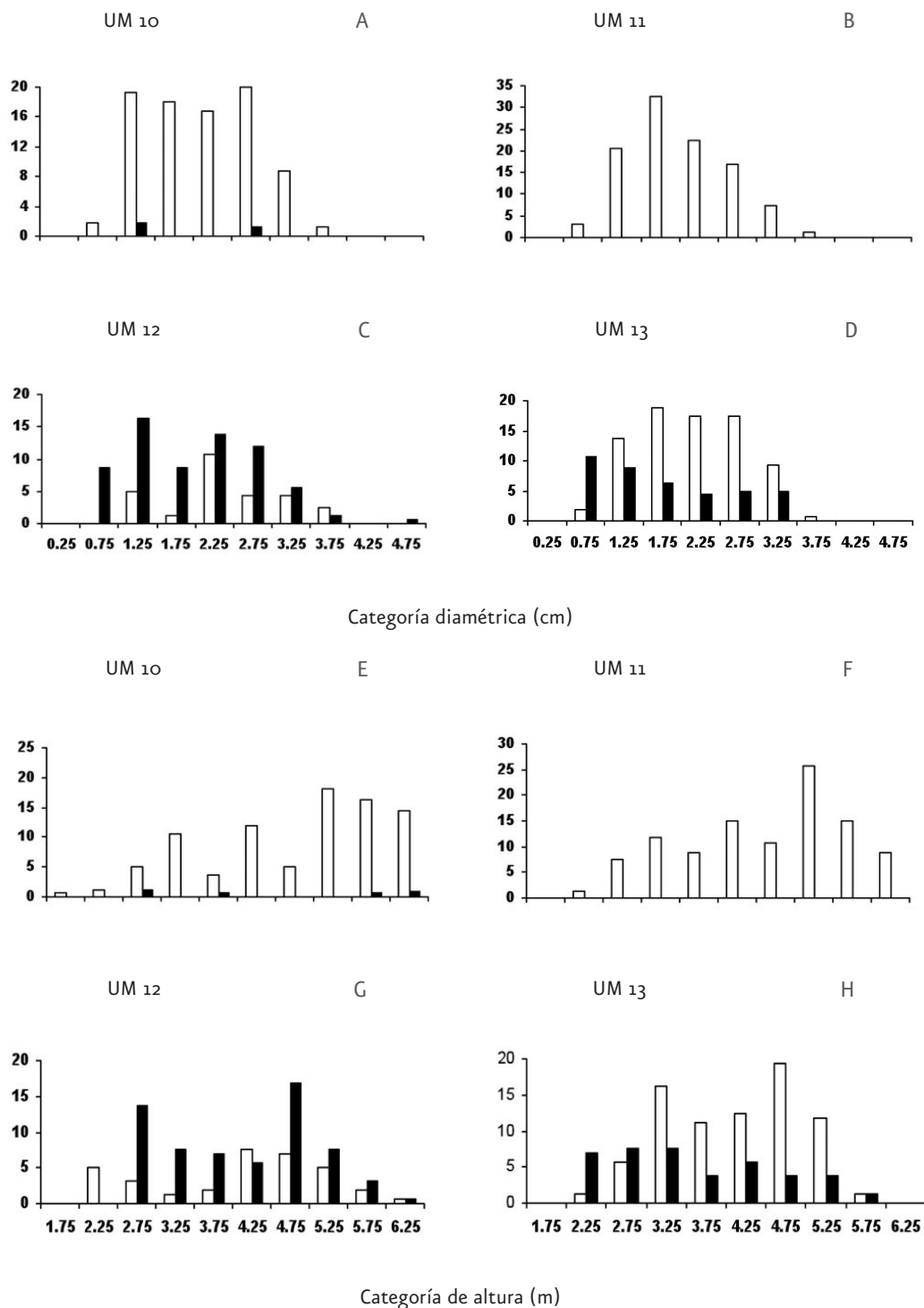


Figura 1.8.4. Distribución del número de individuos de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción (□ sexual, ■ asexual) según su categoría diamétrica (a-d) y de altura (e-h) en unidades de muestreo (UM) cercanas al mar (eje Y: No. por 1000 ha²).

tante que el diámetro normal, la altura total y el diámetro cuadrático fueron mayores en las UM cercanas al mar, esta diferencia fue más evidente en términos de la densidad de tallos y área basal (Cuadro 1.8.7).

En las UM cercanas al mar (10-13) la cobertura del dosel fue muy densa (80-90%) (Cuadro 1.8.5), evitando con ello el desarrollo de un estrato inferior de vegetación, y la mayoría de los individuos fue de origen sexual (73%) (Cuadro 1.8.7), lo que se reflejó en una baja relación tallos/planta (Cuadro 1.8.5). La Figura 1.8.4a-d muestra el número de individuos por categoría diamétrica en cada UM, mientras que la Figura 1.8.5 ilustra como la distribución Weibull fue la que mejor describió el comportamiento de esta variable. Asimismo, en la Figura 1.8.4e-h se

observa el número de individuos por categoría de altura y la Figura 1.8.6a indica que la distribución Weibull se ajustó mejor a los datos de esta variable. La presencia de neumatóforos con alturas de 5 a 10 cm sugieren que las UM cercanas al mar reciben altos y/o frecuentes niveles de inundación (Tomlinson, 1994).

En contraste con las UM cercanas al mar, en las UM alejadas del mar (1-9, 14-15) la cobertura del dosel fue menos densa (30-60%) (Cuadro 1.8.5), favoreciendo el crecimiento de otras especies vegetales tanto en el estrato inferior (p. ej. *Batis maritima*) como en el superior (p. ej. *Typha* sp.); además, el tipo de reproducción asexual (55%) fue mayor que el sexual (45%) (Cuadro 1.8.7), lo cual se tradujo en una alta relación tallos/plan-

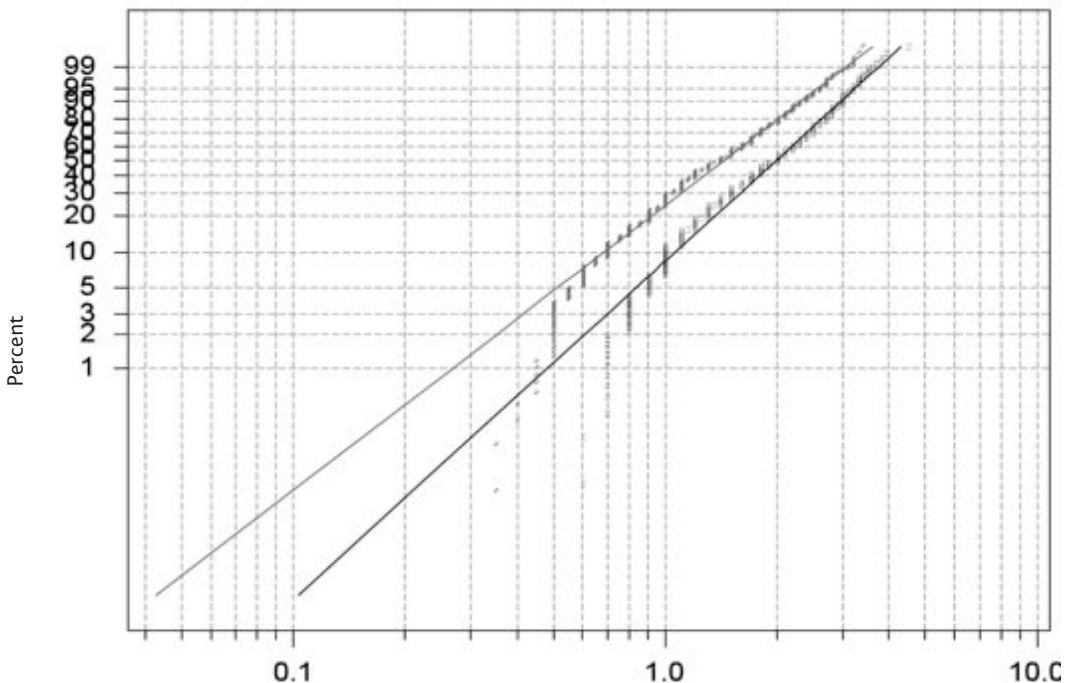
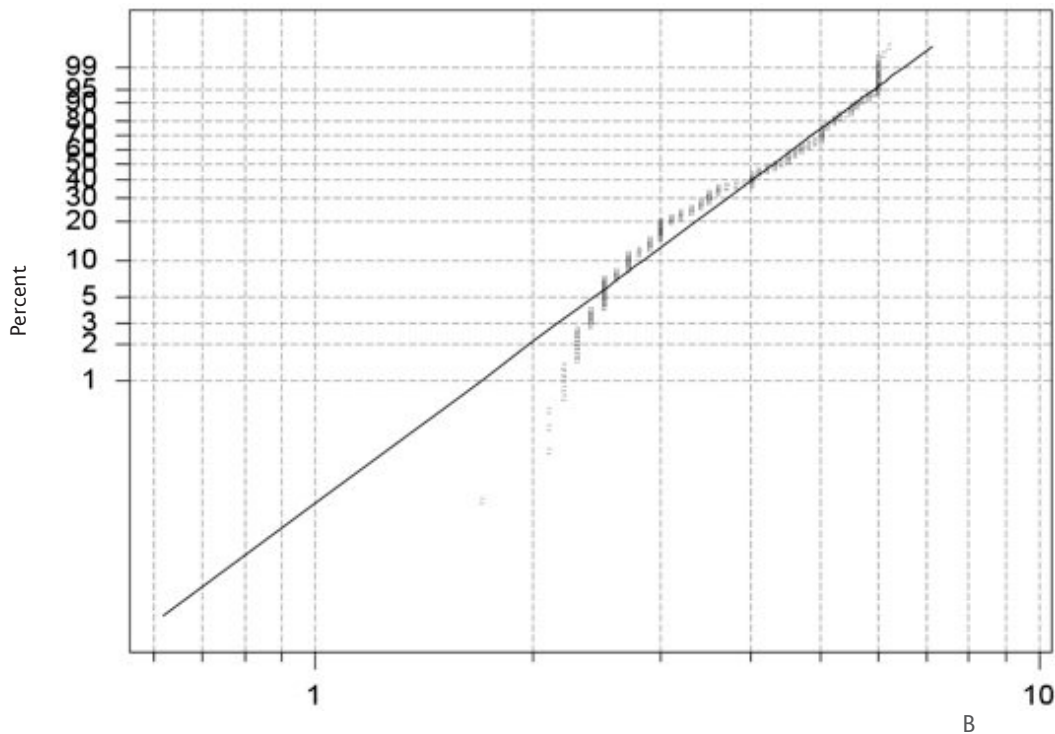


Figura 1.8.5. Ajuste de datos para diámetro normal (distribución Weibull) en individuos de *Laguncularia racemosa* para unidades de muestreo (UM) cercanas (■) y alejadas (□) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

A



B

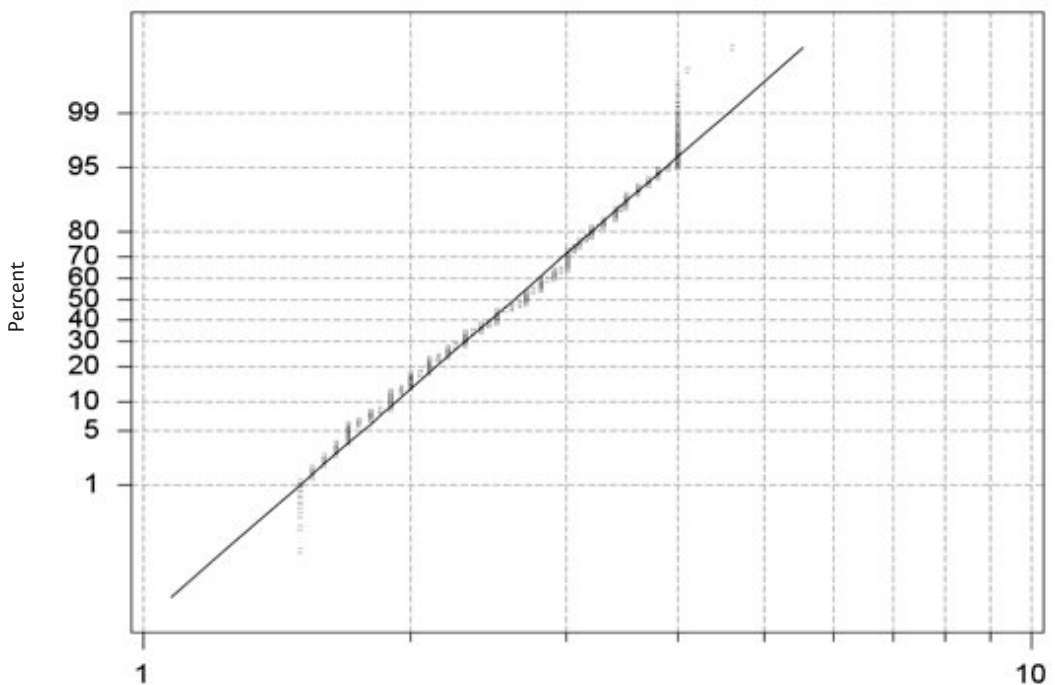


Figura 1.8.6. Ajuste de datos para altura total de individuos de *Laguncularia racemosa* en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Lognormal base e) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

ta (Cuadro 1.8.5). La Figura 1.8.7 expone el número de individuos por categoría diamétrica en cada UM, en tanto que la Figura 1.8.5 muestra que la distribución Weibull representó mejor el ajuste de estos datos. El número de individuos por categoría de altura en cada UM se presenta en la Figura 1.8.8, mientras que la Figura 1.8.6b indica como la distribución Lognormal (base e) fue la que mejor describió el comportamiento de esta variable. La ausencia de neumatóforos en las UM alejadas del mar sugiere que los niveles de inundación son más bajos y/o menos frecuentes que en las UM cercanas al mar (Tomlinson, 1994).

Con el propósito de detectar posibles diferencias en las poblaciones de *L. racemosa* evaluadas respecto al tipo de reproducción y distancia al mar, se consideró lo siguiente: i) individuos reproducidos sexualmente en las UM cercanas y alejadas del mar, e ii) individuos reproducidos asexualmente en las UM cercanas y alejadas del mar. En ambos casos, las UM cercanas y alejadas del mar se probaron en forma separada.

Según la prueba de Wilcoxon, los individuos reproducidos sexualmente en las UM cercanas al mar tuvieron un diámetro normal significativamente ($p < 0.05$) mayor que aquellos en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.9a). Las distribuciones que mejor se ajustaron a los datos fueron la Weibull en las UM cercanas al mar (Figura 1.8.10a) y la Lognormal (base e) en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.10b).

Los individuos reproducidos sexualmente en las UM cercanas al mar fueron también de mayor altura que aquellos en las UM alejadas del mar (Wilcoxon, $p < 0.05$) (Figura

1.8.9b). Las distribuciones que mejor se ajustaron a los datos de esta variable fueron la Weibull en las UM cercanas al mar (Figura 1.8.11a) y la Lognormal (base e) en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.11b).

En cuanto a los individuos originados por vía asexual, la prueba de Wilcoxon no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$) para el diámetro normal entre las UM evaluadas con respecto a la distancia al mar (Figura 1.8.9c), y la distribución Weibull fue la que mejor se ajustó al comportamiento de esta variable tanto en las UM cercanas como en aquellas alejadas del mar (Figura 1.8.12).

En contraste, los individuos de origen asexual en UM cercanas al mar fueron significativamente más altos (Wilcoxon, $p < 0.05$) que aquellos en UM alejadas del mar (Figura 1.8.9d). Las distribuciones que mejor se ajustaron a los datos de esta variable fueron la Weibull (Figura 1.8.13a) en las UM cercanas al mar y la Normal en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.13b).

De acuerdo con lo anterior, los individuos de *L. racemosa* que crecen en UM cercanas al mar (mayor influencia de la inundación) fueron más altos y presentaron mayor diámetro que aquellos en las UM alejadas del mar (menor influencia de la inundación), lo que aunado a los valores de cobertura del dosel (Cuadro 1.8.5) y área basal (Cuadro 1.8.7), sugieren un desarrollo estructural más elevado en poblaciones bajo características ribereño-estuarinas, en comparación con aquellas creciendo en condiciones más terrestres.

Estos resultados son similares a los obtenidos por Cardona y Botero (1998) en un

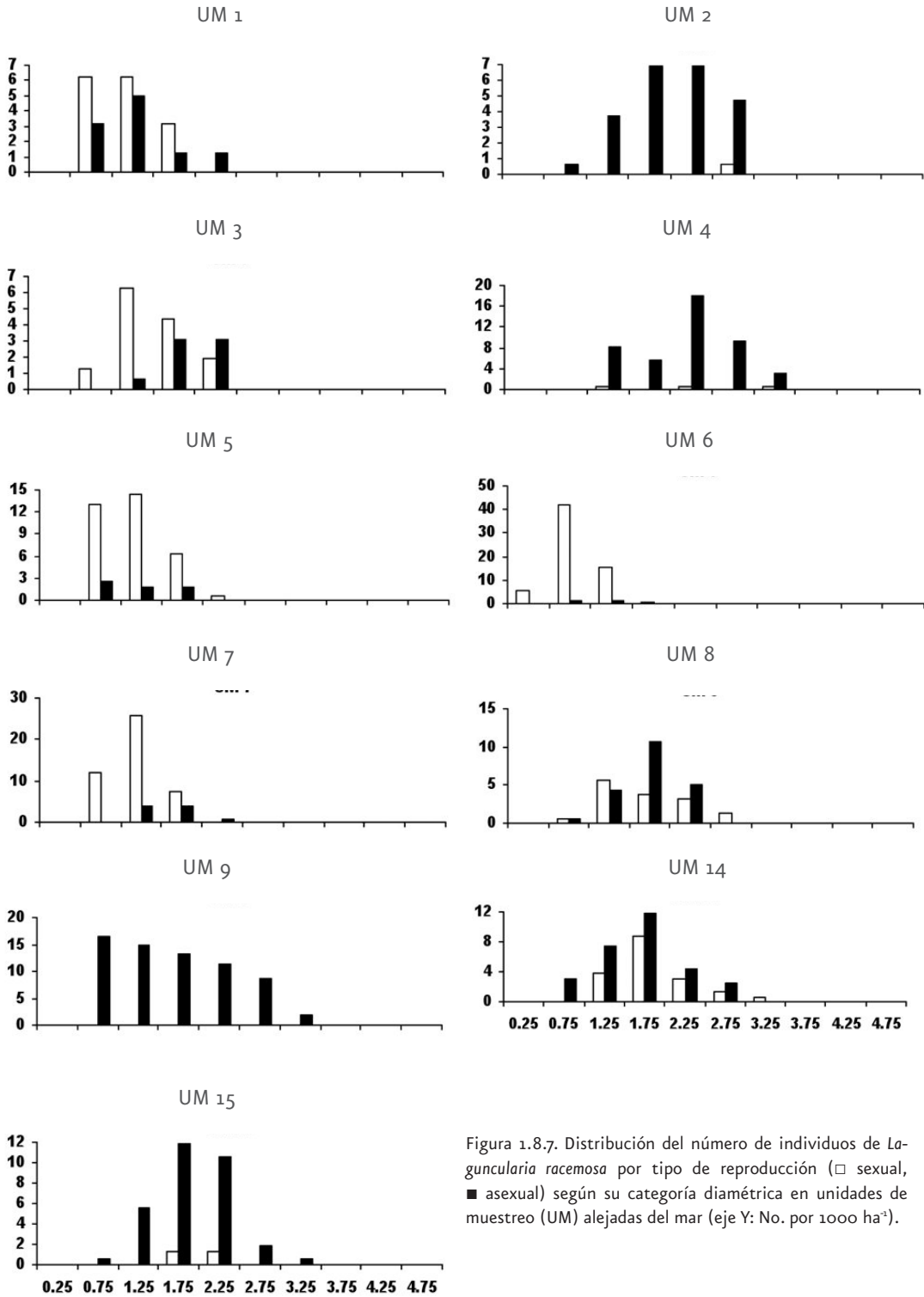


Figura 1.8.7. Distribución del número de individuos de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción (□ sexual, ■ asexual) según su categoría diamétrica en unidades de muestreo (UM) alejadas del mar (eje Y: No. por 1000 ha⁻²).

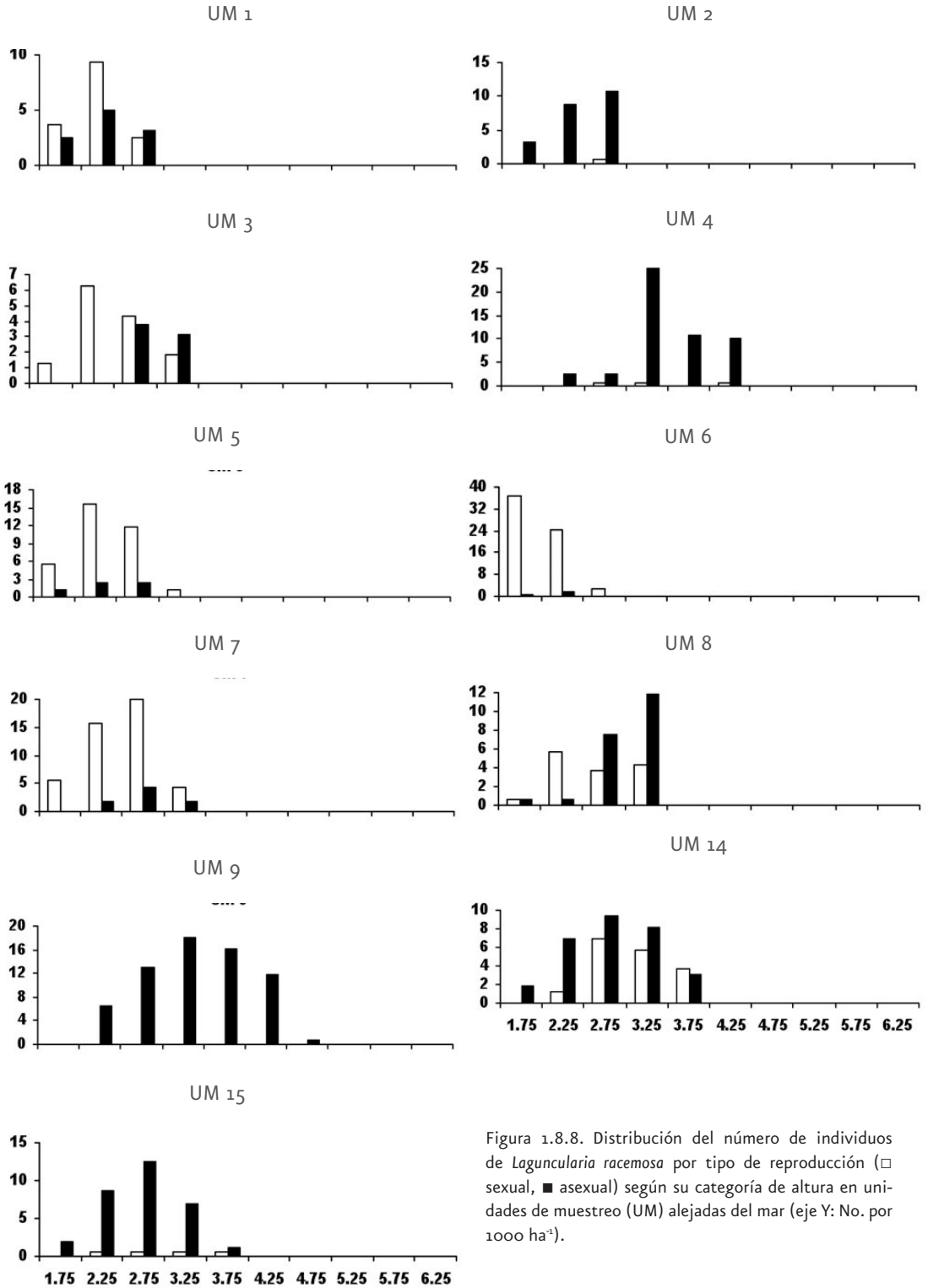


Figura 1.8.8. Distribución del número de individuos de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción (□ sexual, ■ asexual) según su categoría de altura en unidades de muestreo (UM) alejadas del mar (eje Y: No. por 1000 ha⁻¹).

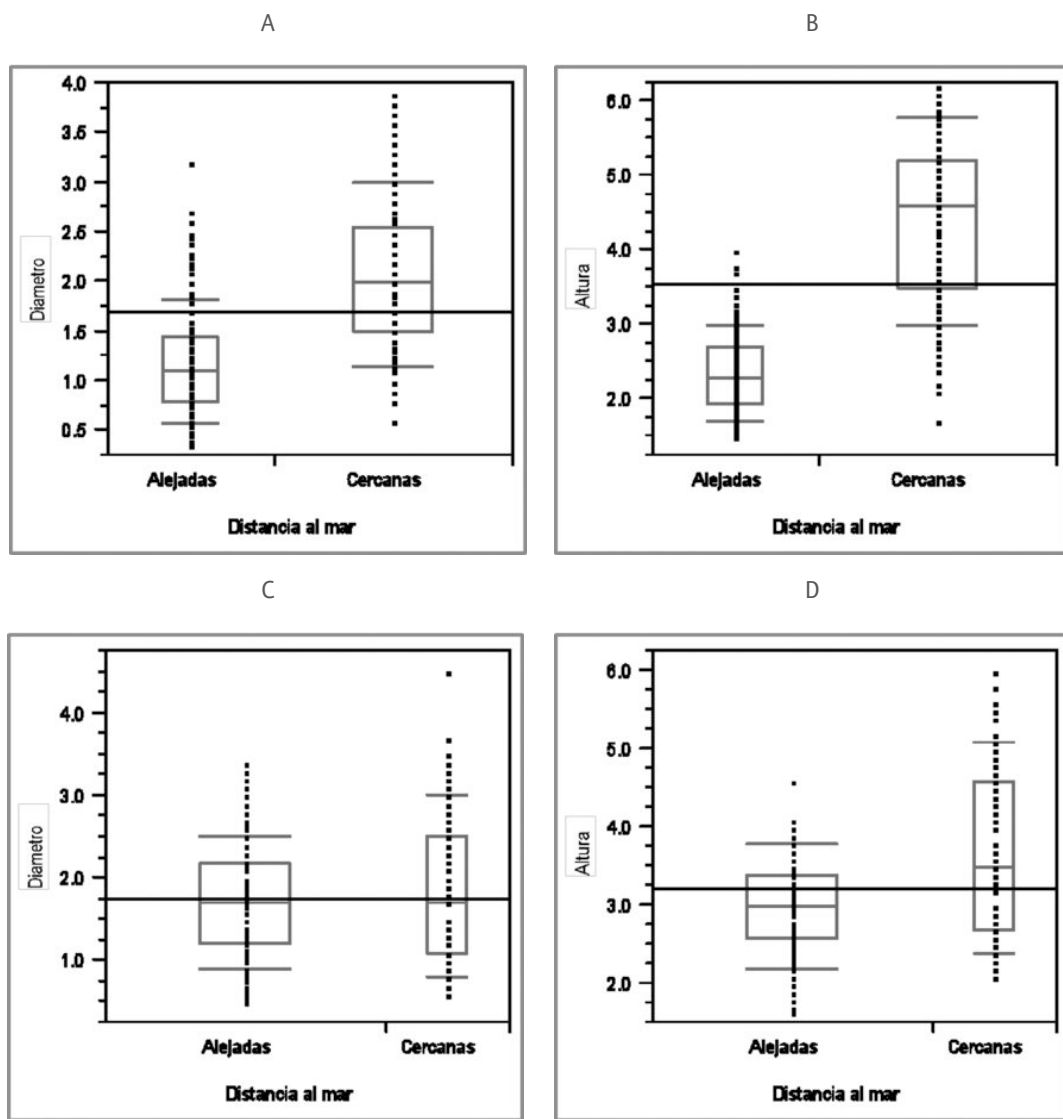


Figura 1.8.9. Valores de diámetro normal y altura total para individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos sexual (a, b) y asexualmente (c, d) en unidades de muestreo (UM) cercanas y alejadas del mar.

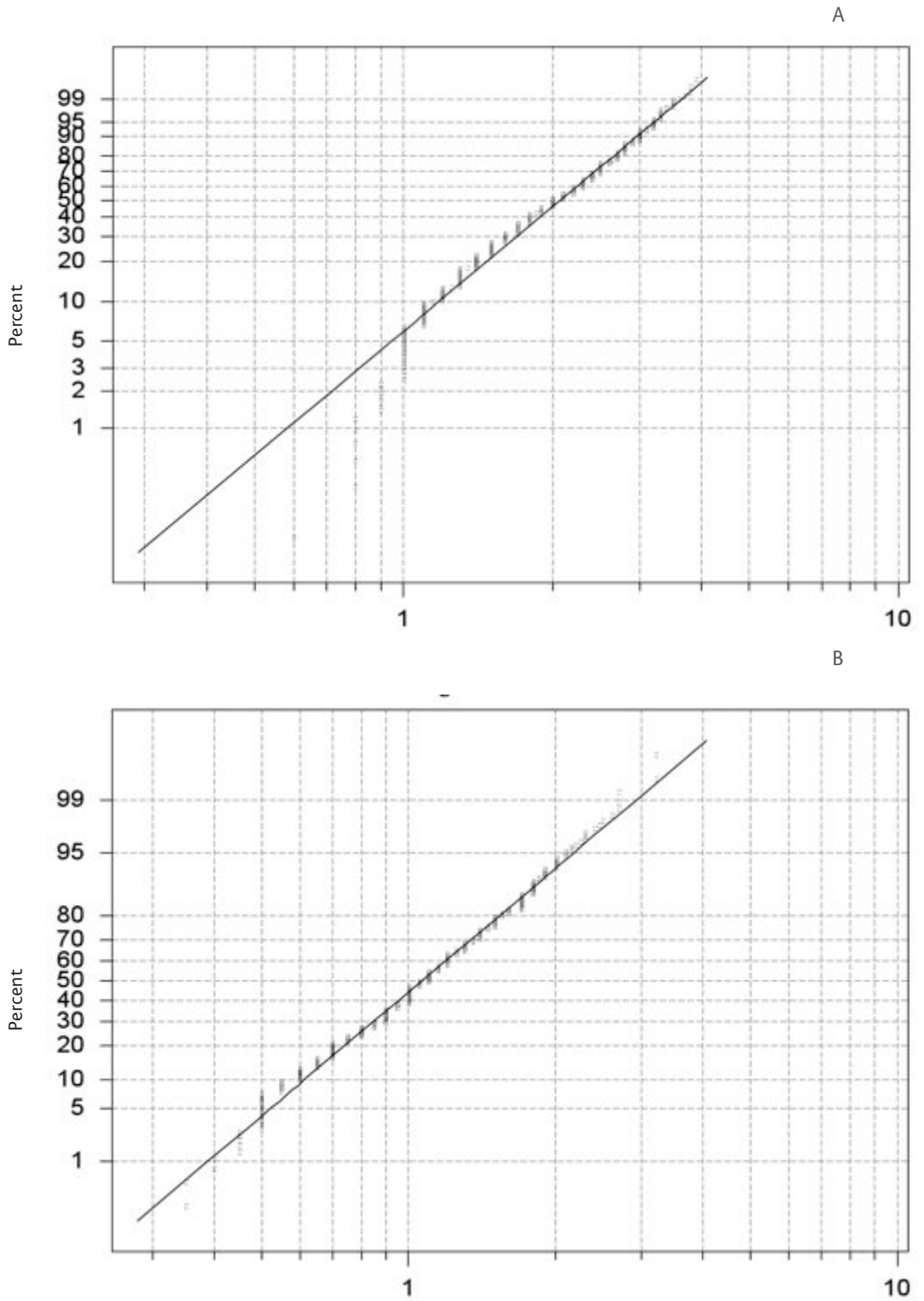


Figura 1.8.10. Ajuste de datos para diámetro normal de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos sexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Lognormal base e) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

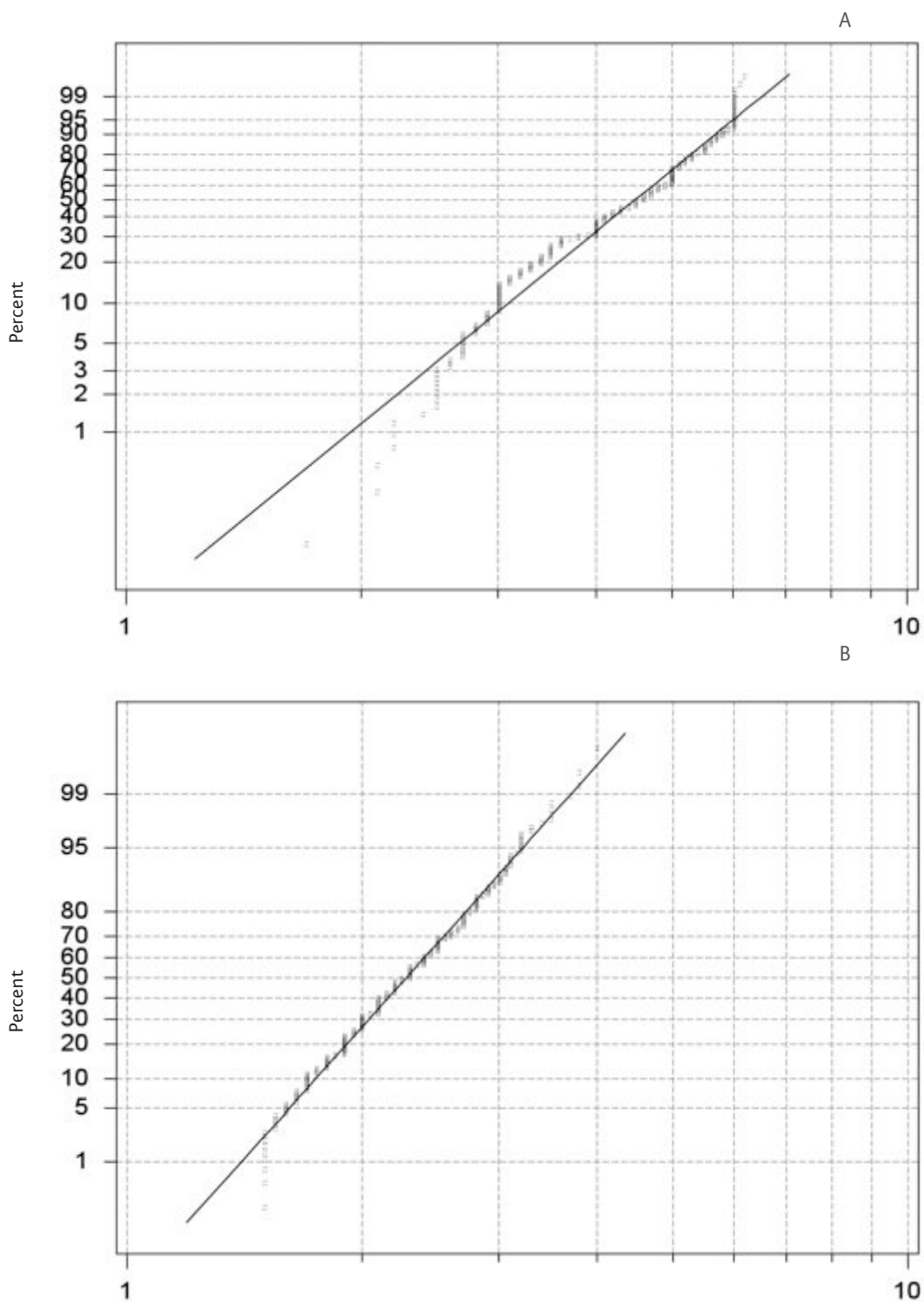


Figura 1.8.11. Ajuste de datos para altura total de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos sexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Lognormal base e) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

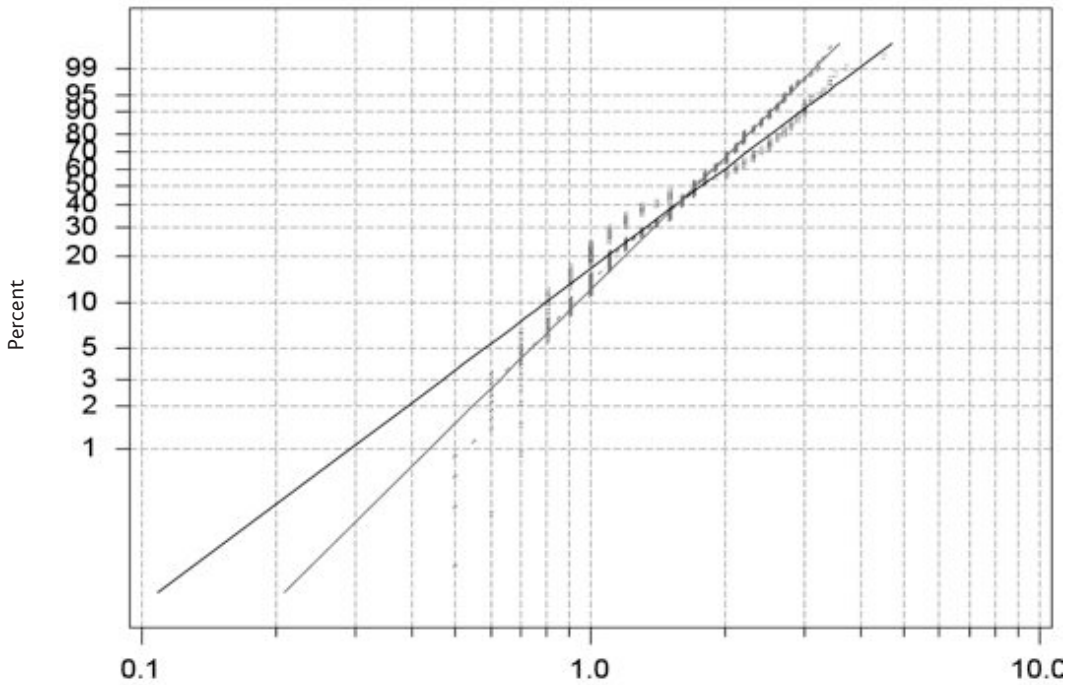


Figura 1.8.12. Ajuste de datos para diámetro normal (distribución Weibull) de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos asexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (■) y alejadas (□) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

manglar de la costa Caribeña de Colombia, donde se explica que la localidad situada en el nivel topográfico más bajo y cercana a una laguna costera, tuvo un intercambio permanente de agua, lo cual originó bajos valores de salinidad y altos de fósforo en el suelo, lo que a su vez se reflejó en la presencia de árboles vigorosos: mayores valores de diámetro normal, altura total, área basal y biomasa aérea.

En contraste, López-Portillo y Ezcurra (1989a) reportan que individuos de *Avicennia germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* tuvieron un incremento mayor en altura y diámetro normal en sitios ubicados tierra adentro, con mayor distancia respecto al mar pero en un hábitat fluvial de baja salinidad, en comparación con aquellos creciendo en sitios más cercanos al mar (planicies lodosas) pero en un hábitat lagunar más salino.

Diversos autores han encontrado que la dinámica del agua en el suelo, así como las condiciones topográficas y de vegetación, influyen en el estado nutricional (Cardona y Botero, 1998; McKee, 1995b), salinidad (Clarke y Hannon, 1970; López-Portillo y Ezcurra, 1989b), potencial redox (Boto y Wellington, 1984), pH (Patrick y Mikkelsen, 1971), características sedimentológicas (Thom, 1967; Clarke y Hannon, 1971) y de microclima (Cardona y Botero, 1998) del sustrato.

Además de los anteriores, algunos otros factores pudieron originar las diferencias entre UM cercanas y alejadas del mar: i) suministro pobre de propágulos y dispersión deficiente de los mismos en las UM alejadas del mar, lo cual puede reflejarse en tasas limitadas de establecimiento y supervivencia

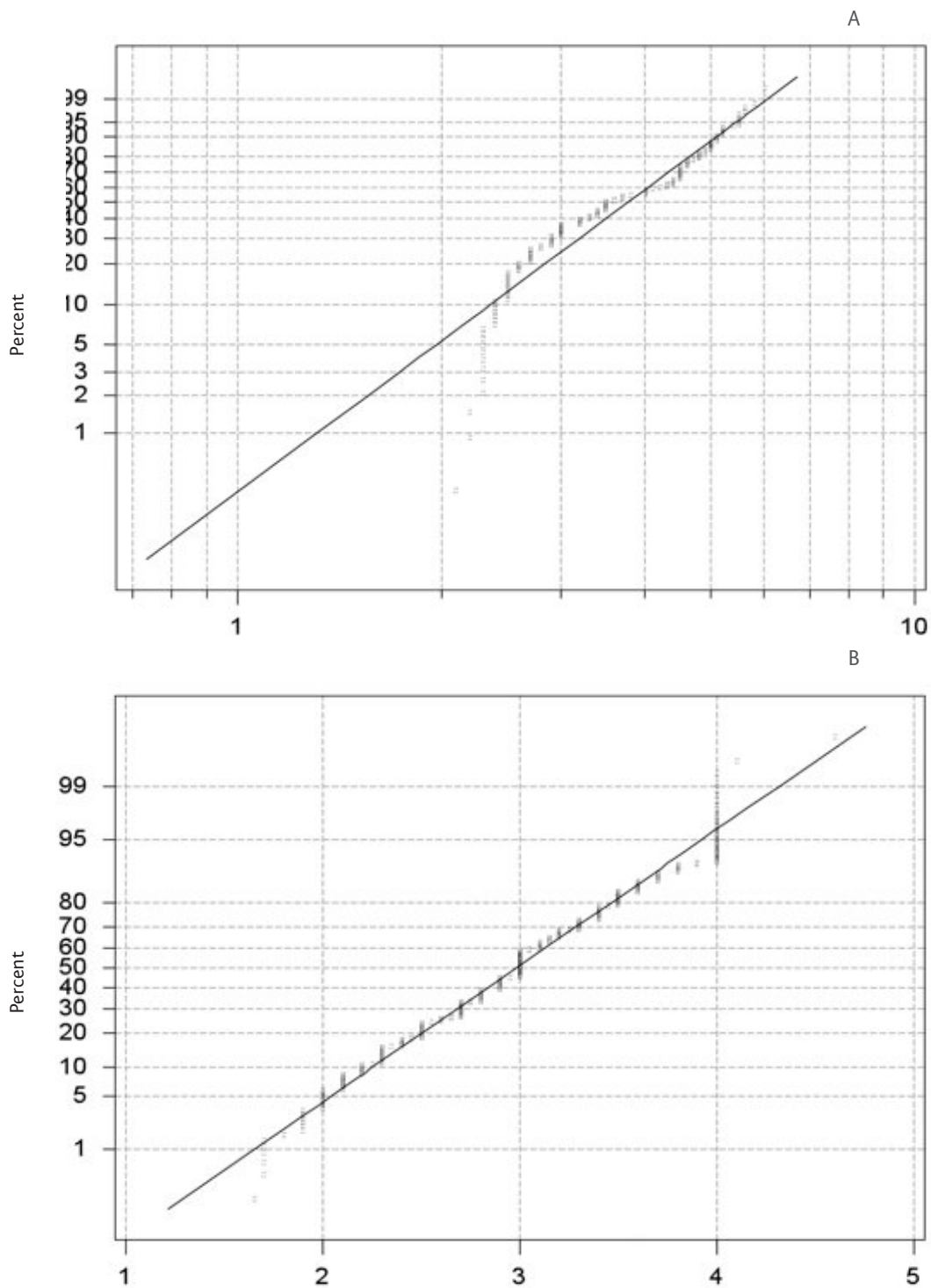


Figura 1.8.13. Ajuste de datos para altura total de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos asexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Normal) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

(Rabinowitz, 1978b, 1978c; Jiménez y Sauter, 1991); ii) competencia con otras especies (p. ej. *Batis maritima* y *Typha* sp.) en las UM alejadas del mar; iii) cambios en las condiciones de humedad, particularmente en el régimen fluvial (Clarke y Myerscough, 1993); y iv), depredación diferencial según la posición intermareal (Smith, 1987) o la presencia de claros en el dosel (Osborne y Smith, 1990).

CONCLUSIONES

La apertura del dosel estuvo significativamente asociada con la densidad de brinzales de *Laguncularia racemosa*: su abundancia fue estadísticamente mayor en el tratamiento de apertura total (11.5 individuos por m²) en comparación con el tratamiento de no apertura (2.8 individuos por m²).

Las poblaciones de latizales de *L. racemosa* cercanas al mar (condiciones ribereño-estuarinas) tuvieron mayores valores de cobertura del dosel, diámetro normal, altura total, número de individuos y área basal, que aquellas alejadas del mar (condiciones terrestres), las cuales a su vez presentaron una cantidad superior de individuos propagados asexualmente y con una mayor relación tallos/planta.

LITERATURA CITADA

- Aldrete, A., C. Aguirre B., A. Muñoz O., F.V. González C., B. Arteaga M. 1992. *Estudio de algunos factores que afectan el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural de Pinus montezumae*. Agrociencia (Serie Recursos Naturales) 2 (1): 41-53.
- Blanchard, J., G. Prado. 1995. *Natural regeneration of Rhizophora mangle in strip clearcuts in Northwest Ecuador*. Biotropica 27(2): 160-167.
- Boto, K.G., J.T. Wellington. 1984. *Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest*. Estuaries. 7(1): 61-69.
- Brokaw, N. V. L. 1982. *The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamic*. Biotropica 14 (2): 158-160.
- Cardona, P., L. Botero. 1998. *Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia*. Biotropica 30 (1): 24-34.
- Clarke, L. D., N. J. Hannon. 1970. *The mangrove swamp and salt marsh communities of the Sidney district. II. Plant growth in relation to salinity and waterlogging*. Journal of Ecology 58: 351-369.
- Clarke, L. D., N. J. Hannon. 1971. *The mangrove swamp and salt marsh communities of the Sidney district. IV. The significance of species interaction*. Journal of Ecology 59: 535-553.
- Clarke, P. J., P. J. Myerscough. 1993. *The intertidal distribution of grey mangrove (Avicennia marina) in southeastern Australia: the effects of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment*. Australian Journal of Ecology 18: 307-315.
- Corella Justavino, F., J. I. Valdez Hernández, V. M. Cetina Alcalá, F. V. González Cossio, A. Trinidad Santos y J. R. Aguirre Rivera. 2001. *Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México*. Ciencia Forestal en México 26(90): 73-102.
- Ewel, K., S. Zheng, Z.S. Pinzón, J.A. Burgeois. 1998. *Environmental effects of canopy gap formation in high-rainfall mangrove forest*. Biotropica 30(4): 510-518.
- FAO. 1985. *Mangrove management in Thailand, Malaysia and Indonesia*. FAO Environment Paper No. 4, Rome. 60 p.
- FAO. 1994. *Directrices para la ordenación de los manglares*. Montes No. 117. Santiago, Chile. 345 p.
- García, E. 1987. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. E. García. 4a. ed. México, D.F. 217 p.
- Grime, J. P. 2002. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2nd ed. Wiley. Chichester, England. 419 p.
- INEGI. 2000. *Síntesis de información geográfica del estado de Nayarit*. 140 p.

- Jiménez, J. A. 1988. *Floral and fruiting phenology of trees in a mangrove forest on the dry Pacific coast of Costa Rica*. *Brenesia* 29: 33-50.
- Jiménez, J.A., K. Sauter. 1991. *Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient*. *Estuaries* 14(1): 49-56.
- López-Portillo, J., E. Ezcurra. 1989a. *Response of three mangroves to salinity in two geofoms*. *Functional Ecology* 3: 335-361.
- López-Portillo, J., E. Ezcurra. 1989b. *Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Meacoacán, México*. *Biotropica* 2 (12): 107-114.
- Lugo, A.E. 1980. *Mangrove ecosystems: sucesional or steady state?* *Biotropica* 12 (suppl.): 65-72.
- McKee, K.L. 1995a. *Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability*. *American Journal of Botany* 82(3): 299-307.
- McKee, K.L. 1995b. *Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors*. *Oecologia* 101: 448-460.
- MINITAB Inc. 2002. *MINITAB™ for Windows version 13.32*.
- Mitchell, S.J., W.J. Beese. 2002. *The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems*. *The Forestry Chronicle* 78(3): 397-403.
- Osborne, K., T.J. Smith III. 1990. *Differential predation on mangrove propagules in open and closed canopy forest habitats*. *Vegetatio* 89: 1-6.
- Patrick, W.H., D.S. Mikkelsen. 1971. *Plant nutrient behavior in flooded soil*. pp. 187-215. In: *Fertilizer technology and use*. 2nd. ed. R. A. Olson (ed.) Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wis. 611 p.
- Rabinowitz, D.A. 1978a. *Early growth of mangrove seedlings in Panamá, and an hypothesis concerning the relationship of dispersal and zonation*. *Journal of Biogeography* 5: 113-133.
- Rabinowitz, D.A. 1978b. *Dispersal properties of mangrove propagules*. *Biotropica* 10 (1): 47-57.
- Rabinowitz, D.A. 1978c. *Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panamá*. *Journal of Ecology* 66: 45-51.
- Richards, P.W. 1981. *The tropical rain forest*. Cambridge University. Cambridge, U. K. 450 p.
- Roth, L.C. 1992. *Hurricanes and mangrove regeneration: effects of hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua*. *Biotropica* 24(3): 375-384.
- SAS Institute Inc. 1997. *JMP® Version 3.1.2. for Windows*.
- Smith M.D., B.C. Larson, M.J. Kelty, P. Ashton, S. Mark. 1997. *The practice of silviculture, Applied forest ecology*. John Willey & Sons. New York. 527 p.
- Smith III, T.J. 1987. *Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forest*. *Ecology* 68(2): 266-273.
- Smith III, T.J., M.B. Robblee, H.R. Wanless, T.W. Doyle. 1994. *Mangrove, hurricanes, and lightning strikes*. *Bioscience* 44(4): 256-262.
- SPP (Secretaría de Programación y Presupuesto). 1981. *Síntesis geográfica de Nayarit. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática*. México, D. F. 221 p.
- Steel R., G.D., J.H. Torrie. 1985. *Bioestadística: principios y procedimientos*. McGraw Hill. México, D. F. 622 p.
- Thom, B. 1967. *Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, México*. *Journal of Ecology* 55: 301-304.
- Tomlinson, P.B. 1994. *The botany of mangroves*. First Paperback Edition. Cambridge University Press. New York. 419 p.
- Valdez H., J. I. 2001. *The management of a mangrove forest in Mexico for the commercial production of wood*. Doctor Thesis of Philosophy. Department of Botany. The University of Queensland, Australia. 345 p.
- Valdez H., J. I. 2002. *Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México*. *Madera y Bosques* Número especial 1: 129-145.
- Valdez H., J. I. 2004. *Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit*. *Madera y Bosques* Número especial 2: 93-104.
- Valdez-Hernández, J. I., A. Ruiz-Luna, M. Guzmán-Arroyo, F. González-Farías, J. Acosta-Velázquez y A. D. Vázquez-Lule. 2009a. *Caracterización del sitio de manglar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, Sinaloa-Nayarit*. In: *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. CO-NABIO. México, D.F.

- Valdez-Hernández, J. I., J. Acosta-Velázquez, A. Ruiz-Luna, J.A. Solís-Venegas y V. Rocha-González. 2009b. *Criterios para la selección del sitio de manglar Teacapán-Agua Brava- Marismas Nacionales*. In: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO. México, D.F.
- Wadsworth, F.H. 1959. *Growth and regeneration of white mangrove in Puerto Rico*. Caribbean Forester 20(3-4): 59-71.

1.9 Crecimiento de tres especies arbóreas en una selva mediana subcaducifolia de Nayarit

Marcin Makocki, J. Ignacio Valdez Hernández, Edmundo García Moya.

RESUMEN

Con la finalidad de contribuir a un mejor manejo forestal de las selvas en el estado de Nayarit (Comunidad Indígena San Juan Bautista, municipio Rosamorada: 22° 08' 00" N; 105° 05' 00" O), se realizaron mediciones cada dos meses con cinta diamétrica y bandas dendrométricas, así como heridas al cámbium vascular, en un total de 56 árboles de *Cedrela odorata* (L.), *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb y *Bursera simaruba* (L.). Se detectaron anillos de crecimiento claramente distinguibles y de formación anual en las tres especies. Con esta información se obtuvieron datos del crecimiento acumulado en diámetro y área basal por especie, así como de las relaciones edad-diámetro y edad-tasa de incremento anual. Se mencionan las principales implicaciones de estos resultados para un manejo silvícola de las tres especies en el área de estudio.

ABSTRACT

This study was aimed to aid forest management of tropical subdeciduous trees in the State of Nayarit (Comunidad Indígena San Juan Bautista: 22° 08' 00" N; 105° 05' 00" W), bimonthly measurements of diameter and dendrometric bands were made, and wounds to vascular cambium were recorded in 56 trees including *Cedrela odorata* (L.), *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb and *Bursera simaruba* (L.). Increment rings of annual growth were clearly displayed on all three species. Cumulative growth data for diameter and basal area were obtained for each species. And relationships age-diameter and age-annual growth rate were determined. Major implications for forest management of this results are discussed for all three species in the study area.

No obstante su alta biodiversidad, influencia en el clima global y en la atmósfera, así como en el ciclo del agua e intercambio gaseoso, los bosques tropicales (especialmente aquellos con estacionalidad marcada) están siendo fuertemente impactados por la actividad humana que ocasiona disminución en su cobertura y desaparición de especies (Challenger, 1998; Roig, 2000). Si bien se ha tenido un aumento en la cantidad de investigaciones enfocadas al conocimiento de la diversidad

de flora y fauna tropicales (Berry, 2002; Ceballos *et al.*, 2005), es notable la falta de estudios orientados a prácticas silvícolas que permitan un aprovechamiento sustentable. Es necesario realizar un manejo forestal enfocado, por ejemplo, a la producción de madera, donde se considere el balance apropiado entre funciones y valores ambientales y socioeconómicos (FAO 1999).

Una de las principales restricciones para el manejo racional de los bosques tropicales es aquella relacionada con la tecnología sil-

vícola, ya que no se dispone de experiencia suficiente en torno a sistemas y tratamientos aplicables para diferentes asociaciones vegetales, por lo que generalmente se desconoce la composición de especies y sus dimensiones (De Camino, 1987). Las actividades silvícolas que se llevan a cabo en grandes áreas del trópico mexicano carecen de bases científicas para su aplicación, lo cual en parte se debe a que la mayoría de los profesionales forestales están orientados a bosques de clima templado. Esta situación resulta difícil de comprender dado el enorme uso que ha tenido y tiene la madera proveniente de especies tropicales (Pennington y Sarukhán, 1998; Toledo *et al.*, 2008).

Debido a que las condiciones de humedad y temperatura en las regiones ecuatoriales de baja altitud se creían uniformes a lo largo del año, los primeros investigadores modernos de estos bosques pensaron que los árboles tropicales crecían de manera continua todo el año. Por esta razón, parecía poco probable que los estudios de secciones transversales provenientes de sus troncos permitieran determinar su tasa de crecimiento (Mariaux, 1995). Sin embargo, trabajos llevados a cabo desde el siglo XIX en anillos de crecimiento en árboles de diferentes regiones tropicales (Coster, 1927-1928; Chowdhury, 1939-1940), motivaron una reconsideración al respecto. Se descubrió que cada especie arbórea tiene su propio ritmo de crecimiento como resultado de variaciones estacionales en el clima, las cuales fueron relacionadas con la formación de anillos anatómicamente distinguibles en la madera. Esta información, aunada al reconocimiento de diversos climas en el cinturón intertropi-

cal del mundo posibilitó un estudio subsecuente de la periodicidad en el incremento radial (Mariaux, 1995).

Con el propósito de alcanzar un aprovechamiento sostenible de este recurso maderable es indispensable determinar, por ejemplo, la tasa de crecimiento de los árboles tropicales. Bajo condiciones naturales, poco se sabe de estas tasas de crecimiento y/o acerca de procesos dinámicos en rodales mayores de 20 años de edad (Worbes, 1992). La formación de zonas de crecimiento radial en la madera es comúnmente producto de condiciones favorables y desfavorables que ocurren de manera alternada en el ambiente; por ejemplo, temperaturas bajas en zonas templadas y estaciones de sequía en los trópicos. Estas condiciones provocan una interrupción de la actividad cambial y, en consecuencia, generan zonas de crecimiento en la madera (Worbes, 1995).

Los sistemas silvícolas basados en el concepto de uso sostenible requieren de conocimiento acerca de las tasas de incremento radial en los árboles y de su respuesta a las condiciones climáticas (Worbes, 1999). El conocimiento de la composición de especies, estructura de edades, tasas de incremento y mecanismos de crecimiento permitirá una mejor comprensión de los patrones sucesionales en las selvas (Worbes, 1992).

Son casi inexistentes los datos sobre tasas de crecimiento en árboles tropicales de México basados en el análisis de sus anillos en la madera (López *et al.*, 2006), pero este conocimiento es esencial para comprender la dinámica de las selvas mexicanas en general y de las selvas medianas en particular.

Con el presente trabajo se espera proporcionar las bases para un aprovechamiento sostenible del recurso maderable con base en datos de incremento y rendimiento obtenidos a partir del análisis de anillos de crecimiento en árboles de tres especies de importancia económica. Debido a que las tres especies poseen una madera muy apreciada en el mercado nacional, se espera que los beneficios derivados de su comercialización sean redituables a los poseedores de la selva (población indígena y mestiza) en el área de estudio.

El objetivo de la presente investigación es determinar el ritmo y tasa de crecimiento radial de *Cedrela odorata* L., *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb. y *Bursera simaruba* (L.) Sarg. en una selva mediana subcaducifolia del estado de Nayarit, México. Se plantea la hipótesis que debido a la influencia de la estación seca prolongada en el área de estudio, las tres especies de interés presentan anillos de crecimiento formados anualmente, gracias a los cuales es posible establecer la edad y tasa de crecimiento radial de sus árboles.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza en un predio (22° 08' 00'' Norte, 105° 05' 00'' Oeste) propiedad de la Comunidad Indígena San Juan Bautista, municipio de Rosamorada, estado de Nayarit (Figura 1.9.1); la cual forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre Occidental, subprovincia Pie de la Sierra, caracterizada por sierras altas asociadas con lomeríos (CGSNEGI 1995a). En dicha provincia las rocas son metamórficas del

triásico (las más antiguas) y sedimentarias del cretácico (calizas-lutitas, areniscas-lutitas). Las pendientes fluctúan entre 20 y 40% de inclinación con predominio de exposiciones noroeste (NW) y las principales unidades de suelos, de acuerdo con FAO/Unesco (1974), son cambisol eútrico (franco arenoso, café obscuro, horizonte cálcico) y feozem háplico (arcillo arenoso, pardo grisáceo muy obscuro, generalmente ácido). La temperatura media anual es de 25.6 °C y la precipitación media anual de 1410 mm (CGSNEGI, 1995b). La precipitación es marcadamente estacional (Figura 1.9.1): 90% en la época de lluvias (junio-septiembre) y 10% en la de sequía (octubre-mayo). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw_2) el más húmedo de los cálidos subhúmedos (García, 1987). El tipo de vegetación corresponde a una selva mediana subcaducifolia (Beard, 1944; Miranda y Hernández X, 1963; Flores *et al.*, 1971; Rzedowski, 1978).

ANÁLISIS DE ZONAS DE CRECIMIENTO EN LA MADERA

Para comprobar la presencia de anillos de crecimiento en las tres especies estudiadas, así como determinar la forma y grado de visibilidad de sus bordes, se tomaron muestras de madera en tocones y árboles seleccionados con la ayuda de un taladro de Pressler. Estas muestras se pulieron en corte transversal y se observaron tanto a simple vista como empleando un estereoscopio.

Con el objetivo de caracterizar la estructura anatómica de un anillo de crecimiento y proporcionar una explicación funcional de esta estructura, para cada especie se se-

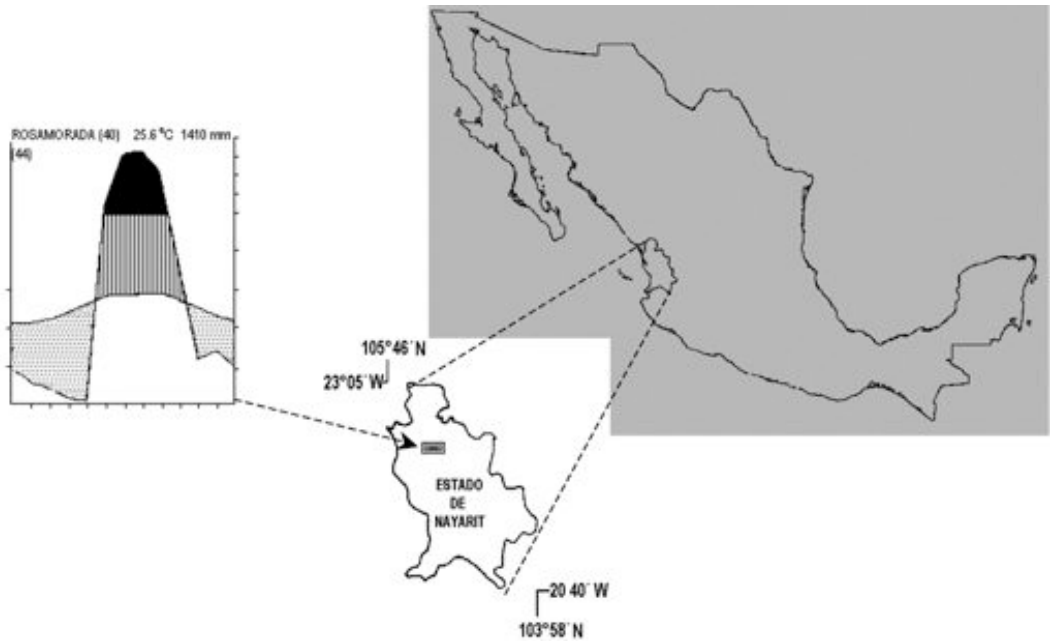


Figura 1.9.1. Localización geográfica y diagrama climático del área de estudio.

leccionó en campo un individuo sano (sin daños visibles causados por plagas, hongos o factores mecánicos). Se tomaron muestras de madera que comprendieron la zona transicional entre dos anillos de crecimiento sucesivos, las cuales fueron fijadas posteriormente en GAA (glicerina, alcohol al 90% y agua en proporciones 1:2:1).

De este modo las muestras se transportaron al laboratorio donde, con la ayuda de un micrótopo de deslizamiento, se obtuvieron tres preparaciones microscópicas permanentes para cada uno de los cortes transversal y radial, así como seis preparaciones para el corte tangencial. Lo anterior se realizó con la finalidad de determinar los cambios en la estructura de los elementos anatómicos: de la parte final de un anillo de crecimiento hacia la parte inicial del siguiente anillo a través de la zona transicional. Las preparaciones fueron observadas usando un microscopio de

luz y descritas de acuerdo con los criterios convencionales de anatomía de maderas.

VARIACIÓN DE ELEMENTOS TRAQUEALES EN UN ANILLO DE CRECIMIENTO

La inferencia preliminar sobre la periodicidad en la formación de cada zona de crecimiento radial, requirió de un estudio de los cambios en longitud y forma de los elementos traqueales (fibras y elementos de vaso) dentro de un anillo de crecimiento. Por lo anterior, se exploró la existencia de un patrón de cambios común para todas las zonas de crecimiento dentro de una especie, lo que confirmaría su formación periódica en un ritmo inducido por factores internos o externos.

Mediante el uso de un taladro de Pressler de 12 mm de diámetro se obtuvieron muestras de diez árboles por especie. En los últi-

mos cinco anillos de estas muestras se tomaron porciones de 1 mm de grosor, las cuales representaron la parte inicial y terminal de cada uno de estos anillos. Estas porciones fueron maceradas en solución de Jeffrey (Berlyn y Mischel, 1976) y en cada una de ellas se midió la longitud de 50 fibras y 50 elementos de vaso con el analizador de imágenes Image Pro-Plus® v. 3.01 (Media Cybernetics, 1997) adaptado a una cámara de video Hitachi KP-D51 y a un microscopio Olympus BX-50. En cada muestra se observó la forma de los elementos de vaso y se calcularon estadísticas descriptivas para cuatro variables en cada anillo de crecimiento: longitud de fibras en la zona inicial (FIBRA INI), longitud de fibras en la zona terminal (FIBRA TER), longitud de elementos de vaso en la zona inicial (EV INI) y longitud de elementos de vaso en la zona terminal (EV TER).

Se llevó a cabo una prueba de t, con objeto de verificar la existencia de diferencias significativas entre las longitudes de los elementos traqueales dentro de un anillo, y se realizó un análisis de varianza y prueba de Tukey con la finalidad de averiguar la variabilidad entre individuos de una misma especie. Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1988).

MEDICIONES CON CINTA DIAMÉTRICA Y BANDAS DENDROMÉTRICAS

Se seleccionaron un total de 56 árboles: 15 de *Cedrela odorata*, 21 de *Enterolobium cyclocarpum* y 20 de *Bursera simaruba*. Estos árboles fueron agrupados en categorías diamétricas de 10 cm de amplitud, desde los 10

cm de diámetro a la altura del pecho (DAP = 1.3 m sobre el suelo) hasta el mayor DAP encontrado para cada especie: 47.8 cm en *Cedrela*, 122.3 cm en *Enterolobium* y 56.8 cm en *Bursera*. La selección en campo de estos árboles se llevó a cabo tratando de incluir diferentes posiciones sociológicas para individuos de una misma categoría diamétrica. En todos los árboles seleccionados se llevó al cabo el registro de cambios (0.5 mm de precisión) en su DAP para periodos bimensuales usando cinta diamétrica. Asimismo, para cada especie investigada se eligió un árbol por categoría diamétrica al cual se le colocó una banda dendrométrica (Cattellino *et al.*, 1986) con el fin de identificar cambios (0.1 mm de precisión) en su circunferencia. Las lecturas en estas bandas también fueron bimensuales. Para ambos métodos se calcularon tasas de crecimiento por categoría diamétrica y posición sociológica, estableciendo además relaciones con la precipitación correspondiente al año de medición.

Observaciones fenológicas

Simultáneamente al registro bimensual del DAP se observó el estado fenológico de cada uno de los árboles muestra como sigue: a) porcentaje de follaje presente, b) presencia de brotes vegetativos y/o florales, c) proporción de flores y frutos. El propósito de estas observaciones fue determinar el ciclo fenológico para cada especie, así como reconocer su carácter estacional y posible influencia en la periodicidad y tasas de crecimiento. Además, con la ayuda de gráficos se relacionaron éstos ciclos fenológicos con la actividad del cámbium y la incidencia de elementos climáticos, tales como la precipitación.

Heridas al cambium

Esta técnica fue sugerida por Mariaux (1967) en árboles tropicales de África y ha sido descrita y aplicada, entre otros, por Worbes (1995). Tres individuos con diferentes DAP y posiciones sociológicas para cada especie, fueron deliberadamente heridos en el fuste por medio de incisiones, con la finalidad de dejar una marca en la madera al destruir la zona cambial. Al cerrarse, esta marca generó en el corte transversal una cicatriz de edad conocida. Las incisiones, de aproximadamente 0.5 cm de ancho y 20 cm de longitud se efectuaron cada dos meses alrededor del fuste a una distancia aproximada de 20 cm entre ellas durante un año. Transcurrido este tiempo, los árboles fueron cortados con la finalidad de obtener secciones transversales (rodajas) del fuste a la altura donde las cicatrices se realizaron. Mediante observaciones tanto macro como microscópicas de estas cicatrices se determinó la periodicidad en la formación de las zonas de crecimiento en la madera y se estimaron tasas de producción de madera para cada periodo bimensual y para el total anual.

Predicción del incremento radial

Se seleccionaron ocho árboles de *Cedrela*, 20 de *Enterolobium* y 15 de *Bursera* con base en los requerimientos para árboles-muestra señalados por Schweingruber (1988). Con ayuda de un taladro de Pressler de 12 mm de diámetro, se tomaron dos muestras (virutas) en lados opuestos del fuste para cada individuo y se les guardó en GAA (glicerina, alcohol etílico 90% y agua en proporciones 1:2:1). Posteriormente se midieron las anchuras de los anillos de crecimiento

presentes en cada viruta usando el programa TRIMS - Tree-ring Increment Measurement System (Tree-ring Laboratory, 1986) y se elaboró, por especie, la curva de anchuras promedio por año de crecimiento de los árboles.

Para la obtención de estimadores de algunos parámetros básicos para el manejo silvícola con fines de producción de madera en las tres especies estudiadas, se calcularon incrementos medios de los árboles por año, con base en las anchuras de anillos de crecimiento medidas anteriormente, y se correlacionaron con datos del DAP y edad para cada especie. Tomando en cuenta la anchura de anillo del año correspondiente y el radio del fuste del árbol, se estimó el incremento en área basal para cada año de crecimiento de acuerdo con la siguiente ecuación (Boninsegna *et al.*, 1989):

$$Ba_{(t)} = 2\pi r_{(t-1)} Ir_{(t)}$$

donde:

$Ba_{(t)}$ = área basal a la edad t

$\pi = 3.14159$

$r_{(t-1)}$ = radio alcanzado por el

árbol a la edad t-1

$Ir_{(t)}$ = anchura de anillo del año t

Los incrementos promedio acumulados en diámetro y área basal se ajustaron mediante curvas de función de potencia, las cuales pretenden constituir una base para las predicciones futuras de incremento radial en las tres especies estudiadas. Además,

y con la finalidad de analizar la tendencia temporal en tasas de incremento radial para cada especie, sus incrementos radiales promedio se presentaron en función de cada año de crecimiento y el diámetro acumulado del fuste. Estos resultados también se ajustaron mediante curvas de funciones de regresión lineal simple y polinomiales. La elección de un tipo de función para cada grupo de datos se llevó a cabo considerando principalmente el valor del coeficiente de determinación (R^2).

RESULTADOS

Descripción macroscópica

Las rodajas de las tres especies examinadas presentaron anillos de crecimiento distinguibles. *Cedrela odorata* mostró los anillos más claramente visibles, en tanto que *Bursera simaruba* y *Enterolobium cyclocarpum* requirieron de tratamientos adicionales para aumentar su visibilidad: corte superficial con navaja o pulido con lijas y humectación con agua o aceite. En *E. cyclocarpum* la dificultad aumentó debido a gomas y colorantes presentes en el duramen.

No se detectaron anillos falsos o discontinuos en la madera. Las zonas de transición entre anillos subsecuentes fueron más conspicuas al observarlas bajo el estereoscopio y en condiciones de mayor humedad de la madera. Las especies se ordenaron de mayor a menor excentricidad de sus anillos como sigue: *E. cyclocarpum*, *B. simaruba* y *C. odorata*.

Descripción microscópica

En *C. odorata* (Figura 1.9.2a) la zona de transición entre anillos presentó una banda de parénquima marginal claramente distinguible (7-9 células). Esta especie mostró porosidad anular y el contraste entre dos zonas de crecimiento fue dado por una hilera de vasos con diámetro mayor, la cual correspondió a la parte inicial del anillo. El parénquima axial fue muy escaso en la parte inicial del anillo pero aumentó su abundancia en la terminal, donde formó bandas tangenciales mezcladas con fibras. En contraste, las bandas de parénquima marginal no presentaron fibras.

En *E. cyclocarpum* (Figura 1.9.2b) la zona de transición estuvo formada por una banda de parénquima marginal muy delgada (1-3 células) pero conspicua. Esta especie mostró porosidad semi-anular o anular. Aunque no fue muy notorio, se apreció el cambio tanto en densidad de distribución de vasos como en diámetro tangencial de los mismos, desde la parte inicial a la terminal de un anillo de crecimiento.

La parte inicial (“madera temprana”) consistió de vasos con mayor diámetro pero menor densidad de distribución, mientras que la parte terminal (“madera tardía”) presentó vasos con menor diámetro pero mayor densidad. Solamente en la zona transicional entre dos anillos, los vasos que limitan con la hilera del parénquima marginal se agruparon de manera evidente. En la parte inicial, el parénquima vasicéntrico fue abundante y estuvo localizado en forma concéntrica alrededor de cada uno de los vasos solitarios. En la parte terminal, se encontró parénquima aliforme que pasó luego

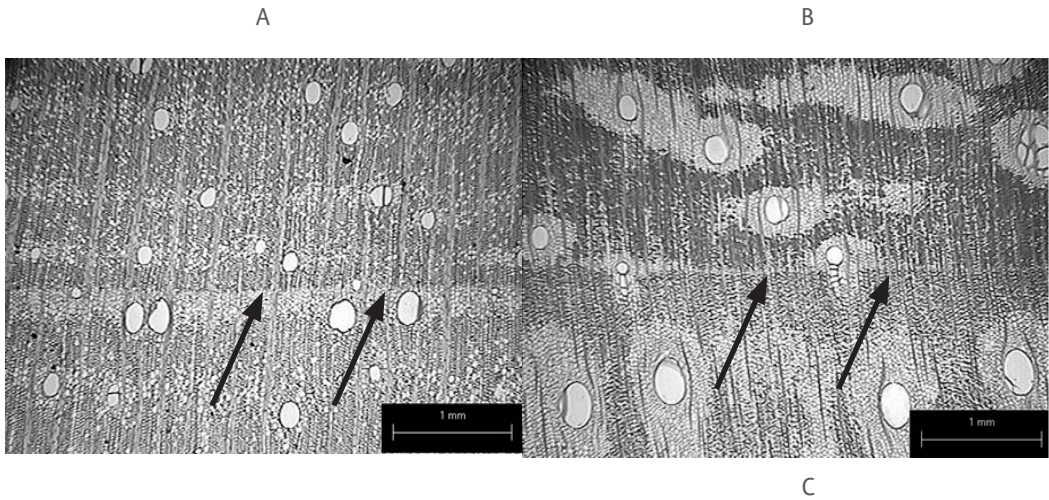


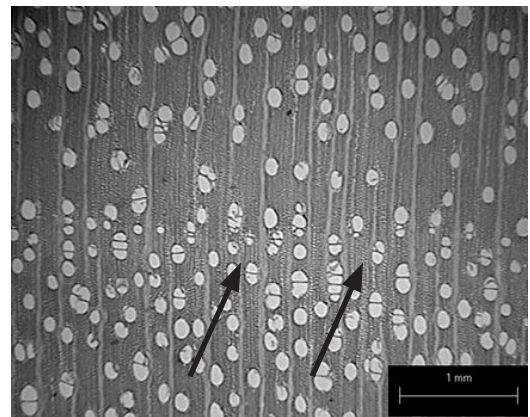
Figura 1.9.2. Cortes transversales de zonas transicionales entre dos anillos de crecimiento colindantes para *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c). Las flechas indican el borde entre los dos anillos.

a confluyente formando bandas abundantes en la porción cercana a la zona transicional (Figura 1.9.2b).

En *B. simaruba* (Figura 1.9.2c) a diferencia de las especies antes descritas, no existió un borde distinguible entre dos anillos de crecimiento sucesivos. La hilera de células del parénquima marginal no se observó en la muestra analizada. Lo que permitió detectar la zona de transición fue una marcada diferencia en densidad de vasos. Esta especie mostró porosidad difusa y no existieron grandes diferencias entre los diámetros de vasos. Sin embargo, la densidad de vasos disminuyó notablemente de la parte inicial a la terminal del anillo.

Variación de elementos traqueales dentro de un anillo

Todas las especies mostraron un aumento altamente significativo ($p < 0.001$) en longi-



tudes de fibras y de elementos de vaso de la zona inicial a la terminal dentro de un anillo de crecimiento (Cuadro 1.9.1). La longitud del elemento de vaso aumentó, en promedio, 46% para *C. odorata* y *E. cyclocarpum* y 21% para *B. simaruba*. La longitud de las fibras aumentó 23% para *C. odorata*, 20% para *E. cyclocarpum* y 26% para *B. simaruba*.

El análisis de varianza mostró la existencia de diferencias altamente significativas ($p < 0.001$) para longitudes de elementos traqueales entre individuos de la misma especie (Cuadro 1.9.2). La diferencia entre longitudes máximas y mínimas fue mayor en fibras que para elementos de vaso, así como mayor

† Cuadro 1.9.1. Longitud de elementos traqueales en las zonas inicial y terminal de los anillos de crecimiento por especie.

| Especie | Elemento | Longitud | | | Error Estándar | Prueba de t ¹ |
|---------------------------------|-----------|-------------|-------------|------------|----------------|--------------------------|
| | | Mínima (mm) | Máxima (mm) | Media (mm) | | |
| <i>Cedrela odorata</i> | Fibra-In | 0.71 | 1.89 | 1.24 | 0.003 | |
| | Fibra-Ter | 0.85 | 2.52 | 1.52 | 0.003 | p < 0.001 |
| | Vaso-In | 0.17 | 0.46 | 0.33 | 0.003 | |
| | Vaso-Ter | 0.25 | 0.73 | 0.48 | 0.003 | p < 0.001 |
| | Fibra-In | 0.65 | 1.68 | 1.13 | 0.003 | |
| | Fibra-Ter | 0.79 | 2.14 | 1.35 | 0.004 | p < 0.001 |
| <i>Enterolobium cyclocarpum</i> | Vaso-In | 0.12 | 0.53 | 0.26 | 0.004 | |
| | Vaso-Ter | 0.23 | 0.61 | 0.38 | 0.003 | p < 0.001 |
| | Fibra-In | 0.71 | 1.49 | 1.12 | 0.002 | |
| | Fibra-Ter | 1.08 | 1.88 | 1.41 | 0.002 | p < 0.001 |
| <i>Bursera simaruba</i> | Vaso-In | 0.26 | 0.88 | 0.53 | 0.005 | |
| | Vaso-Ter | 0.35 | 0.90 | 0.64 | 0.004 | p < 0.001 |

¹ para diferencias entre longitudes de zona inicial y su correspondiente zona terminal

Fibra-In = longitud de fibra en zona inicial

Fibra-Ter = longitud de fibra en zona terminal

Vaso-In = longitud de elemento de vaso en zona inicial

Vaso-Ter = longitud de elemento de vaso en zona terminal

en fibras de la zona terminal de un anillo respecto de las fibras en la zona inicial.

Mediciones con cinta diamétrica y bandas dendrométricas

Las tres especies mostraron en general un aumento en diámetro de junio a noviembre, coincidiendo en gran medida con la época de lluvias, y una disminución del mismo a partir de diciembre (Figura 1.9.3). Sin embargo, este patrón cambió de acuerdo con: a) posición sociológica, los árboles codominantes disminuyeron su diámetro después que los intermedios y suprimidos; y b) especie, los individuos de *B. simaruba* presentaron un marcado aumento en diámetro durante la sequía (Figura 1.9.3c).

De igual manera, los árboles en posiciones sociológicas inferiores mostraron un mayor crecimiento porcentual (del total anual) durante la sequía (enero-abril): 10% en intermedios de *C. odorata*, 25% en suprimidos de *B. simaruba* y 75% en suprimidos de *E. cyclocarpum*.

Observaciones fenológicas

En *C. odorata* las flores aparecieron junto con las hojas nuevas en junio (inicio de la época de lluvias) y de diciembre a enero (inicio de la sequía) todas las hojas se desprendieron de los árboles. Para *E. cyclocarpum* tanto las hojas nuevas como la floración ocurrieron en abril (fin de la sequía) y la caída de hojas en noviembre (un mes después del cese de

+ Cuadro 2. Análisis de varianza para diferencias en longitud de elementos traqueales entre individuos de la misma especie.

| Especie | Fuente | gl | Fibra-In | | Fibra-Ter | | gl | Vaso-In | | Vaso-Ter | |
|---------------------------------|-----------|------|----------|----------------|-----------|-------|-----|---------|-------|----------|-------|
| | | | SC | F ¹ | SC | F | | SC | F | SC | F |
| <i>Cedrela odorata</i> | Individuo | 9 | 8.1 | 42.06 | 11.8 | 63.34 | 9 | 0.4 | 17.53 | 0.8 | 21.80 |
| | Error | 2490 | 52.3 | | 51.7 | | 490 | 1.3 | | 1.9 | |
| | Total | 2499 | 61.4 | | 63.5 | | 499 | 1.7 | | 2.6 | |
| <i>Enterolobium cyclocarpum</i> | Individuo | 9 | 3.4 | 15.47 | 14.9 | 56.85 | 9 | 0.6 | 18.31 | 0.3 | 8.78 |
| | Error | 2490 | 61.3 | | 72.7 | | 490 | 1.9 | | 1.6 | |
| | Total | 2499 | 64.7 | | 87.6 | | 499 | 2.5 | | 1.9 | |
| <i>Bursera simaruba</i> | Individuo | 9 | 2.4 | 23.51 | 9.5 | 94.73 | 9 | 0.4 | 4.51 | 0.3 | 4.13 |
| | Error | 2490 | 28.3 | | 27.6 | | 490 | 4.7 | | 3.6 | |
| | Total | 2499 | 30.8 | | 37.1 | | 499 | 5.1 | | 3.9 | |

¹ Todos los valores de F fueron altamente significativos ($p < 0.001$)

las lluvias). En *B. simaruba* las flores y hojas nuevas aparecieron en junio (inicio de las lluvias) mientras que para enero-abril (época de sequía) todos los árboles se encontraron desprovistos de follaje.

Heridas al cambium

En las tres especies estudiadas, las marcas realizadas con la navaja al final de la sequía (marzo 1999) se ubicaron en el borde del penúltimo anillo (Figura 1.9.4). Para *E. cyclocarpum* la marca de enero 2000 se ubicó en el borde del

último anillo completo (Figura 1.9.4b), mientras que para *B. simaruba* dicha marca apareció en la zona cambial (Figura 1.9.4c).

Ecuaciones de crecimiento

Las tres especies mostraron una disminución notoria en sus tasas de incremento radial con un aumento tanto en la edad (Figura 1.9.5) como en el diámetro del fuste (Figura 1.9.6). Cada grupo de datos fue ajustado con las siguientes funciones de regresión lineal simple o polinomial:

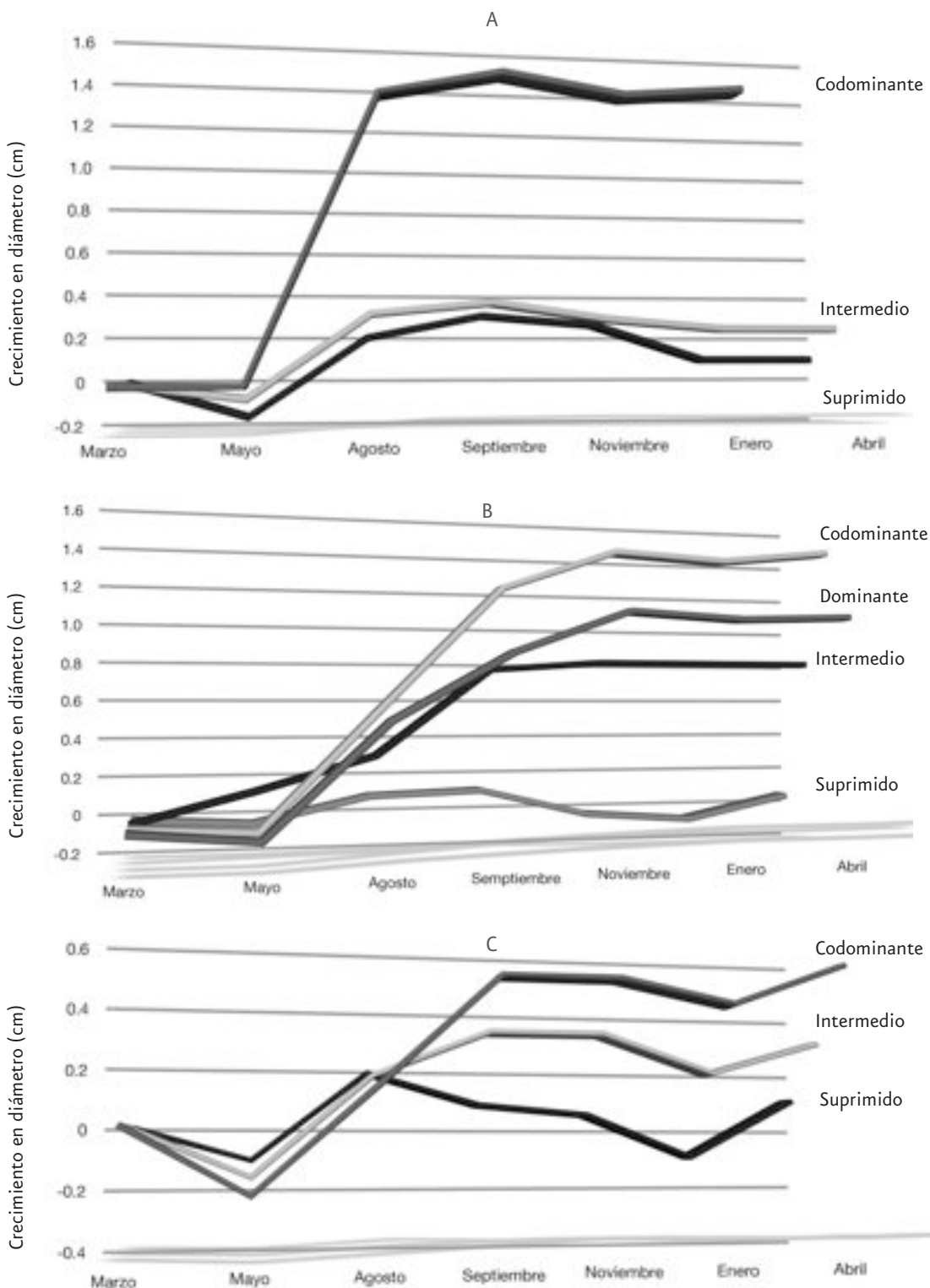


Figura 1.9.3. Crecimiento acumulado en diámetro para árboles de *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c) por posición sociológica (Marzo 1999-Abril 2000).

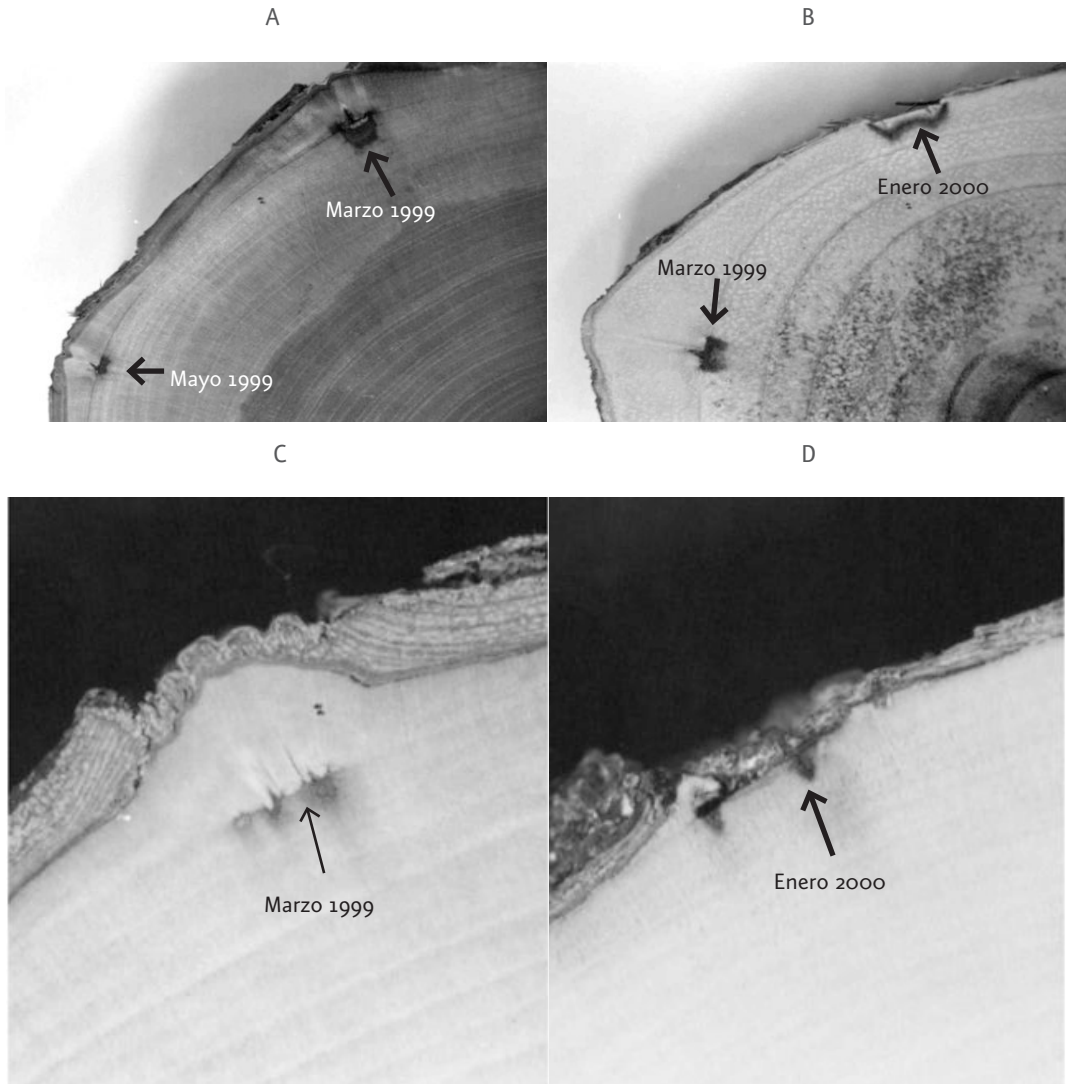


Figura 1.9.4. Heridas al cambium en las secciones transversales de *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c).

Cedrela odorata

Relación incremento radial y edad

$$y = -0.0027x^2 + 0.034x + 6.6283$$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.73 \quad (1)$$

Relación incremento radial y diámetro

$$y = -0.0032x^2 + 0.0604x + 6.4615$$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.74 \quad (2)$$

Enterolobium cyclocarpum

Relación incremento radial y edad

$$y = -0.1871x + 11.884$$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.85 \quad (3)$$

Relación incremento radial y diámetro

$$y = -0.0055x^2 + 0.1775x + 9.5796$$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.91 \quad (4)$$

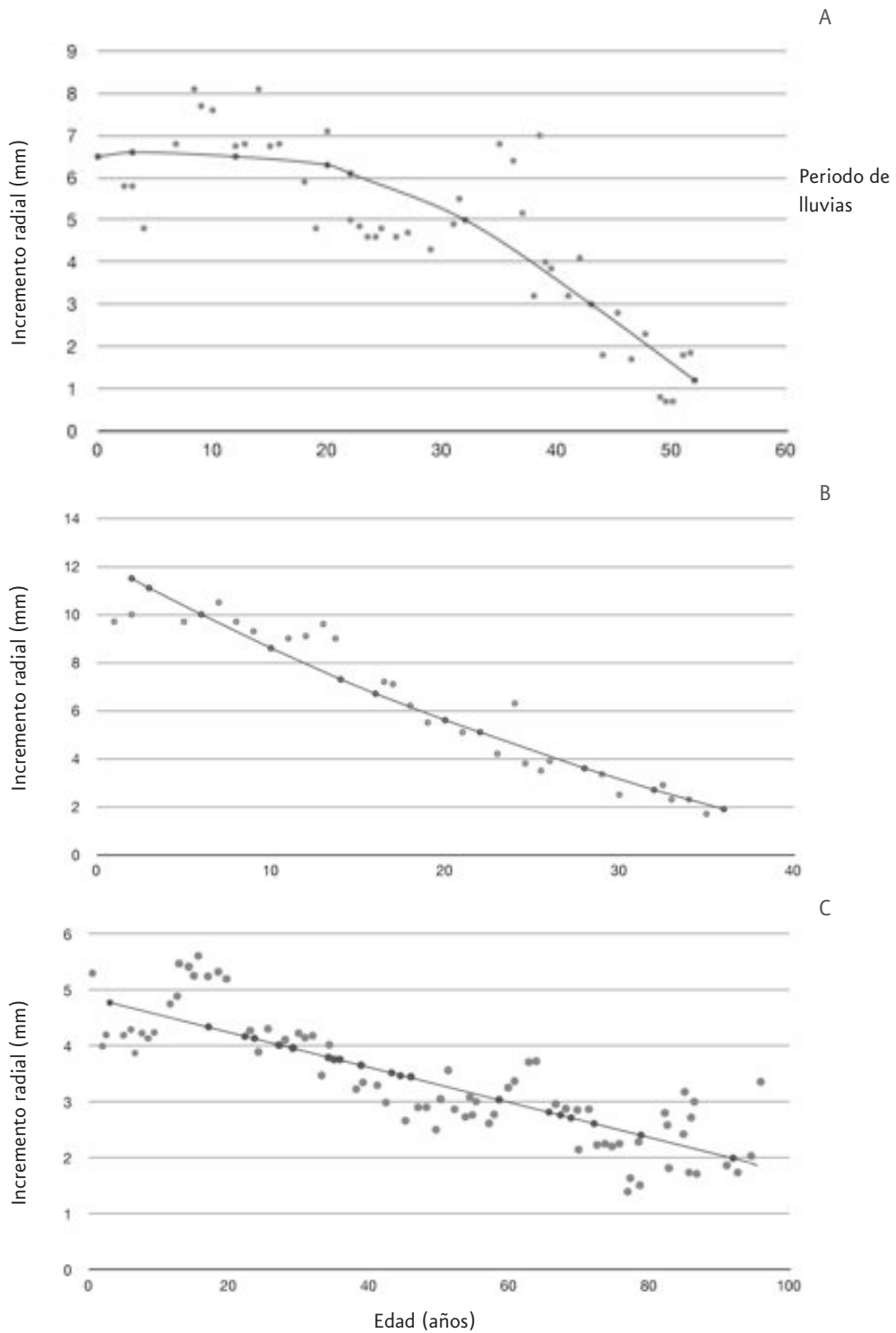


Figura 1.9.5. Relación entre la tasa de incremento radial y la edad para *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c).

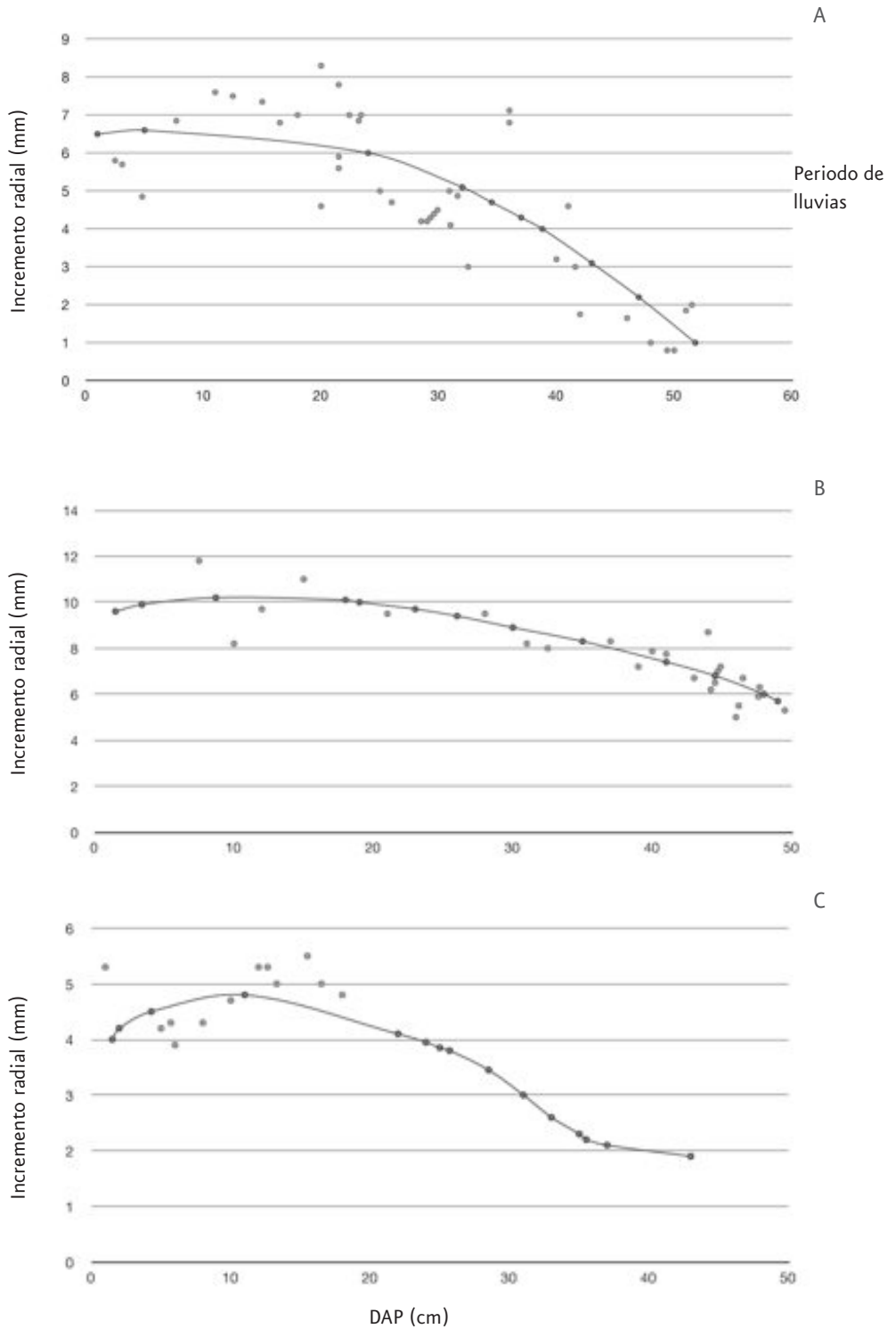


Figura 1.9.6. Relación entre la tasa de incremento radial y el DAP para *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c).

Bursera simaruba

Relación incremento radial y edad

$$y = -0.0326x + 4.8747$$

$$n = 15 \quad R^2 = 0.73 \quad (5)$$

Relación incremento radial y diámetro

$$y = 0.0002x^3 - 0.0134x^2 + 0.2417x + 3.7203$$

$$n = 15 \quad R^2 = 0.70 \quad (6)$$

donde y es el incremento radial anual promedio por especie y x es la edad del árbol (ecuaciones 1, 3 y 5) o el diámetro a la altura del pecho (DAP = 1.30 m) (ecuaciones 2, 4 y 6).

El incremento acumulado en diámetro y área basal se presenta en las Figuras 1.9.7 y 1.9.8, respectivamente. Las curvas promedio ajustadas para ambas variables están descritas por las siguientes funciones de potencia:

Cedrela odorata

$$\text{Diámetro:} \quad y = 1.5958(x^{0.883})$$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.98 \quad (7)$$

$$\text{Área basal:} \quad y = 2.4535(x^{1.779})$$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.99 \quad (8)$$

Enterolobium cyclocarpum

$$\text{Diámetro:} \quad y = 2.4946(x^{0.889})$$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.98 \quad (9)$$

$$\text{Área basal:} \quad y = 6.7678(x^{1.703})$$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.99 \quad (10)$$

Bursera simaruba

$$\text{Diámetro:} \quad y = 1.2194(x^{0.871})n$$

$$= 15 \quad R^2 = 0.98 \quad (11)$$

$$\text{Área basal:} \quad y = 1.5293(x^{1.695})n = 15 \quad R^2$$

$$= 0.99 \quad (12)$$

donde y es el incremento acumulado en diámetro del fuste en cm (ecuaciones 7, 9 y 11) o en área basal en cm^2 (ecuaciones 8, 10 y 12) a la altura de 1.30 m (DAP) y x es la edad del árbol en años.

DISCUSIÓN

La distinción de los anillos de crecimiento varió en las tres especies estudiadas. *Cedrela odorata* mostró anillos claramente definidos gracias a su porosidad anular; sin embargo, en muestras de tamaño pequeño pueden surgir problemas con la distinción macroscópica. Este problema desaparece al efectuar observaciones microscópicas, así como al observar muestras de mayor tamaño, lo cual fue sugerido por Stahle *et al.* (1999) para *Pterocarpus angolensis* en Zimbabwe. *Enterolobium cyclocarpum* presentó anillos muy claros, aunque en la zona de duramen, llena de gomas y colorantes, se necesitó una mejor preparación de la superficie para poder observar y distinguir los anillos correctamente. En las preparaciones microscópicas se pudo distinguir una fina banda de parénquima marginal que representó el margen entre dos anillos colindantes, característico de la mayoría de las leguminosas (Worbes y Junk, 1989). *Bursera simaruba* tuvo anillos poco claros en comparación con las dos especies anteriores; sin embargo, después de una preparación adecuada de las muestras y humectación de su superficie, el grado de distinción aumentó significativamente.

En las rodajas de todas las especies se detectó una médula excéntrica y, por consecuencia, los anillos de crecimiento variaron en anchura de acuerdo con el radio. Sin em-

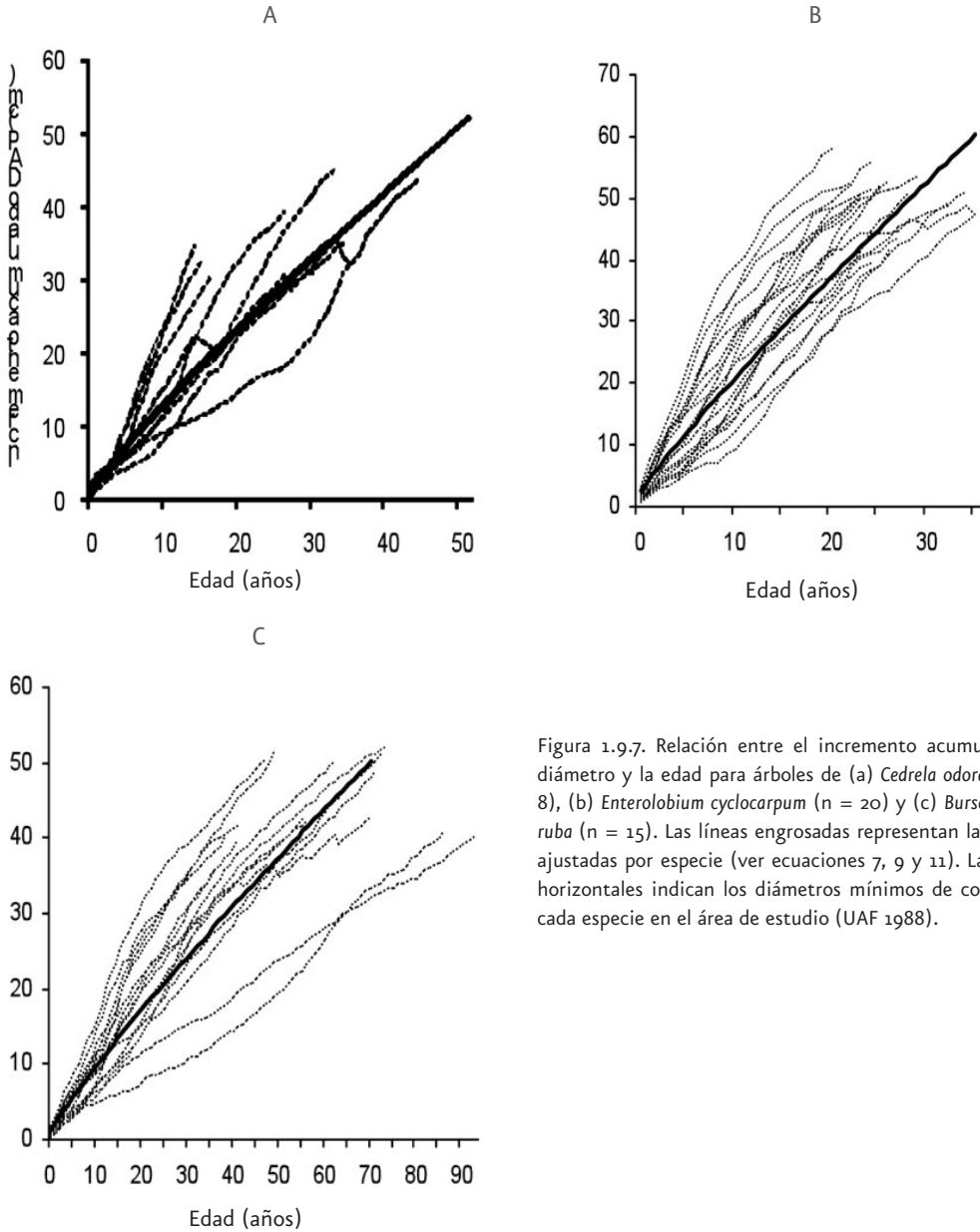


Figura 1.9.7. Relación entre el incremento acumulado en diámetro y la edad para árboles de (a) *Cedrela odorata* (n = 8), (b) *Enterolobium cyclocarpum* (n = 20) y (c) *Bursera simaruba* (n = 15). Las líneas engrosadas representan las curvas ajustadas por especie (ver ecuaciones 7, 9 y 11). Las líneas horizontales indican los diámetros mínimos de corta para cada especie en el área de estudio (UAF 1988).

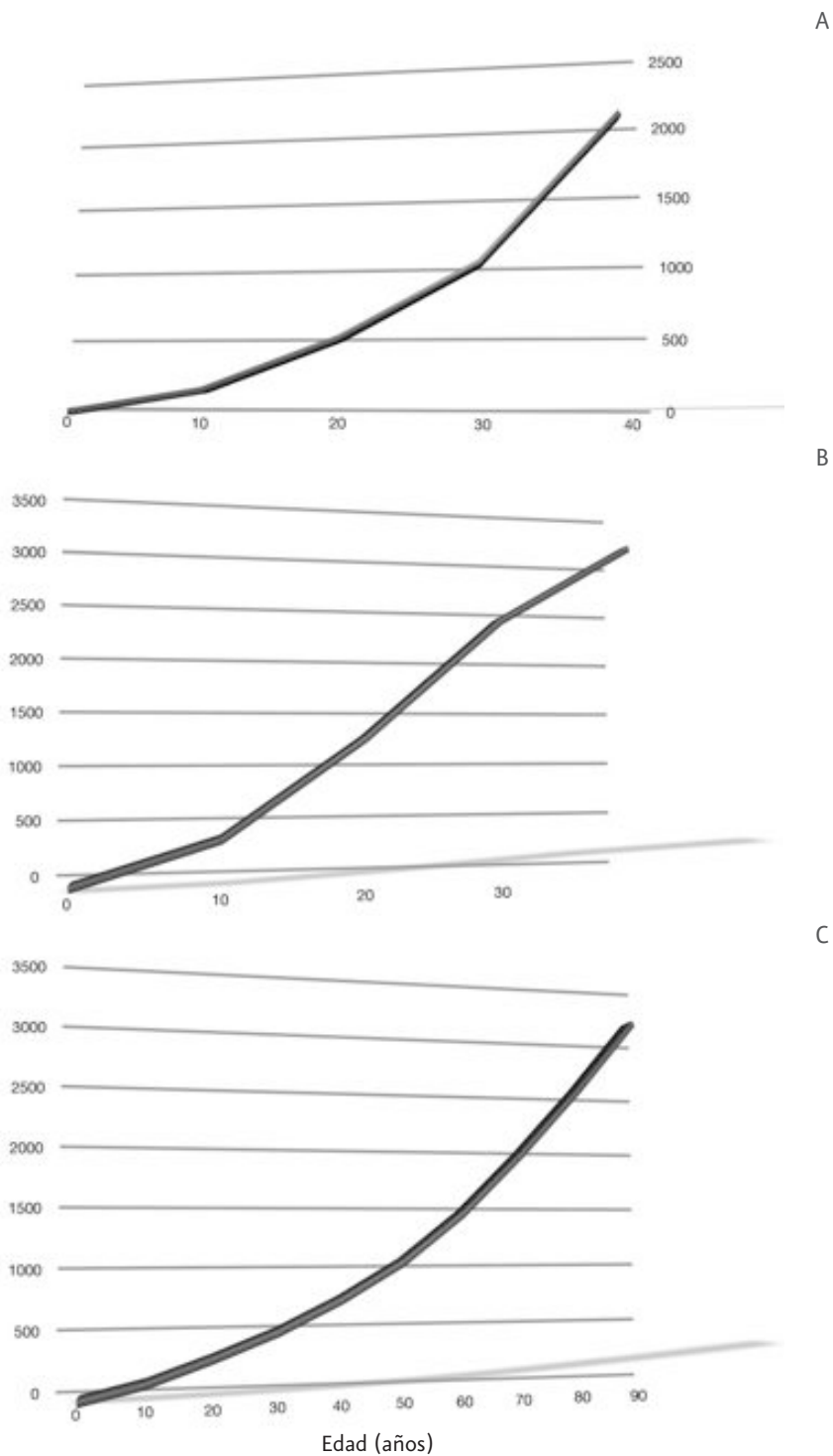


Figura 1.9.8. Relación entre el incremento acumulado promedio en área basal y la edad para (a) *Cedrela odorata* (n = 8), (b) *Enterolobium cyclocarpum* (n = 20) y (c) *Bursera simaruba* (n = 15). Las curvas fueron ajustadas por especie (ver ecuaciones 8, 10 y 12).

bargo, después de un análisis minucioso de cada rodaja no se detectaron anillos falsos o incompletos. Según Schweingruber (com. pers.), los árboles de porosidad anular (*C. odorata*) y semi-anular (*E. cyclocarpum*) no presentan anillos falsos, ésta es una característica de maderas con porosidad difusa (p. ej. *B. simaruba*). No obstante esta aclaración, en las rodajas de *B. simaruba* examinadas no se detectó la presencia de anillos falsos.

Las diferencias en anchuras de los anillos constituyen un problema cuando se evalúa el incremento radial. Se sugiere, por tanto, tomar muestras de dos lados opuestos a la medula y obtener un valor promedio o medir las rodajas en la mayor cantidad de radios posible, como lo realizaron Sass *et al.* (1995) para *Shorea leprosula* en Malasia. Considerando el trayecto de sus anillos, *C. odorata* y *B. simaruba* crecieron concéntricamente durante los primeros años, pero después la actividad cambial alrededor del fuste se volvió desigual y ocasionó diferencias en la anchura de sus anillos. *E. cyclocarpum* presentó irregularidades desde sus primeros años de crecimiento. Con la información disponible a la fecha, es difícil afirmar si el excentricismo constituye una característica de la especie derivada de su propia filogenia o es una respuesta ecológica a las condiciones del hábitat.

Variación de elementos traqueales en anillos de crecimiento

Todas las especies demostraron un patrón regular en la longitud de los elementos traqueales dentro de cada anillo de crecimiento, cuya explicación podría basarse en Bisset

y Dadswell (1950). Estos autores sugieren que las divisiones cambiales son más numerosas al principio del periodo vegetativo, con menos tiempo disponible para la elongación de las células entre dos divisiones sucesivas. Después, en el periodo cuando disminuye la intensidad de las divisiones, las células tienen más tiempo para desarrollarse en tamaño. Una diferenciación rápida produce elementos traqueales más cortos, mientras que una diferenciación lenta permite una mayor expansión de células y, de este modo, elementos traqueales más largos.

Los resultados obtenidos para *C. odorata* y *E. cyclocarpum* confirman lo reportado para especies con porosidad anular en climas templados (Bisset y Dadswell, 1950). En la presente investigación se encontró el mismo patrón en *B. simaruba*, una especie con madera de porosidad difusa, hallazgo que no ha sido consignado en trabajos similares.

La diferencia entre las longitudes de los elementos traqueales para individuos de la misma especie puede deberse, por un lado, a las diferentes posiciones sociológicas de los árboles muestra y, por el otro, a diferencias en el diámetro del fuste. Según Panshin y de Zeeuw (1980), la longitud de los elementos traqueales aumenta, en general, en el sentido radial de la médula hacia la corteza, junto con el incremento de las células fusiformes iniciales. De este modo, las longitudes en diferentes anillos de crecimiento varían en función de su distancia a la médula. Sin embargo, el patrón del aumento dentro de cada anillo sigue siendo el mismo.

Como fue indicado por Carlquist (1980), los cambios en el diámetro de los vasos constituyen un indicador de las variaciones eco-

lógicas durante el periodo vegetativo. El diámetro de vaso parece estar correlacionado de manera positiva con el volumen de agua conducida y de manera negativa con la seguridad del sistema conductor. En el caso de *C. odorata* y *E. cyclocarpum*, la disminución del diámetro de vaso en la parte terminal de los anillos de crecimiento parece contribuir a un aumento en la seguridad del sistema conductor contra embolismos que ocurren durante el periodo de mayor estrés hídrico (p. ej. inicios de la sequía). Aparentemente con el mismo objetivo, *B. simaruba* reduce la densidad de sus vasos.

La seguridad del sistema conductor parece estar reforzada, además, por cambios en la forma de los elementos de vaso en la parte final de los anillos de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba*. Este comportamiento apoya el hallazgo de que la zona terminal de los anillos en las tres especies estudiadas se formó a finales de la época de lluvias y que la actividad cambial cesó durante la sequía. Las modificaciones en la naturaleza del sistema conductor parecen seguir el patrón anual de disponibilidad de agua lo que, en consecuencia, sugiere la formación anual de cada anillo.

Relación del crecimiento con la precipitación y fenología

El periodo vegetativo en las tres especies estudiadas se relacionó fuertemente con el suministro de agua. El patrón de variación en el crecimiento radial de *C. odorata*, el cual siguió los cambios en precipitación, ha sido corroborado por Botosso y Vetter (1991) y Botosso *et al.* (2000) en la selva Amazónica de Brasil; y en el caso de *E. cyclocarpum* y

B. simaruba por Reich y Borchert (1984) en una selva baja de Costa Rica.

Las reducidas tasas de crecimiento radial durante la época seca se atribuyen a una reducción en la actividad cambial como reacción al estrés causado por el déficit de agua, como lo explicaron Détienne *et al.* (1988) y Détienne (1989) para la Guyana Francesa y Vetter y Botosso (1989) para el Amazonas.

Los resultados obtenidos en la presente investigación indican ritmos de crecimiento similares para todas las especies con variaciones entre individuos de diferentes posiciones sociológicas. Tanto la disminución del crecimiento en diámetro como una reducción del periodo cuando este crecimiento ocurre, pueden explicarse debido al acceso restringido de las copas a la luz solar en posiciones sociológicas inferiores y, en consecuencia, a un menor vigor del crecimiento provocado por una escasa producción de fotosintatos. El cese del crecimiento radial dos o tres meses antes del fin de la época de lluvias, como ocurrió para las posiciones sociológicas inferiores en las tres especies estudiadas, fue también observado por Détienne *et al.* (1988) y Botosso *et al.* (2000) quienes concluyeron que la saturación por agua durante la segunda mitad de la época de lluvias puede ocasionar una asfixia temporal e inhibición en el crecimiento del sistema radical, con una reducción consecuente en la tasa de crecimiento radial del tronco.

Dentro de una misma posición sociológica se registraron diferencias en las tasas de crecimiento radial de las especies. Resultados similares han sido consignados para muchas especies de selvas lluviosas (Primack *et al.*, 1985; Silva *et al.*, 1995; Clark y Clark,

1999). Estos autores relacionaron dicha variabilidad con diferentes grados en fertilidad del suelo, tipo de vegetación acompañante o potencial genético de los individuos.

El advenimiento de la estación seca provocó la contracción de los fustes en casi todos los árboles muestra, lo cual sugiere una declinación en su potencial hídrico (Reich y Borchert, 1984), causada por una pérdida de agua almacenada durante la época de lluvias en el xilema y floema. Esta pérdida pudo ocurrir mediante transpiración a principios de la sequía o a través de la corteza, como lo explica Botosso *et al.* (2000) para árboles del Amazonas. La magnitud de esta contracción, la cual varió entre las especies, parece estar correlacionada con las propiedades físicas de la madera, principalmente con la densidad. La mayor contracción se presentó en *B. simaruba*, la cual tiene una menor densidad en su madera (0.47 g/cm^3) en comparación con *E. cyclocarpum* (0.49 g/cm^3) y *C. odorata* (0.50 g/cm^3) (Borchert, 1993). *Bursera simaruba* es conocida como “suculenta de tronco” (Borchert, 1999; Malavassi, 1995), lo cual se reflejó en sus cambios notorios en diámetro a través del tiempo.

Las observaciones fenológicas pueden contribuir a explicar las fluctuaciones en diámetro de los fustes de *B. simaruba* y *E. cyclocarpum* durante la época seca. Ambas especies presentaron contracciones en sus fustes durante la primera fase de la época seca, la cual fue seguida por una rehidratación temporal de los mismos en dicho periodo: en *B. simaruba* después de su defoliación y en *E. cyclocarpum* unas semanas antes de las primeras lluvias. Después de esta rehidratación temporal, *B. simaruba* pasa por una segunda

fase de contracción en la última parte de la época seca. Este comportamiento confirma lo descrito por Reich y Borchert (1984) en una selva baja de Costa Rica. Estos autores explican la rehidratación del fuste de *B. simaruba* como una recuperación parcial de su potencial hídrico, gracias a un cese de su transpiración por la pérdida completa de sus hojas. Sin embargo, la continuación del fuerte estrés hídrico y de un alta demanda evaporativa, inducen la segunda disminución del potencial hídrico del fuste durante la misma época seca, cuya consecuencia es una reducción en diámetro que ocurre antes de las primeras lluvias.

Los árboles de *E. cyclocarpum* se caracterizan por la pérdida de hojas durante un periodo relativamente corto después de haber terminado las precipitaciones fuertes, así que sus fustes no pierden agua por medio de la transpiración y las contracciones son pequeñas en esta primera fase de sequía. Sin embargo, aunque la reducción en diámetro aumenta conforme avanza la época seca (abril), inmediatamente antes de que el árbol expanda las hojas nuevas el diámetro del fuste vuelve a su dimensión previa o incluso supera el tamaño alcanzado en la época de lluvias anterior. Este aumento en diámetro sin la ocurrencia de lluvias está explicado por Reich y Borchert (1984) como consecuencia de una rehidratación necesaria para la apertura de yemas y expansión de hojas aunada a la floración. Según estos autores, la fuente del agua en *E. cyclocarpum* son los horizontes inferiores del suelo, los cuales son alcanzados por el gran sistema radical de esta especie (Rzedowski, 1978; Pennington y Sarukhán, 1998).

Las observaciones fenológicas permitieron relacionar las lluvias con la presencia de hojas nuevas en las tres especies estudiadas y con la actividad cambial expresada mediante su crecimiento en diámetro. Aunque estos tres factores parecen estar altamente correlacionados, similar al caso de varias especies en Java (Coster, 1927-1928), la India (Chowdhury, 1939-1940), Congo y Costa de Marfil (Mariaux, 1967), se menciona que el patrón periódico de desarrollo de un árbol en un hábitat no muy seco se correlaciona principalmente con su estatus hídrico y que la influencia de la variación externa en la disponibilidad de agua es sólo indirecta (Reich y Borchert, 1984; Borchert, 1993, 1999). La actividad cambial de *E. cyclocarpum* en ausencia de lluvias parece confirmar esta afirmación. Sin embargo, las especies estudiadas cuando se desarrollan en lugares secos aumentan su dependencia de la variación pluviométrica externa (Borchert, 1999). De acuerdo con lo anterior, los brotes de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba* nunca pasan por un verdadero letargo durante la época seca.

Periodicidad del crecimiento y sus implicaciones de manejo

El carácter anual de los anillos de crecimiento fue determinado por las observaciones de las cicatrices formadas en respuesta a las heridas realizadas al cambium. Con base en la posición de estas heridas respecto a los bordes del penúltimo y último anillos, se determinó que su formación estuvo relacionada con la época de lluvias. La formación de los anillos empezó con las primeras precipitaciones (unas semanas antes en *E. cyclocarpum*) y concluyó a principios de la época

seca. Esto confirmó la utilidad del método de heridas al cambium para la determinación del carácter periódico de las zonas de crecimiento radial, como había sido referido por Mariaux (1967), Vetter y Botosso (1989) y Worbes (1995, 1999).

Debido a que algunos de los árboles presentaron anillos muy angostos (principalmente en *B. simaruba*), la localización de las cicatrices con respecto a sus bordes fue difícil. Por ello, se sugiere aplicar este método en árboles jóvenes y vigorosos.

Según la Unidad de Administración Forestal (UAF) "Costa de Nayarit" (1988), las tres especies estudiadas se consideran como de importancia maderable comercial en la zona de estudio. Con base en la calidad de su madera, características físicas y mecánicas, así como atributos relacionados con su procesamiento y utilidad, *C. odorata* y *E. cyclocarpum* son clasificadas como especies "preciosas tropicales", mientras que *B. simaruba* dentro de las "comunes tropicales blandas".

El Cuadro 1.9.4 muestra los diámetros de corta y turnos fijados con base en el conocimiento práctico de las personas de la región y según la clasificación antes mencionada.

Esta información no se basó en un registro sistemático del crecimiento de las especies y la asignación de los turnos siguió un criterio principalmente utilitario de la madera.

Por lo anterior, y con base en las curvas de crecimiento acumulado generadas durante la presente investigación (ver Figura 1.9.7), para alcanzar el diámetro mínimo de corta (Cuadro 1.9.4) en el área de estudio *C. odorata* necesita 42 años, *E. cyclocarpum* 24 años y *B. simaruba* 45 años. Considerando

+ Cuadro 1.9.3. Tasas de crecimiento anual en diámetro por posición sociológica y por especie.

| Especie | Posición Sociológica | Tasa de crecimiento (mm año ⁻¹) | | |
|---------------------------------|----------------------|---|--------|----------|
| | | Mínima | Máxima | Promedio |
| <i>Cedrela odorata</i> | Codominantes | 0.0 | 33.0 | 14.4 |
| | Intermedios | 2.0 | 4.0 | 3.0 |
| | Suprimidos | 1.0 | 1.0 | 1.0 |
| <i>Enterolobium cyclocarpum</i> | Dominantes | 8.0 | 16.5 | 11.4 |
| | Codominantes | 4.5 | 30.0 | 14.5 |
| | Intermedios | 3.5 | 13.0 | 7.8 |
| | Suprimidos | 0.0 | 0.1 | 0.5 |
| <i>Bursera simaruba</i> | Codominantes | 0.0 | 13.5 | 5.5 |
| | Intermedios | 2.5 | 4.5 | 3.5 |
| | Suprimidos | 0.0 | 2.0 | 0.6 |

+ Cuadro 1.9.4. Diámetros de corta y turnos para las especies forestales en la región “Costa de Nayarit” (UAF 1988).

| ESPECIE | Diámetro (DAP) comercial (cm) | Diámetro (DAP) mínimo de corta (cm) | Turno (años) |
|----------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|--------------|
| Preciosas tropicales | 60 | 45 | 60 |
| Comunes tropicales duras | 60 | 15 | 50 |
| Comunes tropicales blandas | 60 | 35 | 40 |

el diámetro comercial, *C. odorata* requiere de 60 a 70 años, *E. cyclocarpum* de 35 años y *B. simaruba* de 90 a 100 años. Estos datos pueden servir para el ajuste de los turnos de extracción, al indicar la velocidad potencial del incremento radial para cada especie en función de su edad. También resultan útiles para la planeación de turnos en plantaciones comerciales.

De acuerdo con las observaciones fenológicas realizadas en el presente trabajo y tomando en cuenta los hallazgos para

otras especies de árboles tropicales (Alvim y Alvim, 1978; Borchert, 1999), la actividad cambial en algunas especies no depende de la precipitación sino del estatus hídrico en sus fustes. Esto parece aplicar sobre todo en individuos de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba*, los cuales pudieran recibir riego durante la estación seca, por ejemplo en plantaciones comerciales, con el propósito de activar su cambium vascular y aumentar las tasas anuales de incremento maderable.

CONCLUSIONES

Las tres especies estudiadas (*Cedrela odorata*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Bursera simaruba*) presentaron anillos de crecimiento distinguibles tanto macro como microscópicamente. El grado de visibilidad de estos anillos aumentó cuando las muestras fueron pulidas finamente y su superficie fue humedecida.

Tanto la formación de estos anillos como el crecimiento en diámetro del fuste, estuvieron estrechamente relacionados con la época de lluvias (Junio-Octubre) y con los meses de transición a la sequía (Noviembre, Mayo). Sin embargo, *E. cyclocarpum* comenzó a formar sus anillos al final de la época seca (Abril).

La fluctuación de la precipitación influyó en el arreglo estructural de los elementos anatómicos dentro de cada anillo de crecimiento. Los vasos diferenciados al final de la época de lluvias fueron menores en diámetro (*C. odorata*, *E. cyclocarpum*) o disminuyeron la densidad en su distribución (*B. simaruba*). En las tres especies estudiadas, la longitud de fibras y de elementos de vaso en la zona inicial de un anillo fue siempre menor que su longitud en la zona terminal del mismo.

Las tasas de crecimiento anual en diámetro fueron mayores en árboles codominantes (14.5 mm año⁻¹) e intermedios (7.8 mm año⁻¹) de *E. cyclocarpum*, en comparación con aquellos de *C. odorata* (14.4 y 3.0 mm año⁻¹) y *Bursera simaruba* (5.5 y 3.5 mm año⁻¹) para las mismas posiciones sociológicas.

Las zonas de crecimiento en las tres especies tuvieron periodicidad anual, lo cual

permitió una mejor estimación del incremento acumulado en diámetro respecto al tiempo y la consecuente modificación en las edades de extracción maderable con fines comerciales para el área de estudio: 60 años para *C. Odorata*, 35 años para *E. cyclocarpum* y de 90 a 100 años para *B. simaruba*.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Amparo Borja de la Rosa, Dra. Teresa Terrazas y Biól. Rubén Pérez Ishiwara por su ayuda en laboratorio, al Ing. Alfonso Solís Venegas y Comunidad Indígena de San Juan Bautista por su apoyo en el trabajo de campo.

LITERATURA CITADA

- Alvim, P. y R. Alvim. 1978. *Relation of climate to growth periodicity in tropical trees*. In: P.B. Tomlinson y M.H. Zimmermann (eds.) *Tropical trees as living systems*. Cambridge Univ. Press, USA pp. 445-464.
- Beard, J.S. 1944. *Climax vegetation in tropical America*. *Ecology* 25 (2): 127-152.
- Berlyn, G.P. y J.P. Mischel. 1976. *Botanical microtechnique and cytochemistry*. The Iowa State University Press, Ames. 326 p.
- Berry, P.E. 2002. *Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura*. pp. 83-96. In: M.R. Guariguata y G.H. Kattan (eds.) *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica.
- Bisset, I.J.W. y H.E. Dadswell. 1950. *The variation in cell length within one growth ring of certain angiosperms and gymnosperms*. *Australian Forestry* 14: 17-29.
- Boninsegna, J.A., R. Villalba, L. Amarilla y J. Ocampo. 1989. *Studies on tree rings, growth rates and age-size relationships of tropical tree species in Misiones, Argentina*. *IAWA Bulletin* n.s. 10(2): 161-169.
- Borchert, R. 1993. *Water status and development of tropical trees during seasonal drought*. *Trees* 8:115-125.

- Borchert, R. 1999. *Climatic periodicity, phenology and cambium activity in tropical dry forest trees*. IAWA Journal 20(3): 239-247.
- Botosso, P.C. y R.E. Vetter. 1991. *Algunos aspectos sobre a periodicidade e taxa de crescimento em 8 espécies arbóreas tropicais de Floresta de Terra Firme (Amazônia)*. Revista do Instituto Florestal 3: 163-180.
- Botosso, P.C., R.E. Vetter y M. Tomazello Fo. 2000. *Periodicidade e taxa de crescimento de arvores de cedro (Cedrela odorata L., Meliaceae), jacareuba (Calophyllum angulare A.C. Smith, Clusiaceae) e muirapiranga (Eperua bijuga Mart. ex Benth, Leg. Caesalpinoideae) de floresta de Terra Firme, em Manaus-AM*. In: F.A. Roig (comp). *Dendrocronología en América Latina*. Editorial de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina. pp: 357-380.
- Carlquist, S. 1980. *Further concepts in ecological wood anatomy with comments on recent work in wood anatomy and evolution*. Aliso 9(4): 499-553.
- Cattelino, P.J., C.A. Becher y L.G. Fuller. 1986. *Construction and installation of homemade dendrometer bands*. Northern Journal of Applied Forestry 3: 73-75.
- Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R.A. Medellín, L. Medrano-González y G. Oliva. 2005. *Diversidad y conservación de los mamíferos de México*. pp. 21-66. In: G. Ceballos y G. Oliva (coords.) *Los Mamíferos Silvestres de México*. CONABIO. FCE. México.
- CGSNEGI. 1995a. *Fisiografía y orografía, Rosamorada, Nayarit*. Carta 1: 250 000. México, D.F.
- CGSNEGI. 1995b. *Carta hidrológica de aguas superficiales, Rosamorada, Nayarit*. 1: 250 000. México, D.F.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO. México, D.F., México. pp. 375-442.
- Chowdhury, K.A. 1939-1940. *The formation of growth rings in Indian trees*. Indian Forest Records 2(1), 1939; 2(2) and 2(3), 1940.
- Clark, D.A. y D.B. Clark. 1999. *Assesing the growth of tropical rain forest trees: issues for forest modelling and management*. Ecological applications 9(3): 981-997.
- Coster, Ch. 1927 y 1928. *Zur Anatomie und Physiologie der Zuwachszonen und Jahresringbildung in den Tropen*. Ann. Jard. Bot. Buitenzorg 37:49-160; 38:1-114.
- De Camino, R. 1987. *Algunas consideraciones económicas en el manejo de bosques tropicales*. In: J.C. Figueroa C., F.H. Wardsworth y S. Branham (eds.) *Management of the forest of tropical America: prospects and technologies*. Institute of Tropical Forestry, EUA. pp. 175-188.
- Détienne, P., C. Barbier, H. Aypassorho y F. Bertin. 1988. *Rhythmes de croissance de quelques essences de Guyane Française*. Bois et Forêts des Tropiques 175: 53-61.
- Détienne, P. 1989. *Appearance and periodicity of growth rings in some tropical woods*. In: P. Baas and R.E. Vetter (eds.) *Growth Rings in Tropical Woods*. IAWA Bulletin 10: 123-132.
- FAO. 1999. *Situación de los bosques del mundo*. Roma, Italia. 154 p.
- FAO-UNESCO. 1974. *Soil map of the world*. Vol. 1, Legend. Paris, France. 59 p.
- Flores, M.G., J. Jiménez, X. Madrigal, F. Moncayo y F. Takaki. 1971. *Mapa y descripción de los tipos de vegetación de la Republica Mexicana*. SAG. México, D.F.
- García, E. 1987. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. 4ª edición. México D.F. 217 p.
- López, A. J. L., J. I. Valdez-Hernández, T. Terrazas y J.R. Valdez-Lazalde. 2006. *Anillos de crecimiento y su periodicidad en tres especies tropicales del estado de Colima, México*. Agrociencia 40: 533-544.
- Malavassi, F. 1995. *Maderas forestales de Costa Rica*. Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Mariaux, A. 1967. *Les cernes dans les bois tropicaux Africains, nature et périodicité*. Bois et Forets des Tropiques 114: 23-37.
- Mariaux, A. 1995. *Growth periodicity in tropical trees*. Foreword. IAWA Journal 16(4): 327-328.
- Media Cybernetics. 1997. *Image-Pro® Plus reference guide version 3.01 for Windows™*. Maryland, USA. 480 p.
- Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. *Los tipos de vegetación de México y su clasificación*. Boletín de la Sociedad Botánica de México 28: 29-179.
- Panshin, A.J. and C. de Zeeuw. 1980. *Textbook of wood technology*. 4th edition. McGraw Hill, New York, pp. 279-261.
- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 1998. *Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. 2a edición. Instituto de Ecología, UNAM y Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 521 p.

- Primack, R.B., P.S. Ashton, P. Chai and H.S. Lee. 1985. *Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia*. *Ecology* 66: 577-588.
- Reich, P.B. and R. Borchert. 1984. *Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica*. *Journal of Ecology* 72: 61-74.
- Roig, F.A. 2000. *Dendrocronología en los bosques del Neotrópico: revisión y prospección futura*. In: F.A. Roig (comp.) *Dendrocronología en América Latina*. Editorial de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina. pp. 307-355.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México, D.F. 432 p.
- SAS Institute. 1988. *SAS/STAT user's guide, release 6.03*. SAS Institute Inc., Cary, NC. 956 p.
- Sass, U., W. Killmann and D. Ekstein. 1995. *Wood formation in two species of Dipterocarpaceae in peninsular Malaysia*. *IAWA Journal* 16(4): 361-369.
- Schweingruber, F.H. 1988. *Tree rings: Bases and applications of dendrochronology*. D. Reidel Publishing Co. Dordrecht, The Netherlands. 276 p.
- Silva, J. N. M., J. O. P. de Carvahlo, J. do C.A. Lopes, B.F. de Almeida, D.H.M. Costa, L.C. de Oliveira, J.K. Vanclay and J.P. Skovsgaard. 1995. *Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging*. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- Stahle, D.W., P.T. Mushove, F.A. Roig and M.K. Cleveland. 1999. *Management implications of annual growth rings in Pterocarpus angolensis from Zimbabwe*. *Forest Ecology and Management* 124(2-3): 217-229.
- Toledo, V.M., N. Varrera-Bassols, E. García-Frapolli y P. Alarcón-Chaires. 2008. *Uso múltiple y biodiversidad entre los Mayas Yucatecos (México)*. *Inter-ciencia* 33(5): 345-352.
- Tree-Ring Laboratory. 1986. *TRIMS- The tree-ring increment measurement system*. Tucson, Arizona. USA.
- UAF (Unidad de Administración Forestal No. 2 "Costa de Nayarit"). 1988. *Memoria general para la elaboración de estudios dasonómicos*. Tepic, Nayarit. No publicado. pp. 44-62.
- Vetter, R. and P.C. Botosso. 1989. *Remarks on age and growth rate determination of Amazonian trees*. In: P. Baas and R.E. Vetter (eds.) *Growth Rings in Tropical Woods*. *IAWA Bulletin* 10: 133-145.
- Worbes, M. and W.J. Junk. 1989. *Dating tropical trees by means of ^{14}C from bomb tests*. *Ecology* 70: 503-507.
- Worbes, M. 1992. *Occurrence of seasonal climate and tree-ring research in the tropics*. *Lundqua Report* 34: 338-342.
- Worbes, M. 1995. *How to measure growth dynamics in tropical trees—a review*. *IAWA Journal* 16(4): 337-351.
- Worbes, M. 1999. *Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela*. *Journal of Ecology* 87(3): 391-403.



Bosque de Arce, Talpa de Allende, Jalisco. Miguel A. Muñiz Castro.



Plantación de Teca, Ruiz, Nayarit. Eduardo Salcedo Pérez.

CAPÍTULO 2

PLANTACIONES Y SISTEMAS DE PRODUCCIÓN FORESTAL

| | |
|-----|--|
| 211 | 2.1 Desarrollo dasométrico inicial de plantaciones forestales comerciales de <i>Tectona grandis</i> L. F. en el Trópico Mexicano |
| 226 | 2.2 Propuesta metodológica para la reforestación de áreas con condiciones edafoclimáticas especiales. Estudio de caso: “ <i>Pinus hartwegii</i> Lindl. Nevado de Colima” |
| 244 | 2.3 Evaluación en vivero de <i>Pinus hartwegii</i> Lindl. en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima |
| 252 | 2.4 Importancia de las características físicas y químicas de los sustratos en la producción de plántula forestal |
| 266 | 2.5 Producción de <i>Pinus patula</i> Schl. et Cham. en sustrato a base de aserrín crudo, en sistema tecnificado |

Introducción

El capítulo “Plantaciones y sistemas de producción forestal” pone de manifiesto el interés que se ha puesto en las últimas décadas sobre los programas de reforestación como alternativa a los problemas originados por la deforestación; resaltando la necesidad de incluir en los programas de reforestación especies con potencial, sobre todo de una manera integral. Asimismo, se hace referencia a la importancia de planificar adecuadamente y con anticipación el establecimiento de plantaciones, ya sea con fines de conservación o con fines comerciales; considerando siempre diversos factores: condiciones ambientales del sitio por reforestar, la especie a utilizar y su procedencia, características de los árboles (calidad de planta), condiciones de vivero y sistema por el que se produjeron las plántulas; ésta información es de suma importancia para cumplir los objetivos de nuestro propósito de plantación.

En el primer trabajo **2.1)** se incluye información actualizada sobre las plantaciones en México; también se presentan datos descriptivos sobre las plantaciones forestales comerciales de Teca (*Tectona grandis* L.) en nuestro país, ya que es una de las especies más importantes para plantaciones forestales en las zonas tropicales del mundo debido a sus excepcionales cualidades, madera dura, resistente a las influencias de sol y de la lluvia, y es fácil de trabajar. Además, se pone de manifiesto la necesidad de conocer y evaluar la calidad de la madera que se está produciendo en dichas plantaciones bajo las distintas condiciones edafoclimáticas de México.

En los siguientes artículos se presenta la importancia no sólo de la producción de planta de calidad, sino de su aclimatación y adecuación de acuerdo a las necesidades del sitio a reforestar y condiciones ambientales del mismo. A este respecto, en el segundo artículo **2.2)** se propone el sistema de “Doble Trasplante”, que ha mostrado tener mejores resultados tanto en calidad de planta como en sobrevivencia. En el **2.3)** se compara el efecto que tiene el volumen del contenedor sobre la calidad de planta, en la producción en vivero de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Nevado de Colima.

Los trabajos **2.4)** y **2.5)** incluyen información sobre la caracterización y evaluación de sustratos con fines de producción de planta forestal, también se abordan algunos aspectos de los materiales utilizados en la elaboración de mezclas de sustratos, la descripción de algunos materiales utilizados como la turba, el aserrín, la corteza de pino, vermiculita y perlita; se describe la importancia de la fertilización y las funciones de los macroelementos y microelementos. En uno de los estudios se evaluaron once combinaciones a base de aserrín y la mezcla de peat moss-agrolita-vermiculita para determinar cual combinación de esos materiales presentaba los mejores valores para las variables de calidad de planta para *Pinus patula* Schl. et Cham.

2.1 Desarrollo dasométrico inicial de plantaciones forestales comerciales de *Tectona grandis* L. f. en el Trópico Mexicano

Luisa Alina Ypushima Pinedo, Efrén Hernández Álvarez, Eduardo Salcedo Pérez, Raúl Rodríguez Anda, Josefina Leticia Fregoso Franco, Ricardo González Cruz.

RESUMEN

El manejo silvícola de las plantaciones forestales comerciales de *Tectona grandis* L.f. (teca), requiere de información ecológica y dasonómica, como son los estudios dasométricos. En este trabajo se hace un análisis de la importancia de las plantaciones forestales comerciales como alternativa a los problemas originado por la deforestación que ocurre principalmente en los países tropicales, como México. Se tuvo acceso a información de ocho plantaciones establecidas en cinco diferentes estados del trópico mexicano, se elaboraron mapas de sus ubicaciones geográficas, se describen sus parámetros dasométricos, mismos que al analizarlos, se concluyo que existen diferencias marcadas en cuanto a crecimientos e incrementos, ello como consecuencia de las diversas calidades de sitio en las que se establecieron, edad, densidad de la plantación, manejo y procedencias.

Palabras clave: Incremento medio anual, manejo forestal, calidad de sitio.

ABSTRACT

The forestry use of *Tectona grandis* L.f. commercial planting requires environmental and forestry information, like the tree dimension's Studies. In this document an analysis of the important of commercial tree plantations is presented, as an alternative to the problems originated by deforestation, which occurs mostly on tropical contraes like Mexico. We gained access to five different states in Mexico's tropical area, maps of their geographical location were elaborated, their tree dimensions parameters are described and by analyzing them it is concluded that there are significant differences regarding growing and increases as a consequence of the very diverse qualities of the area where they were established, age, plantation denseness, use and origin.

Key Words: average annual increment, forestry management, site quality.

Aunque la tasa de deforestación y pérdida de áreas forestales ha disminuido, aún continúa siendo alarmante; a nivel mundial pasó de 16 a 13 millones de hectáreas al año en el último decenio (FAO, 2010). Así la (FAO, 2005) estimó una superficie total de bosques a nivel mundial de aproximadamente 3,869 millones de hectáreas. Sin embargo, las plantaciones forestales (incluyendo productivas y protectoras) fueron aproximadamente 187 millones de hectáreas, que representan el 4.8% de toda la superficie forestal mundial.

Las plantaciones forestales establecidas en el periodo de 2000-2005 se calculó en 7.3 millones de hectáreas al año contra el 8.9 millones de hectáreas anuales de 1990 al 2000 (FAO, 2005), de estas, el 4% corresponden a *Tectona grandis* L.f (FAO, 2007). En los últimos 10 años las plantaciones de *Tectona grandis* más importantes provienen de Ibero América, exportando troncos jóvenes de teca hacia India, Europa y EEUU (Anantha Padmanabha 2006). Por su parte, en México la superficie de plantaciones aún sigue siendo muy pequeña, se estima que solo el 1.6% de la superficie se destina a plantaciones forestales que incluye la teca (FAO, 2009), ubicadas principalmente en los estados de Campeche, Veracruz, Tabasco, Chiapas y Yucatán, en las plantaciones comerciales se cultivan árboles para producir madera sólida y celulosa, por lo que utilizan especies de los géneros *Pinus*, *Tectona*, *Gmelina*, *Eucaliptus*, *Swietenia* y *Cedrela* (SEMARNAT, 2003). Por ello, en las últimas décadas ha aumentado el interés en programas de reforestación como alternativa a los problemas

originado por la deforestación que ocurre principalmente en los países tropicales.

México no es la excepción y por ello, el Programa Estratégico Forestal para México (PEF, 2025), el propósito del programa es aumentar la producción maderable para abastecer la industria forestal, reducir la presión sobre los bosques, fomentar la inversión privada y social en el sector forestal, y convertir áreas degradadas o improductivas en bosques productivos, y contribuir al mejoramiento del ambiente en general tiene como una prioridad a mediano y largo plazos el desarrollo forestal sustentable, y destaca la importancia de las Plantaciones Forestales Comerciales (PFC). Actualmente la madera de teca para aserrío tiene un alto valor comercial, los precios de troncos de teca de plantación importados hasta el 2006 iban de US\$225 por m³ a US\$1,000 por m³, dependiendo del tamaño y la calidad (Anantha Padmanabha, 2006), cuyo periodo de corta se estima entre los 20 a 25 años de edad. Las plantaciones forestales una vez establecidas deben ser evaluadas periódicamente y una evaluación que describa las variables dasométricas, proporciona información fundamental para prescribir intervenciones de manejo y permite determinar el rendimiento de la masa forestal, proporcionando alternativas viables para la correcta administración de la diversidad de productos que pudiesen obtenerse de la misma (Prodan *et al.*, 1997). Por lo anteriormente expuesto, la importancia del presente documento que analiza el desarrollo dasométrico inicial de PFC de teca establecidas en el trópico mexicano.

PLANTACIONES FORESTALES A NIVEL MUNDIAL

Velázquez *et al.* (2012), apuntan que la situación actual de las plantaciones forestales comerciales en el mundo alcanzan aproximadamente 187 millones de hectáreas, que representan el 4.8% de toda la superficie forestal mundial, concentrándose en 10 países, estimó una superficie total de bosques a nivel mundial de aproximadamente 3,869 millones de hectáreas. Las plantaciones se concentran por regiones; Asia con el 62%, Europa el 17%, América del Norte y Central un 9%, y otras regiones aparecen con porcentajes menores. Los cambios en cuanto a la superficie cubierta por plantaciones forestales productivas o industriales en las diferentes regiones, se ha mostrado un incremento constante durante los últimos 15 años para todas ellas. Sin embargo, los incrementos para el caso de África y Oceanía han sido muy pequeños, mientras que en el caso de Asia, el incremento en la superficie de este tipo de plantaciones durante los últimos 15 años representa más del 35% (FAO, 2005), de dichas plantaciones, aproximadamente el 80% se concentra en los países de China, India, Rusia, y los Estados Unidos, con superficies plantadas de más 45, 32, 17 y 16 millones de hectáreas, respectivamente. Los géneros que más se plantan a nivel mundial son; *Pinus* con el mayor porcentaje 20%, *Eucalyptus* 10%, *Hevea* 5%, *Acacia* 4% y *Tectona* 3%, otras latifoliadas en conjunto ocupan un 18% y otras coníferas diferentes del género *Pinus* con un 11% (FAO, 2000). A nivel mundial las plantaciones forestales establecidas en el periodo de 2000-2005 se calculan en 7.3 millones de hectáreas al año contra el 8.9 millones de hectáreas anuales

de 1990 al 2000 (FAO, 2005, de estas, el 4% corresponde a *Tectona grandis* L.f. (FAO, 2007). La producción y consumo de productos maderables sigue en aumento y esta tendencia incrementa la presión a los bosques naturales, probablemente en un futuro la madera proceda de bosques plantados como mecanismo para reducir esta presión (FAO, 2009).

PLANTACIONES FORESTALES EN MÉXICO

Las primeras plantaciones forestales comerciales en México se dan en la década de los 60's por la empresa Fibracel, S. A. quien estableció en el estado de San Luis Potosí plantaciones con fines de producción de materia prima para la fabricación de tableros aglomerados en una superficie de 2,500 hectáreas con varias especies del género *Eucalyptus*. Posteriormente en la década de los 70's la plantación comercial en la Sabana, Oaxaca, establecida por Fábricas de Papel Tuxtepec en un área de 8,500 hectáreas con *Pinus caribea* var. *hondurensis*, para producir materia prima para la elaboración de celulosa (Musalém, 2002).

Fortes (1994) reporta que la empresa Ponderosa Industrial, realizó plantaciones del género *Eucalyptus* con el fin de probar el comportamiento de diversas especies para la producción de celulosa, estas plantaciones se iniciaron en el estado de Sinaloa; para el año de 1992 alcanzaron una superficie de 500 hectáreas.

Lo anterior muestra que en México han existido algunas plantaciones forestales comerciales desde mediados de los 70's, sin embargo, es hasta inicios de la década de

los 90's que esta estrategia productiva surge como una verdadera alternativa. El Gobierno ha diseñado y puesto en práctica incentivos económicos directos y fiscales como el PRODEPLAN y otros, que están en su fase de ajuste. A finales de los 90's las reglas de operación eran bastante rígidas, sin embargo, se están realizando esfuerzos para mejorar la asignación y administración de estos incentivos (SEMARNAP, 1998).

En México la superficie de plantaciones aún sigue siendo muy pequeña, se estima que solo el 1.6% de la superficie se destina a plantaciones forestales que incluye esta especie la teca (FAO, 2009), ubicadas principalmente en los estados de Campeche, Veracruz, Tabasco, Chiapas y Nayarit, en las plantaciones comerciales se cultivan árboles para producir madera sólida y celulosa, por lo que utilizan especies de los géneros *Pinus*, *Tectona*, *Gmelina*, *Eucalyptus*, *Swietenia* y *Cedrela* (SEMARNAT, 2003).

Por su parte, Velázquez *et al.* (2012) documentan ampliamente la actualidad de las PFC y mencionan que la superficie cubierta por PFC de diversas especies a nivel nacional alcanza aproximadamente 117,479 hectáreas, de las cuales las especies maderables cubren un 85.2% (100,131 Ha), mientras que las especies no maderables cubren solamente un 14.8% (17,348 Ha). Lo anterior, sin considerar las plantaciones que fueron aprovechadas y ya no se renovaron, ó como las plantaciones establecidas en La Sabana, que ya se encuentran hasta en un tercer ciclo de corta y actualmente se están manejando como si fuera bosque natural. Los Estados de la República Mexicana con la mayor superficie plantada de PFC made-

rables son Veracruz, Tabasco y Campeche. Estos tres estados concentran alrededor del 60% del total de la superficie plantada en el país. Los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche tienen una superficie de plantaciones comerciales maderables de 57,305 Ha de un total de 100,131 hectáreas. Además de estos estados, Puebla, Oaxaca, Chiapas, Jalisco, Michoacán, y Guerrero presentan importantes superficies de PFC, y los nueve estados mencionados, en su conjunto, cubren casi un 90% de la superficie establecida de PFC maderables en el país. Los géneros *Eucalyptus*, *Pinus*, y *Cedrela odorata* congregan una superficie de 55,748 hectáreas, de un total maderable de 100,131 hectáreas. Mencionan también que el género *Eucalyptus* es el que abarca la mayor superficie plantada con 21,168 hectáreas, *Cedrela odorata* con 20,705 hectáreas otras especies del género *Pinus* con 13,566 hectáreas, *Gmelina arborea* con 10,830 ha, *Tectona grandis* L.f. con 9,024 hectáreas, *Swietenia macrophylla* con 6,328 hectáreas y *Hevea brasiliensis* con 2,892 hectáreas. Mientras que otras especies cubren aproximadamente 15,617 hectáreas.

PORQUE ESTUDIAR Y EVALUAR PLANTACIONES DE *TECTONA GRANDIS* EN MÉXICO

Tectona grandis L.f. (teca) es una de las especies más importantes para plantaciones forestales en las zonas tropicales del mundo, ha despertado mucho interés en proyectos de reforestación, para la producción de madera en sitios que tienen una estación seca definida y también se planta en lugares con alta precipitación. Su uso se ha incrementado por su fácil establecimiento, buen cre-

cimiento inicial y por la calidad de la madera (Chávez y Fonseca, 2003). Desde hace siglos ha habido una gran demanda de la madera de teca debido a sus excepcionales cualidades. En los últimos años la creciente demanda de la madera de esta especie cosechada de bosques naturales y por lo tanto de la mejor calidad (cerca de los cien años de edad); ha sido tal, que los pedidos se realizan con varios años de anticipación; y la madera proveniente de plantaciones con menor edad, poca dimensión y por lo tanto de menor calidad, también ha crecido sustancialmente para la fabricación de artículos de cocina y decorativos residenciales (com. pers. Dr. J. Hans Richter). Es una madera dura, resistente a las influencias de sol y de la lluvia, y es fácil de trabajar, por lo que resulta ideal para la industria del mueble. I Mueblera: para mobiliario exterior de alto valor comercial. I Naval: para la fabricación de Yates de lujo, la industria naval y el sector de la construcción para acabados finos, sobre todo para pisos en exteriores de edificaciones lujosas y clubes privados.

Las personas que invierten en las plantaciones de esta especie en cualquier parte del mundo contribuyen a la mejora de la situación económica y social del país. Cuando se invierte en silvicultura renovable, una parte de su inversión se reserva para el mantenimiento y la gestión: una construcción segura que le garantiza el crecimiento de sus árboles hasta su aprovechamiento. Invertir en árboles significa un horizonte inversor a largo plazo y aporta tranquilidad en su cartera de inversiones.

Teca representa una pequeña proporción de la producción mundial de madera y del

comercio. Se estima que actualmente un volumen de aproximadamente 0,5 millones de m³ se talará en bosques nativos, y de 1,5 a 2 millones de m³ en bosques plantados, si todos los países productores de teca se tuvieran en cuenta. De esta forma, el suministro de teca total mundial procedente de bosques nativos y plantados se llega a calcular entre 2 a 2.5 millones de m³, de los cuales al menos 60% se talan en India, Indonesia y Myanmar. El aporte estimado de los troncos de teca en el mercado, en comparación con la producción global de madera tropical en rollo, es inferior al 2%, pero en términos de valor es mucho mayor, ya que teca es una parte del mercado de madera de alto valor y un componente importante en las economías forestales de muchos países tropicales. Las plantaciones de teca han atraído grandes inversiones del sector privado en África, Asia y América Latina. A nivel mundial es la única madera dura que está aumentando en términos de área plantada (FAO, 2012).

El precio de teca en Myanmar durante 2008 y 2009, madera para enchape 2^a calidad US\$3026 y 3^a calidad US\$3438 por metro cúbico respectivamente y para aserrío de US\$1770 a US\$1992 por metro cúbico (ITTO, 2008, 2009). El crecimiento de la demanda internacional ha ampliado el suministro tradicional para incluir trozas de pequeño diámetro cultivadas en plantaciones, especialmente de África y América Latina, definiéndose básicamente el precio de la madera a partir de la edad de la plantación y el diámetro medio de la troza, con precios que van desde los \$260 por metro cúbico para teca de 10 años de edad con diámetros medios de 14 cm., hasta los \$1000 por metro

cúbico para teca con 30 o más años de edad, con diámetros a partir de 36 cm. en la cara más delgada (Maldonado y Louppe, 2000).

Por otra parte, debido al decrecimiento en el suministro de teca de bosques nativos y la demanda creciente de esta madera, en el futuro posiblemente solo se podrá obtener de plantaciones nuevas (Anantha Padmanabha, 2006).

La teca es una de las maderas más valiosas del mundo, por lo que existe interés por cultivar e invertir en esta especie forestal. Actualmente existen en el país 139 proyectos de plantaciones forestales comerciales con teca, que se ubican principalmente en los estados de Campeche, Veracruz, Tabasco, Chiapas y Yucatán. Estos proyectos abarcan una superficie de 34 mil 700 hectáreas, de las cuales ya están plantadas 12 mil y las restantes se esperaba que quedaran plantadas al concluir el año 2007. Además, por su potencial de crecimiento las proyecciones para el año 2008 señalaron a la teca como la tercera especie más plantada en México con fines comerciales, solo superada por el Cedro Rojo y el Eucalipto (Velázquez *et al.*, 2012).

Aspectos generales de *Tectona grandis* L.f.

Taxonomía

Reino: Vegetal División: Magnoliophyta

Clase: Magnoliopsida Orden: Lamiales

Familia: Verbenaceae Género: *Tectona*

Especie: *Tectona grandis* L.f.

Nombres comunes

De acuerdo a Fonseca (2004): en España, Colombia, México y Portugal (Teca); Fran-

cia (Teck); Inglaterra y Estados Unidos (Teak Genuine).

Distribución

La teca se desarrolla de manera natural de los 10 a los 25° N en el Subcontinente Indio y en Asia Suroriental, especialmente en India, Birmania, Tailandia, Laos, Camboya, Vietnam y en Java. En Asia Suroriental desde hace mucho tiempo existen plantaciones en escala más grande que otras especies arbóreas forestales. También es cultivada más allá de la región asiática, en latitudes bajas, como en Togo, Camerún, Zaire, Nigeria, Trinidad y Honduras. Su distribución altitudinal alcanza en Java de 0 hasta 700 m, en Birmania hasta 1000 m y en India hasta 1300 m. Se distinguen razas geográficas, según la procedencia, por ejemplo, la teca de Birmania, de Rangún, de Siam, de Java tienen características productividad y calidad muy diferentes (Lamprecht, 1990).

Fisonomía

Los árboles de esta especie forestal decidua alcanzan alturas de 25 a 35 m, algunos autores mencionan que puede llegar a alcanzar más de 45 m, DAP de 100 cm y en algunos casos de más. Las distintas razas se diferencian entre sí por la forma y el color de las hojas, por el color y la estructura de la corteza y por la forma de los fustes. Las procedencias del norte de Tailandia y Birmania son famosas por sus fustes muy rectos; la teca de India y de Indonesia generalmente tiene ramas hasta las partes bajas del fuste, el cual normalmente es cilíndrico y con relativa frecuencia bifurcado. La corteza es

suave y mide hasta 15 mm de espesor, casi siempre se desprende y se agrieta profundamente en sentido vertical; tiene un sabor astringente. La teca forma sólo un sistema radical superficial, el cual es muy susceptible a la falta de oxígeno. El tamaño de las hojas llega a ser de 30 a 60 cm de largo y de 20 a 35 cm de ancho, son coriáceas y opuestas o se agrupan en verticilos de a tres; su forma es elíptica amplia, en el haz son glabras y en el envés verrugosas y densamente tomentosas. Los árboles producen una densa sombra ya desde jóvenes. Las flores son pequeñas y de color blanco; están dispuestas en panículas de hasta 40 x 35 cm de tamaño. El fruto es drupáceo y envuelto por el cáliz persistente de aproximadamente 1 cm de diámetro y posee 4 carpelos, aunque generalmente produce de 1 a 3 semillas (Lamprecht, 1990).

UBICACIÓN EN MÉXICO DE LAS PLANTACIONES EN ESTUDIO

Estado de Nayarit

La fracción de variables dasométricas fue tomada de 3 plantaciones en los municipios de Ruiz y San Blas que corresponden a plantaciones de un año, 2 años y 9 años.

Las plantaciones de un año y 2 años ubicadas en el municipio de Ruiz se establecieron a un espaciamiento de 3.3 x 3.3 m que corresponde a una densidad inicial de 918 árboles/ha. El manejo que hicieron a las plantaciones desde su establecimiento son limpias, fertilización y riegos de auxilio. La plantación de 9 años ubicada en el municipio de San Blas se estableció a un espaciamiento de 3.5 x 3.5 m a una densidad inicial de 816

árboles/ha y se han realizado fertilizaciones, podas, limpias o deshierbes y raleos.

El crecimiento promedio de teca en altura fue de 2.2 m con diámetro normal de 1.7 cm y un volumen de 0.001 m³ en la plantación de un año, y en la plantación de 2 años la altura fue 4.2 m con Incremento medio anual en altura (IMAA) de 2.1 m y diámetro normal 2.8 cm con Incremento medio anual en diámetro altura de pecho (IMADAP) de 1.4 cm, asimismo un volumen de 0.003 m³ con un Incremento medio anual en volumen (IMAV) de 0.001 m³. En la plantación de 9 años el crecimiento promedio en altura fue de 15.2 m con IMAA de 1.7 y diámetro normal de 17.6 cm con un IMADAP de 2 cm, asimismo un volumen de 0.373 m³ con una IMAV de 0.187 m³.

Municipio de Ruiz

Se ubica entre los paralelos 21°52' y 22°10' de latitud norte; los meridianos 104°47' y 105°14' de longitud oeste; altitud entre 0 y 1 700 m. Colinda al norte con los municipios de Rosamorada y Del Nayar; al este con el municipio de Del Nayar; al sur con los municipios de Del Nayar, Santiago Ixcuintla; al oeste con los municipios de Santiago Ixcuintla, Tuxpan y Rosamorada. Ocupa el 1.87% de la superficie del estado.

Clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad, cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad y cálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media. Rango de temperatura entre 20 a 28°C y precipitación entre 1 000 a 2 500 mm.

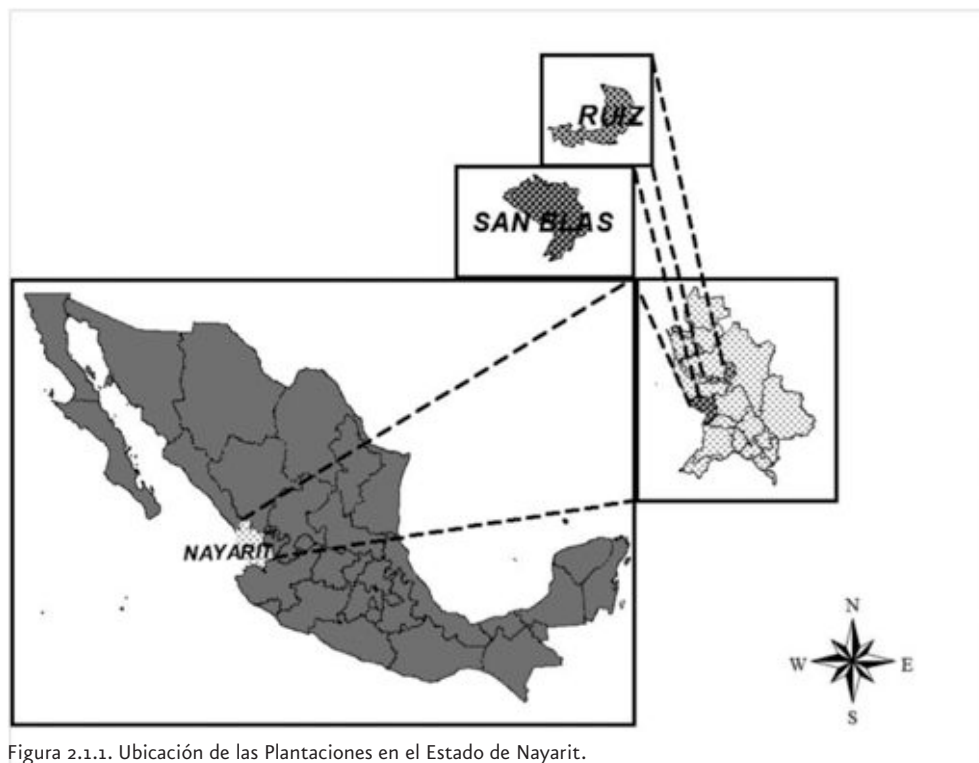


Figura 2.1.1. Ubicación de las Plantaciones en el Estado de Nayarit.

Suelo dominante: Cambisol, Umbrisol, Regosol, Nitisol, Vertisol, Luvisol, Acrisol, Leptosol, Fluvisol y Phaeozem.

Los tipos de vegetación que presentan son: Selva, Bosque y Pastizal (INEGI, 2009a).

Municipio de San Blas

Se ubica entre los paralelos 21°20' y 21°45' de latitud norte; los meridianos 105°01' y 105°28' de longitud oeste; altitud entre 0 y 1 200 m. Colinda al norte con los municipios de Santiago Ixcuintla y Tepic; al este con los municipios de Tepic y Xalisco; al sur con los municipios de Xalisco, Compostela y el Océano Pacífico; al oeste con el Océano Pacífico y el municipio de Santiago Ixcuintla. Ocupa el 3.05% de la superficie del estado.

Clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad y cálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media. Temperatura de 22 a 28°C y rango de precipitación de 1 300 a 2 000 mm.

Suelo dominante: Luvisol, Solonchak, Cambisol, Phaeozem, Vertisol, Umbrisol, Nitisol, Regosol, Arenosol, Fluvisol, e Histosoles.

Los tipos de vegetación que presentan son: Selva, Manglar, Bosque, Pastizal y Acuícola (INEGI, 2009b).

Estado de Michoacán

La fracción de variables dasométricas fue tomada de una plantación de 7.9 años en el municipio de Nuevo Urecho.

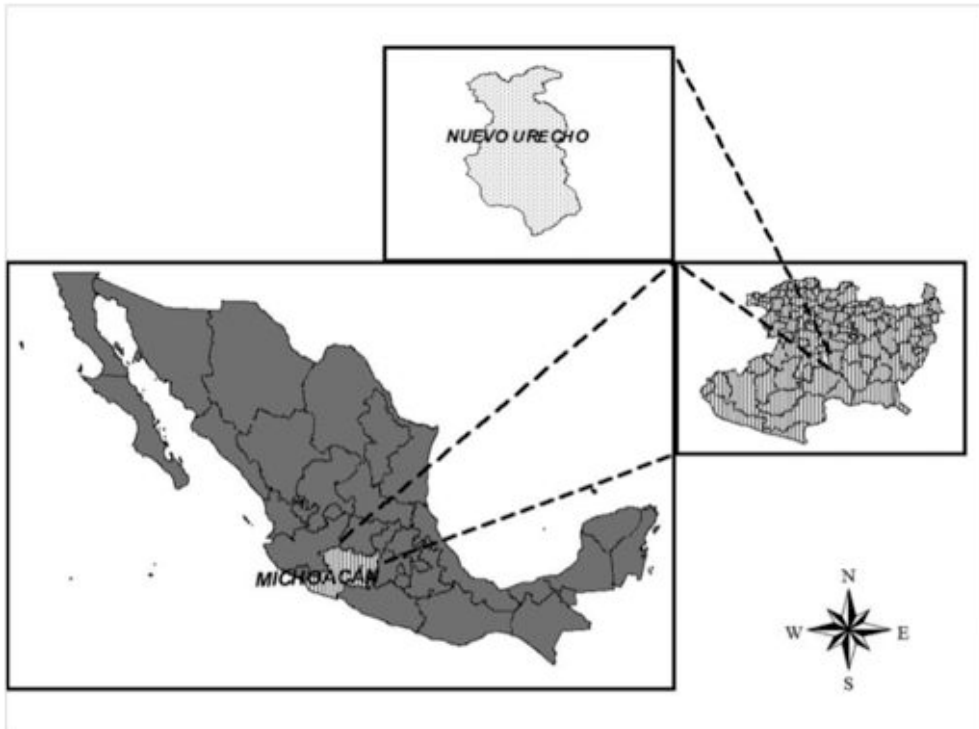


Figura 2.1.2. Ubicación de la Plantación en el Estado de Michoacán

La plantación se estableció a un espaciamiento inicial de 2 x 3 m que corresponde a una densidad de 1667 árboles por hectárea. Se realizaron podas, limpias o deshierbes y así como riego rodado, durante la época de estiaje. El crecimiento promedio de teca en altura fue de 11.5 m con IMAA de 1.4 m y un diámetro normal de 14.5 cm con IMADAP de 1.83 cm, asimismo un volumen de 0.189 m³ con un IMAV de 0.023 m³ (Cortéz, 2011).

Municipio de Nuevo Urecho

Se ubica Entre los paralelos 19°01' y 19°18' de latitud norte; los meridianos 101°46' y 101°58' de longitud oeste; altitud entre 500 y 1 800 m, ocupa el 0.56% de la superficie del estado. Colinda al norte con los municipios de Taretan y Ario; al este con el municipio

de Ario; al sur con los municipios de Ario, La Huacana y Gabriel Zamora; al oeste con los municipios de Gabriel Zamora, Uruapan y Taretan.

Clima Cálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad, semiseco muy cálido y cálido, cálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media, semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media, y semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad, rango de temperatura entre 20 a 28°C y precipitación entre 700 – 1 100 mm.

Suelo dominante: Vertisol, Luvisol, Lep-tosol, Phaeozem, Fluvisol, y Regosol.

Los tipos de vegetación que presentan son: Bosque, Selva y Pastizal (INEGI, 2009c).

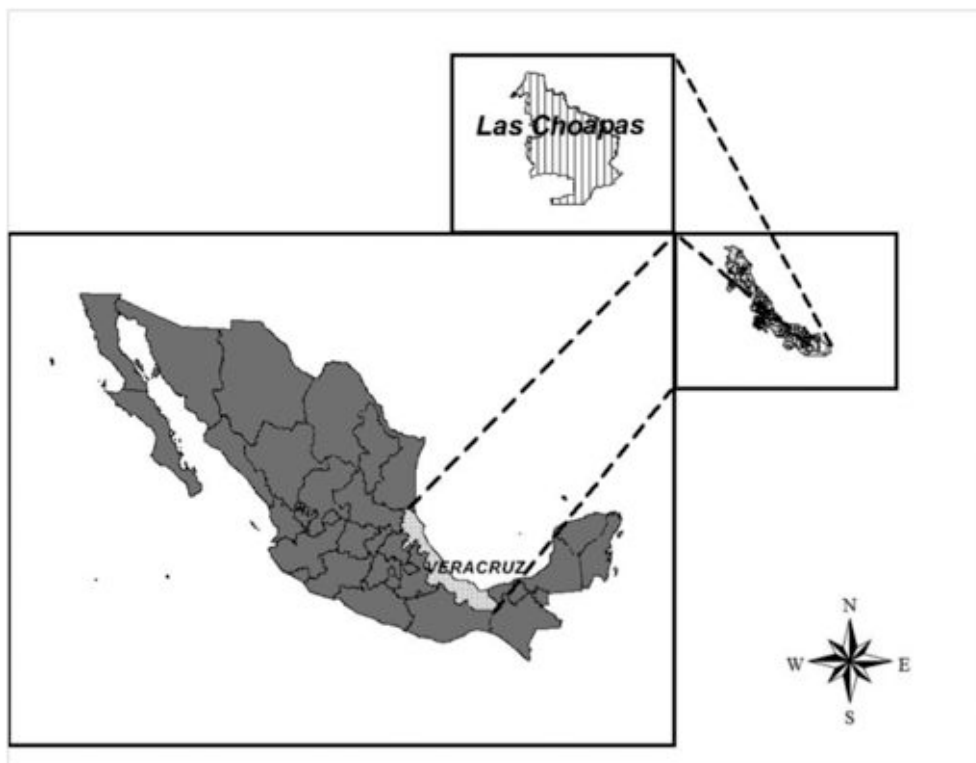


Figura 2.1.3. Ubicación de la Plantación en el Estado de Veracruz

Estado de Veracruz

La fracción de variables dasométricas fue tomada de una plantación de 10 años en el municipio de Las Choapas.

La plantación se estableció a un espaciamiento inicial de 3 x 3 m que corresponde a una densidad de 1100 árboles/ha. Se realizaron podas, deshierbes, fertilización y raleos. El crecimiento promedio de *T. grandis* en altura fue de 11.9 m con IMAA de 1.2 m y un diámetro normal de 15.9 cm con IMADAP de 1.6 cm, asimismo un volumen de 0.238 m³ con un IMAV de 0.19 m³.

Municipio de Las Choapas

Se ubica entre los paralelos 17° 07' y 18° 00' de latitud norte; los meridianos 93° 36' y 94°

19' de longitud oeste; altitud entre 10 y 1 100 m. Colinda al norte con los municipios de Moloacán, Agua Dulce y el estado de Tabasco; al este con los estados de Tabasco y Chiapas; al sur con el estado de Chiapas y el municipio de Uxpanapa; al oeste con los municipios de Uxpanapa, Minatitlán y Moloacán. Ocupa el 4.91% de la superficie del estado.

Clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (64%) y cálido húmedo con lluvias todo el año (36%). Temperatura de 22 a 28°C y rango de precipitación entre 2 400 a 3 100 mm.

Suelo dominante: Luvisol, Cambisol, Umbrisol, Gleysol, Acrisol, Regosol, Vertisol, y Fluvisol.

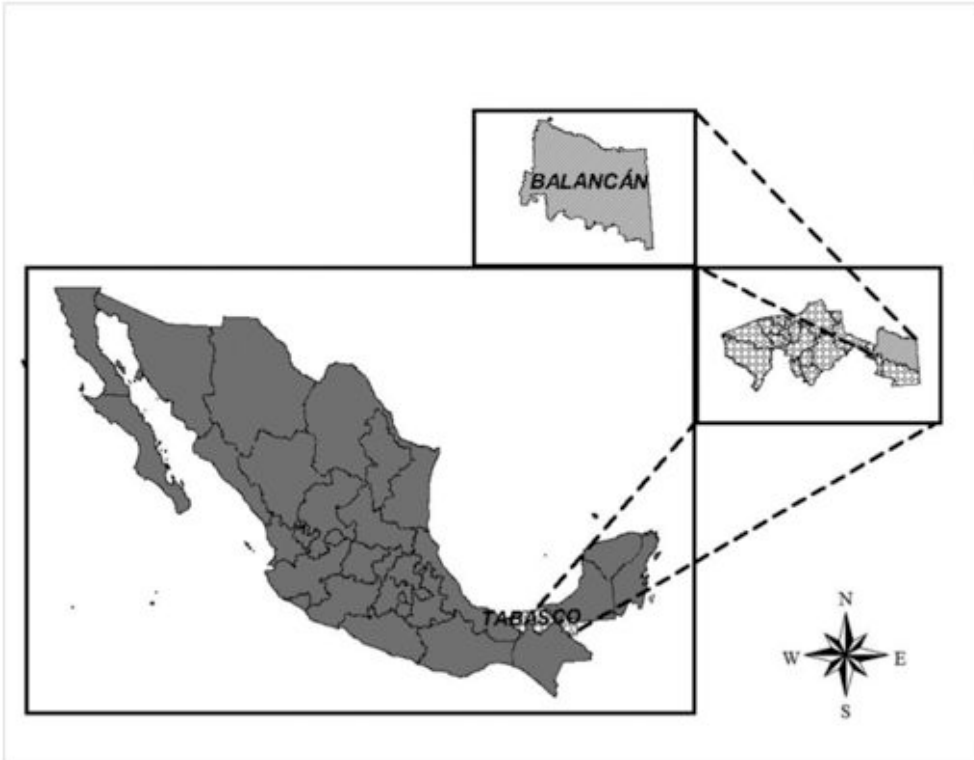


Figura 2.1.4. Ubicación de la Plantación en el Estado de Tabasco.

Los tipos de vegetación que presentan son: Pastizal, selva, popal, y tular (INEGI, 2009d).

Estado de Tabasco

La fracción de variables dasométricas fue tomada de una plantación de 21 años en el municipio de Balancán.

La plantación se estableció a un espaciamiento inicial de 3.5 x 3.5 m que corresponde a una densidad de 816 árboles/ha. Se realizaron podas, deshierbes, fertilización y raleos. El crecimiento promedio de teca en altura fue de 25.2 m con IMAA de 1.2 m y un diámetro normal de 33.1 cm con IMADAP de 1.6 cm, así mismo un volumen de 2.184 m³ con un IMAV de 1.092 m³.

Municipio de Balancán

Se ubica Entre los paralelos 17°25' y 18°11' de latitud norte; los meridianos 90°59' y 91°43' de longitud oeste; altitud entre 0 y 200 m. Colinda al norte con el estado de Campeche; al este con el estado de Campeche y la República de Guatemala; al sur con el municipio de Tenosique; al oeste con el municipio de Emiliano Zapata y el estado de Campeche. Ocupa el 14.46% de la superficie del estado.

Clima Cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y cálido subhúmedo con lluvias en verano (30.32%). Temperatura de 26 a 28°C y rango de precipitación entre 1 500 a 2 500 mm.

Suelo dominante: Gleysol, Vertisol, Cambisol, Leptosol, Arenosol, Phaeozem, Lixisol y Calcisol.

Los tipos de vegetación que presentan son: Selva, bosque, tular, pastizal inducido, y sabana (INEGI, 2009e).

Estado de Campeche

La fracción de variables dasométricas fue tomada de 2 plantaciones en el municipio de Campeche corresponde a plantaciones de 9 años y 15 años.

La plantación se estableció a un espaciamiento inicial de 3.5 x 3.5 m que corresponde a una densidad de 816 árboles/ha. Se realizaron podas, deshierbes, fertilización y raleos. El crecimiento promedio de teca en altura fue de 15 m con IMAA de 1.7 m y diámetro normal 22.2 cm con IMADAP de 2.5 cm, asimismo un volumen de 0.585 m³ con

un IMAV de 0.292 m³ en la plantación de 9 años, y en la plantación de 15 años la altura fue 16.5 m con IMAA de 1.1 m y diámetro normal 32.5 cm con IMADAP de 2.2 cm, asimismo un volumen de 1.378 m³ con un IMAV de 0.689 m³.

Municipio de Campeche

Se Entre los paralelos 19°13' y 19°58' de latitud norte; los meridianos 89°51' y 90°42' de longitud oeste; altitud entre 0 y 200 m. Colinda al norte con el Golfo de México y los municipios Tenabo y Hopelchén; al este con el municipio de Hopelchén; al sur con el municipio de Champotón y al oeste con el municipio de Champotón y el Golfo de México. Ocupa el 6.3% de la superficie del estado.

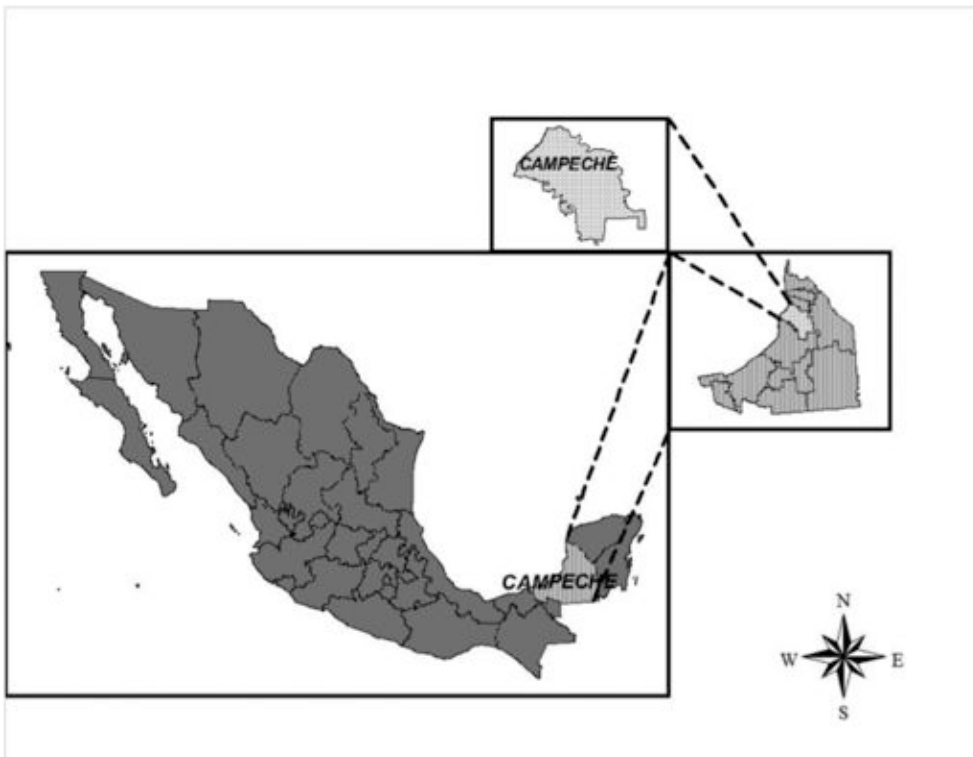


Figura 2.1.5. Ubicación de la Plantación en el Estado de Campeche

Clima Cálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad y cálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media. Temperatura de 26 a 28°C y rango de precipitación entre 1 000 a 1 200 mm.

Suelo dominante: Vertisol, Leptosol, Phaeozem, Regosol, Nitisol, Luvisol, Gleysol, Solonchak, e Histosol.

Los tipos de vegetación que presentan son: Selva, tular, manglar, bosque, y área sin vegetación (INEGI, 2009f).

Algunas consideraciones sobre el desarrollo de esta especie en diferentes localidades del trópico mexicano

Existen diferencias marcadas en cuanto a crecimiento, como consecuencia de las diversas calidades de sitio, edad, densidad de la plan-

tación, manejo y procedencia. En general los reportes de crecimiento anual varían entre 10 y 25 m³ por año. En diferentes sitios de Centroamérica, en los primeros 30 años se reporta una producción de 6 a 15m³ por hectárea por año, para sitios de mediana calidad en regiones aptas (Chávez y Fonseca, 1991).

La teca tiene un crecimiento inicial bastante rápido, pero este disminuye después de 8-10m de altura en 2 años. En Colombia la empresa “Reforestadora de la costa” ha reportado crecimientos de 10 y 12m en 19 meses. Después de esa edad el crecimiento de la especie es lento. Una producción entre 12 y 15 m³/ha/año es común durante los primeros 15 y 20 años. En forma general el incremento anual de teca, en sitios promedio, puede variar entre 10 y 15m³/ha/año y su turno más rentable entre los 20 y 30 años. En



| Estado | Municipio | Edad Año | Imaa m | Imadap cn | Imav m ³ |
|-----------|--------------|----------|--------|-----------|---------------------|
| Nayarit | Ruiz | 1 | - | - | - |
| Nayarit | Ruiz | 2 | 2.1 | 1.4 | 0.001 |
| Nayarit | San Blas | 9 | 1.7 | 2 | 0.187 |
| Campeche | Campeche | 9 | 1.7 | 2.5 | 0.292 |
| Campeche | Campeche | 15 | 1.1 | 2.2 | 0.689 |
| Veracruz | Las Chopas | 10 | 1.2 | 1.6 | 0.119 |
| Tabasco | Balancan | 21 | 1.2 | 1.6 | 1.092 |
| Michoacán | Nuevo Urecho | 7.9 | 1.4 | 1.8 | 0.023 |

Figura 2.1.6. Características del Incremento Medio Anual de las plantaciones de *Tectona Grandis* L.f. en México.

Costa Rica, plantaciones de teca de 5 años presentan un incremento anual en altura de 2.62 m a 3 m, y a los nueve años, entre 1.83 m a 2.24 m. Las diferencias son marcadas entre sitios, debido principalmente a la cantidad de potasio y calcio, capacidad de intercambio catiónico, profundidad y textura del suelo (Chávez y Fonseca, 1991).

Ypushima (2010), encontró que Calcio, magnesio y manganeso fueron determinantes para separar la calidad de los sitios de plantación y solamente fósforo y potasio mostraron tener una relación estadística con la altura de los árboles y con el diámetro del tallo a la base; encontrando además que contenidos menores de potasio a los establecidos como mínimos, fueron suficientes para el desarrollo de teca en este sitio. En su estudio Ypushima (2010), en Ruiz Nayarit; concluye que el comportamiento en el contenido foliar de nutrientes fue diferente respecto a la época de muestreo, de esta manera independientemente de la posición de la hoja, los contenidos de Ca, Mg, Fe, M y Cu fueron mayores durante los meses mas secos (Enero y Abril) que durante los meses lluviosos (Julio y Octubre); mientras que el contenido foliar de Zn fue mas elevado durante la época lluviosa (Julio).

Otros aspectos que inciden en el desarrollo en volumen de teca, que es considerado como una variable indicadora del potencial o de la capacidad de producción de un rodal y es afectado por diferentes variables que deben considerarse en el manejo, tales como la densidad inicial, la calidad de sitio, el diámetro, la altura, la forma del árbol, la edad de la plantación, las intervenciones silviculturales. Finalmente y para el caso de nuestro

estudio, se presenta en la fig.2.1.6 el mapa de ubicación de las plantaciones y algunas variables de desarrollo dasométrico.

LITERATURA CITADA

- Anantha Padmanabha, H. S. 2006. *Informe internacional sobre la teca*. (Product Disclosure Statement - Rewards Group Teak Project "International Teak Market Report").
- Chávez S. E, W. Fonseca. 2003. *Ensayos de aclareo y crecimiento en plantaciones de teca (Tectona grandis L.f) en la Península de Nicoya, Costa Rica. En memoria Plantaciones de Teca (Tectona grandis) Posibilidades y perspectivas para su desarrollo*. 26 al 28 de noviembre, Heredia, Costa Rica. 16 p. ISBN 9968-9996-3-6. Disco compacto.
- Cortéz, G. F. 2011. *Evaluación dasométrica de una plantación comercial de teca (Tectona grandis L.) en Nuevo Urecho, Michoacán*. Tesis de Licenciatura. Universidad Michacana de San Nicolás de Hidalgo, Uruapan Michoacán. 54 p.
- FAO. 2000. *Perspectivas mundiales del suministro futuro de madera procedente de plantaciones forestales*. Documento de trabajo: GFPOS/WP/03. Elaborado por Christopher Brown, Oficial Forestal (plantaciones). Dirección de Políticas y Planificación Forestales, Roma.
- FAO. 2005. *Situación de los bosques en el mundo*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 153 p.
- FAO. 2007. *Situación de los bosques del mundo*. 2007. Subdivisión de Políticas y Apoyos en Materia de Publicación Electrónica. FAO. Roma, Italia.
- FAO. 2009. *Situación de los bosques en el mundo*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma.
- FAO. 2010. *Evaluación de los recursos forestales mundiales, 2010- Informe principal. Estudio FAO Montes* 163. Roma.
- FAO. 2012. *Teak resources and market assessment 2010*. Roma. 42 p.
- Fonseca G. W. 2004. *Manual para productores de teca (Tectona agrandis L.f)*. En Heredia, Costa Rica. Disponible: (Consultada: 12 de abril del 2012). [Http://www.fonafifo.com/text_files/proyectos/manualproductoresteca.pdf](http://www.fonafifo.com/text_files/proyectos/manualproductoresteca.pdf).

- Fortes, A. R. 1994. *Establecimiento de las plantaciones forestales comerciales en México*. In Arteaga, B; Musálem M. A. (Eds.). IV Reunión Nacional de Plantaciones Forestales. SARH. México. D.F. pp. 302-310.
- INEGI. 2009a. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Ruíz, Nayarit*. Clave geoestadística 18011. 9 p.
- INEGI. 2009b. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. San Blas, Nayarit*. Clave geoestadística 18012. 9 p.
- INEGI. 2009c. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Nuevo Urecho, Michoacán de Ocampo*. Clave geoestadística. 160599 p.
- INEGI. 2009d. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Las Choapas, Veracruz de Ignacio de la Llave*. Clave geoestadística 30061. 9 p.
- INEGI. 2009e. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Balancán, Tabasco*. Clave geoestadística 27001. 9 p.
- INEGI. 2009f. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Campeche, Campeche*. Clave geoestadística 04002. 9 p.
- ITTO. 2008. *Tropical Timber Market Report November*. Volume 13 Number 22, 16-30.
- ITTO. 2009. *Tropical Timber Market Report March*. Volume 13 Number 6, 16-31.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Trad. A. Carrillo. Eschborn, Alemania. GTZ.
- Maldonado, G y D. Louppe. 2000. *Desafíos para la teca en Costa de Marfil*. CIRAD, Montpellier, Francia. 12 p.
- Musálem, M. A. 2002. *Silvicultura de plantaciones forestales comerciales*. UACH. División de Ciencias Forestales. Departamento de Ecología y Silvicultura. Programa posgrado. Chapingo México.
- Prodan, M., R. Peters, F. Cox Y P. Real. 1997. *Mensura Forestal*. Serie; Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. IICA, MBZ/GTZ. San José, Costa Rica.
- SEMARNAP. 1998. *Las plantaciones forestales comerciales en México*. Documento Informativo. Dirección General Forestal. Dirección de Plantaciones Forestales Comerciales. México, Distrito Federal.
- SEMARNAT. 2003. *Reglas de Operación del Programa para el Desarrollo de Plantaciones Forestales Comerciales 2003*. DOF. 26 de Marzo de 2003.
- Velázquez M. A. 2012. *Situación actual y perspectivas de las plantaciones forestales comerciales en México*. Comisión Nacional Forestal. México. 445 p.
- Ypushima P., A.L. 2010 *Evaluación del contenido nutricional de Teca (Tectona grandis L.F.) en plantaciones forestales de Nayarit, México*. Tesis de Maestría en Ciencia de Productos forestales. Universidad de Guadalajara. Jalisco, México. 85 p.

2.2 Propuesta metodológica para la reforestación de áreas con condiciones edafoclimáticas especiales. Estudio de caso: *Pinus hartwegii* Lindl. Nevado de Colima

Eduardo Salcedo Pérez, Rosario M. Bernaola Paucar, Efrén Hernández Álvarez, Fernando López-Dellamary Toral, José Villa Castillo.

RESUMEN

En el presente trabajo se propone un modelo metodológico para la implementación de un sistema de reforestación denominado “Doble Trasplante” el cual se generó a partir de la experiencia de los autores, años de trabajo en campo, de los antecedentes publicados y de la implementación en un estudio de caso. Se proponen las etapas requeridas para dicho modelo y las acciones en cada una de ellas. El principal propósito del modelo es lograr mejores resultados en programas de reforestación en sitios que presenten condiciones edáficas y ambientales adversas o condiciones especiales, que garantice una mayor sobrevivencia de los árboles en campo. Dicha estrategia ha sido implementada y valorada en el Parque Nacional Nevado de Colima con *Pinus hartwegii* Lindl. y del que se presentan los principales resultados obtenidos. Se espera que el costo de producir y acondicionar árboles para reforestación, sea igual o menor, al beneficio que se logra con el éxito de esta práctica en México, no solo considerando la sobrevivencia a corto plazo, sino de todos los demás bienes adicionales de largo plazo, como son los servicios ambientales.

ABSTRACT

In this document a methodological model is proposed to implement a reforestation system named “Doble Trasplante” which was generated through the experience of the authors, years of field study, the published precedents and the implementation on a case of study. The phases for the model are expounded as well as the actions in every one. The model aims for better results in reforestation programs in areas that present adverse edaphic and environmental characteristics or special conditions, that guarantee an increasing survival of trees on the field. That strategy was implemented and evaluated in the National Park Nevado de Colima with *Pinus hartwegii* Lindl. which results are here exposed. It is expected that the cost for produce and preparing of trees for reforestation equals or even gets to be less than the benefit achieved with this practice in Mexico, not only considering the survival, but of all the additional long term benefits like the environmental services.

En México, la producción de planta forestal ha cambiado fuertemente en los últimos 20 años; lo que se refleja en diversos aspectos: Cantidad y calidad de planta generada, diversidad de especies producidas, tipo de sistema de producción y tecnología empleada. La producción de planta forestal tiene como principal objetivo satisfacer la demanda para la reforestación de sitios que han sufrido deterioro o pérdida de su masa forestal por deforestación, incendios, sobrepastoreo o por condiciones adversas de suelo; lo que obliga a generar no sólo planta de calidad, sino también adecuada y adaptada para cada una de esas condiciones especiales que tendrá en campo, sobre todo cuando de coníferas se trata. Rodríguez (2008), destaca la importancia de los parámetros que determinan la “Calidad de Planta” en vivero, los cuales favorecen el establecimiento de los individuos y les permiten crecer y desarrollarse vigorosamente en el sitio de plantación. Actualmente, el creciente apoyo del programa PROARBOL de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) a los propietarios y comunidades forestales, ha generado una gran demanda de planta forestal y se ha optado por sistemas de producción de gran escala a menor costo, utilizando contenedores múltiples (charola) con cavidades individuales pequeñas. El 33% del sistema de producción forestal en México, sigue siendo “tradicional de bolsa” (polietileno negro), y muy pocos viveros utilizan el sistema de raíz desnuda; sin embargo el sistema de producción en charolas dado en viveros tecnificados se ha incrementado en un 56% (CONAFOR, 2010). Con estos sistemas de producción, según la CONAFOR, la supervivencia en campo es sumamente variado y

va desde 14 hasta 90%; las principales causas asociadas a los bajos porcentajes (menores al 50%), se debe a inadecuadas prácticas de cultivo en vivero y al momento de la plantación, a condiciones de clima extremo y suelos degradados, ataque fitopatológico a plántulas (*Phytium sp.*, *Rhizoctonia sp.* y *Phytophthora sp.*), etc. (Owston, 1990).

En la actualidad se requiere contar con parámetros técnicos para especies forestales mexicanas que sirvan de indicadores de calidad en sus características morfológicas y fisiológicas, además, que permitan definir cuales son las más determinantes en cada especie para su establecimiento a condiciones edafo-climáticas específicas y especiales, estos parámetros son poco estudiados por los viveristas y los técnicos. Según la CONAFOR (2010), en una encuesta realizada a los viveristas, el 23% se basa en el coeficiente de esbeltez, el 13% en relación tallo raíz y el 3% en el índice de Dickson. Cabe resaltar que el 40% no utiliza ningún parámetro de calidad de planta; lo que significa que existe una distancia entre los productores de planta y los usuarios de la misma, por lo tanto la falta de comunicación y retroalimentación de la información entre ambas partes, dificulta la integración de esfuerzos, conocimientos y experiencias de gran importancia en estos sistemas de trabajo integrales y multidisciplinarios. En este sentido, el éxito de las reforestaciones inicia desde la producción de planta y su manejo en vivero en los primeros años de vida, en donde su aclimatación y adaptación previa a las condiciones reales que tendrán en campo, es de enorme relevancia para lograrlo.

DEFINICIÓN DEL SISTEMA “DOBLE TRASPLANTE”

Como definición en el contexto de esta publicación, el sistema “Doble Trasplante” constituye una propuesta metodológica de producción y aclimatación de planta forestal, la preparación del sitio, el establecimiento, seguimiento y la evaluación de la reforestación para sitios específicos de interés. Es el paso de la plántula producida en charolas en viveros tecnificados a contenedores individuales (considerado primer trasplante) y mantenidas en un vivero volante cercano a los sitios de plantación; los principales objetivos son la aclimatación de los árboles durante cierto periodo, logrando un mayor

desarrollo morfológico y una mejor condición fisiológica, antes de ser establecidos en campo (considerado segundo trasplante) (Figura 2.1.1).

Para poder abordar e implementar la propuesta denominada “Doble Trasplante” será conveniente visualizar el proyecto de reforestación en el concepto de sistema, ya que el análisis de sistemas es una útil herramienta y la forma mas sencilla para comprender, atender y solucionar una problemática, y sin duda alguna, la reforestación en muchos sitios forestales de México es una gran problemática, por la gran diversidad de condiciones edafo-climáticas y la enorme cantidad de factores bióticos y abióticos in-

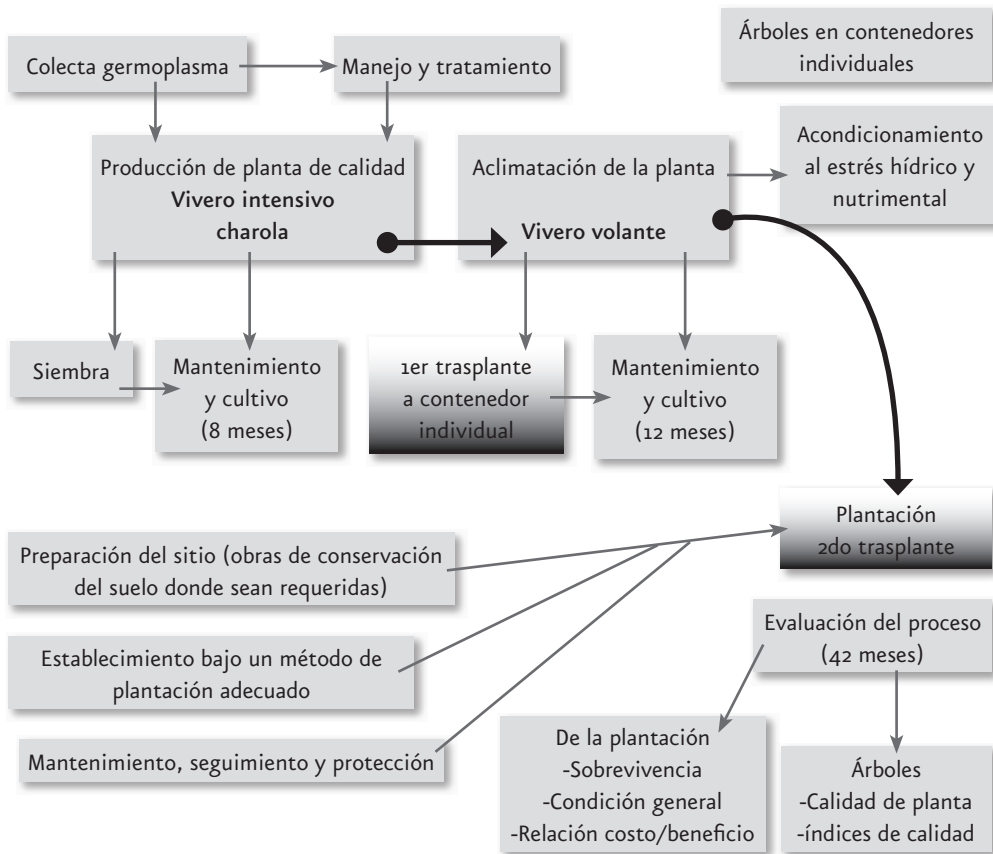


Figura 2.1.1. Diagrama de flujo del proceso para la implementación del sistema de doble trasplante.

volucrados. Aún, sin considerar los factores sociales, económicos, políticos y técnicos que también presentan gran impacto positivo o negativo a esta problemática.

Un sistema forestal es un conjunto de interrelaciones de componentes físicos, bióticos y sociales que se expresan en una particular combinación de interacciones y prácticas relacionadas entre sí, con el objeto de obtener productos forestales y servicios ambientales de muy diverso tipo; de acuerdo al potencial y usos que define cada especie forestal o a los fines para los cuales se promueven los desarrollos forestales. Para Briceño (2000), este conjunto de interrelaciones tiene una ubicación espacial y territorial definida, con características particulares y propias de tipo: ecológica, socio cultural, histórica, tecnológica y económica, constituyendo un complejo genérico-genésico, que al mismo tiempo que particulariza actividades forestales específicas, refleja sus orígenes, evolución y tendencias, expresados en los complejos paisajes forestales a los que da lugar.

Estos factores e interrelaciones, facilitan la planeación de la reforestación y la implementación de la propuesta “Doble Trasplante”; además de considerar cuales son los elementos materiales físicos, biológicos, humanos y conceptuales de entrada al sistema y cuales serán las salidas del mismo, principalmente los denominados servicios ambientales o las externalidades económicas del mismo.

En estos casos, la participación social del sector público y privado, así como los diferentes niveles de participación gubernamental, es sumamente importante y efectiva cuando se realiza de manera coordinada y

comprometida (CONAFOR, 2010). Es reconocido que una gran superficie forestal en México, es propiedad de comunidades agrarias, ejidales o indígenas y que corresponde al denominado uso común, que por tal característica se ha convertido en muchos casos en una real amenaza para la conservación de los ecosistemas forestales por los diversos intereses productivos, económicos y sociales presentes en cada lugar. En el Ejido Ajijic del estado de Jalisco, se ha logrado después de 5 años de trabajo constante una conciencia ambiental social más arraigada y comprometida, producto de las acciones de planeación, reforestación y conservación emprendidas en sus áreas forestales (Reyes y D'Acosta, 2012). Por el anterior panorama y la complejidad para resolver la problemática de reforestación de enormes superficies en México se propone la implementación del sistema “Doble Trasplante.

El sistema “Doble Trasplante” incluye seis etapas bien definidas y comprenden: a) Producción de la plántula en viveros intensivos tecnificados, b) Acondicionamiento de la planta en un vivero volante (primer trasplante), c) Preparación del sitio por reforestar, d) Establecimiento de los árboles en campo o reforestación propiamente dicha (segundo trasplante), e) Seguimiento y mantenimiento de la misma y finalmente, f) Evaluación de los resultados del proceso.

PRODUCCIÓN DE LA PLANTA FORESTAL: “DOBLE TRASPLANTE”

En la producción de planta forestal, es importante considerar los beneficios que otorgan los sistemas modernos; por lo tanto, se

debe realizar por producción masiva, ya que garantiza la obtención de una enorme cantidad de árboles de buena calidad. Estos sistemas son los más apropiados, ya que hacen un uso eficiente del espacio y puede cubrir la gran demanda de planta para la reforestación de toda una región. Por otro lado, en este tipo de sistemas ya se tienen bien establecidos los protocolos de producción y las acciones técnicas requeridas para cada uno de ellos por tipo y especie de árboles que producen; desde los procesos pre germinativos, la siembra, el repique, el riego, la fertilización; haciendo uso de la tecnología y teniendo medidas de control, los cuales pueden variar desde los semi-tecnificados hasta los automatizados y controlados por sistemas de computo. Se caracterizan por tener diferentes áreas en las instalaciones y la producción de planta se mantiene bajo condiciones de invernadero o cuando menos siempre bajo algún tipo de cubierta principalmente de malla sombra; además, por el uso eficiente de espacio al utilizar charolas de poliestireno de cavidades con diferente capacidad y diseño (Figura. 2.2.2 A y 2.2.2 B). Estos sistemas, diseñados y utilizados

principalmente en Canadá y Estados Unidos (Oregón), han sido exitosos en la reforestación directa debido a las condiciones edafoclimáticas particulares que a estas latitudes se presentan (Rose y Hasse, 1995; Dumroese *et al.*, 1998).

La especie forestal a producir, deberá ser la indicada para cada sitio en particular, en este sentido es importante considerar la pertinencia de coleccionar germoplasma del mismo sitio que se pretende recuperar. Sin embargo, se podrá enriquecer el sitio forestal con individuos de la misma especie, cuyas plántulas se hayan originado de semillas recolectadas de otros sitios a partir de individuos con mejores características genotípicas y fenotípicas a los que se encuentran en dicha área y que al momento de su establecimiento, promoverán la mejora de la masa arbórea.

Otro punto de gran importancia pero poco atendido en la implementación de reforestaciones con fines de conservación, son las plantaciones mixtas; estableciendo individuos de diversas especies acorde a cada lugar, sobre todo en ecosistemas tropicales donde la diversidad de árboles es mayor y



Figura 2.2.2A. Charola de producción de plántula foresta



Figura 2.2.2B. Vista del vivero de producción intensiva de plántula f

de gran importancia conservar estas abundancias entre especies, por lo tanto es de gran relevancia incrementar la diversidad de especies producidas en los viveros institucionales atendiendo la gran diversidad de nuestro país.

En los casos en donde la afectación ha sido tan severa que se ha perdido o modificado drásticamente la masa forestal, después de una adecuada valoración ecológico ambiental, se podrá proponer el re-establecimiento de especies originales que ya se han perdido y que eran propias de ese sitio forestal y tipo de vegetación (CONANP, 2006; López y Rivera, 2010).

La evaluación de la calidad de planta forestal en este modelo es imprescindible y los factores que proponemos evaluar en diferentes especies para obtener información para cada grupo son a) de tipo morfológicos: Altura de planta, diámetro de tallo, volumen foliar y radical, biomasa foliar y de raíz, índice de dickson, índice de tallo-raíz e índice de robustez y b) de tipo fisiológicos: grado de micorrización, contenido nutrimental y estrés hídrico. De ser posible, evitar la extracción de la planta y su empaquetamiento con otras seis u ocho plantas más, en virtud del primer estrés que este produce, o en su caso evitarlo al máximo, mediante protocolos bien definidos por especie y por vivero; cuando sea el caso, preferentemente esa planta deberá ser alojada en una sitio fresco y a la sombra. En caso contrario realizar surcos para colocar los paquetes, arroparlos con suelo (tierra) o sustrato y humedecerlos constantemente, sin aplicaciones excesivas de agua; en caso necesario colocar malla sombra de 50%.

ACLIMATACIÓN Y ADAPTACION DE ÁRBOLES EN VIVERO VOLANTE

Uno de los puntos claves en el “Doble Trasplante”, es sin duda la necesidad de aclimatar, adaptar y lograr un mejor desarrollo de las plantas que serán utilizadas en el programa de reforestación, esta acción constituye el primer trasplante. Para lo cual será necesario instalar un vivero volante (temporal) o incluso semipermanente (dependiendo del objetivo y magnitud de la reforestación o los años de trabajo requeridos para cubrir una determinada superficie), éstas instalaciones se utilizan por un periodo de 12 a 24 meses, donde se induce la aclimatación, adaptación y desarrollo secundario de las plántulas forestales cultivadas en los viveros de producción masiva, hasta que son establecidas en campo.

Se cultivan en contenedores de polipropileno adecuado en forma y tamaño para la especie en cuestión. Las condiciones del vivero y la necesidad de uso de coberturas (plástico, malla sombra, cubiertas con materiales naturales) también dependerá de las necesidades de cultivo de la especie y las facilidades del lugar (Figura 2.2.3 A Y 2.2.3 B).

Esta condición de aclimatación puede implicar la suspensión paulatina del riego o de la fertilización para ir acondicionando los árboles a las condiciones naturales que tendrán en el sitio de reforestación (Bernao-la, 2012). En este sentido, hace falta mucha información científico-técnica, para definir el tipo de estrés y nivel de plasticidad para cada especie (sobre todo mexicanas) al que deberán someterse las plántulas antes de su paso al sitio definitivo de reforestación con

lo que se espera mejorar sustancialmente su sobrevivencia y buen establecimiento.

En el contenedor individual se podrá utilizar suelo del lugar o mejorado con mezcla de insumos orgánicos y en algunos casos será mejor continuar con el sustrato utilizado en la etapa de producción o de otro tipo de material económico. Esto tendrá también que responder a las condiciones edáficas del sitio a reforestar (fertilidad física, química y biológica), si son de baja calidad, tratar de que el cepellón del árbol lleve mejores condiciones para que su sobrevivencia y proceso de establecimiento sea más fácil en los siguientes dos años de implantados (Bernaola, 2012).

En la elección del tamaño del contenedor, considerar que sitios a reforestar con precipitaciones menores a 800 mm año⁻¹ y poca humedad ambiental, deben ser máximo de 1 l, puesto que no se cubrirá la demanda de agua disponible para árboles de este tamaño en la época seca por estiaje, en sitios con mejores condiciones de humedad edáfica, ambiental y mayor precipitación, se podrá utilizar contenedores de mayor tamaño de 2 a 5 l.



Figura 2.2.3 A. Contenedores de la empresa Innovaciones Industriales y Forestales de 5 l. y 1 l. (Tamaño no real)

De igual manera, la aplicación de fertilizantes orgánicos o minerales, responderá a las necesidades y demanda reportada para la especie de interés, considerando que si la fertilidad química del suelo por reforestar es muy pobre, será mejor ir disminuyendo la dosis paulatinamente, hasta suspender su uso unos dos meses antes de su establecimiento en campo (Sigala, 2009).

Además de la necesidad de aclimatar los árboles, el factor económico y de logística son determinantes para definir el lugar para la instalación del vivero volante o de transición, por lo que deberá ser lo más cercano posible al sitio por reforestar, preferentemente con acceso a energía eléctrica, agua y con protección; ya que se debe evitar al máximo los costos y complicaciones de traslado; considerando que el movimiento de planta pequeña de las charolas a éste tipo de



Figura 2.2.3 B. Vista del vivero volante.

instalaciones, no implica gran dificultad y se realiza a costo mínimo; pero cuando se trata de árboles en contenedores individuales y con un volumen de sustrato o suelo mayor, el costo y la dificultad de traslado se eleva enormemente.

PREPARACIÓN DEL SITIO A REFORESTAR Y OBRAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO

Una de las primeras actividades antes de pensar en la producción de la planta forestal; será definir el objetivo de la reforestación y evaluar las condiciones del área por reforestar; no es lo mismo un sitio conservado y que necesita solo enriquecer la masa forestal, que un sitio que ha sido impactado drásticamente por aprovechamiento, desmonte, tala, sobrepastoreo, problemas de enfermedades o plagas, erosión, incluso o principalmente en México, por incendio forestal.

Como se ha mencionado, un análisis de sistema nos permitirá planificar y abordar de manera más adecuada la reforestación, propia para cada condición. En este sentido y considerando que la gran parte de las áreas forestales de México que requieren reforestaciones con fines de conservación, se encuentran en sitios muy devastados y con pendientes pronunciadas; será importante planear actividades para establecer previa o paralelamente un manejo del suelo (CONANP, 2006). Cuando existe alto riesgo de que se presente un problema de erosión elevada; lo primero es promover la conservación de ese recurso, antes de pensar en reforestar; mediante la ejecución de obras de conservación de suelo, tales como: zanja bordo, línea de piedra acomodada en curva a

nivel, presas filtrantes de piedra acomodada en cauces de arroyos; y en algunos sitios realizar y preparar la cepa: terrazas individuales, la aplicación de insumos al suelo como fertilizantes, mejoradores orgánicos u otros materiales, etc. En este sentido, es de gran utilidad el manual de obras y prácticas para la protección, restauración y conservación de suelos forestales (CONAFOR, 2007), en donde se describen de manera muy sencilla dichas acciones; a) obras para el control de erosión en cárcavas: presas de diferente tipo dependiendo la necesidad, las más utilizadas son presas filtrantes de piedra acomodada y de ramas o material vegetal; b) obras en taludes, sobre todo para la protección y conservación de caminos y c) obras para el control de la erosión laminar: terrazas individuales y barreras de piedra en curvas a nivel, zanjas trincheras, zanja bordo y bordos en curva a nivel; además de d) prácticas vegetativas, como la implementación de sistemas agroforestales y el enriquecimiento de acahuals. Estas acciones de mejoramiento de la calidad de la cepa, se recomienda realizar al menos un año antes a la reforestación; lo que significa un proceso de al menos tres años para establecer los árboles y de ahí unos cinco más para poder reconocer cambios y evaluar los resultados de la reforestación. Desafortunadamente los aspectos políticos y la presión social en muchos casos apresuran el proceso, lo que ocasiona un menor éxito. Con reforestaciones sucesivas y con el tiempo requerido, se puede incrementar el costo real, pero el beneficio y bienes recibidos es mayor (CONANP, 2006; PRONARE, 1990). En la mayoría de los casos, una reforestación masiva exitosa de más de 15 o 20 mil plantas, requiere de una adecuada planeación y

coordinación entre la parte técnica y la parte beneficiaria o ejecutora, para lograr los resultados esperados o comprometidos; ya que en la práctica no es nada fácil. Un aspecto primordial, son los costos requeridos para lograr cubrir los jornales necesarios para este tipo de actividades, para lo cual se requiere hacer un uso eficiente de los recursos disponibles para ello y nunca comprometer más de lo que es posible cumplir.

ESTABLECIMIENTO DE LA REFORESTACIÓN

La reforestación propiamente dicha, constituye nuestro segundo trasplante y ésta se debe llevar a cabo con los protocolos que se tienen para ello; es importante mencionar que existen numerosos sistemas de plantación y dependiendo del objetivo y tipo de reforestación, es el empleo del sistema más adecuado para nuestros propósitos, al igual que en la etapa anterior la planeación es sumamente importante; pero la realización de las acciones puede variar en dependencia de las condiciones del sitio y lo cual se deberá considerar al momento de realizar dichas actividades.

Algunos ejemplos de métodos de plantación son los siguientes (Pierre, 1996):

Pala pocera. Consiste en abrir las cepas con el instrumento del mismo nombre y a las distancias predeterminadas. Una particularidad de este método es que requiere aplicarse en terrenos forestales no muy compactados.

Cepa común. En este método se abre una oquedad para colocar la planta. Las dimensiones mínimas son de 30 x 30 x 30 cm, y las distancias varían según lo que

se requiere, siguiendo la curva de nivel. Este método funciona en terrenos con pendientes de hasta el 12%, debido a que no controla el escurrimiento superficial en pendientes mayores.

Zanja trinchera. Consiste en abrir zanjas y bordos en forma discontinua sobre curvas de nivel, tal discontinuidad forma un dique divisor entre zanja y zanja. Para su establecimiento, son necesarios los siguientes pasos:

Calcular la pendiente media del terreno a reforestar, el espaciamiento entre bordos determina las dimensiones de la zanja y bordo, tal como se procede a continuación con los siguientes datos:

- Pendiente del terreno.
- Valor máximo de lluvia en el área de plantación.
- Porcentaje de erosión en el área.
- Coeficientes de escurrimientos en el área.
- Trazado de las curvas de nivel a equidistancias de $\frac{1}{2}$ del espaciamiento calculado.

Las zanjas se construyen en forma discontinua sobre una curva de nivel, pero se debe procurar que la proyección de un tramo de zanja coincida con un tramo ciego de la siguiente curva aguas abajo.

Independiente de la profundidad de plantación, cada zanja debe tener 2,5 metros de largo y una separación entre zanjas que puede variar de 0,5 metros hasta 2,5 metros como máximo.

Sauceda 1. Consiste en trazar bordos sobre curvas de nivel y a equidistancias dadas por la pendiente. Aguas arriba del bordo



Figura. 2.2.4. Saucedada 1 (Pierre, 1996).



Figura 2.2.5. Saucedada 2 (Pierre, 1996).

y a ambos lados de la cepa, se abren zanjas de 0,8 metros de largo por 0,5 metros de ancho y con una profundidad de 0,4 metros, la cual va disminuyendo gradualmente conforme se aleja de la cepa, hasta llegar a cero. Esta modalidad permite aprovechar los escurrimientos y controla la erosión hídrica, por lo cual se recomienda utilizarla en las zonas templadas, áridas y semiáridas del país (Figura 2.2.4).

Saucedada 2. Consiste en trazar bordos sobre curvas a nivel, plantar aguas arriba del bordo y abrir una zanja de forma circular alrededor de la cepa. Las dimensiones de la zanja son de 0,5 metros de ancho y profundidad constante de 0,4 metros en toda la zanja. Por su diseño es funcional en zonas áridas, semiáridas y templadas del país (Figura 2.2.5).

MANTENIMIENTO Y PROTECCIÓN DE LA PLANTACIÓN

En cualquier programa de reforestación es de suma importancia considerar un progra-

ma de seguimiento y en lo posible considerar económica y técnicamente acciones de mantenimiento de la misma. En este sentido y considerando las condiciones edafo-climáticas de los sitios forestales que requieren este tipo de sistemas en México, en el INFOR (1999) recomiendan la aplicación de por lo menos un riego de auxilio durante la temporada de estiaje, ya que representa la única oportunidad de supervivencia de un mayor número de individuos, facilitando su arraigo al suelo

Respecto a la aplicación de insumos fertilizantes en las plantaciones forestales, es muy recomendable en sitios donde se ha practicado la agricultura durante largo tiempo y que podría presentar deficiencia de nutrientes. Esta actividad se debe realizar desde la fase de establecimiento de la plantación (durante los primeros 3 años de la plantación), hasta árboles en pleno crecimiento de 3 a 8 años, después de ese tiempo los individuos son autosuficientes en la absorción de nutrimentos. Hay 2 clases de fertilizantes: los orgánicos y los minerales. Los orgánicos

se producen del material vegetal descompuesto o de excremento de animales. Los minerales generalmente son abonos industriales o químicos que se encuentran en el mercado de manera comercial en diferentes presentaciones, por ejemplo la cal dolomita, el yeso y la roca fosfórica (FONAM, 2007).

Una actividad importante en el seguimiento de la reforestación, tomar medidas de protección para prevenir incendios forestales como la construcción de una brecha cortafuegos de al menos 8 m de ancho en el perímetro de la plantación y hacer conciencia entre la comunidad para que evite quemas cercanas. la vigilancia y detección oportuna de plagas o enfermedades, que permita en el corto tiempo, tomar alguna medida de control o aplicación de algún producto químico o natural que sirva para erradicar y disminuir su impacto sobre la reforestación. Por ejemplo en caso del *Pinus hartwegii*, esta siendo atacada por el descortezador *Dendroctonus Adjunctus*, causando la muerte de la planta, para ello se recomienda monitoriar las plantaciones establecidas pues un desbalance nutrimental puede contribuir al ataque de esta plaga (Perez, 2010).

SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DEL PROCESO

El objetivo de evaluar un área reforestada recientemente, es conocer su condición actual, el potencial y estado integral del arbolado. Definir los alcances de la evaluación de la plantación no siempre es una actividad sencilla y debe considerar elementos importantes (tiempo requerido, los costos implicados, calidad y cantidad de información pretendida). Debe realizarse preferentemente de manera multi e interdisciplinaria, considerando a especialistas y personal con experiencia en campo. La cantidad y calidad de información que se genera, constituirá una herramienta imprescindible para la toma de decisiones en futuras acciones (Torres y Magaña, 2001). Murillo y Camacho (1997) proponen una metodología para fines de evaluación de la calidad de plantas recién establecidas, dependiendo del objetivo de dicha evaluación, donde la supervivencia es la principal variable a evaluar, ya que numerosos estudios han probado que una mayor calidad de planta (tanto morfológica como fisiológica) en vivero aumenta la supervivencia en campo (Oliet *et al.*, 2005; Puértolas *et al.*, 2003). Además permite obtener una medida cuantitativa del éxito de la plan-

• Cuadro 2.2.1. Datos de estación meteorológica del Nevado de Colima

| Año | Precipitación Anual (mm) | Temperatura anual (°C) | | |
|------|--------------------------|------------------------|-----------|-----------|
| | | T° promedio | T° mínima | T° máxima |
| 2008 | 626.8 | 6.27 | 1.80 | 8.80 |
| 2009 | 479.1 | 6.49 | 1.38 | 10.98 |
| 2010 | 370 | 6.61 | - 4.25 | 12.28 |
| 2011 | 430 | NR | NR | NR |

♦ Cuadro 2.2.2. Análisis químico y físico del sustrato de las charolas y contenedores y del suelo del sitio de reforestación

| Propiedades químicas del sustrato y suelo | | | |
|---|----------|----------------|------------|
| Propiedades | Sustrato | Suelo | Referencia |
| Textura | NR | Arena migajosa | |
| Ph | 6.9 | 5.4 | 5.5 - 7.5 |
| CE (Ms/Cm) | 0.2 | 0.0 | 0 - 2 |
| MO % | 26.2 | 1.7 | 3.5 - 6 |
| C.I.C (meq/100g) | 9.1 | 6.1 | 0.3 - 10 |
| Nitrógeno | 0.18 | 0.09 | 0.11 - 0.2 |
| Fosforo (ppm) | 12.5 | 15.0 | 17 -24 |
| Potasio (Mg/100Gr) | 6 | 6.6 | 22 -34 |
| Magnesio (Mg/100Gr) | 4.8 | 4.91 | 18 -30 |
| Calcio (Mg/100Gr) | 80.5 | 45.55 | 200 -280 |
| Manganeso (KG/HA) | 5.5 | 3.5 | 9 - 27 |
| Boro (PPM) | 0 | 0.7 | 0.5 - 2 |
| Fierro (KG/HA) | 3.5 | 4 | - 18 |

(Donde: NR: No registrado, CE: Conductividad eléctrica, MO: Materia orgánica y C.I.C.: Capacidad de intercambio catiónico)

tación bajo la influencia de los factores del sitio (CONAFOR, 2011). En todos los casos será de gran relevancia una evaluación de tipo económica (relación beneficio-costos), en donde se considere a los costos unitarios como base de la valoración. Sabemos que existen numerosos beneficios intangibles o difícilmente cuantificables económicamente, tales como los servicios ambientales y las externalidades positivas, sobre todo por su efecto a mediano y largo plazo; aun así, será de gran relevancia considerar al menos la supervivencia como un factor de beneficio importante y relacionarlo con costo unitario de producción, con el fin de comparar el porcentaje de supervivencia con los diferentes sistemas de producción (Bernaola, 2012).

Estudio de caso: reforestación de *pinus hartwegii* en el parque nacional nevado de colima

INTRODUCCIÓN

El presente estudio constituye un ejemplo metodológico de implementación del sistema “Doble Trasplante” para la producción de especies forestales con las características necesarias para una reforestación exitosa y su establecimiento en campo con excelentes resultados. Se describe el manejo de las plantas desde su germinación, aclimatación y establecimiento en sitios de plantación que presentan condiciones edafo-climáticas

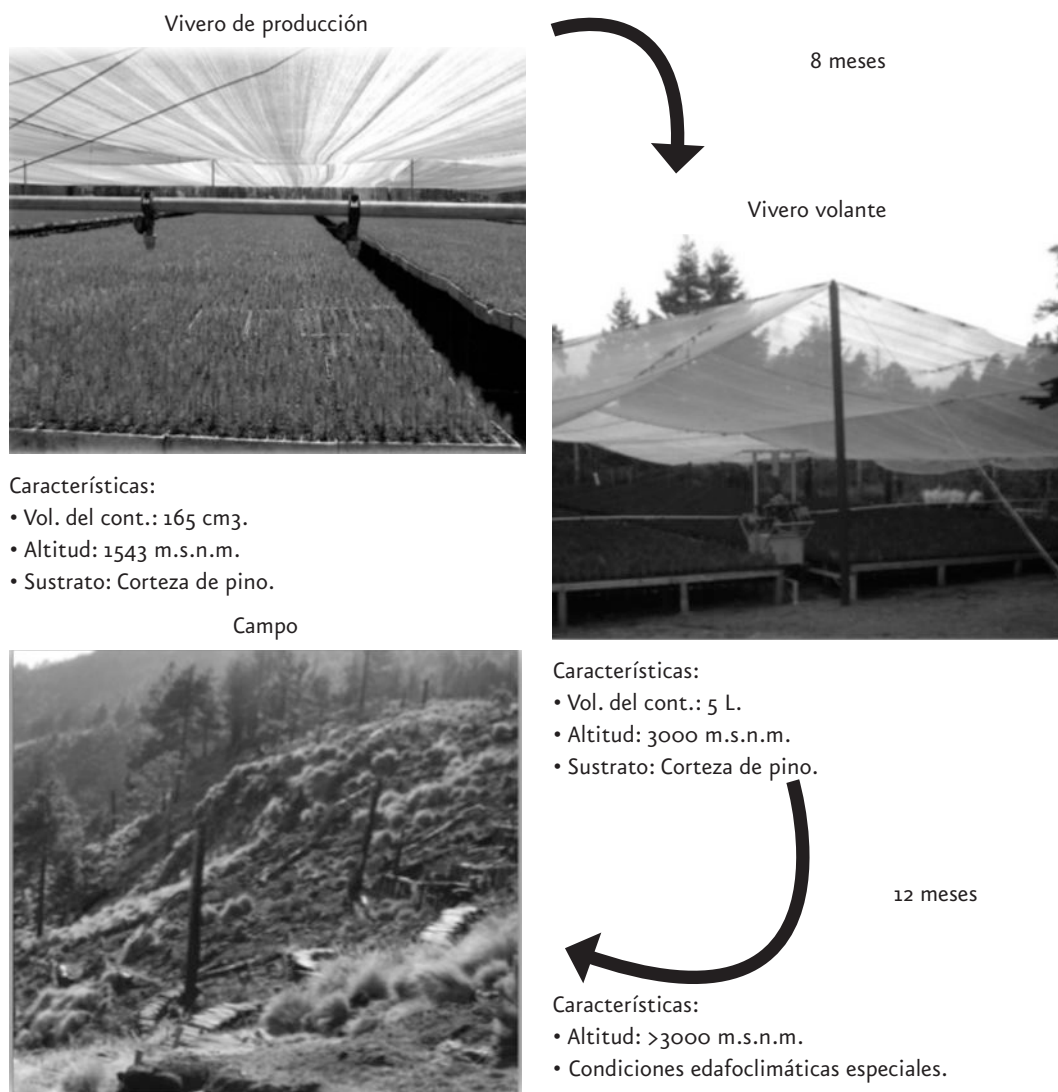


Figura 2.2.6. Descripción del sistema doble trasplante *Pinus hartwegii*.

especiales en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima (cuadro 2.2.1 y 2.2.2), incluso para sitios que presentan problemas de sobrevivencia y éxito de sus plantaciones (Bernaola, 2012).

MATERIALES Y MÉTODOS

En la figura 2.2.6 se muestra con imágenes el diagrama del proceso implementado.

Con el objeto de incrementar el porcentaje de sobrevivencia como se ha mencionado, se requiere contar con plantas que presenten parámetros de calidad y características morfológicas adecuadas (tamaño, forma y estructura), y fisiológicamente adaptadas (funciones y procesos vitales apropiados para una buena nutrición y desarrollo) (Duryea, 1985; Prieto y Alarcón, 1998; Rodríguez, 2008). En este caso, fue necesario utilizar plantas cultivadas en contenedores

♦ Cuadro 2.2.3. Características morfológicas que deben presentar plantas del genero *Pinus* en vivero para reforestación (Bernaola, 2012).

| Características morfológicas | Descripción |
|------------------------------|-------------------------------|
| Altura | Promedio a 15 cm. |
| Diámetro de cuello | Promedio a 11 mm. |
| Volumen foliar | Promedio a 40 cm ³ |
| Volumen radical | Promedio a 18 cm ³ |
| Índice de Dickson | Promedio 3.6 |
| Índice de tallo raíz | Promedio 2.1 |
| Índice de robustez | Promedio 1.4 |
| Grado de micorrización | 4 a 5 grados (80 a 95 %) |
| Contenido nutrimental | Valor aproximado a Anexo 1 |

individuales con dimensiones mayores a las cavidades de las charolas, por la baja calidad de suelo que presentan las áreas reforestadas (doble trasplante), los contenedores generan un mayor volumen radical y ámbito de exploración, proporcionando tolerancia al estrés del trasplante, mayor oferta de agua y de nutrientes requeridos para un buen establecimiento y desarrollo (Rose *et al.*, 1991).

Además fue necesario aclimatar dichas plantas a las condiciones ambientales presentes en el Parque donde se establecería dicha plantación, dado que en la mayoría de los casos, las plantas son producidas en condiciones climáticas diferentes e incluso más favorables a las que tendrán en campo. Para ello fue necesario instalar un vivero volante, el cual se ubica cerca del sitio de plantación, lugar donde se hace el trasplante de las plantas producidas en vivero de producción masiva (charola) a contenedor individual de 5 litros, utilizando corteza de pino compostada como sustrato. En dicho lugar las plantas permanecieron durante 8 meses, sometidas a las condiciones ambientales propias del lugar, logrando que las plantas antes de ser

llevadas a campo estuvieran en mejores condiciones y aclimatadas, tuvieran un mayor tamaño, un sistema radical más vigoroso, tallo más lignificado con mayor resistencia y área foliar más activa (cuadro 2.2.3). En los sitios de reforestación se realizaron algunas prácticas de conservación de suelo y se estableció la plantación en curvas a nivel y con el sistema de terrazas individuales por árbol (Bernaola, 2012).

Después de dos años de establecimiento, se evaluó la calidad de plantación y de los individuos utilizando la metodología propuesta por Murillo y Camacho (1997).

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

El porcentaje de sobrevivencia de los árboles provenientes del “Doble Trasplante” fue de 94% y las plantas mostraron los siguientes parámetros de calidad: 86 % de plantas resultaron de muy buena calidad, 8% de buena o aceptable calidad y solo un 6% plantas de mala calidad. Por el contrario, la sobrevivencia de los árboles establecidos de manera directa del sistema de charola fue de tan solo



Figura. 2.2.7. Diferencias morfológicas de las plantas: A) planta con dos años de establecimiento en campo, proveniente de charola; B) plántula obtenida de charola para reforestación directa; C) individuo a dos años de establecimiento en campo proveniente del Doble Trasplante.

el 13% y de los cuales el 87% son de mala calidad y solo el 13% de buena calidad; además se presentaron problemas de hongos fitopatógenos en estos árboles de mala calidad (*Phyitium sp.*, *Rhizoctonia sp.* y *Phytophthora sp.*) (Figura 2.2.7).

Al concepto de calidad, se le sumó la Relación Beneficio-Costo (BC) que nos facilita valorar el costo de oportunidad del capital. Protti (1982) indica que la regla de decisión en este indicador financiero establece que el proyecto o propuesta de inversión se considera aceptable cuando la relación $BC > 1$. En el presente estudio se consideró únicamente el porcentaje de sobrevivencia en campo, como único factor de beneficio (ambiental) y el costo la producción en vivero e instala-

ción en campo con base a 5 ha (CONAFOR, 2003), donde el sistema doble trasplante obtuvo una relación BC más factible y cercana a 1 (0.9) en comparación al obtenido por la reforestación directa que fue de tan solo 0.1. Aunque este valor de 0.9 no resultó mayor a uno 1, es debido a que se valoró un solo beneficio ambiental, pero si añadimos los demás beneficios ambientales (PRODEPLAN, 2003), no hay duda que este valor sería mayor a uno.

CONCLUSIONES

- I. El sistema forestal “Doble Trasplante” es una técnica viable para la producción de plantas de *Pinus hartwegii* Lindl., para

- el programa de reforestación del Parque Nacional Volcán Nevado de Colima con la finalidad de garantizar una mayor supervivencia en campo.
- II. El sistema “Doble Trasplante” mejora la calidad morfológica y fisiológica de las plantas en comparación al sistema de producción “tradicional”, las cuales son reforestadas de manera directa sin previa aclimatación.
- III. La evaluación nutrimental de las plantas del sistema “Doble Trasplante” en su paso a campo, mostró una ligera disminución de su concentración macronutricional y mantuvo constante los valores de microelementos.
- IV. Las plantas del sistema tradicional presentaron valores constantes en la concentración de macroelementos y un ligero incremento en la concentración de micronutrientes de vivero a campo.
- V. La colonización micorrítica en las plantas del sistema Doble Trasplante y tradicional, presentó valores óptimos, tanto en vivero como en campo, pero la diferencia en las plantas reforestadas a dos años, fueron de más del 40% mejor en las de doble trasplante.
- VI. La relación beneficio-costo del sistema de producción “Doble Trasplante”, resultó ser una propuesta de inversión económicamente factible en comparación al sistema de producción tradicional de trasplante directo de charola a campo.

LITERATURA CITADA

- Bernaola R. 2012. *Evaluación del sistema de doble trasplante de Pinus hartwegii para la restauración de suelos en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima*. Tesis de Maestría. Departamento de madera Celulosa y Papel, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México.
- Briceno M. 2000. *Las Foresterías del Nuevo Milenio*. Instituto Forestal Latinoamericano. Mérida. (En prensa).
- Programa Nacional de Reforestación. PRONARE. 1990. *Deterioro, restauración y fomento forestal*. Capítulo 4. México.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. CONANP. 2006. *Programa de conservación y manejo parque nacional volcán nevado de colima*. Dirección general de manejo para la conservación (CONANP), Dirección regional occidente (CONANP) y Dirección ejecutiva del parque nacional volcán nevado de colima. México.
- Comisión Nacional Forestal. CONAFOR. 2003. *Procedimientos y cálculos básicos, útiles en la operación de viveros que producen en contenedor*. Dirección General de Comisión Forestal y Coordinación General de Conservación y Restauración.
- Comisión Nacional Forestal. CONAFOR. 2007. *Protección, restauración y conservación de suelos forestales*. Manual de Obras y Prácticas. CONAFOR. México. 298 p.
- Comisión Nacional Forestal. CONAFOR. 2010. *Evaluación externa de los apoyos de reforestación en México el 2009*. Dirección General de Comisión Forestal y Universidad autónoma de Chapingo. México.
- Comisión Nacional Forestal. CONAFOR. 2011. *Programa para el desarrollo de plantaciones comerciales ejercicio 2003*. Dirección General de Comisión Forestal y Universidad Nuevo León. México.
- Dumroese, R. K., T. D. Landis, and D. L. Wenny. 1998. *Raising Forest Tree Seedlings at Home: Simple Methods for Growing Conifers of the Pacific Northwest from Seeds*. Contribution Number 860. Idaho Forest Wildlife and Range Experiment Station. USA. 54 p.
- Duryea, M. L. 1985. *Evaluating seedling quality: Importance to reforestation*. In: Duryea, M. L. (ed.). *Evaluating seedling quality: principles, procedures, and predictive abilities of major test*. Oregon State University, Corvallis. pp: 1-4.

- Fondo Nacional del Ambiente. FONAM. 2007. *Guía práctica para la instalación y manejo de plantaciones forestales*. Proyecto Piloto para la Reforestación Asociada a la Conservación del Agua y Protección del Suelo en Áreas Cercanas a Zonas Afectadas por los Pasivos Ambientales Mineros en la Provincia de Hualgayoc. Cajamarca. Perú.
- Instituto Forestal de Chile. INFOR. 1999. *Estadísticas forestales*. Boletín estadístico N°74. Santiago, Chile: Instituto Forestal. 2000. 139 p.
- López, C. y Rivera, Z. 2010. *Plantación comercial de Pinus hartwegii Lindl., en los llanos de San Miguel Topilejo, Tlalpan, D.F*. Tesis licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Chapingo, Estado de México. 93 p.
- Murillo, O. y Camacho, P. 1997. *Metodología para la evaluación de la calidad de plantaciones forestales*. En: II Congreso Forestal Nacional. 25-27 Nov. 1992. San Jose, Costa Rica: 40-42 p.
- Oliet, J.; Planelles, R.; Valverde, R.; Artero, F. 2005. *Resultados de 7 años de plantación de Pinus halepensis en medio semiárido en respuesta a la fertilización en vivero*. Actas IV Congreso Forestal Español.
- Owston, P. 1990. *Target seedling specifications: Are stock type designations useful*. In: Proceedings, Western Forest Nursery Association. Rose, R., S. J. Campbell, T. D. Landis (eds). Gen. Tech. Rep. RM-200. Colorado, U.S.A. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. pp: 9-16.
- Perez, M. 2010. *Los factores del sitio y su relación con el ataque del descortezador Dendroctonus adjunctus B. en un bosque de Pinus hartwegii L.* Tesis Maestría. Postgrado forestal. Colegio de postgraduados. Texcoco, Chapingo, Estado de México. 75 p.
- Pierre, D. P. 1996. *Métodos de plantación con Pinus devoniana Lindl. en el campo experimental Bosque-Escuela*. Tesis Ing. Agrónomo. Universidad de Guadalajara. 55 p.
- Prieto R. y Alarcón B. 1998. *Producción de planta forestal*. Folleto técnico número 10. Campo Experimental Valle del Guadiana-INFAP-SAGAR. Durango, Dgo. 19 p.
- Protti, A. F. 1982. *Evaluación económica y financiera del proyecto de plantaciones forestales en la "Fraislesca", Chiapas*. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México. 153 p.
- Programa para el desarrollo de plantaciones forestales comerciales. PRODEPLAN. 2003. *Evaluación externa del ejercicio fiscal 2003*. Universidad Autónoma Nuevo León y Comisión Nacional Forestal.
- Puértolas, J.; Gil, L. y Pardos, J. 2003. *Effects of nutritional status and seedling size on field performance of Pinus halepensis planted on former arable land in the Mediterranean basin*. Forestry, 76: 159-168 p.
- Rodríguez, T. D. A. 2008. *Incremento en biomasa y supervivencia de una plantación de Pinus hartwegii Lindl. en áreas quemadas*. Revista Chapingo 14(2). Texcoco, Chapingo, Estado de México. pp 89-93.
- Rose, R; Gleason, J; Atkinson y Sabin, T. 1991. *Grading ponderosa pine seedlings for outplanting according to their root volume*. Journal of Applied Forestry. 6: 11-15.
- Rose, R. y Hasse L. 1995. *The target seedling concept: implementing a program*. In: National Proceedings, Forest and Conservation Nursery Associations. Landis, T. D., and B. Cregg. (coords.). Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-365. USDA. Forest Service. Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon, pp: 124-130.
- Reyes, J. A. y D'Acosta. 2012. *Memorias del Seminario Propiedad Social y Servicios Ambientales 8 de noviembre de 2011, Ciudad de México*. Proyecto de Cooperación Registro Agrario Nacional (RAN) - Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), en Coordinación con el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). México, D.F. 85 pp.
- Torres Rojo y Magaña Torres. 2001. *Evaluación de Plantaciones Forestales*. Limusa. México, DF. pp 60-66.

♦ Anexo 1. Concentraciones óptimas por nutrientes en el follaje de coníferas (Landis, 1985)

| Nutrimiento | Concentración* |
|------------------------|------------------|
| Macronutrientes | |
| Nitrógeno | 1.3 a 3.5 |
| Fósforo | 0.2 a 0.6 |
| Potasio | 0.7 a 2.5 |
| Calcio | 0.3 a 1.0 |
| Magnesio | 0.1 a 0.3 |
| Azufre | 0.1 |
| Micronutrientes | |
| Hierro | 0.006 a 0.020 |
| Cloro | 0.01 |
| Manganeso | 0.005 a 0.025 |
| Zinc | 0.002 a 0.015 |
| Boro | 0.002 a 0.010 |
| Cobre | 0.0004 a 0.002 |
| Molibdeno | 0.00001 a 0.0005 |

2.3 Evaluación en vivero de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima

Rosario M. Bernaola Paucar, Eduardo Salcedo Pérez, Porfirio Gutiérrez González, Víctor Manuel Ordaz Chaparro, Ramón Rodríguez Macías, J. Francisco Zamora Nátera.

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó el efecto del volumen de contenedor en la calidad de planta y micorrización de *Pinus hartwegii* Lindl., cultivado en tres diferentes tipos de contenedor. Se analizaron las características morfológicas de plantas producidas en contenedores de 0,160 L, y otras que fueron trasplantadas a contenedores de 1 L y 5 L, todas con una edad de 20 meses. El volumen de contenedor resultó tener gran influencia en la calidad de planta forestal, mostrando diferencias significativas para todas las variables excepto para la altura, donde los contenedores de 0,160 l y de 1 l fueron estadísticamente iguales; mientras que para el grado de micorrización, el tamaño de contenedor resultó no tener influencia. El contenedor de 5 l presentó los mayores valores promedio para altura (16,10cm); diámetro (11,35mm); volumen aéreo (40,33cm³) y volumen de raíz (18,86cm³). Asimismo el índice de calidad de Dickson resultó favorable, con un valor de 3,67, tomando en consideración que cuanto más alto es el valor mejor es la calidad de planta. El realizar el trasplante de un contenedor pequeño a contenedores más grandes, pretende favorecer mejor crecimiento y adaptabilidad, lo que resulta congruente con los resultados de este trabajo.

Palabras clave: volumen de contenedor, trasplante, índices de calidad, micorrización.

ABSTRACT

This study evaluated the effect of container volume in the seedling quality and mycorrhization from *Pinus hartwegii* Lindl., cultivated in three different types of containers. The morphological characteristics of plants with an age of 20 months produced in containers of 0,16 l and some of 1 l and 5 l were analyzed. The container volume turned out to have big influence on the seedling quality, showing significant differences for all variables except for the height, where containers from 0,160 l and 1 l were statistically the same, while for the micorrhization level the size of the container turned out to have no influence whatsoever. The 5 l container presented the highest average values for height (16,10m); diameter (11,35mm), aerial volume (40,33cm³) and root volume (18,86cm³). Also the Dickson quality index turned out to be favorable, with a value of 5,09 taking into account that the highest value is better the seedling quality. By making a transplant from a small container to bigger ones favors a better growing and adaptability which is consistent with the study's result.

Key words: container volumen, transplant, quality index, micorrhization.

Cuando se inicia la planificación de un programa de reforestación deben considerarse diversos factores: condiciones edáficas, climáticas y ambientales del sitio por reforestar, la especie a utilizar y su procedencia, el sistema de producción de los árboles y sus características al salir del vivero, conocidas como calidad de planta; esta información es de suma importancia para cumplir los objetivos de la plantación. En este sentido, Hobbs (1984) y Landis *et al.* (1998) mencionan que se requiere contar con la planta adecuada para las condiciones específicas a las condiciones edafoclimáticas de cada sitio de plantación. Al reforestar con plántulas de los sistemas actuales de producción forestal (intensivos en charola y de bolsa tradicional) y trasplantándolas de manera directa al sitio definitivo sin considerar los factores mencionados de aclimatación y desarrollo, se corre el riesgo de fracasar en la reforestación (Landis *et al.*, 1998).

Entre las causas asociadas al alto porcentaje de mortandad reportado por algunos estudios están inadecuadas prácticas de cultivo durante su producción en vivero, la baja calidad de planta, la falta de aclimatación adaptación previa al establecimiento en campo, la falta de seguimiento y atención silvícola durante los primeros dos años de su establecimiento (Ritchie, 2002).

En las prácticas culturales, el volumen o tamaño es una de las variables más importantes al momento de elegir un contenedor. En los contenedores de mayor volumen se obtienen dimensiones mayores de planta. Por tanto el agua adicional y la mayor cantidad de nutrientes disponibles en los contenedores de mayor tamaño han propor-

cionado mejores resultados de crecimiento y supervivencia en muchos de los estudios realizados (Domínguez, 2000).

Al realizar un segundo trasplante de las plántulas, de un contenedor pequeño (charola) a contenedores más grandes (preferentemente individuales) y cultivarlos en viveros transtorios o volantes, se pretende favorecer el crecimiento y adaptabilidad, mejorando la calidad morfológica y el desarrollo radicular. El obtener plantas más resistentes, adecuadas a las condiciones edafoclimáticas que tendrán en campo, permitirá menor porcentaje de mortandad y adecuado establecimiento de los árboles reforestados (Dumroese *et al.*, 1998, Ritchie, 2002).

Por lo anterior, el propósito de este trabajo es evaluar el efecto del volumen del contenedor en las características morfológicas de las plantas al salir del vivero y por lo tanto, su calidad de planta, generando información para tomar decisiones al momento de planificar y establecer reforestaciones con fines de restauración de suelo, asegurando mayor éxito de sobrevivencia en las plantaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó con plantas de *Pinus hartwegii* Lindl., producidas en contenedores de 0,160 L (charolas de poliestireno con 60 cavidades), en el Vivero Masvi, situado a 1543 m.s.n.m. en San Andrés - Ciudad Guzmán, Jalisco. Además, se utilizaron plantas de este mismo vivero, pero que fueron llevadas al vivero volante "Pico del Águila", ubicado en el Nevado de Colima a 3389 m.s.n.m., para ser trasplantadas a contenedores de mayor tamaño (tubetes de polietileno de 1 y 5

l) y ser cultivadas 1 año más, induciendo así una mejor aclimatación y promoviendo mayor desarrollo. Se tomaron al azar 15 plantas por tipo de contenedor, cuyas características se describen en el cuadro 2.3.1

La calidad de las plantas de cada sistema fue evaluada separando la parte aérea de la raíz y midiendo las siguientes variables morfológicas: Altura (cm), diámetro del cuello de la raíz (mm), volumen de la parte aérea y radicular (cm³) por desplazamiento de agua (Harrington *et al.*, 1994), pesos secos del tallo y raíz (g). Con estos datos se calculó el índice de robustez, la relación parte aérea/raíz y el Índice de Dickson.

Para la evaluación de la micorrización se seleccionaron aleatoriamente 3 plantas por cada tipo de contenedor, procediendo como sigue: la raíz se corta en trozos de 1 cm, se colocan en una solución de KOH al 10% du-

rante 30 min a 90°C, una vez transcurrido este tiempo, se enjuagan con agua destilada y se introducen en una solución de HCl 0,1 N durante 10 minutos, se enjuagan nuevamente y se observan en microscopio a 40X. Si se dificulta visualizar la presencia de micorrizas, pueden colocarse los trozos durante 5 min en una solución de colorante azul tripán o de lactofenol y se vuelve a proceder a su observación. A la presencia fúngica en las raíces se atribuye un valor que va de 0 a 5, según Cuadro 2.3.2 (Trouvelot *et al.*, 1986).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables morfológicas

El volumen de contenedor es un factor que indiscutiblemente tiene influencia en la producción de planta forestal. Como se muestra

† Cuadro 2.3.1. Características del material biológico

| Tipo de contenedor | Volumen de contenedor | Edad (Meses) | Ubicación | Tamaño de muestra |
|--------------------|-----------------------|--------------|----------------|-------------------|
| Charola | 0,160 L | 20 | Vivero Masvi | 15 plantas |
| Tubete A | 1 L | 20 | Vivero Volante | 15 plantas |
| Tubete B | 5 L | 20 | Vivero Volante | 15 plantas |

† Cuadro 2.3.2. Grado de micorrización

| Grado de micorrización | Porcentaje de micorrización |
|------------------------|-----------------------------|
| 0 | Sin colonización |
| 1 | Trazas de colonización |
| 2 | Menos del 10% |
| 3 | Entre el 11 y 50 % |
| 4 | Entre el 51 y 90 % |
| 5 | Más del 90 % |

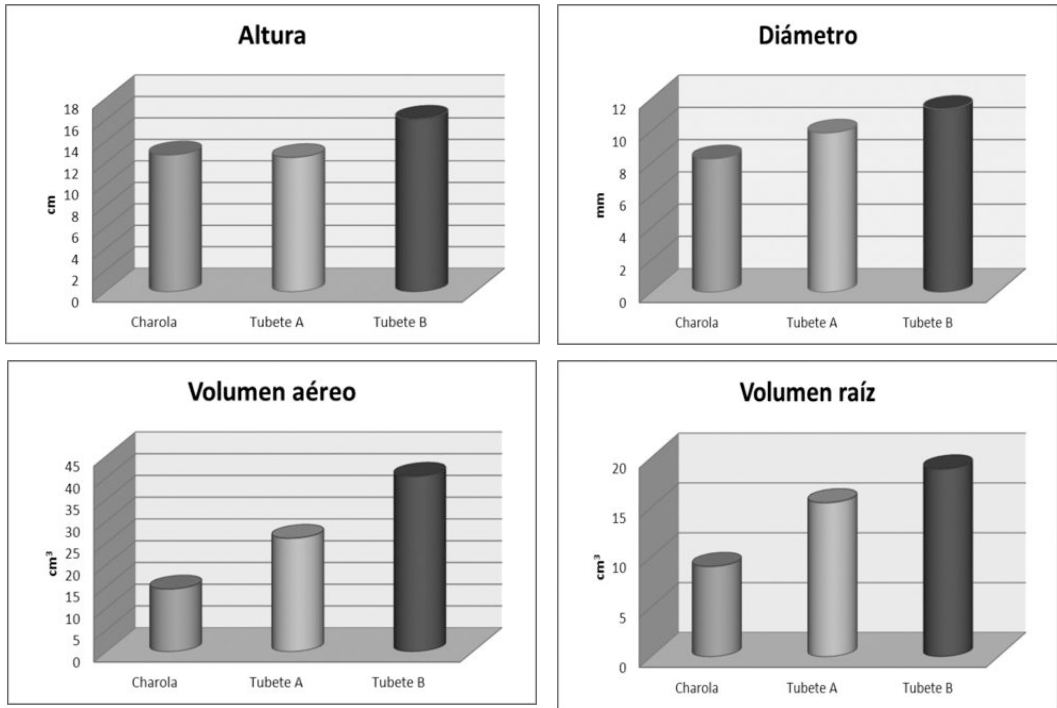


Figura 2.3.1. Resultados de variables morfológicas respecto a los diferentes tipos de contenedor.

en la figura 2.3.1., hay una clara tendencia hacia el incremento en altura, diámetro, volumen aéreo y de raíz conforme aumenta el volumen de contenedor. El análisis de varianza mostró diferencias significativas en todas las variables morfológicas ($p \leq 0.05$), excepto para altura, donde las plantas de los contenedores de 0,160 L y el de 1 L resultaron estadísticamente iguales.

Comparando la variable altura, como se había mencionado, el Tubete A (12,52 mm promedio) y el de Charola (12,76cm) no presentaron diferencia estadística significativa. El mayor crecimiento en altura se presentó en el Tubete B con 16,10 mm, superando a los dos anteriores por 3,58 y 3,34 cm respectivamente. La altura es un indicador de capacidad fotosintética y área de transpiración. Sin embargo, si la planta es muy alta

y el tallo no está lignificado, también tendrá problemas por el viento y la lluvia, por eso es preferible que al seleccionar la planta en vivero, tenga la altura necesaria, que le permita competir y desarrollarse en campo (Prieto *et al.*, 1999; Maldonado, 2010).

El diámetro al cuello de la raíz de las plantas del Tubete A (9.88 mm promedio) superó a las plantas producidas en charolas (8.28 mm), mientras que el Tubete B alcanzó los mayores valores (11,35 mm promedio) Esta diferencia en diámetros se debe a la acumulación de sustancias de reserva y se manifiesta en un aumento del diámetro del cuello. Las plantas con diámetros grandes tienden a desarrollar sistemas radicales grandes, lo cual produce plantas con mejor soporte, mayor aislamiento contra temperaturas extremas y proveen mayor cantidad

de sustancias de reserva, por lo que sufren menor daño por calor o sequía (Cleary *et al.*, 1978). Rodríguez-Trejo y Duryea (2003) encontraron que hay una relación positiva entre la longitud de raíz y el diámetro del cuello en plántulas de *Pinus palustris* Mill. de 12 meses establecidas en campo.

En cuanto al volumen aéreo que presentan las plantas producidas en contenedores de 1 L (26.06 cm³ promedio), sobrepasa por casi el doble al contenedor de charola (14.4 cm³), en tanto que el volumen obtenido en los contenedores de 5 L (40.33 cm³ promedio), es casi 3 veces mayor al de la plantas producidas en charola. Respecto al volumen de raíz, los Tubetes A y B, resultaron estadísticamente similares. El Tubete B obtuvo un valor promedio de 18,86 cm³, mientras que en el Tubete A las plantas lograron un promedio de 15,46 cm³. Estos resultados superaron a los obtenidos en las charolas, por 6,4 cm³, en el caso de los contenedores de 1 l; y por 9, 8 cm³, en el caso de los contenedores de 5 L. Aquellas plantas con mayor volumen radical al momento de la plantación presentan mayores tasas de supervivencia y crecimiento inicial en altura y diámetro que aquellas con menor volumen radicular. Esto se explica por el hecho de que inmediatamente después de establecida la planta en terreno, las plantas dependen de las ca-

racterísticas de sus raíces para la absorción de agua y nutrientes del suelo. Cuando se presenta un mayor sistema radical se tiene una mayor densidad de raíces finas, con lo cual se aumentan las posibilidades de supervivencia en campo, ya que explorará una extensa área del suelo y se optimiza la capacidad de absorber agua y nutrientes (Rose *et al.*, 1991; Wenny *et al.* 1998).

Índices de calidad

Para los índices de calidad, la comparación de medias se muestra en el cuadro 2.3.3, donde puede observarse que hubo poca diferencia entre los distintos volúmenes de contenedores; el que mostró mayor diferencia fue el Tubete B que corresponde a los contenedores de 5 L.

Para el índice de robustez se hace referencia a que valores más bajos están asociados a mejor calidad de planta, ya que ésta es más robusta; en cambio, valores altos indican que la planta es más esbelta y que existe desproporción entre la altura y el diámetro de la planta; generalmente, se recomienda que éste sea menor a seis (Prieto *et al.*, 1999).

Conforme a lo anterior, las plantas producidas en los contenedores de 0,160 L, al tener el valor promedio más alto (1,57), son las que mostraron mayor desproporción en-

+ Cuadro 2.3.3. Comparación de medias de los índices de calidad de planta

| Tipo de contenedor | Rel. parte aérea/raíz | Índice de robustez | Índice de Dickson |
|--------------------|-----------------------|--------------------|-------------------|
| Charola | 1,53 a | 1,57 a | 2,36 a |
| Tubete A | 1,63 a | 1,30 a | 3,47 b |
| Tubete B | 2,11 b | 1,42 a | 3,67 b |

tre el crecimiento en altura y el diámetro, haciéndolas más susceptibles a daños por el viento; seguida de los contenedores de 1 l y de 5 L; sin embargo, todos están dentro del rango recomendado. Las plantas de los contenedores de 1 L resultaron ser las mejor proporcionadas.

En relación con la distribución de biomasa, la mejor calidad de plantas corresponde a un volumen menor en la parte aérea en relación con la raíz, que puede garantizar una mayor supervivencia en campo, porque se evita que la transpiración de la planta exceda a su capacidad de absorción de agua (Mayo, 1984).

En este estudio, las plantas producidas en los contenedores de 5 L (Tubete B) obtuvieron el mayor valor promedio para este índice (2,11), repercutiendo negativamente en la relación parte aérea/raíz, seguido por el contenedor de 1 L y finalmente por el contenedor de charola, que obtuvo el menor valor (1,53), resultando favorable en éste índice. Algo similar encontraron Pinda-Ojeda *et al.* (2004), quienes en su investigación sobre la calidad de planta bajo tres sistemas de producción: a) contenedor (1+0); b) trasplante contenedor-contenedor (1+1); c) trasplante contenedor-raíz desnuda (p+1), hallaron que la relación peso seco de la parte aérea/raíz fue más baja en el tratamiento contenedor (1.81) seguido por los tratamientos trasplante contenedor-raíz desnuda (2.84) y contenedor-contenedor (3.02), donde el tratamiento contenedor (1+0) presenta el mejor balance entre la parte aérea y la raíz.

Respecto al índice de Dickson, cuanto más alto es el valor mejor es la calidad de planta (Dickson *et al.*, 1960, citado por Mal-

donado, 2010). Las plantas producidas en los contenedores de 5 L resultaron tener el valor promedio más alto para éste índice, con 3,67, y a su vez no tuvieron diferencia significativa ($p \leq 0.05$) con las producidas en los contenedores de 1 l (3,47 promedio). Este resultado es útil al inferir sobre la sobrevivencia que las plantas tendrán en campo, ya que se involucra una interacción de varias características morfológicas, generando un indicador muy conveniente del comportamiento en campo a largo plazo (Maldonado, 2010).

MICORRIZACIÓN

En cuanto a la evaluación del grado de micorrización, todos los tratamientos presentaron el 90% de sus raíces micorrizadas; según el cuadro 2.3.2, corresponde a un grado 5 de micorrización (Figura 2.3.2). Según Perea *et al.* (2009) señalan que las micorizas son factores bióticos importantes para el buen desarrollo del *Pinus hartwegii* Lindl., en una evaluación sobre la incidencia de las micorizas en esta especie de pino, concluye que las variables morfológicas (altura y diámetro de la planta y longitud del sistema radicular) se incrementan según su grado de micorrización. Además Egerton *et al.* (2007) señalan que el movimiento de agua por redes comunes micorríticas es potencialmente importante para la supervivencia de las plantas durante la sequía. Runion *et al.* (1997) reportaron un alto porcentaje de raíces cortas colonizadas por ectomicorizas en *Pinus palustris* Mill. con un adecuado suministro de agua, en comparación a otro tratamiento en donde hubo falta de agua, donde estos autores registraron menor longitud de raíz y una baja micorrización.

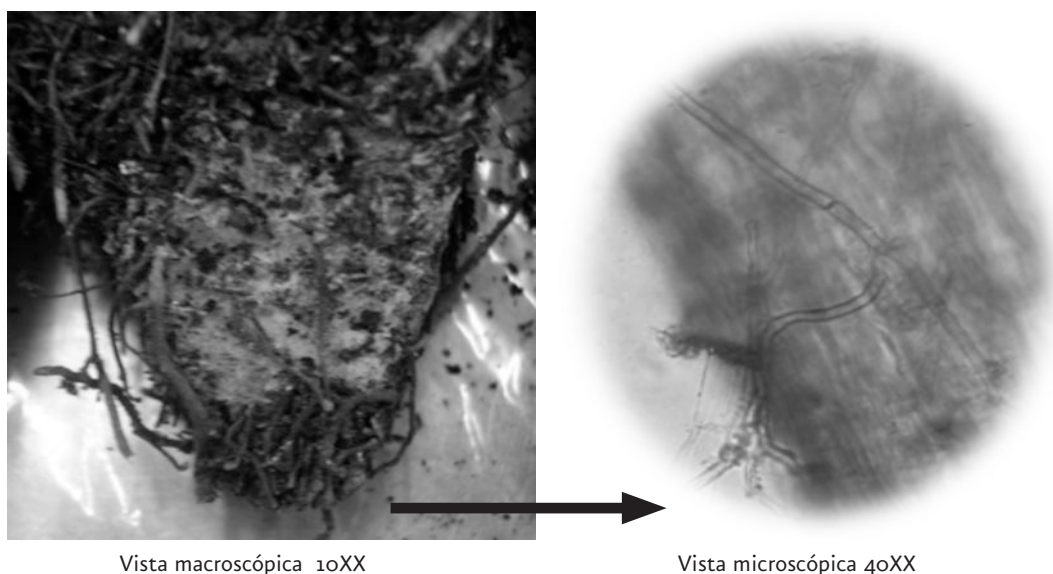


Figura 2.3.2. Raíz micorrizada del *Pinus hartwegii* y vista de las hifas micorríticas en la raíz.

CONCLUSIONES

El volumen es un factor de suma importancia al momento de elegir un contenedor en la producción de planta forestal, pues tiene gran influencia en las características morfológicas deseables a la salida del vivero. A mayor volumen de contenedor, el crecimiento de las plantas es mayor, como se observó en los resultados de éste estudio.

Será conveniente que contenedores mayores se utilicen en áreas con mayor precipitación, mejor calidad de suelo y mayor humedad ambiental en la época seca, de lo contrario tanto volumen de raíz será contraproducente en ese periodo.

En la selección del envase, además de considerar su funcionalidad en el crecimiento de las plantas, se debe tomar en cuenta también los costos de producción. Sin embargo, en los programas de reforestación, es necesario revisar la relación del costo de

aplicar un sistema de producción con doble trasplante para mejorar las características morfológicas y la aclimatación al sitio de reforestación, con el beneficio que esto traería en el éxito de la plantación.

El sistema de trasplante charola-contenedor es una técnica viable para la producción de plantas de *Pinus hartwegii* en el Nevado de Colima, que serán utilizadas para garantizar la sobrevivencia y establecimiento en campo de las mismas, pues mejora la calidad morfológica y fisiológicas de las plantas en comparación con las producidas en charola y reforestadas inmediatamente sin previa aclimatación.

LITERATURA CITADA

Cleary B., D. Greaves, K. Hermann. 1978. *Regeneration Oregon's Forest. A Guide for Regeneration Forest*. Oregon State University. School of Forestry. Oregon. 242 p.

- Dickson A., A. L. Leaf, J. F. Hosner. 1960. *Quality appraisal of white spruce and white pine seedlings stock in nurseries*. Forest Chronicle. pp. (36) 10-13.
- Domínguez L., S. 2000. *Influencia de distintos tipos de contenedor en el desarrollo en campo de Pinus halapensis y Quercus ilex*. Reunión de coordinación 1+D. Fundación CEAM. 10 p.
- Dumroese R., D. Landis, L. Wenny. 1998. *Raising Forest Tree Seedlings at Home: Simple Methods for Growing Conifers of the Pacific Northwest from Seeds*. Contribution Number 860. Idaho Forest Wildlife and Range Experiment Station. USA. 54 p.
- Egerton-Warburton, L. M., J. I. Querejeta, M. F. Allen. 2007. *Common mycorrhizal networks provide a potential pathway for the transfer of hydraulically lifted water between plants*. J. Exp. Bot. 6:1473- 1483.
- Harrington, J. T., J. G. Mexal, J. T. Fisher. 1994. *Volume displacement provides a quick and accurate way to quantify new root production*. Tree. Planters Notes. N°3, p. 121-124.
- Hobbs S. D. 1984. *The influence of species and stocktype selection on stand establishment: an ecophysiological perspective*. In: Seedling Physiology and Reforestation Success. Duryea M. L., and G. N. Brown (eds). Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers. Great Britain. pp: 179-224.
- Landis T. D., R. W. Tinus, J. P. Barnett. 1998. *Seedling propagation*. Vol. 6. The Container Tree Nursery Manual. Agriculture Handbook 674. USDA Forest Service. Washington. 166 p.
- Maldonado B., K. R. 2010. *Sustratos alternativos para la producción de Pinus gregii Engelm. en vivero*. Tesis. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 103 p.
- May J. T. 1984. *Seedling quality, grading, culling and counting*. In: Southern Pine Nursery Handbook. May, J. T., W. Belcher, Jr., C. E. Cordell, T. H. Filer, Jr., D. South, and C. W. Lantz, (eds). USDA. Forest Service. Southern Region. pp: 83-97.
- Perea E., Pérez M., Villareal R, Trinidad-Santos, De La I De Bauer, Cetina Alcalá Y Tijerina-Chávez. 2009. *Humedad edáfica, nitrógeno y hongos ectomicorrizicos comestibles en el crecimiento de pino*. Colegio de Post-graduado – Chapingo. Rev. Fito-tec. Mex. Vol. 32 (2), 2009.
- Pineda-Ojeda, T., V. M. Cetina-Alcalá, J. A. Vera-Castillo, C. T. Cervantes-Martínez, A. Khalil-Gardezi. 2004. *El trasplante contenedor-contenedor (1+1) y contenedor-raíz desnuda (P+1) en la producción de planta de Pinus gregii Engelm*. Agrociencia 38: 679-686.
- Prieto R., J. A., G. Vera C. y E. Merlín B. 1999. *Factores que influyen en la calidad de plantas y criterios para su evaluación*. Folleto técnico 12. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. México. 23 p.
- Ritchie G. A. 2002. *Root physiology and phenology: the key to transplanting success*. In: *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations*. Riley L. E., R. Dumroese K., and T. D. Landis (coords). USDA Forest Service.
- Rodríguez-Trejo, D. A. y M. L. Duryea. 2003. *Indicadores de calidad de planta en Pinus palustris Mill*. Agrociencia 37: 299-307.
- Rose R. D., J. Gleason, M. Atkinson y T. Sabin. 1991. *Grading ponderosa pine seedlings for outplanting according to their root volume*. Journal of Applied Forestry. 6: 11-15.
- Runion, G. B., R. J. Mitchell, H. H. Rogers, S. A. Prior, T. K. Counts. 1997. *Effects of nitrogen and water limitation and elevated atmospheric CO₂ on ectomycorrhiza of longleaf pine*. New Phytol. 137:681-689.
- Trouvelot A, Kough JL, Gianinazzi-Pearson V. 1986. *Mesure du taux de mycorrhization système radiculaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle*. En *Physiological and genetical aspects of mycorrhizae*. Gianinazzi-Pearson V and Gianinazzi S eds., INRA, Paris, 101-109. Zadoks JC, Chang TT, Konzak CF. 1974.
- Wenny, D. L., Y. Liu, R. K. Dumroese, H. L. Osborne. 1998. *First year field growth of chemically root pruned containerized seedlings*. New Forest 2 (2): 111-118.

2.4 Importancia de las características físicas y químicas de los sustratos en la producción de plántula forestal

José Justo Mateo Sánchez, Juan Jesús Mejía Soto, Juan Capulín Grande, Leopoldo Mohedano Caballero, Gustavo Alonso López Zepeda.

RESUMEN

La producción de planta forestal en vivero de acuerdo con la SEMARNAT para el año 2008, fue de trescientos cincuenta millones de plantas de las cuales el 65% se produjo con sistemas tecnificados, esto es, en contenedores y utilizando sustratos importados con un costo aproximado de setenta millones de pesos, que representaron una fuerte inversión para el país, lo anterior ha motivado en gran medida, en el desarrollo de sustratos alternativos que sustituyan a la turba (peat moss). El punto de partida para el posible uso de un sustrato nuevo, es la caracterización física y química del mismo. El presente escrito aborda algunas características físicas y químicas importantes de los sustratos: entre ellas están la granulometría, densidad aparente, la porosidad total del sustrato, la capacidad de retención agua y el potencial osmótico. Las propiedades químicas, la conductividad eléctrica, el pH, nutrimentos disponibles, capacidad de intercambio catiónico y relación carbono/nitrógeno. También se abordan algunos aspectos de los materiales utilizados en la elaboración de mezclas de sustratos, la descripción de algunos materiales utilizados como la turba, el aserrín, la corteza de pino, vermiculita y perlita, se describe la importancia de la fertilización, desglosando los fertilizantes en orgánicos e inorgánicos y funciones de los macroelementos y microelementos. Adicionalmente se incluyen los criterios para evaluar la calidad de plantas en vivero.

ABSTRACT

According to the SEMARNAT the production of forest plants in nursery for fall 2005 was 350 millions plants and 65% was produced in containers and using imported substratums with a rough cost of 70 millions pesos. This has motivated the study and development of alternative substratums that replace the natural peat moss products but to a lower cost. The starting point for a possible usage of a new substratum, are his physical and chemical characteristics. This document presents some important physical characteristics of the substratums. A few of them are grain size, apparent denseness, the complete substratum's porosity, his capacity to retain water and the osmótica potencial. Some of the chemical properties are the electricity conductivity, pH, available nutrients, cation exchange capacity and carbon/nitrógeno relation. Also a few aspects of the used material to produce substratums mixtures are presented for example peat moss, sawdust, pine bark, vermiculite and perlite, also the importante of fertilization is described by breaking down the organic and inorganic fertilizers, functions of macro and micro elements. Additionally criteria to evaluate the quality of nursery plants are included.

De acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) la producción de plantas forestales en México para el año 2008 fue de 350'000,000 de árboles, en los viveros pertenecientes a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Secretaría de la Defensa Nacional (SEDENA), Gobiernos estatales y municipales, organizaciones sociales, e Instituciones de Enseñanza e Investigación, entre otros (SEMARNAT, 2009).

De esta producción de planta aproximadamente el 30% se realiza bajo el sistema de producción "tradicional", es decir, en bolsa de polietileno, utilizando como sustrato diferentes mezclas de suelo forestal, suelo agrícola y otros subproductos como corteza de pino, aserrín compostado, cascarilla de café y bagazo de caña. Otro 65% de la producción se hace bajo el sistema tecnificado, donde se usan contenedores de poliéstereno expandido y plástico rígido, y como sustrato: turba (peat moss), perlita y vermiculita. El restante 5% se lleva a cabo mediante la técnica de producción a raíz desnuda, utilizando el propio suelo como sustrato (CONAFOR, 2002).

El atlas forestal de México (1999) reporta que el país cuenta con 659 viveros de los cuales 129 pertenecen a la SEMARNAT, 45 a la SEDENA, 122 a gobiernos estatales, 221 a organizaciones sociales y 142 a otros como municipios, Secretaría de Agricultura Ganadería y Desarrollo Rural (SAGAR), Secretaría de Educación Pública (SEP), Universidades, Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA), Instituto Nacional Indigenista (INI), Comisión Federal de Electricidad (CFE), Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL), los cuales tienen una capacidad

instalada total de producción de 560'000,000 plantas por año.

Considerando una producción nacional anual de 350'000,000 árboles forestales y que un 65% de esta producción se hace bajo el sistema tecnificado, esto arroja una cantidad de 227'000,000 plantas producidas utilizando sustratos importados como la turba (Peat moss). Si además se considera que el volumen promedio del contenedor es de 0.14 dm³, se obtiene un volumen total de 31 850 m³ de sustrato utilizado en el sistema tecnificado.

El costo promedio de los sustratos importados es de \$2,500.00 m³, que multiplicado por las necesidades de este material, genera un gasto de \$79,625,000 pesos.

Algunos viveristas han comenzado a probar en sus mezclas otros materiales que puedan brindar a las plantas óptimas condiciones para su crecimiento. A pesar de que algunos resultados son alentadores, como es el caso del polvo de coco, la tierra y hojarasca de monte aún siguen siendo un material utilizado en gran escala para elaborar sustratos. Existen otros materiales a los que se les ha prestado poca o ninguna atención y que podrían contribuir en forma importante en la elaboración de nuevos sustratos, como los desechos de la industria maderera (corteza de pino, aserrín y viruta) (García, 1999).

En un estudio realizado por Mateo (2002), en la producción de plantas de *Pinus patula* y *Pinus teocote*, se encontró que las mezclas que contenían entre 70 y 80% de aserrín con fertilizante, produjeron el mayor peso seco, altura y diámetro de tallo, en ambas especies, al comparar mezclas de 10 a 100% de aserrín con tierra de monte;

concluyendo que el aserrín con fertilizante es un subproducto que se puede utilizar como sustrato para la producción de planta forestal; teniendo un alto potencial por ser un material ligero, de fácil manejo, relativamente barato, con alta retención de humedad, buena aereación, libre de metales pesados y fácilmente disponible en las regiones forestales. De igual forma Martínez (2005), recomienda que los sustratos compuestos con mezclas a base de aserrín en combinación con otros materiales, producen plantas iguales e inclusive de mejor calidad que las producidas con otros sustratos. Sin embargo, para entender mejor el uso del aserrín crudo como sustrato, es necesario hacer una revisión de algunos conceptos como los que se detallan a continuación.

SUSTRATOS

En horticultura un sustrato es cualquier medio que se utilice para el cultivo de plantas en contenedor, debe proporcionar soporte físico al sistema radicular, tener la capacidad de retener, entre riegos, la cantidad de agua que la planta requiere (Burés, 1997). Los sustratos pueden ser de materiales químicamente inertes o activos, y pueden o no aportar nutrimentos al complejo proceso del crecimiento de las plantas, deben tener una alta capacidad de absorción y retención hídrica (Cadahia, 1992).

En la composición de los sustratos se suelen usar dos o tres materiales, aunque hay viveristas que mezclan hasta seis materiales en diferentes proporciones (turba rubia, turba negra, aserrín, arena, vermiculita y perlita). En muchos casos se añaden a la

mezcla fertilizantes solubles de liberación lenta e incluso algún hidrogel para aumentar la retención de agua (Ruano, 2003). En la formulación de sustratos para plantas en maceta debe utilizarse al menos un 40% de componente orgánico (Cabrera, 1996). El medio de cultivo deberá tener una estructura tal que permita a las raíces penetrar ampliamente para extraer suficiente agua, oxígeno y nutrimentos, además deberá tener una densidad aparente que permita que la planta permanezca vertical; deberá también tener buena humectación aún después de haberse secado el contenedor, una estructura permanente con tasas bajas de contracción, y que regule el crecimiento de la planta, dándole apariencia compacta, con una adecuada retención de agua y nutrimentos; así como pureza químico-biológica, bajo costo, homogeneidad, y disponibilidad del material a largo plazo, que también son criterios importantes para la selección de sustratos (García, 1999).

Características de los sustratos

Propiedades físicas

La estructura física de un sustrato está formada por un esqueleto sólido que contiene espacios porosos que pueden llenarse de agua o de aire, y que corresponden a los espacios entre las partículas de sustrato y dentro de las mismas (Burés, 1997).

El cuerpo sólido y el espacio poroso de los sustratos están definidos por la naturaleza del material y por el acomodo de las partículas. Generalmente se consideran más importantes las propiedades físicas de los

sustratos, ya que una vez seleccionada una mezcla de sustratos, como medio de cultivo es difícil modificar su estructura física, a diferencia de su composición química, que puede alterarse durante el desarrollo de la planta, mediante el riego y la fertilización. Para cumplir correctamente sus funciones de regulación del suministro de agua y aire, los sustratos deben poseer una elevada porosidad y capacidad de retención de agua, unidos a un drenaje rápido y una buena aireación (Ansorena, 1994).

Las propiedades físicas más importantes que permiten evaluar la capacidad de un material como sustrato, o comparar diferentes materiales son: granulometría, densidad aparente espacio poroso total, y densidad real, la porosidad de aireación, la capacidad de retención de agua y el potencial osmótico. Recientemente la distribución de tamaño de partículas y la superficie específica, han sido incorporadas en otros trabajos de investigación, en el presente no fueron considerados..

Granulometría. Las partículas que componen los sustratos pueden tener tamaños diversos. La importancia de conocer el tamaño de las partículas reside en que éstas definen a su vez el tamaño de los poros situados entre ellas. Normalmente la granulometría se determina por tamizado de muestras de sustrato secadas al aire o en estufa. Para la caracterización de sustratos es frecuente utilizar los tamaños de malla de 0.125; 0.25; 0.5; 1; 2; 4; 8 y 16 mm de abertura. Generalmente se considera que las partículas que pasan a través de un tamiz tienen un tamaño medio igual a la media aritmética de la abertura de malla (Burés, 1997).

García (1999) menciona que para el óptimo crecimiento de las plantas en contenedor es necesario que la distribución del tamaño de poros sea la adecuada, para que el sustrato retenga cantidades convenientes de agua y aire. Un alto contenido de partículas grandes proporciona mucho aire a la mezcla mientras, que una mayor cantidad de partículas pequeñas ocasiona una alta retención de agua. Es necesario considerar que las proporciones “ideales” estarán determinadas por la especie de planta que se desee cultivar.

Espacio poroso. Los sustratos están formados por la mezcla de partículas o fibras de diferentes tamaños. Cada una de estas partículas tendrá en su interior poros de diferentes tamaños, que constituyen la porosidad interna o intrapartícula, dependiendo de la naturaleza del material. Pero además, quedaran huecos entre las partículas que dan lugar a la porosidad interpartícula o externa (Ansorena, 1994). La porosidad externa es la que se genera por el propio acomodo de las partículas y depende del modo de empaquetamiento, tamaño del contenedor, forma, tamaño y naturaleza de las partículas. La porosidad interna depende de la naturaleza de las partículas, estado e interconexión de los poros (Burés, 1997). Los poros internos, generalmente de tamaño reducido, son capaces, en la mayoría de los materiales utilizados como sustratos, de retener agua a tensiones más elevadas que la que determina la altura del sustrato. De este modo, un tamaño mayor de partículas y una porosidad interna elevada aseguran un reservorio de agua importante en el sustrato, a la vez que gran

parte del agua es liberada a tensiones muy bajas.

Las partículas de mayor tamaño en un sustrato no se agrupan tan densamente como las pequeñas; macroporos y microporos tienen una relación complementaria: cuando el tamaño de la partícula se incrementa, los microporos decrecen y los macroporos aumentan. Los materiales orgánicos son usados en los sustratos porque proporcionan una gran cantidad de microporos, lo que se traduce en una alta capacidad de retención de agua, siendo además bastante elásticos para resistir la compactación. Los materiales orgánicos tienen, además, una alta capacidad de intercambio catiónico y pueden, por consiguiente, retener iones de nutrimentos contra la lixiviación y proporcionar al mismo tiempo un amortiguamiento contra los cambios de salinidad (Ruano, 2003).

Densidad aparente. La densidad aparente (Da) de un sustrato se define como la relación entre la masa de una muestra seca y el volumen del sustrato húmedo, en condiciones estándar previamente establecidas (Bunt, 1988).

Porosidad de aire. La porosidad de aire es la medida de la parte del total de espacios porosos ocupados con aire luego de que el medio de crecimiento es saturado con agua y facilita el libre drenaje de esta (Landis *et al.*, 1990).

Para materiales que tienen un rango muy estrecho de tamaño de partículas, es posible predecir el volumen de los poros grandes, los cuales crean la porosidad de aire. Si las partículas son pequeñas, los poros lo serán también y por tanto la porosidad de

aire tendrá un valor bajo. Cuando el tamaño de partículas alcance un diámetro mayor a 1 mm, el tamaño del poro y la porosidad de aire se incrementaran considerablemente. Sin embargo, la mayoría de los sustratos para maceta están compuestos por diversos materiales con un amplio rango de tamaño de partículas.

Capacidad de retención de agua. Para el óptimo crecimiento de las plantas en contenedor es necesario que la distribución de tamaños de poros sea la adecuada, para que el sustrato retenga cantidades convenientes de agua y aire. Pero no es suficiente con que la cantidad total de agua contenida en un medio de cultivo sea la necesaria para la planta, ya que puede estar retenida con una fuerza muy elevada, superior a la de succión que es capaz de ejercer la planta (García, 1999). Un sustrato presenta agua fácilmente disponible cuándo: 1) su porosidad total es alta; 2) el porcentaje de partículas entre 0.25 y 0.50 mm es alto; 3) la planta es capaz de extraer una parte importante del agua retenida por el sustrato; 4) la concentración de sales en la solución acuosa es baja y 5) se da una combinación de las situaciones anteriores (Ansorena, 1994).

Ruano (2003) menciona que la cantidad de agua retenida por un sustrato depende de los microporos y del volumen del sustrato en el envase. Cuanto menor sea este último, mayor será la cantidad de agua retenida por unidad de volumen de sustrato.

Potencial osmótico. El fenómeno de ósmosis se presenta cuando dos soluciones acuosas de distinta concentración de sales se encuentran separadas por una membra-

na. La tendencia natural es a igualarse por difusión, la concentración de las dos soluciones que se ponen en contacto. Se produce un flujo de agua desde el lado de la solución más diluida al de la concentrada. Este flujo crea una diferencia entre los potenciales del agua hacia ambos lados de la membrana, que se manifiesta en una diferencia de niveles del líquido a ambos lados de ésta, y que se conoce como presión osmótica (García, 1999) y es muy importante para la asimilación del agua por las plantas. La presión osmótica de una solución es consecuencia de la cantidad de sales disueltas que esta contiene y se puede medir mediante el proceso de conductividad eléctrica. La presión osmótica se determina multiplicando la conductividad eléctrica por un factor universal de 0.36, por lo que una conductividad eléctrica de 2.0 dS m^{-1} provoca una presión osmótica de 0.72 atm de presión y en este valor la planta estará en un óptimo de concentración de solución acuosa, a medida que se incrementa la conductividad eléctrica se reduce la absorción por parte de la planta, por que se incrementa la concentración de sales y por lo tanto la planta se esfuerza mas en absorber la solución nutritiva presente en el sustrato.

Propiedades químicas

Las propiedades químicas del sustrato se refieren, de manera general, a las reacciones de disolución e hidrólisis de los constituyentes minerales, el intercambio de iones o mineralización de la materia orgánica (Burés, 1997). La forma en que dichas propie-

dades se manifiestan es a través de variables del sustrato que influyen en el crecimiento de las plantas como: conductividad eléctrica, pH, nutrimentos solubles, capacidad de intercambio cationico y relación carbono/nitrógeno.

Conductividad eléctrica. La conductividad eléctrica o conductancia eléctrica específica es el valor recíproco de la resistencia eléctrica, que es la resistencia de una columna de líquido de sección 1 cm^2 y longitud 1 cm . La conductividad eléctrica se expresa en decismens (dSm^{-1}) o milimohs (mmhocm^{-1}) y representa, de manera aproximada, la concentración de sales ionizadas en la solución del sustrato (Burés, 1997).

La asimilación del agua por la planta depende fundamentalmente de la conductividad eléctrica del sustrato. Esto significa que cuanto mayores son las necesidades de agua para la planta (mayor tasa de transpiración e intensidad de luz) debe ser menor la conductividad eléctrica en el medio de nutrición (OIRSA, 2002).

pH y nutrimentos disponibles. El pH es la medida de la acidez o la alcalinidad relativa de una sustancia, con base en una escala logarítmica de 0 a 14; los valores menores a 7.0 son ácidos y los valores superiores a 7 son alcalinos. La comparación del efecto del pH en la disponibilidad de nutrimentos en suelos minerales y orgánicos (como en muchos medios de crecimiento en maceta) muestra que la máxima disponibilidad de los nutrimentos minerales para suelos orgánicos se da en valores de 5.5 y en los suelos minerales de 6.5 (Landis *et al.*, 1990). Con valo-

res de pH inferiores a 5 pueden aparecer síntomas de deficiencia de N, K, Ca, Mg y B. Con valores superiores a 6 se producen problemas en la disponibilidad de Fe, P, Mn, Zn y Cu (OIRSA, 2002).

El pH afecta al desarrollo de los cultivos modificando las formas asimilables de los distintos elementos nutritivos, de tal modo que un pH adecuado en el sustrato indica que los nutrimentos están en formas. En general para los materiales orgánicos el margen de pH óptimo se halla entre 5.0 y 5.8 (Burés, 1997).

Capacidad de intercambio catiónico (CIC).

Es la capacidad de un sustrato para absorber e intercambiar iones. Se expresa generalmente en miliequivalentes por 100 gamos de sustrato. La capacidad de intercambio catiónico es la suma de todos los cationes intercambiables en el complejo de cambio (Burés, 1997).

Valores elevados de CIC son deseables para los medios de crecimiento, puesto que mantienen una reserva del potencial de fertilidad que abastece al crecimiento de la planta entre aplicaciones de fertilizantes (Landis *et al.*, 1990). Muchos cationes son lixiviados debido a los frecuentes riegos a que son sometidas las plantas en los viveros forestales. Ciertos componentes de los sustratos resisten mejor la lixiviación que otros, en general el valor más alto para la CIC de un sustrato es el que presenta mayor resistencia a la lixiviación (Ruano, 2003).

Burés (1997) menciona que una capacidad de intercambio catiónico elevada incrementa la eficiencia en la adición de fertilizantes durante el período de manteni-

miento, mientras que cuando se utilizan materiales con baja capacidad de intercambio catiónico los fertilizantes se aplicarán sólo a través del sistema de riego (fertirrigación), puesto que el sustrato no es capaz de retener los nutrimentos y por lo tanto, no están disponibles para las plantas.

Relación carbono/nitrógeno. Es importante el contenido de nitrógeno (N) en relación con el del carbono (C) en el medio de crecimiento. La materia orgánica se descompone principalmente por la acción de microorganismos. El C es el mayor componente de la materia orgánica (50% o más) (OIRSA, 2002).

La relación C/N se ha utilizado ampliamente como indicador del origen, del grado de madurez, y de la estabilidad de la materia orgánica, puesto que su valor nutrimental depende del material y este valor decrece a medida que fermenta la materia orgánica; un material composteado presenta valores de C/N entre 5 y 30. Una relación C/N inferior a 20 se suele tomar como indicadora de madurez y estabilidad (Burés, 1997).

Materiales utilizados en la elaboración de sustratos. Dado que difícilmente un material reúne por sí solo las características adecuadas para las plantas, es una práctica frecuente el uso de mezclas que permitan satisfacer los niveles de las propiedades físicas y químicas adecuadas, para el crecimiento de las plantas.

Los componentes de los sustratos para producción de planta en contenedor más utilizados en los viveros forestales, se pueden clasificar en dos grandes grupos: componentes orgánicos y componentes inorgánicos.

La clasificación que se presenta a continuación es la propuesta por Burés, (1997).

Materiales orgánicos

- a) De origen natural. Están sujetos a descomposición biológica y en general, pueden ser utilizados como sustratos después de sufrir una serie de procesos biológicos de transformación artificial, por ejemplo, mediante el composteo, o bien natural, como el caso de las turbas.
- b) De síntesis. Son polímeros orgánicos no biodegradables que se obtienen mediante procesos químicos, como el poliéstereno o las espumas de poliuretano, que por sus características se han clasificado erróneamente como inorgánicos.

Según Ruano (2003), los materiales orgánicos son usados en los sustratos porque proporcionan una gran cantidad de microporos, lo que se traduce en una alta capacidad de retención de agua. Los materiales orgánicos tienen, además, una alta capacidad de intercambio catiónico y pueden, por consiguiente, retener nutrientes contra la lixiviación y proporcionar al mismo tiempo un amortiguamiento contra los cambios rápidos de salinidad inicial. En síntesis aumentan considerablemente la porosidad, la conductividad eléctrica, la CIC, son de bajo costo y presentan disponibilidad en el mercado.

Materiales inorgánicos

Son los materiales no sujetos a descomposición.

- a) de origen natural
- b) de materiales alterados

Los materiales inorgánicos se obtienen a partir de rocas o minerales de distintos ori-

genes e incluyen a los suelos naturales. Estos materiales pueden modificarse ligeramente sin alterar la estructura interna del material, mediante tamizado o fragmentación, o bien pueden transformarse mediante procesos físicos o químicos que alteran las propiedades intrínsecas del material de origen. Estos materiales pueden ser resultantes de otras actividades (por ejemplo, residuos de minería) o bien pueden ser elaborados *ex-profeso* para obtener materiales de características particulares, por ejemplo perlitas expandidas y vermiculitas exfoliadas, entre otros.

c) Materiales mixtos.

Comprende subproductos minerales de diversas industrias, como los residuos de filtración que suelen ser materiales inorgánicos acompañados por residuos orgánicos de origen diverso, según el proceso industrial del cual se derivan. Por ejemplo los materiales que resultan del cribado de las arenas sílicas y feldespatos en las minas de materias primas minerales no metálicos, que se pueden utilizar como sustratos cuando el tamaño de partícula corresponde a los recomendados para la producción de planta en envase.

Descripción de algunos materiales utilizados como sustrato

Turba. Se forma por la descomposición parcial de plantas acumuladas bajo el agua en zonas con bajas temperaturas, poca oxigenación y niveles bajos de nutrientes (Ruano, 2003). Puede estar compuesta de varias especies de plantas, incluyendo musgos, juncos y pastos. La especie de planta, su grado de descomposición, el clima local

y la calidad del agua, contribuyen a proporcionar diferencias en la calidad de la turba y determinan su valor como un componente del medio de crecimiento (Mastalerz, 1977).

La turba puede ser clasificada en cuatro tipos distintos: turba de musgo *Sphagnum*, turba de musgo *Hypneum*, turba de cañuela y junco, y turba de humus o estiércol. De los tipos de turba la de musgo es la menos descompuesta, y proviene de *Sphagnum*, *Eriophorum* y otros géneros de musgos. La turba que proviene de otras clases de musgos se deshace con facilidad, comparada con la originada por *Sphagnum*. Las turbas de cañuela y otras plantas acuáticas se descomponen rápidamente. La mayoría de las turberas tienen edades comprendidas entre los 6 000 y 18 000 años, por lo que actualmente se está limitando su explotación (OIRSA, 2002).

Turba de musgo *Sphagnum*. *Sphagnum* es un musgo que presenta crecimiento por yemas apicales mientras que las partes bajas de la planta mueren, así se van depositando capas de este musgo que van creciendo sobre sus propios restos, conformando finalmente las turberas. Las paredes celulares del sistema de transporte son porosas, permitiendo el movimiento vertical y horizontal del agua y de los solutos, incluso si la planta está muerta. Esta característica es la que proporciona la propiedad más apreciada de las turbas de *Sphagnum* en horticultura: su gran capacidad de retención de agua (Burés, 1997).

Normalmente se suelen distinguir dos tipos de turbas: turba rubia o clara y turba negra u oscura. Son muy diferentes tanto en color como en peso. Las turbas negras son más pesadas, tienen menos cantidad de

poros y, en consecuencia, la porosidad es menor; sin embargo, tienen casi el doble de capacidad de intercambio catiónico. Se usan en pequeñas proporciones, pues son menos duraderas y menos elásticas que las turbas de colores claros (Ruano, 2003).

Aserrín. El aserrín es el desperdicio que resulta del proceso de aserrío de la madera (Diccionario de la lengua española, 1992). En las regiones forestales se produce en grandes cantidades y en la mayoría de los casos representa un problema de contaminación, por lo que es importante darle uso a este material.

El aserrín posee características que lo hacen deseable para la preparación de sustratos. La especie de árbol del cual deriva influye en la durabilidad del aserrín y en la cantidad de nitrógeno complementario requerido para mantener un crecimiento normal de las plantas. Algunas especies contienen toxinas que pueden tener efectos negativos sobre las plantas cultivadas (OIRSA, 2002).

El aserrín y las virutas se descomponen muy lentamente debido al elevado contenido de lignina y compuestos lignocelulósicos, es decir su alta relación C/N. Presenta problemas por exceso de humedad, por lo que debe mezclarse con materiales de partículas más gruesas que aporten aireación, tanto durante el compostaje como en el cultivo, puesto que el material puede compactarse produciendo procesos anaeróbicos de fermentación que dan lugar a algunos ácidos orgánicos (Burés, 1997).

Existen referencias que indican que para algunas especies como la *Sequoia semper-*

virens y *Sequoiadendron giganteum*, no es necesario realizar un compostaje previo a su uso como sustrato, puesto que tarda mucho en descomponerse (Burés, 1997).

Por lo anterior el aserrín se considera una opción importante. Martínez (2005), menciona que se descarta el hecho de que las plantas producidas a base de aserrín crudo puedan presentar efectos de fitotoxicidad, por lo que su utilización representa un material alternativo para el viverista forestal, además, es de fácil manejo y en muchos aserraderos lo consideran como un desperdicio del cual quisieran deshacerse.

Corteza de pino. Burés (1997) afirma que la corteza de pino puede ser un sustrato cuando se cultiva directamente en ella, mientras que es una materia prima, “material o componente” para la preparación de sustratos cuando se utiliza mezclada con perlita, turba u otros materiales en distintas proporciones. Por su parte, Ruano (2003) menciona que la corteza de pino tiene excelentes cualidades para mezclarse con otros sustratos ya que es naturalmente ácida, tiene una baja fertilidad inicial, aumenta considerablemente la porosidad, es de conductividad eléctrica baja, una CIC muy aceptable y tiene un bajo precio. Reis (1995) señaló que la corteza de pino puede usarse de un 25% a 100% como componente de mezclas para producción de plantas ornamentales en maceta. García (1999), evaluó algunos subproductos orgánicos agroindustriales (corteza de pino, cascarilla de arroz, polvo de coco y composta de jardinería) en combinación con materiales inorgánicos (piedra pómez y tezontle) en la producción comercial de *Epipremnum aureum* y *Spathiphyllum wallisii*;

el autor concluye que desde el punto de vista económico, el polvo de coco, mezclado con corteza de pino compostada resultaron ser los mejores sustratos.

Perlita. La perlita natural es una roca volcánica vítrea formada por enfriamiento rápido. Este mineral, en su manipulación industrial, se granula y precalienta de 300 a 400 °C y se vierten en hornos a 1,000 °C, por efecto de las altas temperaturas el agua atrapada se evapora rápidamente, expandiéndose para formar una espuma de densidad aproximada a 120 kg/m³ (Burés, 1997).

Vermiculita. Es un silicato de aluminio-hierro-manganeso que se obtiene en minas de Norteamérica y África, el cual consiste de una serie de placas delgadas y paralelas. Después de que la vermiculita es extraída es sometida a un intenso calor (superior a los 1,000 °C), lo cual provoca la expansión de sus partículas hasta 15 ó 20 veces más en comparación a su volumen original, y les provee de una estructura tipo acordeón (Bunt, 1988).

Fertilización

En México la fertilización de especies forestales es una actividad que ha sido confinada básicamente a la producción de brinzales en los viveros, empleando diferentes dosis y tipos de fertilizante. Los fertilizantes pueden ser aplicados en diferentes periodos o etapas de desarrollo de la plántula en vivero, con el fin de reducir el tiempo de estancia en el mismo y proporcionarle las características deseables de vigor y resistencia a los efectos adversos del ambiente (Álvarez y Bautista, 1999). La producción de brinzales sanos de-

pende de un adecuado suministro de nutrientes. Aún con una buena mezcla de suelo el crecimiento de los brinzales en envase necesita la adición de minerales suplementarios, especialmente nitrógeno y potasio (Hartmann y Kester, 1990).

Fertilizantes orgánicos: Están compuestos por multielementos, pero los elementos esenciales están presentes en pequeñas cantidades, necesitándose una gran cantidad de material para obtener cantidades significativas, según las necesidades de las plantas.

Fertilizantes inorgánicos: Son la fuente más disponible para suplir los elementos esenciales. Éstos pueden ser compuestos naturales que han sido procesados con otros fertilizantes, o bien son productos de una reacción sintética para un propósito específico. Los fertilizantes de lenta liberación o liberación controlada son los más utilizados en la producción de brinzales en envases rígidos, las ventajas de los fertilizantes de lenta liberación son las siguientes (Harold *et al.*, 1988):

Pueden ser aplicados en el momento de plantación y suplir las necesidades de nutrientes en la estación de crecimiento, eliminando la necesidad de aplicar otros fertilizantes.

Su uso puede reducir la pérdida de materiales solubles a través de la lixiviación y en la misma manera minimizar la contaminación del ambiente.

Osmocote® es un fertilizante de liberación lenta, su presentación es en gránulos homogéneos cubiertos con una resina plástica que al hidratarse liberaran nutrientes como

resultado de la presión osmótica. El proceso depende de la humedad y la temperatura, el Osmocote tiene diferentes formulaciones de N-P-K disponibles, con rangos de liberación de 3 a 14 meses (Landis *et al.*, 1990).

Función de los macroelementos y microelementos

Los elementos minerales esenciales, pueden ser divididos en dos grupos, los macronutrientes que incluyen el N, P, K, Ca, Mg y S. El segundo grupo llamado micronutrientes son necesarios en cantidades muy pequeñas; estos son: B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cl y Mo.

Nitrógeno: Desempeña funciones fundamentales en la planta, como la participación esencial en la formación de los compuestos orgánicos como son las proteínas, los nucleótidos y la clorofila, y su influencia es notable en el crecimiento vegetativo (Zottl y Tschinkel, 1971). La deficiencia de este elemento causa clorosis debido a la pérdida de clorofila.

Fósforo: Es componente indispensable de los núcleos de las células vegetales (fosfolípidos y ácidos nucleicos) es parte importante de los fermentos de importancia central (ATP) en síntesis, es un elemento de las proteínas y de sus ciclos de asimilación y desasimilación. Los síntomas de deficiencia de fósforo se pueden confundir con la deficiencia de nitrógeno, pero dichos síntomas no son tan pronunciados. Esta deficiencia puede causar caída prematura de las hojas y una pigmentación en color rojo o morado (Devlin y Witham, 1983).

Potasio: El potasio juega un papel importante como activador de enzimas para la

síntesis de péptidos, así como activador del metabolismo de las proteínas. La deficiencia de potasio se puede reconocer en las hojas de la planta, primero aparece una clorosis moteada, seguida por el desarrollo de áreas necroticas en la punta y márgenes de la hoja. Los síntomas aparecen primero en las hojas maduras.

Calcio: Es un elemento necesario para la división celular (mitosis), además es uno de los componentes de la lamina media de la pared celular. Su deficiencia puede causar la muerte de tejidos meristemáticos en el tallo, hoja y raíz.

Magnesio: Una de sus principales funciones es la fotosíntesis (ya que forma parte de la clorofila). Su deficiencia se observa como una clorosis intervenial, apareciendo primero en las hojas basales.

Azufre: Es un componente de la estructura de las proteínas, aunque también interviene en la fotosíntesis, su deficiencia causa clorosis general.

Hierro: Es un elemento necesario para el transporte de electrones en las mitocondrias, en la formación de ferredoxina necesaria para las funciones luminosas de la fotosíntesis. Su principal deficiencia causa clorosis excesiva afectando principalmente a las hojas jóvenes.

Manganeso: Es un elemento esencial en la respiración y en el metabolismo del nitrógeno. La falta de éste se caracteriza por la aparición de zonas cloróticas y necroticas en el área intervenial de las hojas.

Cobre: La función del cobre es como parte de una proteína que es esencial en el

transporte de electrones en la fotosíntesis, su deficiencia se caracteriza por una gomosis (exudación de goma).

CRITERIOS PARA EVALUAR LA CALIDAD DE LA PLANTA

Existen varios métodos para evaluar la calidad de la planta en vivero, estos deben ser rápidos y fáciles de aplicar e interpretar. La mayoría de ellos están basados en criterios morfológicos y fisiológicos. La calidad de planta es un término complejo en el cual convergen muchos factores, incluyendo no solamente las características morfológicas de la planta, si no también el “potencial fisiológico” el cual permite que éstas sobrevivan después de su establecimiento (Mexal y Landis, 1990). El desempeño de una planta en campo está relacionado, por lo tanto, a una serie de características internas y externas de las mismas que a su conjunto se le otorga el término “calidad de planta”.

Criterios morfológicos

Altura. Es la característica morfológica más fácil de determinar en un brinjal. Tiene poco valor como indicador único de la calidad de brinjal, pero combinado con el diámetro adquiere mayor importancia. Un brinjal pequeño tiene poca superficie fotosintética, esto puede ocasionar que su crecimiento y adaptabilidad sea lento, mientras que un brinjal grande tiene mayores probabilidades de crecer (Cano, 1998).

Diámetro: El diámetro se encuentra comúnmente relacionado con la altura, el ta-

maño del sistema radical, supervivencia, crecimiento, biomasa total, cantidad de sustancias de reserva y área de conducción. Por lo tanto, las plantas con diámetros más grandes presentan resistencia al acame por el viento, daños por insectos, entre otros (Thompson, 1985).

Peso seco de parte aérea y raíz. El peso seco de la parte aérea representa la cantidad de la materia seca que se formó durante el crecimiento de la planta y puede correlacionarse con la sobrevivencia en campo, a mayor peso seco de la planta deberá tener mejor eficiencia fisiológica (Thompson, 1984). El peso seco de la raíz muestra el comportamiento fisiológico que llevo a cabo la planta y se refleja en la acumulación de la materia seca. Dependiendo de la cantidad de materia seca se puede comparar la facilidad o dificultad que tuvo la planta para absorber elementos nutritivos. El peso seco radical puede relacionarse con la sobrevivencia en campo, a mayor peso seco radical, mayor sobrevivencia en campo (Segura y García, 2000).

La relación altura/diámetro a la base o Índice de esbeltez. Es otro indicador que combina los valores de dos variables, con el fin de tener una mejor predicción de la calidad de la planta. Se calcula mediante la división de la altura, en centímetros, entre el diámetro, en milímetros.

El índice de calidad de Dickson (ICD) es más confiable debido a que está basado en una serie de criterios que involucran, altura, diámetro y peso seco total de raíz y parte aérea (Dickson *et al.*, 1960); se calcula con la siguiente fórmula:

$$\text{ICD} = \left[\frac{\text{Peso seco total (g)}}{\text{Altura (cm)} / \text{Diámetro (mm)} + \text{Peso seco aéreo (g)} / \text{peso seco radical (g)}} \right]$$

Otro criterio morfológico que evalúa la relación parte aérea/raíz, esta variable es importante ya que permite conocer el equilibrio fisiológico del brinzal en relación a la parte aérea y la radical (Haase y Rose, 1990).

LITERATURA CITADA

- Álvarez, C., L.; Bautista, Z., N. 1999. *Análisis de la calidad de brinzales de Pinus durangensis Mtz. y Pinus engelmannii Carr., a través de su producción en tres tipos de envases*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 76 p.
- Ansorena, M., J. 1994. *Sustratos. Propiedades y caracterización*. Ediciones Mundi-prensa. Madrid. España. 380p.
- Bunt, A.C. 1988. *Media and Mixes for container-grown plants*. Unwin Hyman Ltd London.
- Bures, I., S. 1997. *Sustratos*. Ediciones Mundi-prensa. Madrid, España. pp. 7-238.
- Cabrera, R. 1996. *Manejo de sustratos de cultivo para la producción de plantas en maceta*. Departamen of plant science and Rutgers cooperative extension. Rutgers University. 151 p.
- Cadahia, L., C. 1992. *Caracterización química y físico-química de sustratos*. Jornadas de sustratos. Actas de Horticultura 11: 19-25.
- Cano, P., A. 1998. *Tamaño y calidad de planta de Pinus greggii Engelm., en dos sistemas de producción en vivero*. Tesis de Maestría. Colegio Postgraduados. Montecillos, México. 80 p.
- Conafor. 2002. *Programas nacionales forestales*. Disponible en http://www.Conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/pronare/resultados_2002.htm (Revisado el 17 de enero de 2006)
- De Boodt, M.; Verdonck, O. 1972. *The physical properties of the substrates in horticulture*. Acta Horticulturae. 26: 37-44.
- Devlin, R., M.; Witham, F.H. 1983. *Plant physiology*. Wadsworth Publishing Co., Belmont California, U.S.A. 577 p.

- Diccionario de la lengua Española. 1992. *Real Academia Española*. 21 ed. Espasa-Calpe, S.A., Madrid, España. 1513 p.
- Dickson, A.; Leaf, A.L.; Hosner, J.F. 1960. *Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries*. For. Chron. 36: 10-13.
- García, C., O. 1999. *Materiales orgánicos como sustratos para la producción de *Epipremnum aureum* y *spathyllum wallisii* cultivadas en maceta*. Tesis de Maestría. Colegio Postgraduados, Montecillos, México. 115p.
- Haase, D., L.; Rose, R. 1990. *Moisture and Root Stress Volume Influence Transplant Shock*. Preliminary Results. Pp: 201-206. In: Target seedling Symposium. Proceedings Combined meetings of the Western Forest Nursery Associations. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. General Technical Report RM-200. Edited by Robin Rose, Sally J. Cambell y Thomas D. Landis, Ft. Collins, Co.
- Harold, D.; Peterson, C.; Mecklenburg, R. 1988. *Nursery management: administration and culture*. Second Edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs. New Jersey, USA. Pp. 186-237
- Hartmann, H.T.; Kester, D.E. 1990. *Propagación de plantas*. Prentice Hall. New Jersey, USA. 647p.
- Landis, T.D.; Tinus, R.W.; Mc Donald, S.E.; Barnett, J.P. 1990. *Manual de viveros para la producción de especies forestales en contenedor: medios de crecimiento*. Manual agrícola 674, Washington, DC:U.S. pp 47-67.
- Martínez, R., M. 2005. *Inoculación con hongos comestibles ectomicorrizicos, poda química y sustratos en el mejoramiento de calidad de *Pinus patula* en vivero*. Tesis de Maestría. Colegio Postgraduados, Montecillos, México. 87 p.
- Mastalerz, J.W. 1977. *The greenhouse environment*. John Wiley and sons New York. USA. 629 p.
- Mateo, S., J. J. 2002. *Potencial del aserrín como alimento para rumiantes y sustrato para plantas*. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillos, México. 92 p.
- Mexal, J.G.; Landis, T.D. 1990. *Target seedlings Concepts. Height and Diameter*. Pp: 17-36. In: Target seedling Symposium. Proceedings Combined meetings of the Western Forest Nursery Associations. Rocky Mountain forest and Range Experiment station. General Technical Report RM-200. Edited by Robin Rose, Sally J. Cambell y Thomas D. Landis, Ft. Collins, Co.
- Organismo Integrado de información en Sanidad Agropecuaria. 2002. *Sustrato para vivero*. {En línea}. Disponible en <http://www.ns1.oirsa.org.sv/publicaciones/VIFINEX/Manuales/Manuales2002/Costa-rica/Sustratos-para-vivero> (Revisado 17/01/06)
- Reis, M. 1995. *Evaluation of composted pine bark and carob pods as components for horticultural substrates*. Acta Horticulturae 401: 243-249.
- Ruano, M., J. R. 2003. *Viveros forestales: Cultivo de brinzales forestales en envase. Sustrato o medio de cultivo*. Mundi-prensa. España. pp 126-143.
- Segura, R., O.; García, R., L. 2000. *Evaluación de algunas variables morfológicas y fisiológicas para determinar la calidad de brinzales de *Pinus pseudostrobus* Lindl. y *Pinus leiophylla* Sch., producidos en tres tamaños de envases*. Tesis de licenciatura. División de ciencias forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 145 p.
- SEMARNAP. 1999. *Atlas forestal de México*. SEMARNAP-Universidad Autónoma Chapingo. 101 p.
- SEMARNAT. 2005. *Informe de la situación de Medio Ambiente en México*. Compendio de Estadísticas Ambientales.
- Thompson, B.E. 1984. *Seedling morphological evaluation what you can tell by looking*. P. 59-71. In (Duryen, M.L. Ed). Proceedings: evaluating seedlings quality: principles, procedures and predictive abilities of major test. Workshop held October 16-18 1984. Forest research laboratory. Oregon State University. Corvallis, Oregon. USA.
- _____. 1985. *Seedling morphological evaluation: What you can tell by looking*. In: Evaluating seedling quality; Principles, Procedures, and Predictive Abilities of Major Test. M. L. Duryea (ed.). Forest Res. Lab., Oregon State University, Corvallis, Or. USA. pp: 59-71.
- Zottl, H.W.; Tschinkel, H. 1971. *Nutrición forestal, una guía práctica* FAO. Universidad Nacional California, USA. 577p.

2.5 Producción de *Pinus patula* Schl. et Cham. en sustrato a base de aserrín crudo, en sistema tecnificado

José Justo Mateo Sánchez, Juan Jesús Mejía Soto, Juan Capulín Grande, Leopoldo Mohedano Caballero, Gustavo Alonso López Zepeda.

RESUMEN

Para producir plantas en vivero de buena calidad se emplean sustratos comerciales (peat moss-agrolita-vermiculita), por su costo elevado, es una limitante para su utilización. El aserrín de pino es un subproducto de la industria forestal de más bajo costo y disponible en áreas forestales. En el presente trabajo se evaluó el efecto de diferentes mezclas de aserrín de *Pinus teocote* sobre el crecimiento de plantas de *P. patula* producidas con el sistema tecnificado en invernadero. Se estudiaron once combinaciones a base de aserrín + la mezcla de peat moss-agrolita-vermiculita en proporciones que variaron desde cero % hasta 100% de aserrín y la mezcla de sustratos comerciales. A los ocho meses de edad las plántulas que se desarrollaron en el sustrato con la mezcla de 80% de aserrín + 20% de la mezcla peat moss agrolita-vermiculita, generaron los valores más altos para las variables, peso seco de la raíz y la altura. La mezcla que contenía 70% de la mezcla peat-moss-agrolita-vermiculita + 30% de aserrín, obtuvo los valores más altos para las variables, peso seco total, peso seco de parte aérea y diámetro. Para el índice de calidad de Dickson el valor más alto lo presentó la mezcla que contenía 80% de aserrín. Los resultados obtenidos demuestran que el aserrín no tiene efectos tóxicos y puede producir plantas sanas.

ABSTRACT

In order to grow good quality plants in nursery commercial substratums are use(peat moss-agrolita-vermiculita. His cost is really high which in returns limitates his usage. The pine sawdust is a sub producto of the less expensive wood industry and available in foresta areas. In this study the impact of different mixtures of *Pinus teocote* sawdust by growing *P. patula* plants produced by a technological system in a nursery. Eleven combinations of pine sawdust + peat moss-agrolita-vermiculita were studied in different proportions that went from 0% to 100% from the mixture of sawdust and comercial substratums. At the age of eight months the seedlings developed with the 80% sawdust and 20% peat moss substratum presented the highest values for the variables dry weight of the root and height. The mixture that contained 70% peat-moss and 30% sawdust generated the highest values for the variables, total dry weight, dry weight aerial and diameter. For the Dickson quality index the highest value was presented by the mixture containing 80% of sawdust. The results obtained show that the sawdust does not posses toxic effectsand can produce healthy plants.

Durante los últimos años el desarrollo de sustratos a partir de diversos materiales (residuos y subproductos agroindustriales), uso de materiales con características capaces de sustituir al suelo, en la producción de plantas forestales en especial a la tierra de monte y recientemente a disminuir la demanda de los sustratos importados, ha sido muy acelerado, de tal manera que la producción de planta en vivero, a nivel mundial, se hace bajo esquemas de producción donde se prioriza el uso de materiales reciclados y con un enfoque de mayor sustentabilidad.

Un buen sustrato es esencial para la producción de plantas de calidad. Dado que el volumen de un contenedor es limitado, el sustrato y sus componentes deben poseer propiedades físicas y químicas que en conjunto, con un programa integral de manejo adecuado de vivero permitan un crecimiento óptimo (Cabrera, 1999). El aserrín crudo, de acuerdo a Martínez, (2005) ha mostrado ser un buen sustrato para la producción de planta forestal en vivero y no ha mostrado efectos tóxicos durante este periodo (Martínez, 2005).

En algunas regiones del país existen subproductos de la industria maderera, y otros materiales naturales, que podrían usarse como una alternativa para mejorar los sustratos y sustituir el uso de la tierra de monte y de los sustratos importados, como el peat moss. Dentro de estos componentes alternativos, que actualmente son considerados desperdicios de otras actividades productivas, se encuentran el aserrín y la corteza de pino, los cuales pueden ser combinados con otros materiales y disminuir el uso de la tierra de monte, que ocasiona un gran impacto ambiental (Mateo, 2002).

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue, determinar el porcentaje de turba que es posible sustituir por aserrín en la elaboración del sustrato para el crecimiento de planta de *Pinus patula* Schl. et Cham. en vivero empleando el sistema de producción tecnificado.

METODOLOGÍA

Ubicación del experimento

El experimento se instaló en el invernadero del Área Académica de Ingeniería Forestal del Instituto de Ciencias Forestales, de La Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, que se encuentra ubicado entre las coordenadas 20° 05' latitud norte y 98° 22' longitud oeste, a una altitud de 2,140 msnm, en la ciudad de Tulancingo de Bravo, Hidalgo.

Beneficio a la semilla y aserrín

La colecta de conos de *Pinus. patula* se realizó en el mes de noviembre del 2004, en un predio particular, en el Municipio de Zacualtipan, estado de Hidalgo. Posteriormente se trasladaron en costales al invernadero del Área académica de Ingeniería Forestal para ser puestos al sol por 10 días, hasta que abrieron las escamas y soltaron las semillas.

El aserrín fresco de *P. teocote* se obtuvo de un aserradero se homogeneizó con una criba de 6 mm de abertura por lo que las partículas de aserrín que se utilizaron para el presente experimento fueron menores a 6 mm; el aserrín no recibió ningún tratamiento de composteo utilizándolo tal como se

extraído del aserradero por lo cual se le denominó aserrín crudo.

Preparación del sustrato para almácigo

El sustrato del almácigo estuvo compuesto por la mezcla de peat moss, agrolita y vermiculita en proporción 60:20:20 (volumen) respectivamente. Las semillas se sembraron al boleó y se taparon con la misma mezcla, quedando a una profundidad promedio de 6 mm. Los riegos fueron ligeros, aplicando un riego diario hasta que las plántulas emergieron y se transplantaron. Se realizó el trasplante anticipado que consistió en trasplantar las plántulas de *P. patula* a los 7 días después de la emergencia cuando la radícula tenía de 2 a 4 cm.

Preparación del sustrato para el crecimiento de las plantas

En primer lugar se preparó un sustrato base a partir de la combinación de Peat moss,

agrolita y vermiculita en proporciones de 60:20:20. A partir del sustrato base, se hicieron los tratamientos combinando dicha mezcla con el aserrín como se muestra en el Cuadro 2.5.1. En proporciones de cero % a 100% con rangos de 10%.

A todas las mezclas se les adicionó un fertilizante comercial de liberación lenta, (Osmocote plus*, 15-9-12 más micro elementos) con un tiempo de liberación de nueve meses. La dosis utilizada fue de ocho Kg/m³. De cada tratamiento se llenaron tres charolas, de 49 cavidades (diámetro de 4 cm, altura de 19.5 cm y una capacidad de 140 cm³), dando un total de 33 charolas y 1,617 plantas, cada planta fue una unidad experimental.

Trasplante

En cada una de las cavidades de las charolas se trasladaron plántulas de *P. patula*, cuidando que la altura y el vigor aparente fueran semejantes. El trasplante se hizo el 7 de

+ Cuadro 2.5.1. Lista de tratamientos con la combinación de aserrín y la mezcla compuesta por peat moss agrolita y vermiculita.

| No. de Tratamiento | Aserrín | Mezcla de peat moss, agrolita y vermiculita (60:20:20) |
|--------------------|---------|--|
| 1 | 10% | 90% |
| 2 | 20% | 80% |
| 3 | 30% | 70% |
| 4 | 40% | 60% |
| 5 | 50% | 50% |
| 6 | 60% | 40% |
| 7 | 70% | 30% |
| 8 | 80% | 20% |
| 9 | 90% | 10% |
| 10 | 100% | 0% |
| 11 | 0% | 100% |

febrero del 2005 y el manejo fue bajo condiciones de invernadero, durante ocho meses.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con una asignación de tratamientos utilizando tablas de números aleatorios. La distribución de los tratamientos y la forma en que estos quedaron distribuidos se muestra en la Cuadro 2.5.2.

Variables evaluadas en las plantas

Concluido el tiempo de crecimiento se evaluaron mediante muestreo tres plantas por charola en cada una de las repeticiones del experimento, seleccionándolas aleatoriamente. Las variables que se midieron en el mismo día que se sacó el experimento fueron: altura y diámetro en la base del tallo. Para la medición de la altura se utilizó una regla graduada en centímetros y milímetros, para medir el diámetro se utilizó un vernier digital con aproximación a centésimas de mm. A todas las plantas se les colocó una etiqueta para su identificación.

Las plantas fueron depositadas en bolsas de papel en una estufa marca Grieve mode-

lo LW-120C a 70°C donde se mantuvieron durante 72 horas. Concluido este tiempo se pesó la parte radical y aérea para obtener el peso seco. Con los datos anteriores se estimaron el índice de esbeltez, la relación parte aérea/raíz y el índice de calidad de Dickson.

Análisis estadístico

Los datos de las variables respuesta se sometieron a un análisis de varianza tradicional, también se realizó una comparación de medias a través de la prueba de medias de Tukey. Para ello se utilizó el software Statistical Analysis System (SAS, 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIONES

El análisis de varianza obtenido es altamente significativo para la variable, altura (ALT) con un valor de 245.31; Diámetro (DIAM) con un valor de 0.50; Peso seco de la parte aérea (PSPa) con un valor de 1.28; Peso seco de la raíz (PSR) con un valor de 0.19; Peso seco total (PST) con un valor de 2.1; Relación peso seco de la parte aérea entre peso seco de la raíz (PSPa/PSR) con un valor de 2.63; para el índice de esbeltez (IESB) con un valor de 13.94 (Cuadro 2.5.3).

† Cuadro 2.5.2. Distribución de las charolas de los tratamientos dentro del invernadero con tres repeticiones.

| | | | |
|----|----|----|----|
| 5 | 11 | 7 | 10 |
| 8 | 4 | 2 | 11 |
| 4 | 6 | 9 | 7 |
| 2 | 8 | 5 | 9 |
| 7 | 5 | 10 | 3 |
| 1 | 11 | 3 | 6 |
| 10 | 3 | 9 | 6 |
| 1 | 2 | 8 | 1 |
| 4 | | | |

Altura

La altura presentó diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.01$) entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). De acuerdo a la prueba de medias de Tukey se forman tres grupos (Cuadro 2.5.4). El mayor crecimiento en altura (33.55 cm) se presentó en las plantas que se desarrollaron en la mezcla compuesta por

80% de aserrín + 20% de la mezcla de peat moss-agrolita-vermiculita, seguido por los tratamientos que contenían 30, 70, 60, 50 y 40% de aserrín con valores de 32.11, 31.77, 31.77, 31.44 y 31.44 cm. respectivamente, no siendo estadísticamente diferentes entre estos seis ($p = 0.05$), (Figura 2.5.1).

† Cuadro 2.5.3. Análisis de varianza para las variables evaluadas en los tratamientos de porcentajes de aserrín en *Pinus patula*

| Cuadrado medio de significancia | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------|----------|--------|--------|--------|-------|----------|---------|--------|
| F.V. | G.L. | ALT | DIAM | PSPa | PSR | PST | PSPA/PSR | IESB | ICD |
| Tratamientos | 10 | 245.31** | 0.50** | 1.28** | 0.19** | 2.1** | 2.63** | 13.94** | 0.00** |
| Error | 88 | 4.22 | 0.09 | 0.14 | 0.3 | 0.2 | 0.58 | 1.49 | 0 |

† Cuadro 2.5.4. Influencia de los tratamientos de porcentajes de aserrín en el crecimiento de plantas de *Pinus patula* para las variables evaluadas.

| Tratamientos | ALT | DIAM | PSPa | PSR | PST | PSPA/PSR | IESB | ICD |
|--------------|---------|----------|---------|----------|----------|----------|-----------|---------|
| | (cm) | (mm) | (g) | (g) | (g) | | | |
| 0 | 17.11 c | 2.48 d | 0.81 c | 0.42 c | 1.24 d | 2.16 bc | 6.89 d | 0.13 b |
| 10 | 24.11 b | 2.69 d | 1.57 b | 0.77 ab | 2.34 abc | 2.08 c | 9.11 bc | 0.18 ab |
| 20 | 25.66 b | 2.73 bd | 1.69 b | 0.48 bc | 2.17 bc | 3.51 a | 9.51 abc | 0.17 ab |
| 30 | 32.11 a | 3.25 a | 2.29 a | 0.83 a | 3.12 a | 3.07 abc | 9.96 abc | 0.24 a |
| 40 | 31.44 a | 2.81 bc | 1.7 ab | 0.55 abc | 2.25 bc | 3.12 abc | 11.23 a | 0.15 b |
| 50 | 31.44 a | 2.90 bc | 1.77 ab | 0.54 abc | 2.32 abc | 3.32 ab | 10.91 ab | 0.16 ab |
| 60 | 31.77 a | 3.02 abc | 1.9 ab | 0.6 abc | 2.51 abc | 3.14 abc | 10.56 abc | 0.17 ab |
| 70 | 31.77 a | 3.06 abc | 1.97 ab | 0.58 abc | 2.55 abc | 3.58 a | 10.52 abc | 0.18 ab |
| 80 | 33.55 a | 3.16 ab | 1.95 ab | 0.8 a | 2.75 ab | 2.52 abc | 10.62 abc | 0.21 ab |
| 90 | 25.55 b | 2.68 d | 1.45 b | 0.47 bc | 1.93 cd | 3.30 ab | 8.86 c | 0.16 ab |
| 100 | 24.28 b | 2.70 bd | 1.49 b | 0.43 c | 1.92 cd | 3.57 a | 9.07 bc | 0.15 b |

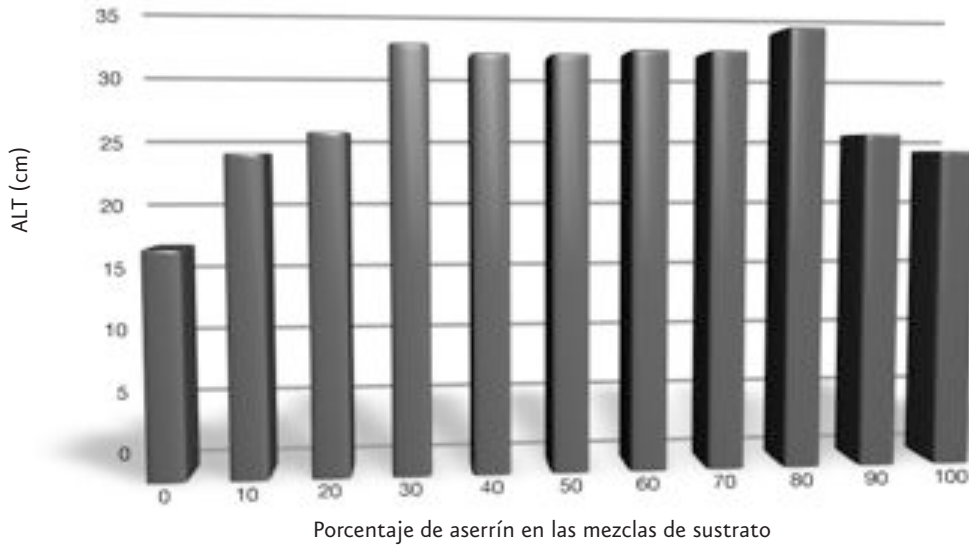


Figura 2.5.1. Comportamiento de la altura de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

Diámetro

El diámetro presentó diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.01$) entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). El análisis de comparación de medias de Tukey agrupa el diámetro en cuatro grupos (Cuadro 2.5.4). Las plantas de *Pinus patula* alcanzaron el mayor diámetro (3.25 mm) cuando se desarrollaron en el tratamiento que contenía 30% de aserrín, aunque fueron estadísticamente iguales ($p = 0.05$) a las que se desarrollaron en los tratamientos que contenían 80, 70 y 60% de aserrín con valores de 3.16, 3.06 y 3.02 mm respectivamente (Figura 2.5.2).

Peso seco de la parte aérea

El peso seco de la parte aérea presenta diferencia altamente significativa ($p < 0.01$) entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). De acuerdo con la comparación de las medias de Tukey se formaron tres grupos (Cuadro 2.5.4). El

mayor peso seco de la parte aérea se presentó en las plantas que tuvieron el tratamiento compuesto por 30 % de aserrín + 70% de la mezcla de peat moss-agrolita- vermiculita, que alcanzó un peso de 2.29 g, seguido por los tratamientos que contenían 70, 80, 60, 50 y 40% de aserrín con valores de 1.97, 1.95, 1.90, 1.77 y 1.70 g. respectivamente, no siendo estadísticamente diferentes entre estas seis ($p = 0.05$), (Figura 2.5.3).

Peso seco de la raíz

El peso seco de la raíz al igual que el peso seco de la parte aérea presenta diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.01$) entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). De acuerdo a la comparación de las medias de Tukey se forman tres grupos (Cuadro 2.5.4). El tratamiento que contenía la mezcla de 30% de aserrín + 70% de la mezcla de peat moss-agrolita-vermiculita alcanzó el mayor

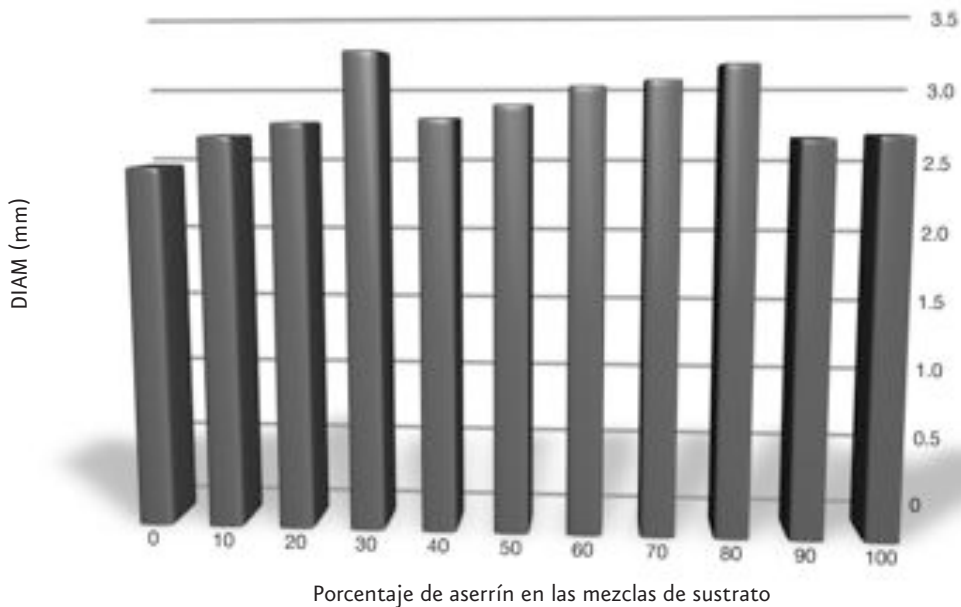


Figura 2.5.2. Comportamiento del diámetro de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

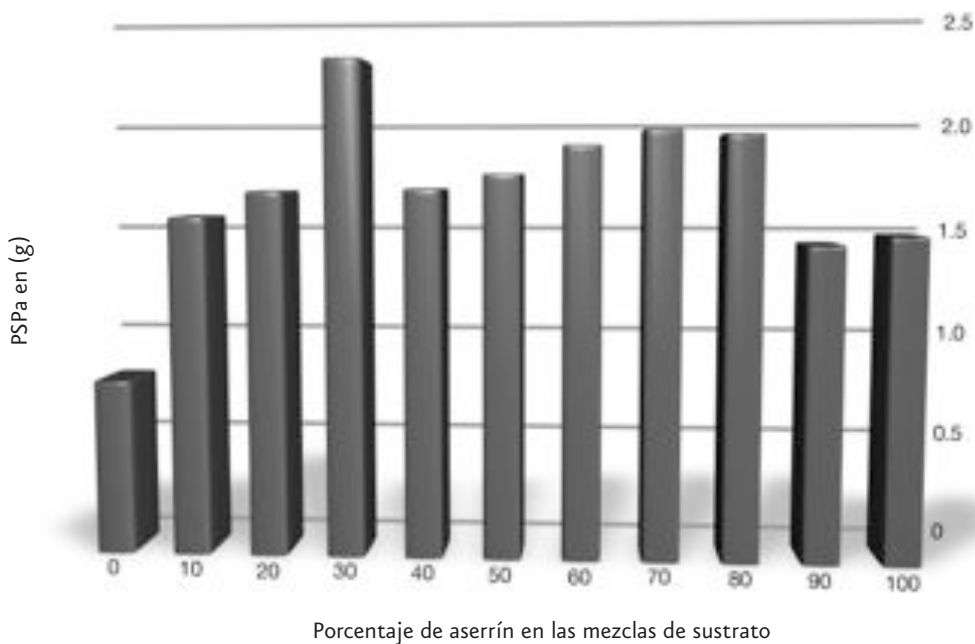


Figura 2.5.3. Comportamiento del peso seco de parte aérea de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

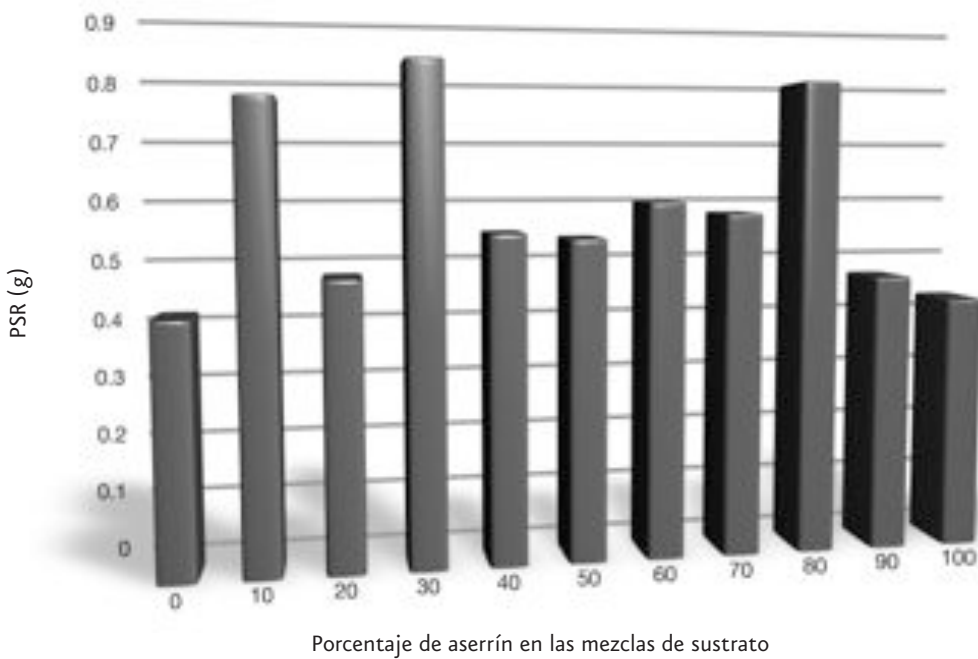


Figura 2.5.4. Comportamiento del peso seco de la raíz de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín

valor de peso seco de raíz (0.83 g) seguido de los tratamientos con 80, 10, 60, 70, 40 y 50% de aserrín con valores de 0.8, 0.77, 0.58, 0.55, 0.54 g. respectivamente, no siendo estadísticamente diferentes entre estos siete ($p=0.05$), (Figura 2.5.4).

Peso seco total

La variable peso seco total presenta diferencias estadísticas altamente significativas ($p<0.01$) entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). El análisis de comparación de medias de Tukey agrupa el peso seco total en cuatro grupos (Cuadro 2.5.4). El tratamiento que alcanzó el mayor valor de peso seco total fue el de 30% de aserrín con un valor de 3.12 g, seguido de los tratamientos con 80, 70, 60, 10 y 50% de aserrín con valores de 2.75, 2.55, 2.51, 2.34 y 2.32 g. respectivamente, no

siendo estadísticamente diferentes entre estos seis ($p=0.05$), (Figura 2.5.5).

De manera general, las variables descritas anteriormente tuvieron un comportamiento similar, los mejores resultados se obtuvieron cuando las plantas crecieron en el tratamiento de 30% de aserrín + 70% de la mezcla de peat moss-agrolita-vermiculita; sin embargo, la reducción de sustratos importados no se disminuye significativamente. No obstante, resultó estadísticamente igual a los tratamientos que contenían de 40 a 80% de aserrín, y es en estos tratamientos donde el ahorro por concepto de sustratos es importante (80%), considerando que al utilizar la mezcla con 80% de aserrín los costos de producción de planta se reducirían sustancialmente. Además, no se detectó que el aserrín en la mezcla compuesta por 80% de

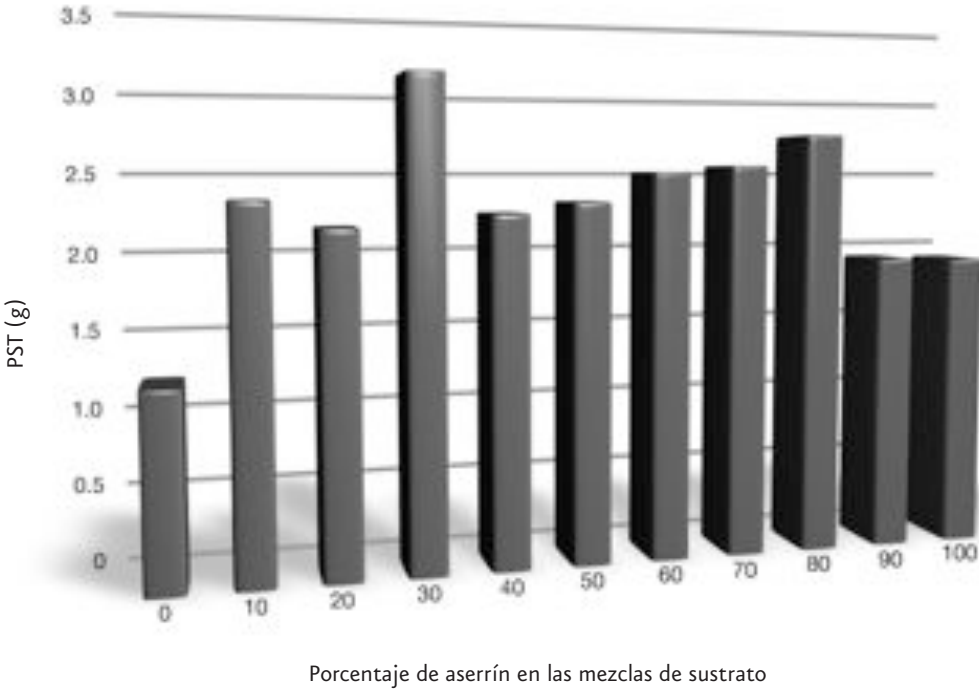


Figura 2.5.5. Comportamiento del peso seco total de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

aserrín generara plantas de calidad inadecuada en comparación con la mezcla de peat moss- agrolita-vermiculita. Estos resultados confirman los datos de Boodley (1998), quien asegura que el aserrín crudo puede ser utilizado como medio de crecimiento si se agrega cierta cantidad de fertilizante.

De igual forma Starck y Lukaszuk (1991) reportaron que con altas dosis de fertilizante es posible incluir aserrín crudo hasta en un 75%, y que con esta mezcla se obtienen los más grandes tallos y diámetros de especies ornamentales. Pudelski (1983) encontró que la mezcla de aserrín crudo y turba en volumen de 75 y 25% respectivamente, dio buenos resultados en especies ornamentales.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo, donde las mezclas con altas concen-

traciones de aserrín dieron los mejores resultados son alentadores, Mastalerz (1977) afirma que el aserrín es el sustrato más común y ampliamente utilizado porque tiene muchas características que lo hacen deseable para la preparación de los medios de crecimiento.

Caron *et al.* (2001) descubrieron que si se elimina el tamaño de partícula pequeño disminuye la capacidad de retención de agua en el sustrato. Esto sugiere que el tamaño de la partícula tiene una gran importancia en las propiedades físicas del sustrato y por lo tanto en el desarrollo de la planta, lo que explica en parte el comportamiento que tuvieron los tratamientos que contenían aserrín. Por otra parte De Boodt y Verdonck (1972) encontraron que el espacio poroso total del aserrín es de 84.65% lo que lo acerca al sustrato

ideal, comparándolo con la turba negra que presenta 86%, lo anterior es importante tomando en cuenta que las mezclas que contenían de 40 a 80% de aserrín presentaron una equilibrada estructura de poros, lo que proporcionó un buen intercambio gaseoso para el sistema radicular, lo cual afectó directamente a todas las funciones de la planta como la absorción de agua y nutrimentos.

Beardsell *et al.* (1979) encontraron que en el aserrín, el agua disponible como una medida de porcentaje de humedad en volumen, es muy similar al de la turba (51.9% contra 50.2% respectivamente); sin embargo, el aserrín mantiene a la planta sin marchitarse por un periodo más largo (14 días).

Las plantas que tuvieron una mejor disponibilidad de nutrimentos fueron las que presentaron los mayores valores de las variables altura, diámetro, PSPa, PSR y PST y estas fueron las que se desarrollaron en las mezclas que contenían de 30 a 80% de aserrín, esto podría ser explicado por el pH resultante del aserrín + la mezcla de peat moss-agrolita-vermiculita ya que el principal efecto del pH es su influencia en la disponibilidad de los nutrimentos, especialmente en los micronutrimentos, ya que muchos nutrimentos son inaccesibles a las raíces o a veces tóxicos con pH extremos. De acuerdo con Ruano (2003), el viverista debe mantener los valores de pH en el sustrato con un rango ligeramente ácido entre 5.5 y 6.5. Mateo (2002) encontró que las mezclas con más del 50% de aserrín presentaron un pH menor a 6.0, el pH disminuyó a medida que aumentó la cantidad de aserrín, hasta valores de 4.7 y 4.5, en la mezcla con 100% de aserrín. Esto es de gran importancia ya

que el pH resultante de las mezclas que arrojaron los mejores resultados estuvieron dentro de los rangos óptimos de pH de acuerdo con el autor.

La información acerca de la producción de especies forestales creciendo en sustratos a base de aserrín es muy limitada, por lo que se recurrió al cultivo de hortalizas que es donde más trabajos se han realizado. Adamson y Maas (1971) mencionan que los jitomates (*Lycopersicon esculentum* Mill) pueden crecer exitosamente en medios sin suelo compuestos completamente de aserrín crudo si se enriquecen adecuadamente con los nutrimentos minerales esenciales. En este trabajo al utilizar aserrín el rendimiento incrementó en casi 50% con respecto al testigo.

Pudelski (1978) utilizó una mezcla con 75% de aserrín fresco + 25% de turba y logró un rendimiento superior al testigo compuesto únicamente de turba. Concluyó que el aserrín crudo tomado directamente del aserradero es efectivo para el crecimiento de jitomate y pepino. El mismo autor, pero en 1980, menciona que es posible usar aserrín y corteza de pino no composteados de especies de coníferas como sustrato para el crecimiento de hortalizas. D'angelo *et al.* (1993) encontraron que en plantas ornamentales el aserrín crudo puede sustituir hasta en un 66% al peat moss en mezclas de sustratos para la producción de plantas de calidad. Ismali *et al.* (1996), en trabajos realizados en la producción de melón (*Cucumis melo* L.) utilizando como sustrato aserrín crudo del árbol de hule (*Ficus elasticus*), encontraron mejores resultados cuando aumentaron la proporción de aserrín crudo a un 60%,

además mencionan que no se observaron síntomas de toxicidad en las plantas. Beltran y Rembao (1996), en una investigación con *Petunia híbrida*, reportan que el aserrín crudo en porcentajes de 55, 65 y 75% puede competir con la turba canadiense en peso seco de la planta y tiempo de floración. Jarvis (1997) reporta que el aserrín crudo ha sido efectivo en el cultivo de jitomate y lechuga en la Columbia Británica (Canadá).

Los resultados del presente trabajo, de manera general, coinciden con lo realizado por Mateo (2002) en la producción de planta de *Pinus patula* y *P. teocote*, donde encontró que mezclas que contenían entre 70 y 80% de aserrín con fertilizante produjeron el mayor peso seco, altura y diámetro de las plantas de ambas especies al comparar mezclas de 10 a 100% de aserrín con tierra de monte. Por otra parte Martínez (2005), evaluó el efecto de diferentes combinaciones de sustratos (aserrín, arena de río y tierra de monte) sobre el crecimiento y calidad de planta de *P. patula* en vivero. Encontró que el mayor valor para las variables PSPa, PSR, ALT y DIAM se presentaron cuando las plantas se desarrollaron en el sustrato que contenía entre 80 y 90% de aserrín.

Reyes (2005) evaluó el efecto de diferentes mezclas de aserrín (cuatro mezclas de sustratos compuestos de aserrín, tierra de monte, corteza de pino, peat moss y agrolita) sobre el crecimiento inicial de *Pinus pseudostrobus* var. *Apulcensis*, producidas con el sistema tradicional en vivero. Utilizó cuatro tratamientos, mezclando 80% de aserrín + 20% de cada uno de los demás componentes: tierra de monte, corteza de pino, peat moss y agrolita. A cada mezcla de sus-

trato se le aplicó el fertilizante de liberación lenta Multicote[®] (18-6-12) en una dosis de cinco kg/m³. El investigador encontró que la mezcla que contenía 80% de aserrín + 20% de peat moss, resultó ser la mejor para las variables PSPa, PSR, ALT y DIAM.

Relación (PSPa/PSR)

Uno de los indicadores de la calidad de planta producida en vivero es el cociente que resulta de dividir el peso seco de parte aérea (PSPa) entre el peso seco de raíz (PSR). Para esta variable obtuvimos una diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.01$) entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). De acuerdo a la prueba de medias de Tukey se formaron tres grupos (Cuadro 2.5.4). Los mayores valores para esta relación se presentaron en las plantas que se desarrollaron en los tratamientos que contenían de 20 a 100% de aserrín con un valor promedio de (3.34), no siendo estadísticamente diferentes entre estos tratamientos ($p = 0.05$), (Figura 2.5.6).

En especies de coníferas la relación PSPa/PSR no debe sobrepasar el valor de 2.5 cuando la planta esté destinada para sitios con problemas de disponibilidad de agua (Thompson, 1985). La mejor calidad de planta se obtiene cuando la parte aérea es relativamente pequeña y la raíz grande, lo que puede garantizar una mayor supervivencia ya que evita que la transpiración exceda a la capacidad de absorción.

Los valores de la relación PSPa/PSR del presente trabajo resultaron similares a otras especies con sustrato a base de aserrín, como los reportados por Reyes (2005) con *Pinus pseudostrobus*, con valores de 2.33. Martí-

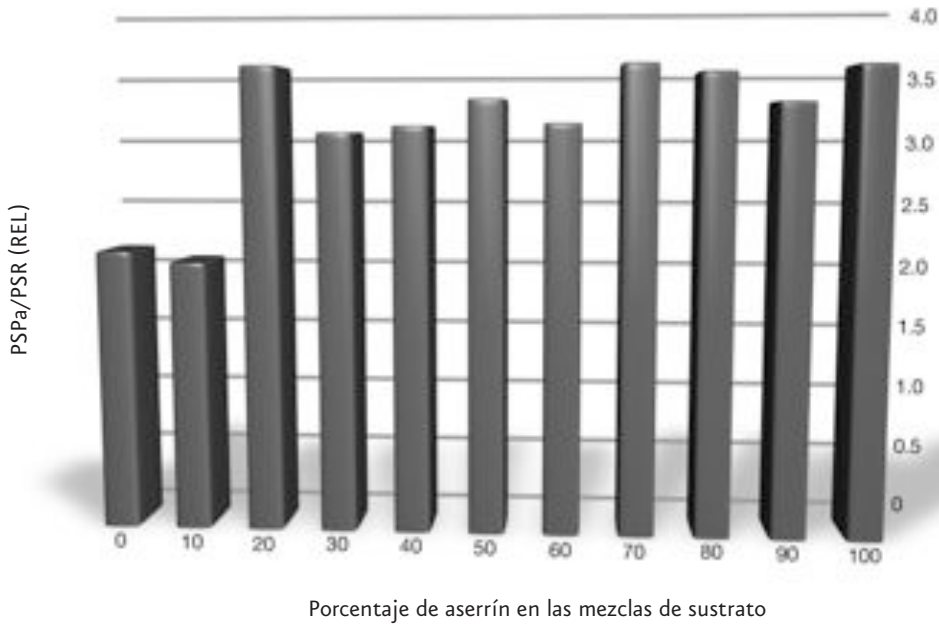


Figura 2.5.6. Comportamiento del cociente del peso seco de parte aérea y peso seco de la raíz de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

nez (2005) por su parte trabajando con *Pinus patula* encontró que el mayor valor para esta relación se obtuvo en una mezcla que contenía 60% de aserrín + 40% de tierra de monte; sin embargo, los segundos mejores valores correspondieron a las mezclas que contenían 80 y 90% de aserrín.

Índice de esbeltez

La relación altura/ diámetro o índice de esbeltez, es otro indicador que combina los valores de las variables altura y diámetro, con el fin de tener una mejor predicción de la calidad de la planta. Para esta variable se obtuvo una diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.01$) entre tratamientos (Cuadro 3). De acuerdo con la prueba de comparación de medias, de Tukey, se formaron cuatro grupos (Cuadro 4). Los tratamientos que presentaron los mayores valores

para el índice de esbeltez se presentaron en las plantas que crecieron en los tratamientos que contenían de 20 a 80% de aserrín con un valor promedio de (10.47), (Figura 7).

Este índice relaciona la resistencia de la planta con su capacidad fotosintética (Toral, 1997). Se recomienda que los valores sean bajos, lo que indica una planta más robusta y con menos probabilidad de daño físico por la acción del viento, sequía o heladas en el sitio de plantación (Thompson, 1985). Sin embargo, los valores obtenidos en el presente trabajo indican que las plántulas crecieron en altura y su crecimiento en diámetro fue menor, por lo que se obtuvieron plantas delgadas.

Índice de calidad de Dickson

Para esta variable se obtuvo una diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.01$)

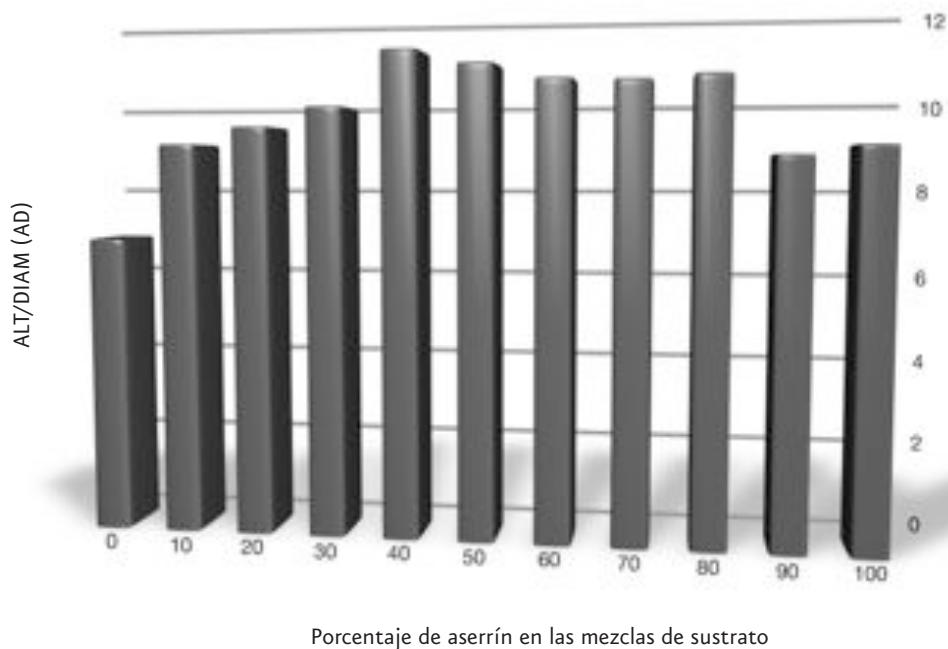
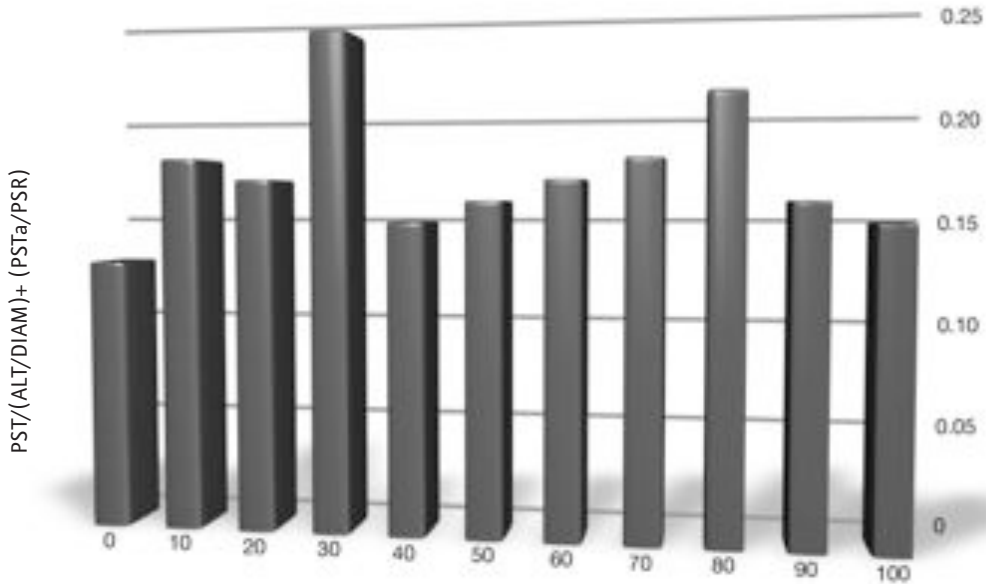


Figura 2.5.7. Comportamiento del cociente de la altura y el diámetro de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

entre tratamientos (Cuadro 2.5.3). De acuerdo con la prueba de comparación de medias, de Tukey, se formaron tres grupos (Cuadro 2.5.4). El mayor valor para este índice (0.24) se presentó en las plantas que se desarrollaron en el tratamiento con 30% de aserrín, seguido de los tratamientos con 80, 10, 70, 60, 20, 90 y 50% de aserrín con valores de 0.21, 0.18, 0.18, 0.17, 0.17, 0.16 y 0.16 respectivamente (Figura 2.5.8). Este índice combina la información de los dos índices anteriores y los ajusta por el efecto del tamaño de la planta, por lo que un aumento en el índice representa plantas de mejor calidad (Oliet, 2000).

Los valores de índice de esbeltez y del índice de Dickson (ICD) resultaron similares a los reportados por Reyes (2005) con plantas de *Pinus patula*, con valores altos para los

índices de esbeltez (entre 6.55 y 5.74) y bajos para el ICD, entre 0.48 y 0.25. De igual forma resultaron similares a otras especies con otros sustratos, como los encontrados por Román *et al.* (2001) con *Pinus greggii* Engelm. (*var. Australis* Donahue & Lopez) con valores entre 11.48 y 12.08, para el índice de esbeltez, y valores bajos para el ICD (entre 0.4 y 0.6). Martínez (2005) reportó el mayor ICD cuando las plantas de *Pinus patula* se desarrollaron en un sustrato compuesto por 80 y 90% de aserrín. Cobas *et al.* (2001) con *Hibiscus elatus* Sw, utilizando como sustrato una mezcla de 20% corteza de pino composta + 40% humus de lombriz + 40% turba, encontraron valores de 0.1 y 0.2 para el ICD, lo que no es adecuado. Barajas *et al.* (2004) trabajando con *Pinus greggii* (*var. Australis*), utilizaron un sustrato que consistió en una mezcla de suelo forestal y arena (3:1); obtu-



Porcentaje de aserrín en las mezclas de sustrato

Figura 2.5.8. Comportamiento del cociente del peso seco total y el cociente de la altura y el diámetro más el cociente del peso seco del tallo y el peso seco de la raíz (Índice de calidad de Dickson) de *Pinus patula* en las mezclas de porcentajes de aserrín.

vieron valores de ICD menores a 0.5 a los diez meses de edad.

CONCLUSIONES

Todas las mezclas de sustrato que contenían aserrín produjeron plantas de mejor calidad, comparadas con la mezcla de sustratos recomendados para el sistema tecnificado de producción de planta en vivero (considerada como testigo).

El aserrín crudo de *Pinus teocote* puede sustituir hasta un 80% a la mezcla de peat moss, agrolita y vermiculita, generando plantas de buena calidad.

LITERATURA CITADA

Adamson, R., M.; Mass, F., E. 1971. *Sawdust and other soil substitutes and amendments in greenhouse tomato production*. Hortscience 6: 397-399.

Barajas, R., J.E.; Aldrete, A., J.J.; Vargas, H.; López U., J. 2004. *La poda química en vivero incrementa la densidad de raíces en árboles jóvenes de Pinus greggii*. Agrociencia 38: 545-553.

Beardsell, D.V.; Nichols, G., D.; Jones, L., D. 1979. *Water relations of nursery potting-media*. Scientia Horticulturae. 11: 9-17.

Beltrán, V., C.H.; Rembao, J., A. 1996. *Evaluación de diferentes sustratos orgánicos para la producción de planta en vivero*. XXVII Congreso nacional de la ciencia del suelo. Cd. Obregón Sonora, México. P. 192.

Boodley, W.J. 1998. *The Commercial Greenhouse*. 2nd. Edition. Del mar publishers, Washington, USA. Pp. 146-148.

- Cabrera, R., I. 1999. *Propiedades, uso y manejo de sustratos de cultivo para la producción de plantas en maceta*. Revista Chapingo serie Horticultura 5 (1): 5-11.
- Cano, P., A.; Vargas, H., J.J.; González, H., V.A.; Vera, C., G.; Cetina, A., V.M. 1998. *Caracterización morfológica de plántulas de Pinus greggii Engelm. En dos sistemas de producción en vivero*. Ciencia Forestal en México 23 (84): 19-27.
- Caron, J.; Morel, N., P.; Riviere, M., L. 2001. *Aeration in growing media containing large particle size*. Acta Horticulturae. 548: 229-233.
- Cobas, L., M.; Castillo, I.; González, I., E. 2001. *Comportamiento de diferentes parámetros morfológicos en la calidad de la planta de Hibiscus elatus sw. Cultivada en viveros sobre tubetes en la provincia de Pinar del Río*. Revista Avances 3(1): 17-21.
- D'angelo, G.; Calstelnuovo, F., M.; Galli, O., A.; Vallagussa, F. 1993. *Relations between physical and chemical properties of the substrate and growth of some pot ornamentals*. Acta Horticulturae. 342: 313-323.
- De Boodt, M.; Verdonck, O. 1972. *The physical properties of the substrates in horticulture*. Acta Horticulturae. 26: 37-44.
- Dickson, A.; Leaf, A.L.; Hosner, J.F. 1960. *Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries*. For. Chron. 36: 10-13.
- García, C., O. 1999. *Materiales orgánicos como sustratos para la producción de Euphorbia pulcherrima y Spathiphyllum wallisii cultivadas en maceta*. Tesis de Maestría. Colegio Postgraduados, Montecillos, México. 115 p.
- Ismail, M.R.; Rahmani, Y.; Awang, Y. 1996. *The use of rubberwood sawdust (RS): peat mix in the soilless cultivation of melon (Cucumis melo L.)*. Acta Horticulturae. 450: 149-154.
- Jarvis, R.W. 1997. *Managing disease in greenhouse crops*. APS press, Minnesota, USA. pp 19-189.
- Martínez, R., M. 2005. *Inoculación con hongos comestibles ectomicorrizicos, poda química y sustratos en el mejoramiento de calidad de Pinus patula en vivero*. Tesis de Maestría. Colegio Postgraduados, Montecillos, México. 83 p.
- Mastalerz, J.W. 1977. *The greenhouse environment*. John Wiley and sons New York. USA. 629 p.
- Mateo, S., J.J. 2002. *Potencial del aserrín como alimento para rumiantes y sustrato para plantas*. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillos, México. 92 p.
- Oliet, J. 2000. *La calidad de la postura forestal en vivero*. Escuela Técnica Superior de ingenieros Agrónomos y de Montes de Córdoba. España. 93 p.
- Pudelski, T. 1978. *Using waste products of wood industry and paper mills as substrates and organic fertilizers in growing vegetables under protection*. Acta Horticulturae. 82: 67-74.
- _____.1980. *Common beech bark compost as growing medium and soil improver in growing vegetables under protection*. Acta Horticulturae. 99: 105-113.
- _____.1983. *Composted and non composted wood wastes in growing vegetables under protection in Poland*. Acta Horticulturae. 133: 237-257.
- Reyes, R., J. 2005. *Prácticas culturales para mejorar la calidad de plantas de Pinus patula y P. Pseudostrobus var. Apulcensis en vivero*. Tesis de Maestría. Colegio de postgraduados, Montecillos, México. 95 p.
- Román, J., A.R.; Vargas, H., J.J.; Baca, C., G.A.; Trinidad, S., A.; Alarcón, B., M.P. 2001. *Crecimiento de plántulas de Pinus greggii Engelm. en respuesta a la fertilización*. Ciencia Forestal en México 26(89): 19-43.
- Ruano, M., J.R. 2003. *Viveros forestales: Cultivo de brinzales forestales en envase. Sustrato o medio de cultivo*. Mundi-prensa. España. pp 126-143.
- Santiago, T., O. 2002. *Evaluación del crecimiento en vivero de plántulas de cinco especies de coníferas producidas en tres mezclas de sustratos y tres tamaños de contenedor*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 241 p.
- SAS. 1996. *Statistical Analysis System. User's Guide: Basics* SAS System Institute Inc. Cary, N.C. USA.
- SEMARNAT. 2005. *Informe de la situación de Medio Ambiente en México*. Compendio de estadísticas ambientales.
- Starck, J.R.; Lukaszuk, K. 1991. *Effect of fertilizer nitrogen and potassium upon yield and quality of carnations grown in peat and sawdust*. Acta Horticulturae. 294: 289-296.
- Thompson, B.E. 1985. *Seedling morphological evaluation: What you can tell by looking*. In: Evaluating seedling quality; Principles, Procedures, and Predictive Abilities of Major Test. M. L. Duryea (ed.). Forest Res. Lab., Oregon State University, Corvallis, Or. USA. pp: 59-71.
- Toral, I.M. 1997. *Concepto de calidad de plantas en viveros forestales*. Documento Técnico 1. Programa de Desarrollo forestal integral de Jalisco. SEDER, Fundación Chile, Consejo Agropecuario de Jalisco. México. 28 p.



CAPÍTULO 3

SUELOS FORESTALES

284

3.1 Edafología y calidad de suelos forestales: valoración en dos sitios contrastantes de Jalisco

306

3.2 La materia orgánica edáfica en dos áreas forestales de Jalisco

333

3.3 Carbono edáfico y calentamiento global: Importancia ecológica en los manglares de Nayarit

350

3.4 Efecto de los incendios sobre la actividad microbiana del suelo en el Bosque La Primavera, en el estado de Jalisco, México

Introducción

En este capítulo “SUELOS FORESTALES” se abordan y discuten aspectos que facilitan el entendimiento de los procesos edáficos y su relación con el entorno físico y biótico de los ecosistemas forestales, temáticas importantes para zonas naturales poco modificadas y muy alteradas. Se presenta información original, resultado de investigaciones científicas; la contribución académica constituye una útil herramienta para el manejo adecuado y mejor aprovechamiento de los recursos forestales, considerando el fundamento edáfico de dichos ecosistemas.

En el primer trabajo 3.1) se presentan resultados sobre aspectos de calidad y fertilidad del suelo en dos áreas forestales contrastantes. El estudio de los suelos forestales es imprescindible, tomando las siguientes consideraciones: es el soporte de la vegetación superficial y arbórea; en la parte superficial se realiza la dinámica de ciclos biogeoquímicos de elementos de gran relevancia relacionados con el cambio climático [carbono (C) y nitrógeno (N)]; es el hábitat de otras formas de vida (microbiótico y animal); en él se realiza el reciclado de los nutrientes de manera especial y diverso; su comprensión y entendimiento es diferente al de los suelos agropecuarios.

Las siguientes contribuciones están íntimamente relacionadas entre sí, pues abordan el proceso de transformación de la biomasa forestal a materia orgánica edáfica, y a su vez, la dinámica del C. Así, en el trabajo 3.2) se pone de manifiesto la trascendencia de su estudio de una manera integral y multidisciplinaria, haciendo uso de técnicas y equipos novedosos que aporten información más detallada para explicar los procesos aún poco entendidos de transformación de los residuos a las diferentes fracciones orgánicas consideradas como reservas edáficas, y que son de gran valor ambiental y científico. El siguiente estudio 3.3) tienen que ver con captura de carbono en “manglar”, ecosistemas de los más impactados en nuestro país por intereses económicos relacionados a la actividad turística. Finalmente el último documento 3.4) versa sobre uno de los impactos más agresivos que sufren las áreas naturales en México, los incendios forestales; y en particular, su efecto negativo a las condiciones edáficas y la actividad de la microflora en un ecosistema forestal de gran importancia ambiental para Jalisco, denominado “Bosque La Primavera” (BLP); el cual forma parte de una Zona de Protección Forestal y Refugio de la Fauna Silvestre, considerando los numerosos servicios ambientales que esta área ofrece a la zona metropolitana de Guadalajara (ZMG).

3.1 Edafología y calidad de suelos forestales: valoración en dos sitios contrastantes de Jalisco

Irma Estela Delgado Rosas, Eduardo Salcedo Pérez, Eduardo López Alcocer, Josefina Leticia Fregoso Franco, Rufo Sánchez Hernández, S. Mónica Avilés Marín, Nicasio David Sánchez Cruz.

RESUMEN

El estudio del suelo y la comprensión de los procesos edáficos en ecosistemas forestales son de suma importancia para su protección, adecuado manejo y debido aprovechamiento; ya que la enorme diversidad vegetal en dichos ecosistemas y la variación de la cubierta superficial edáfica en México los hace especiales. Por otro lado, el gran dinamismo de sus reservas orgánicas y de su población microbiana, así como los complejos procesos y fenómenos que intervienen en la dinámica y reciclado de energía y nutrientes, los hace sumamente diferentes en su estudio a suelos uso agropecuario. El objetivo primordial del presente documento, es presentar los conceptos edafológicos involucrados en sitios forestales. Se presentan los resultados de un estudio edáfico realizado en cuatro sitios de dos ecosistemas forestales contrastantes, uno en el Parque Nacional Nevado de Colima y el otro en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en el estado de Jalisco; con dicha información se pretende poner de manifiesto la diferencia entre suelos forestales y su gran variabilidad debido a las condiciones ambientales y de manejo en esos ecosistemas. Lo que se aporta reviste importancia y utilidad para generar propuestas de manejo en la conservación o restauración de ecosistemas en áreas forestales.

ABSTRACT

The study of soil and the understanding of his processes in forest ecosystems are of huge importance for his protection, adequate use and appropriate exploitation; especially because of his huge vegetable diversity in such ecosystems and also the variation of the soil surface in Mexico makes them very special. The dynamism of his organic reserves and his microbial population makes them extremely different in his study compared to the study of agricultural soils. The pricipal purpose of this document, is to present the soil concepts involved in forest places. The results of a soil study made in four sites in two different forest ecosystems are presented, one in the National Park of the Nevado de Colima and the other one in the Biosfera Chamela-Cuixmala Reserve in the state of Jalisco; with this information we pretend to make obvious the difference between forest soils and his variability because of the enviromental conditions and explotiation in this ecosystems. This contribution is important and useful to generate explotation proposals in conservation or restoration of ecosystems in forest areas.

El recurso suelo es esencial para la vida; es considerado como un cuerpo natural y dinámico del planeta, es el enlace entre los factores bióticos y abióticos de los ecosistemas naturales y antrópicos; además, es el hábitat para el desarrollo de las plantas e innumerables organismos y al que se le atribuyen numerosas funciones, entre las que destacan, ser el soporte de la vida orgánica y social del planeta (USDA, 1962; Miramontes, 2004; García *et al.*, 2009); se considera componente fundamental de los ecosistemas forestales (Nelson y Sommers, 1996) y conjuntamente con la biodiversidad y el clima, condicionan el equilibrio ecológico de toda el área de influencia de ese ecosistema. Por lo anterior la fertilidad del suelo es considerada como la capacidad para sostener permanentemente la productividad en biomasa y sin desequilibrio, a una comunidad de organismos; es valorada bajo el concepto de calidad edáfica.

LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS

La calidad y el nivel de fertilidad de los suelos forestales está definida por la interacción entre las diversas fases del suelo: fase líquida, fase gaseosa, fase sólida y su interacción con los organismos que en él se desarrollan (Gallos y Alarcón, 1999; Miramontes, 2004). En los ecosistemas forestales la influencia de las condiciones ambientales sobre todo climáticas, altitudinales y latitudinales, promueve la conformación de diferentes tipos de vegetación y por lo tanto de la diversidad en su composición florística, lo que genera gran variación en la cantidad y calidad de la biomasa generada en cada sitio y por ello, una dinámica diferente en la fertilidad de

los suelos en cada lugar; lo que la hace más compleja, comparada con los sistemas agropecuarios.

La fase sólida mineral y orgánica influye sobre el nivel de productividad de un sitio (INPOFOS, 1997). La fracción sólida mineral, es la fuente principal de nutrientes para las plantas y en su interacción con la fracción sólida orgánica, regulan las constantes de humedad (Nelson y Sommers, 2006), además influyen fuertemente sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, promueve la formación y estabilidad de agregados y tienen influencia directa sobre la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC). El suministro de nutrimentos a plantas y microorganismos se debe al contenido y aporte de las reservas orgánicas del suelo (Chen *et al.*, 2009). Es un importante almacén de carbono orgánico; influye en el ciclo biogeoquímico de los nutrientes, en el pH del suelo y en el balance de energía. La materia orgánica (MO) está constituida por compuestos sometidos a procesos de descomposición y transformación, hasta los componentes elementales de las proteínas, carbohidratos y otros (Labrador, 1996). Según Galantini y Suñer (2008), esta fracción de la fase sólida, es considerada como el atributo del suelo más utilizado como indicador de calidad y estabilidad.

La cubierta forestal provee el suelo de un microclima y de un espectro de microorganismos diferente entre ellos y entre suelos asociados a cultivos agrícolas. Como resultado de los diferentes residuos aportados por la biomasa y por el subsecuente lavado de las bases, la descomposición y mineralización de la materia orgánica, le otorga un

carácter distintivo a los suelos en los ecosistemas forestales (De Salas, 1987).

Un suelo forestal es aquél que se ha desarrollado bajo la influencia de una cubierta forestal vegetal bien definida y bajo condiciones edafoclimáticas específicas; en este sentido, Pritchett (1986) reconoce un marcado efecto sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos por la asociación de las raíces de los árboles con microorganismos específicos. Esta asociación influye en los cambios de dichas propiedades, principalmente de carácter enzimático.

La relación clima-suelo-vegetación define el tipo de ecosistema forestal y el suelo se reconoce como uno de los factores más determinantes de la calidad de un sitio. Este recurso retiene el agua y suministra a la vegetación los nutrimentos necesarios para sus funciones vitales, favorece el intercambio gaseoso lo que brinda el aire para las raíces, constituye el anclaje de plantas. Influye directamente en la tasa de crecimiento de ecosistemas forestales, en la calidad de la madera, en la resistencia de las especies a enfermedades y a ciertos factores abióticos adversos (De Salas, 1987).

Las propiedades físicas del suelo influyen sobre el crecimiento y la distribución de las comunidades forestales. La profundidad del perfil influye en el desarrollo adecuado del sistema radical (Serrada, 2008). La permeabilidad; influenciada por la textura y la estructura del suelo, determina la compactación y velocidad del flujo de agua e interviene en la aireación del suelo (Flores, Ferrer y Florentino, 2011). La capacidad de retención de agua; determinada por la textura, la pendiente, la cantidad de materia orgánica y la

presencia de capas inferiores impermeables, determina la cantidad de agua disponible para las plantas. La fertilidad, determinada por la presencia de los elementos minerales requeridos por la vegetación y la masa arbórea forestal para desarrollarse. La salinidad es importante en el potencial osmótico, ya que influye en los procesos de absorción de agua. La reacción del suelo determina la transformación de la materia orgánica y la asimilación de los nutrientes (Galloso y Alarcón, 1999).

EL CICLO DE LOS NUTRIENTES

La mejor forma de estudiar y evaluar un ecosistema forestal, es mediante el Análisis de Sistemas como herramienta; se considera sistema a un conjunto de componentes, delimitados, con flujos e interacciones bien definidas, resultado de diversas entradas y salidas del mismo. En este caso, un sistema forestal consta de la entrada de nutrientes al ecosistema, del flujo de los nutrientes entre las plantas y el suelo y entradas y salidas de nutrientes del ecosistema (Imbert, Blanco y Castillo, 2004). Cada proceso es un precursor del anterior y del flujo de nutrientes que se genera en ellos.

CICLO EXTERNO DE LOS NUTRIENTES

El ciclo de nutrientes en un ecosistema forestal consta de la entrada de nutrientes al ecosistema, del flujo de nutrientes entre las plantas y el suelo y de las salidas de nutrientes del ecosistema. Cada proceso es un precursor del anterior y el flujo de nutrientes sigue una serie de pasos interconectados. Las entradas y salidas del ecosistema consti-

tuyen el ciclo externo de nutrientes (Figura 3.1.1) y los flujos entre las plantas y el suelo el ciclo interno (Figura 3.1.2).

ENTRADAS

La meteorización, considerada como un precursor o iniciador del flujo biogeoquímico de los elementos primordiales para la vida, puede ser de origen mecánico, químico o biótico (Waring y Running, 1998). Su efecto depende de la recalcitrancia y estabilidad de los minerales, de las condiciones climáticas como la precipitación y la temperatura, además de la química y humedad del suelo, la vegetación y del tamaño del grano mineral presente (April y Newton, 1992). En suelos forestales, la meteorización de pequeñas partículas minerales se produce más rápidamente que la de las rocas (Fisher y Binkley, 2000).

Los aportes nutrimentales vía atmósfera, provienen de la deposición húmeda (lluvia, nieve y nieblas) y la deposición seca (partículas y aerosoles). La cantidad de aportes atmosféricos que llegan a los bosques depende del clima, microclima, y distancia con respecto al mar, áreas de erosión eólica y zonas industriales (Kimmins, 1997). El agua de lluvia que llega al suelo, arrastra la deposición seca y lixiviados de las plantas, y pierde algunos nutrientes que han sido absorbidos por las hojas (Terradas, 2001); además mediante la lluvia ácida se aportan nutrientes esenciales tales como nitrógeno y azufre, fenómeno estudiado desde la década de los 70. La estructura vegetal del bosque también tiene influencia y modifica el tipo y magnitud de la deposición húmeda y seca (Chapin *et al.*, 2002).

El carbono atmosférico (CO_2) es incorporado a los procesos metabólicos de las plantas mediante la fotosíntesis, y forma las estructuras necesarias para que la planta pueda desarrollarse. Las plantas aportan materia orgánica al suelo, misma que al degradarse se incorpora y da origen al humus estable que aporta nuevamente CO_2 al entorno (Ordoñez, 2001).

La transferencia de nutrientes por la biota vegetal, tiene gran importancia en el balance de nutrientes en los ecosistemas forestales; como ejemplo, la fijación biológica de nitrógeno, que es la reducción de nitrógeno atmosférico (N_2) a ión amonio (NH_4^+) una de las dos formas principales de absorción en suelos forestales, y que es dada principalmente por especies silvestres, es de gran importancia en dichos ambientes (Zapata, 2012) y sólo algunas algas y bacterias, pueden realizar esta transformación y está restringida a ambientes con alta radiación (Chapin *et al.*, 2002).

SALIDAS

Las precipitaciones provocan la salida de nutrientes de los bosques, en forma de lixiviados, hacia las aguas subterráneas o con el agua de escorrentía hacia los ríos. Así se registran pérdidas importantes de nitratos, nitrógeno orgánico disuelto y fósforo, adheridos a la materia orgánica y a complejos minerales. En bosques donde hay un exceso de deposición de N y S atmosféricos el suelo se acidifica, ocasionando la pérdida de cationes, nitratos, sulfatos y aluminio por lixiviación (Freer-Smith, 2001). Otra causa importante es la volatilización de nutrientes, ocasionada por incendios foresta-

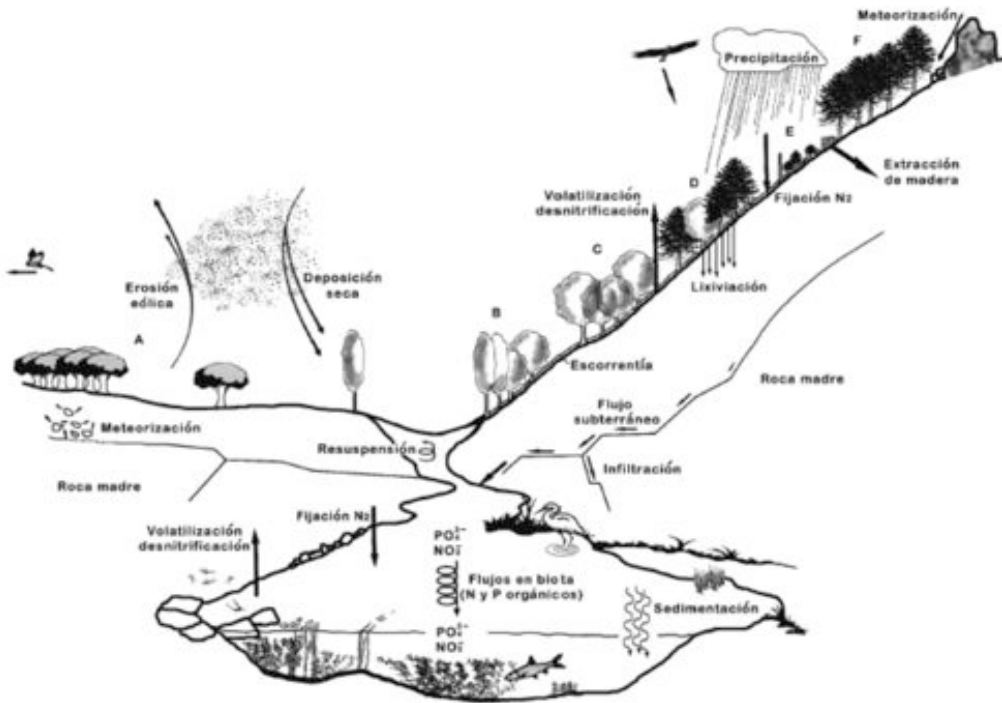


Figura 3.1.1. Ciclo externo de nutrientes en una cuenca forestada (Imbert, Blanco y Castillo, 2004).

les (Martínez *et al.* 2004) y sobre todo por la afectación de la microflora edáfica benéfica (López-Alcocer *et al.*, 2011). No obstante que los incendios forestales pueden provocar grandes pérdidas de nutrientes, también suelen aumentar la disponibilidad de ciertos nutrientes, además de disminuir la competencia entre especies vegetales por los nutrientes disponibles en el sitio (González, 2011).

CICLO INTERNO DE LOS NUTRIENTES

Absorción de nutrimentos vía sistema radical

La absorción de los nutrientes del suelo, es primordialmente a través de las raíces dependiendo de su alcance, magnitud y evolución. La absorción de nutrientes se efectúa

mediante tres vías: 1) difusión de iones, siguiendo un gradiente de concentración: de un gradiente de mayor a menor concentración. 2) movimiento pasivo de iones, generado por el efecto del bombeo del agua a partir de la transpiración foliar, lo que forma el flujo del suelo hacia las hojas y 3) intercepción de nutrientes por las raíces, que crecen y colonizan el suelo mediante la exploración. (Imbert, 2004).

En los bosques, la mayoría de los árboles forman asociaciones micorrízicas con ciertas especies de hongos. En la asociación y por medio del crecimiento hifal, se incrementa el espacio de exploración de la raíz, aumentando la eficiencia en la absorción de nutrientes (López-Alcocer *et al.*, 2011). Las micorrizas pueden aumentar la disponibilidad de nutrientes liberando ácidos orgáni-

cos que aceleran la meteorización, liberando enzimas que aceleran la descomposición de la materia orgánica, y liberando fosfatasas para mineralizar el fósforo orgánico (Landsberg y Gower, 1997; Terradas, 2001).

Retranslocación

La retranslocación de nutrientes consiste en la transferencia de nutrientes solubles del tejido envejecido a través del floema (Chapin *et al.*, 2002). Esta circulación de nutrientes puede tener lugar de las hojas a las ramas (Del Arco *et al.*, 1991), de las raíces finas a las gruesas (Millard y Proe 1993) o del duramen a la albura (Attiwill y Leeper, 1987). El N, P y K son los nutrientes más móviles en los ecosistemas forestales y predominan entre los elementos retranslocados.

Defoliación

Más del 90% del nitrógeno y del fósforo absorbido por las plantas en la mayoría de ecosistemas forestales, proviene de reciclar los nutrientes de la defoliación de años anteriores (Chapin *et al.*, 2002). Las pérdidas por defoliación son generalmente mayores en sitios húmedos, cálidos, fértiles y con alta productividad, y menores en sitios secos, fríos, infértiles y de baja productividad (Kimmins, 1997). También hay que considerar la variabilidad estacional, propia de cada especie, y las variaciones anuales, que suelen estar relacionadas con la meteorología. Gray y Schlesinger (1981) observaron diferencias en cuanto a las cantidades relativas aportadas al suelo de cada nutriente: 1) Caducifolias, generalmente (N>Ca>K>Mg>P); y 2) Perennifolias, generalmente (Ca>N>K>Mg>P).

Degradación

La degradación es el proceso de transformación de la materia orgánica muerta en nutrientes inorgánicos disponibles para las plantas y en dióxido de carbono (CO²). La descomposición puede dividirse en tres procesos: a)lavado de iones minerales y compuestos orgánicos, b)fragmentación de la materia orgánica por animales microorganismos y c)degradación química, en la que se producen CO², agua y energía para los microorganismos (Landsberg y Gower, 1997; Waring y Running, 1998). De la cantidad y calidad de la materia orgánica, depende la disponibilidad de algunos nutrientes para las plantas, y por tanto sobre el crecimiento de las mismas (Chapin *et al.*, 2002).

Otras pérdidas

Durante un evento lluvioso se presenta el lavado de nutrientes, éstos se disuelven y transportan hasta el suelo por translocación. La cantidad de lluvia necesaria para que inicie la translocación, varía dependiendo de la estructura aérea de la vegetación (Terradas, 2001). La herbivoría precede a la retranslocación. Las pérdidas de biomasa vegetal, de N y P debidas a los herbívoros son el doble que aquellas debidas a la defoliación (Chapin *et al.*, 2002); esta puede agotar las reservas de la planta para producir hojas nuevas, haciéndolas de menor calidad. Siguiendo el ciclo de nutrientes, la mayoría de los nutrientes transferidos de las plantas a los herbívoros son devueltos al suelo, y en poco tiempo se encuentran en formas disponibles para las plantas (Singer y Schoenecker, 2003).

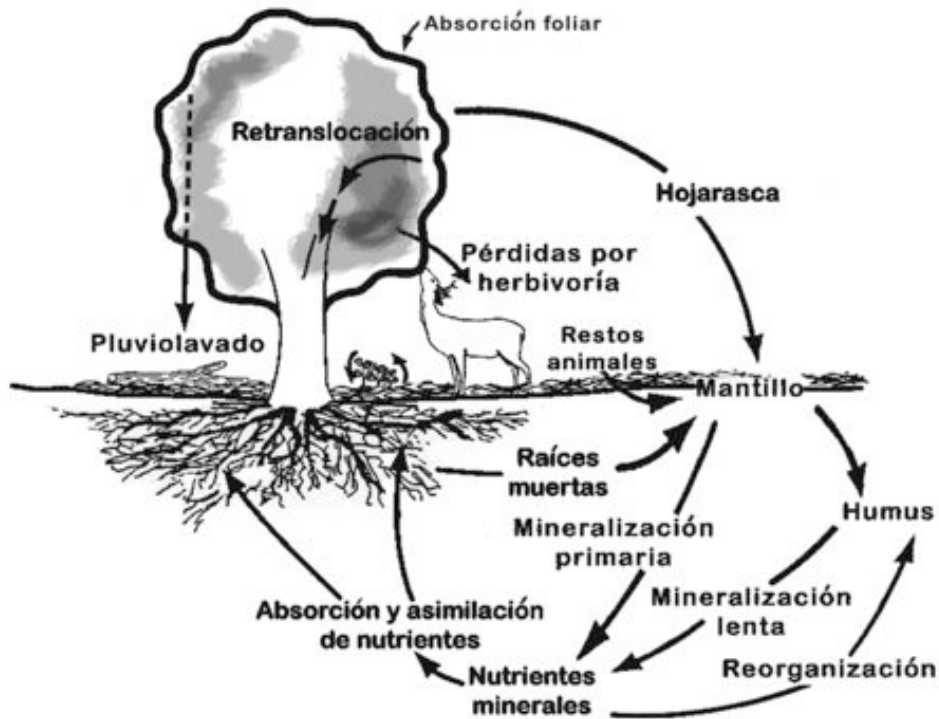


Figura 3.1.2. El ciclo interno de nutrientes en un bosque (Imbert, 2004).

Sumideros de nutrientes

Las mayores concentraciones de N, P y K en los árboles ocurren en su área foliar (hojas), seguidas por las raíces finas; éstas concentraciones reflejan la importancia de estos elementos en el metabolismo. Por el contrario, la madera, tiene bajas concentraciones de éstos elementos de manera aislada, a excepción de Ca donde se encuentra en altas concentraciones, en virtud de que se encuentran formando parte de compuestos más recalcitrantes como la celulosa, hemicelulosa y lignina. Las raíces medias y gruesas tienen concentraciones más o menos intermedias de nutrientes en sus tejidos en comparación de los tejidos suaves y duros (Chapin *et al.*, 2002).

SUELOS Y VEGETACIÓN EN ECOSISTEMAS FORESTALES DE MÉXICO

Los suelos forman parte de la megadiversidad de México. De los 30 grupos de suelos existentes en el mundo, (FAO-ISRIC-ISSS, 1998), 26 se encuentran en nuestro país (SEMARNAT, 2009), siendo los dominantes los Leptosoles (28.3% del territorio), Regosoles (13.7%), Phaeozems (11.7%), Calcisoles (10.4%), Luvisoles (9%) y Vertisoles (8.6%), que en suma cubren el 81.7% del país (Figura 3.1.3).

Además se encuentran representados prácticamente todos los tipos de vegetación terrestre natural conocidos (CONAFOR, 2009), en 140 millones de hectáreas; esta extensión equivale al 73% del territorio nacional. Los ecosistemas que ocupan la ma-

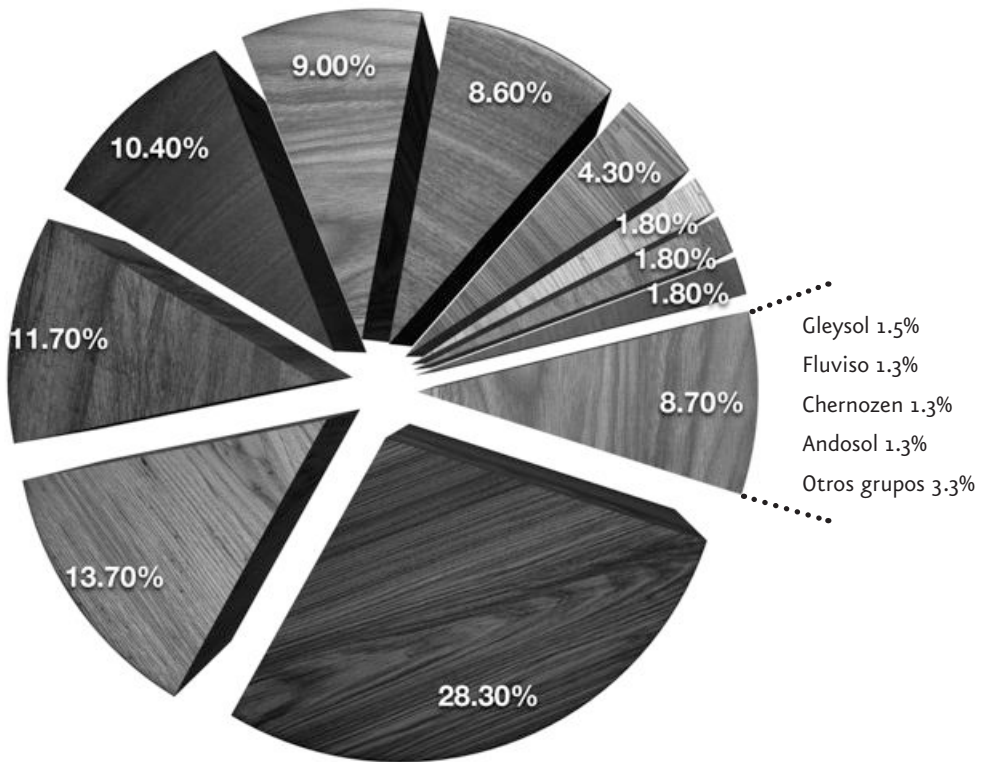


Figura 3.1.3. Superficie relativa cubierta por los principales grupos de suelo en México (CONAFOR, 2009)

yor parte de esta superficie son los matorrales xerófilos (41%), los bosques templados (24%) y las selvas (23%). En el anexo 1 se presentan algunas consideraciones relacionadas con condiciones de suelo específicas por cada tipo de vegetación.

Estudio de caso: Parque Nacional Nevado de Colima y Reserva de la Biósfera Chamela–Cuixmala

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo de investigación tiene como finalidad proporcionar información sobre las características físicas y propiedades químicas

que intervienen en la fertilidad y calidad de los suelos forestales; para ello, se eligieron dos áreas forestales con diferente condición climática y ambiental (Figura 3.1.4).

Parque Nacional Volcán Nevado de Colima (PNVNC): Se encuentra en las inmediaciones de Ciudad Guzmán, Mpio. de Zapotlán el Grande, Jalisco, a 1,600 msnm. El PNVNC; tiene una superficie de 6,654 hectáreas. Es una Área Natural Protegida, ubicada entre los límites del estado de Jalisco y Colima, en la parte más alta del sistema montañoso conocido como Sierra de los Volcanes, a partir de los 3,350 msnm (CONANP *et al.*, 2006). Roca de origen ígneo extrusivo, con suelos de tipo Leptosol lítico y Regosol éutrico (INEGI, 2007).

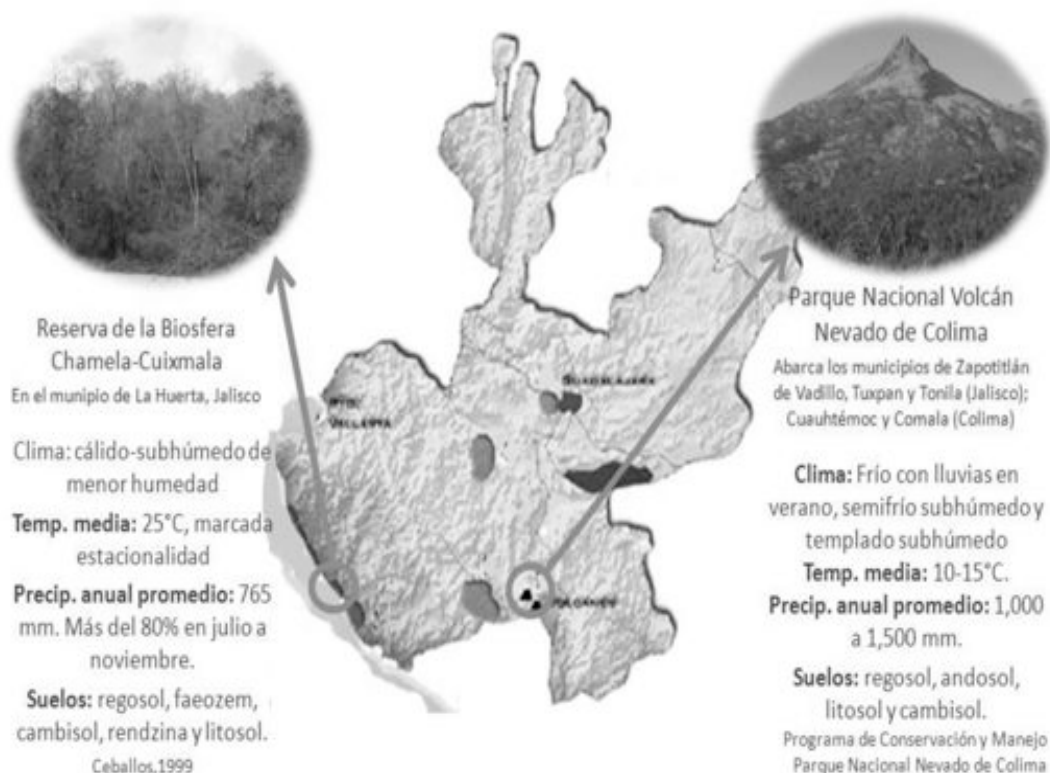


Figura 3.1.4. Características edafoclimáticas de las áreas de estudio y su ubicación en el Estado de Jalisco.

Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (RBCC): Se ubica en la costa de Jalisco, en el Municipio de la Huerta, entre el margen norte del Río Cuitzmala y el Arroyo Chamela. Está comprendida por 13,142 hectáreas; son terrenos lagunares y costeros federales así como predios de la Universidad Nacional Autónoma de México, la Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C., Universidad de Guadalajara y de pequeños propietarios y una porción del ejido Rincón de Ixtán. La altitud varía desde el nivel del mar hasta los 500 msnm en las lomas más altas. (IBUNAM, 2012). El material geológico en el que se asienta es roca ígnea intrusiva y suelos de tipo regosol eutrítico y feozem háptico (INEGI, 2007).

Las dos áreas han sido declaradas como Áreas Naturales Protegidas, pero cuentan con sitios en donde se han dado diferentes manejos y usos del suelo lo que permitió la realización del presente trabajo que tiene como objetivo el determinar las diferencias entre las características físicas y propiedades químicas de los suelos en las dos áreas y los sitios evaluados, relacionadas con la calidad y fertilidad edáfica.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en dos áreas forestales del estado de Jalisco: en el Parque Nacional Nevado de Colima y en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en cada

área se ubicaron 4 sitios con diferentes condiciones vegetales. Los sitios evaluados tienen las siguientes características:

PNVNC Sitio 1: (3,400 msnm) Vegetación de oyamel (*Abies religiosa*); pino (*Pinus hartwegii*) y juniperos (*Juniperus spp.*), de aproximadamente 30m de altura; sotobosque formado por plantas de la familia Asteraceae y Campanulaceae, de buena calidad, con gran cantidad de cobertura orgánica en el sitio.

PNVNC Sitio 2: (2,800 msnm) Bosque de transición con pinos (*Pinus spp.*), abies (*Abies spp.*) y especies de latifoliadas como la tilias (*Tilia americana* var. mexicana) y encinos (*Quercus spp.*) y una altura máxima de 20m. Se observa mínima presencia de aprovechamiento humano, pero existe una buena cantidad de cobertura orgánica.

PNVNC Sitio 3: (3,555 msnm) Vegetación natural casi inexistente por aprovechamiento forestal; actualmente se realizan reforestaciones con *Pinus hartwegii*, la altura máxima de la vegetación es de 10m. La cobertura orgánica es casi inexistente.

PNVNC Sitio 4: (3,780 msnm) Sitio perturbado por un incendio ocurrido en el año 2006; presenta vegetación de pinos (*Pinus spp.*) de entre 15 y 20m de altura, la mayoría quemados y con ataque de gusano barrenador; plantas del género *Lupinus* y pastizales. Presenta características de erosión muy marcada, por lo que la cobertura orgánica es casi inexistente.

RBC-C Sitio 1: Ubicado a una altura de 35 msnm, presenta una vegetación de Selva mediana subcaducifolia; las especies más

abundantes son el cedro macho (*Sciadodendrom excelsum*), ramón (*Brosimum alicastrum*), y primavera (*Tabebuia donell-smithii*), de hasta 30m de altura, la cobertura orgánica es muy abundante al igual que la vegetación. La zona se caracteriza por guardar mucha humedad, debido a la orografía del sitio.

RBC-C Sitio 2: Se ubica a una altura de 31 msnm, la vegetación es de Selva baja caducifolia; las especies dominantes son el iguanero (*Caesalpinia eriostachys*), cuachalalate (*Amphypterigium adstringens*), cascalote (*Caesalpinia alata*) y nopal (*Opuntia excelsa*), los arboles tienen buena calidad y una altura máxima de 7m, la cubierta orgánica es poco abundante, ya que su degradación es rápida en la época de lluvias.

RBC-C Sitio 3: Ubicado a una altura de 36 msnm, la vegetación es de Selva mediana subperennifolia y las especies arbóreas más importantes son el ramón (*Brosimum alicastrum*), jobo (*Astronium graveolens*), olozapó (*Couepeia poliantra*), primavera (*Tabebuia donnell-smithii*) y *Ficus spp.*, la zona en los años 80's fue lotificada, pero en la actualidad se encuentra en etapa de recuperación. La vegetación se presenta en buena condición fitosanitaria, la mayoría son árboles jóvenes. El suelo posee buena humedad ya que se encuentra cercano al río y la cobertura orgánica es limitada.

RBC-C Sitio 4: Ubicado a 26 msnm, la vegetación es Pastizal inducido. Las especies que comúnmente lo conforman son: Zacate grama china (*Cathestecum breviflorum*), *Setariopsis auriculata*, *Aristida*

adscencionis, *Diectomis fastigiata*, *Digitaria ciliaris*. Existe mucha cobertura orgánica proporcionada por estos pastos; aunque la altura que alcanzan son de aproximadamente 1.5 m.

Los muestreos se realizaron en el mes de marzo y se tomaron 3 replicas de forma aleatoria; cada réplica consta de una parcela de aproximadamente 1500 m² compuesta por 5 submuestras, elegidas aleatoriamente. Cada submuestra se tomó del perfil completo (de 60 a 80 cm); las muestras se secaron a la sombra y se realizaron las siguientes determinaciones para las características físicas: textura por el método de Hidrómetro de Bouyoucus y densidad aparente (DOF, 2009), distribución de tamaño de partículas (Bravo, 2001); y para las propiedades químicas: pH por el método de potenciómetro, conductividad eléctrica por el método del conductímetro, capacidad de intercambio catiónico por el método de acetato de amonio de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2001, N total por el método micro Kjeldahl (Keeney y Nelson, 1982), NO₃ y NH₄ por micro-Kjeldahl de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con respecto a las características físicas; en el cuadro 3.1.1, la textura presentó marcadas diferencias entre áreas, pero no entre los sitios; ya que ésta, depende directamente de los factores de formación del suelo (Miramontes, 2004); principalmente clima, roca madre y topografía; por lo tanto, cada área forestal ha sido sujeta a diferente nivel de influencia. En este sentido en el PNVNC se encontró que la clase textural para todos los

sitios es de tipo arenofranco con mayor cantidad de arena que lo reportado por Cruz-Flores y Etchevers-Barra (2011), definiendo suelos tipo francoarenoso. En la RBC-C los suelos son de tipo Francoarenoso a excepción del sitio 3 de tipo franco, debido al transporte, deposición y acumulación de las partículas finas (limos y arcillas) durante periodos de inundación en dicho lugar.

En cuanto a la densidad aparente (DA), podemos observar que los suelos del PNVNC tienen una densidad más baja (1.25 y 1.40 g/cm³); con respecto a los suelos de la RBC-C (1.48 y 2.00 g/cm³), esto se debe al tipo de material geológico de origen; sobre todo las fracciones arenosas, las primeras derivadas de cenizas y espumas volcánicas y en la segunda área de roca granítica, además la textura también es un factor influyente en la DA y el mayor contenido de arenas es determinante para esta diferencia. Cruz-Flores y Etchevers-Barra (2011), reportan una DA de 0.88 g/cm³ para su estudio en el PNVNC. Martínez-Trinidad, *et al.* (2008), reportan una DA para la RBC-C entre 0.94 y 1.23 g/cm³ (Figura 3.1.5).

Con respecto a las propiedades químicas, en la figura 3.1.6 se muestran los niveles de pH de los suelos evaluados. En el PNVNC se encontraron valores entre 4.22 a 5.27 considerados por la NOM-021-SEMARNAT-2010 como suelos fuertemente ácidos a excepción de S2 que es catalogado como moderado; en este sentido se reconoce, que la acidez en este tipo de suelos es debido al origen volcánico, aportaciones de MO y baja actividad microbiana; el nivel más bajo de pH fue en el S4, y puede deberse a la pérdida de vegetación provocada por el incendio

+ Cuadro 3.1.1. Textura de los ocho suelos estudiados

| Sitio evaluado | Arena | Limo | Arcilla | Clase textural |
|----------------|-------|------|---------|----------------|
| | % | | | |
| PNVNC S1 | 83.6 | 12.7 | 3.7 | Arenofrancoso |
| PNVNC S4 | 80.6 | 15.1 | 4.3 | Arenofrancoso |
| PNVNC S2 | 79.6 | 16.7 | 3.7 | Arenofrancoso |
| PNVNC S3 | 79.3 | 16.5 | 4.2 | Arenofrancoso |
| RBC-C S1 | 73.9 | 14.8 | 11.4 | Francoarenoso |
| RBC-C S4 | 71.3 | 19.6 | 9.1 | Francoarenoso |
| RBC-C S2 | 65.9 | 17.6 | 16.4 | Francoarenoso |
| RBC-C S3 | 45.2 | 29.9 | 24.9 | Franco |

en 2006 (DOF, 2009), causando erosión en el área, pérdida de la cubierta orgánica, alteración de los ciclos de nutrientes, y como consecuencia la acidez del sitio (Certini, 2005). Cruz-Flores y Etchevers-Barra (2011) reportan un pH de 5.8, para el PNVNC. En el caso de la RBC-C se encontraron suelos moderadamente ácidos debido a una mayor dinámica de la MO y actividad microbiana por condiciones ambientales más favorables para ello; el S2 tiene un pH de 5.4 muy por debajo de lo reportado por Martínez-Trinidad *et al.* (2008) que fue de 7.08 con las mismas características de vegetación, mientras que el S4 posee un pH de 5.88 y Martínez-Trinidad *et al.* (2008) reportan 5.79 para pastizales inducidos; el S2 es el que presenta la mayor acidez debido a que en él se acumula más humedad por su cercanía con un el río “Chamela”; lo que provoca un lavado de bases, mineralización de la materia orgánica, liberación de nitrógeno y por consecuencia aumento de pH.

Los suelos del PNVNC presentaron un nivel de conductividad eléctrica (CE) baja,

considerado por la NOM-021-SEMARNAT-2000 como efectos despreciables de salinidad, esto puede deberse a la continua humedad que presentan los suelos (Mataix-Solera y Guerrero, 2007) por las nevadas de meses recientes; siendo el S2 el que presentó el mayor valor de CE (0.097 mmhos/cm) y S4 el menor (0.037 mmhos/cm), ya que este último presenta la mayor pendiente y altos niveles de erosión hídrica, lo que provoca la pérdida de sales. Por otro lado, en la RBC-C se presentaron valores de 0.83 a 0.183 mmhos/cm; considerados ligeramente salino según la NOM-021-SEMARNAT-2000, atribuibles a la acumulación de materia orgánica por más de 7 meses y de sales solubles (Ca y Mg) (Figura 3.1.7).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se muestra en la figura 3.1.8 donde se observó que en el PNVNC se presentan valores entre 13.93 y 19.67 meq/100g para el sitio S4 y para el S2 respectivamente, considerados como medios (Rioja Molina, 2002). En la RBC-C se encontraron valores altos de acuerdo con el mismo autor de entre

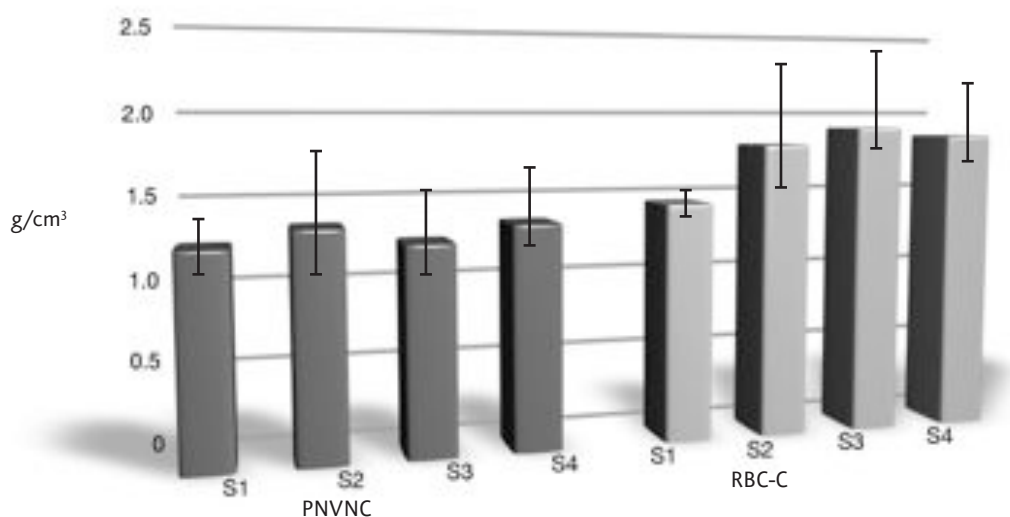


Figura 3.1.5. Densidad aparente con desviación estándar.

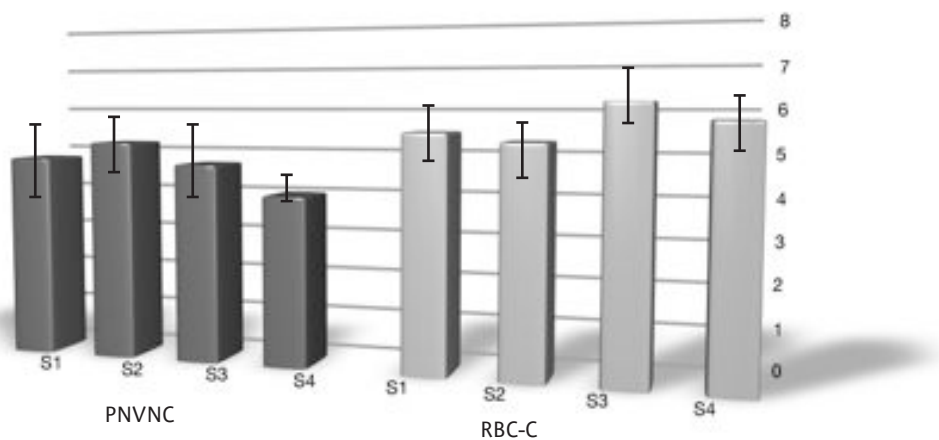


Figura 3.1.6. pH con desviación estándar.

29.53 y 36.47 meq/100g para los sitios S2 y S3, mientras los sitios S1 y S4 fueron bajos. Para ambas áreas forestales, el valor de CIC se puede inferir que las arcillas del complejo arcillo-húmico son de tipo micas hidratadas según la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2001).

Los resultados encontrados sobre cationes intercambiables en los suelos de las áreas

en estudio, están relacionados con el hecho de que las arcillas y coloides orgánicos son las porciones más activas en suelos forestales tanto física como químicamente (Ortiz-Villanueva y Ortiz, 1990); ya que ellos llevan a cabo el intercambio de cationes y su evaluación es relevante, debido también a que son una fuente importante de nutrientes y un buen indicador de la calidad del suelo.

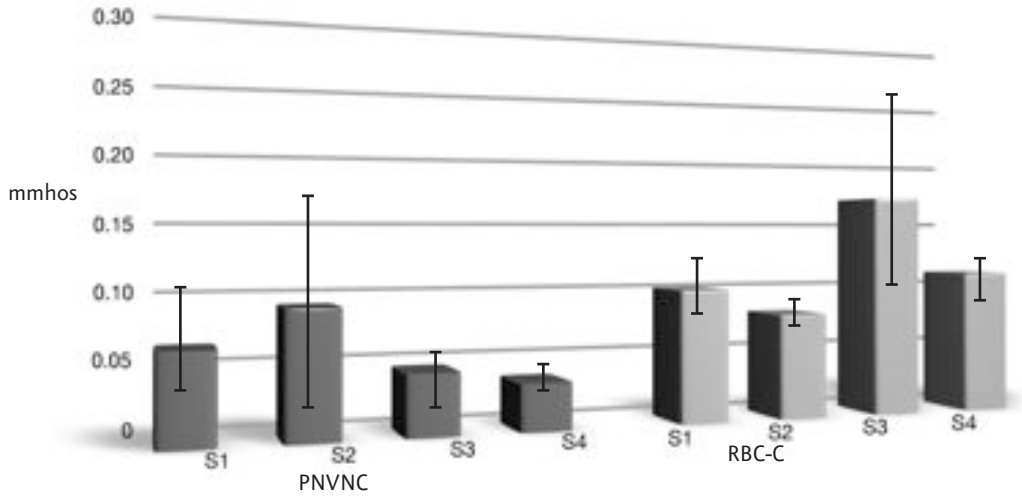


Figura 3.1.7. Conductividad eléctrica (mmhos/cm a 25°C).

Los resultados de cationes intercambiables se muestran en el cuadro 3.1.2 respecto a los niveles de cationes intercambiables. El Mg^{+} intercambiable en el PNVNC S1 y en el S1 de la RBC-C son considerados como muy bajos, lo que refiere que al ser un elemento esencial en la fotosíntesis es tomado rápidamente por la vegetación arbórea de esos sitios; mientras que los sitios 2, 3 y 4 de el PNVNC se consideran de nivel bajo; los sitios S2, S3 y S4 de la RBC-C presentan valores de medio a alto de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2001 (DOF-2001).

Los valores de Ca^{+} intercambiable en el PNVNC son considerados como muy bajo en todos los sitios; debido al lavado provocado por la humedad ambiental constante, mayor precipitación y poca evaporación; ya que el Ca es considerado el catión mas soluble (SEP, 2008). Mientras que en la RBC-C los contenidos de Ca fueron mayores; los sitios S1, S2 y S4 son bajos y el S3 tiene un nivel medio (DOF, 2001); esta diferencia entre áreas, se debe a las bajas precipitaciones

y altas temperaturas presentes en ésta área (SEP, 2008).

Para el caso de Na^{+} en todos los sitios del PNVNC presentaron valores considerados de medios a altos (Peck y Melsted, 1973); por otro lado, en la RBC-C los sitios poseen valores de medio a altos. Los niveles bajos y medio bajos se dan por mayor precipitación y pendientes pronunciadas en el terreno y los niveles medios a altos, se presentan debido a procesos de mineralización de la materia orgánica, favorecidos por el clima tropical de la zona (Acevedo-Sandoval *et al.*, 2010)

El contenido de K^{+} en el PNVNC en S1 y S3 es muy bajo, y en S2 y S4 son medios. Para la RBC-C todos los sitios tienen un nivel considerado alto (DOF, 2001); ya que en suelos que alternativamente se humedecen y secan, fijan grandes cantidades de K (Ortiz-Villanueva y Ortiz, 1990).

Los resultados en el contenido de nitrógeno total, fueron diferentes entre áreas

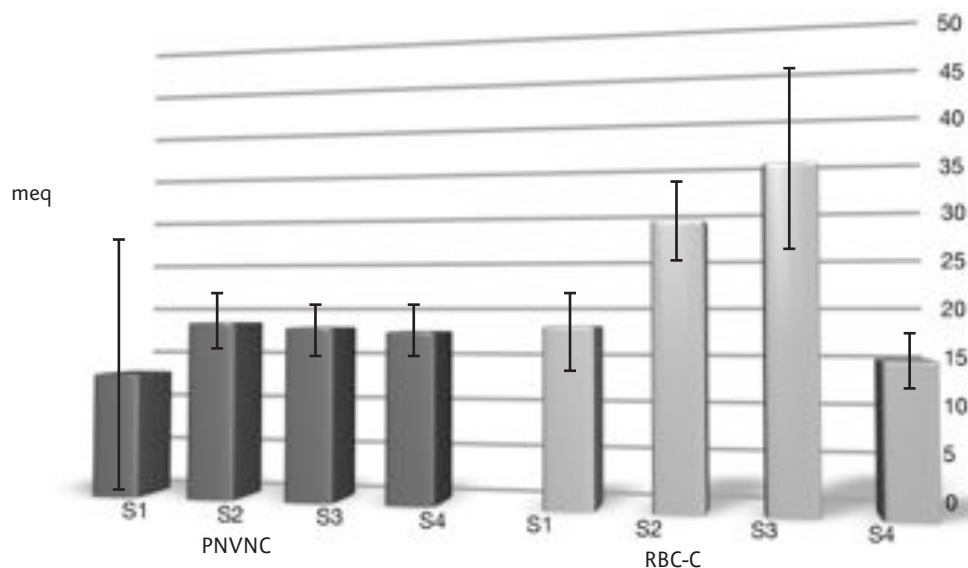


Figura 3.1.8. Capacidad de intercambio catiónico (meq/100g).

+ Cuadro 3.1.2. Cationes intercambiables

Cationes intercambiables

| | Mg ⁺ | Ca ⁺ | Na ⁺ | K ⁺ |
|----------|-----------------|-----------------|-----------------|----------------|
| | meq/100 g | | | |
| PNVNC S1 | 0.261 | 1.954 | 0.261 | 0.127 |
| PNVNC S2 | 0.521 | 1.823 | 0.311 | 0.433 |
| PNVNC S3 | 0.647 | 0.521 | 0.373 | 0.047 |
| PNVNC S4 | 0.649 | 0.649 | 0.281 | 0.473 |
| RBC-C S1 | 0.390 | 3.517 | 0.402 | 1.129 |
| RBC-C S2 | 2.932 | 4.300 | 0.435 | 0.987 |
| RBC-C S3 | 3.520 | 8.337 | 0.483 | 1.134 |
| RBC-C S4 | 2.990 | 3.383 | 0.358 | 0.787 |

(Cuadro 3.1.3). En el PNVNC el S1 correspondiente a una vegetación arbórea de coníferas poco perturbada, presentó el valor más alto (0.51%) considerado por la NOM-021-SEMARNAT-2000 como medio para suelos volcánicos, donde la acumulación de MO ha sido igualmente mayor (23%), por su lenta descomposición, baja actividad microbiológica (4.25 mg CO₂ g⁻² por

día) y una condición ambiental fría a templada (10 a 15°C) debido a su altitud (2850 msnm). Por el contrario, el sitio S2 es el que posee el menor contenido (0.058); ya que presenta un bosque de transición con mayor cantidad de especies latifoliadas, alta producción de biomasa y por lo tanto alto contenido de MO (9.2%); pero una mayor dinámica de descomposición por su menor

+ Cuadro 3.1.3. Contenido de nitrógeno total

| Sitio | PNVNC | RBC-C |
|-------|---------------|-------|
| | mg/g de suelo | |
| S1 | 5.17 | 0.04 |
| S2 | 0.58 | 1.43 |
| S3 | 1.37 | 0.03 |
| S4 | 1.34 | 0.07 |

recalcitrancia, condiciones ambientales menos extremas por su menor altitud (2400 msnm); por lo que se le considera como nivel bajo. Los sitios S3 y S4 han tenido mayor perturbación por aprovechamiento forestal antes de su declaratoria y posteriormente el S3 ha sido por actividad turística y el S4 por un fuerte incendio de copa, esto ha provocado que estos sitios también presenten un valor bajo contenido de N; S3 con 0.137% y S4 con 0.134%. En este sentido, Cruz-Flores y Etchevers-Barra en el 2011, reportan un único valor de 2.8 mg/g para suelos del Nevado lo que corresponde a .28% según los valores que maneja la NOM-021-SEMARNAT-2000.

En la RBC-C de los cuatro sitios en estudio, tres presentaron contenidos considerados de bajo a muy bajos (S1, S3 y S4); lo cual es debido a una mayor dinámica de incorporación de la biomasa y transformación de la materia orgánica en las zonas tropicales. El sitio S2, tuvo el mayor valor considerado como alto (DOF, 2001); ya que el tipo de vegetación presente incluye numerosas especies fijadoras de nitrógeno y por lo tanto, a pesar de mantener constante la producción de biomasa, la extracción de nitrógeno proveniente de la descomposición de la MO, es menor (Binkley y Giardina, 1997).

Se realizaron las determinaciones para los contenidos de nitrógeno de tipo amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y nítrico ($\text{NO}_3^+\text{-N}$); en este sentido, cabe señalar que los resultados para los contenidos de nitrógeno amoniacal entre áreas es similar. Los resultados de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Figura 3.1.9) muestran que los suelos del PNVNC mantienen valores similares cercanos a 40 mg/kg, excepto para el sitio S2 donde el valor fue menor (30 mg/kg), lo que sugiere que el alto contenido de humedad que se presenta en ese microclima, propicia una mayor pérdida de este elemento. Por otro lado, en la RBC-C, se presentaron valores con mayor contraste entre los sitios, encontrando que los sitios S2 y S3 fueron similares a los del nevado (41 mg/kg); en comparación con contenidos mas altos de los sitios S1 y S4 con 46 y 50 mg/kg respectivamente.

Los contenidos de nitrógeno nítrico ($\text{NO}_3^+\text{-N}$) se muestran en la figura 3.1.10 y se observó mayor variación que para $\text{NH}_4^+\text{-N}$ entre áreas forestales (valores menores para el PNVNC), pero también entre sitios de cada una. Para el PNVNC, resalta una gran diferencia entre el sitio S3 con 26 mg/kg y los casi 50 mg/kg del S1. En la RBC-C de 42.5 mg/kg en el S4 a 65.5 mg/kg en el S3.

De manera general, se puede considerar que la variación en los contenidos de nitró-

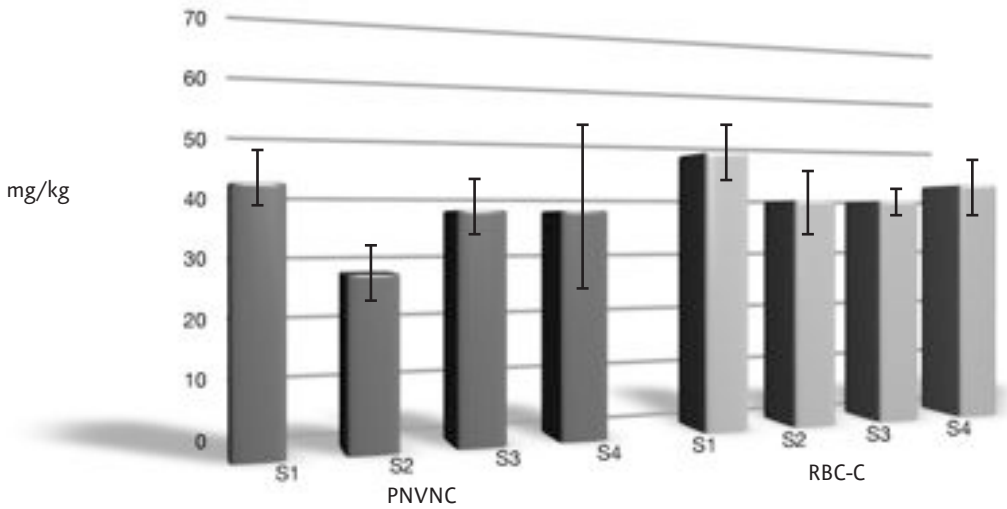


Figura 3.1.9: Porcentaje de contenido de nitrógeno amoniacal

geno en sus formas minerales, puede deberse a los factores que afectan el proceso de nitrificación, considerando: el suministro del ión amonio, la actividad de la población de organismos nitrificantes, el pH, la aireación y la temperatura del suelo, además de la poca humedad y la presencia de materia orgánica en los sitios (Beteta-Beteta, 2012). En este sentido, comparando los resultados que muestran Salazar-Sosa (2003) para suelos agrícolas con diferente tipo de labranza para el cultivo de maíz, también reportan diferencias para ambas formas de nitrógeno; encontrando que los nitratos en promedio fueron menores a 20 mg/kg y el amonio fue entre 30 y 40 mg/kg; por el contrario para suelos en ecosistemas forestales, en esta investigación se encontró que los contenidos de amonio son menores, en promedio cercanos a 40 mg/kg en ambas áreas; mientras que los contenidos de nitratos son mayores de 30 mg/kg, sobre todo en el ecosistema tropical, donde se presentaron valores mayores a 50 mg/kg. Otro factor importante

que afecta los contenidos de nitratos es el proceso de inmovilización que pudiera estar influenciando

CONCLUSIONES

Se puede concluir que entre las dos áreas forestales se presentaron diferencias en las características físicas y propiedades químicas de los suelos y por lo tanto requieren de un manejo diferenciado. Otro aspecto importante es que entre sitios de la misma área, se presentaron diferentes tendencias, en el PNVNC se observaron diferencias menos contrastantes entre las variables de los sitios, lo que significa que un bosque templado es más estable edáficamente hablando. Por otro lado, la RBC-C presenta diferencias más significativas entre sitios para las variables evaluadas; por lo tanto, las condiciones ambientales tropicales y su mayor diversidad vegetal, promueve cambios más significativos ocasionados por el manejo y por un cambio en la condición de conservación. Lo

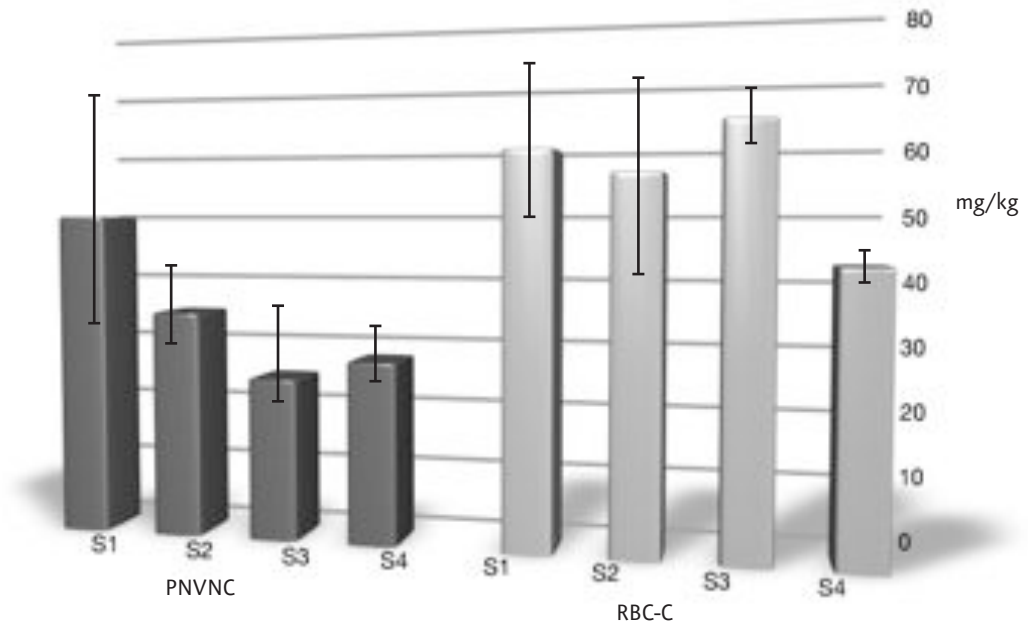


Figura 3.1.10. Porcentaje de contenido de nitrógeno en forma de nitrato.

que hace a este tipo de ecosistemas más susceptibles a la degradación de estos ecosistemas. Finalmente, los parámetros de calidad y fertilidad de los suelos en áreas forestales, dependen fuertemente de las características ambientales, de su vegetación, del uso y nivel de perturbación; lo que obliga entonces a un manejo de acuerdo a su naturaleza y condición.

LITERATURA CITADA

- Acevedo-Sandoval, O., M.A. Valera-Pérez y F. Prieto-García. *Propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos forestales en Acaxochitlán, Hidalgo, México*. Uciencia 26(2): 137-150.
- April, R. y R. Newton. 1992. *Mineralogy and mineral weathering*. Páginas: 378-425 en D.W. Johnson y S.E. Lindberg (editores). *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling*. Springer-Verlag, Berlín.
- Attiwill, P.M. y G.W. Leeper. 1987. *Forest soils and nutrient cycles*. Melbourne University Press, Australia.
- Beteta Beteta, O. 2012. *Caracterización y dinámicas de carbono y nitrógeno de suelos forestales, en Santa María Yavesía, Oaxaca*. Tesis para obtener el Título de Licenciado en Ciencias Ambientales. Universidad de la Sierra Juárez. Ixtlán de Juárez, Oaxaca.
- Bravo, J.A. 2001. *Determinación de la distribución del tamaño de partículas en suelos: Teoría*. Revista de investigación de Física. Facultad de Ciencias Físicas. UNMSM, vol.4, núm.1:51-64
- Chapin F.S. III, P.A. Matson y H.A. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag. Nueva York, Estados Unidos.
- Chen, H., R. Hou, Y. Gong, H. Li, M. Fan y Y. Kuz'yakov. 2009. *Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China*. Soil Till. Res. 106:85-94.
- Certini, G. 2005. *Effects of fire on properties of forest soils: a review*. Oecologia. Vol. 143, num 1.
- CONAFOR. 2009. *Restauración de ecosistemas forestales: Guía básica para comunicadores*. Primera Edición. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, México. 63 pp.

- CONANP, Gobierno del Estado de Jalisco y Gobierno de Estado de Colima. 2006. *Programa de Manejo del Parque Nacional Nevado de Colima*. CONANP, Distrito Federal, México.
- Cotler, H. 2003. *Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña*. En *Conservación de ecosistemas templados en montaña en México*. Sánchez, O.; E. Vega; E. Peters y O. Monroy-Vilchis. INE-SEMARNAT. México.
- Cruz-Flores G. y J. D. Etchevers-Barra. 2011. *Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México*. Agrociencia. Vol.45, No. 8 págs. 849-862.
- De Salas, G. 1987. *Suelos y ecosistemas forestales, con énfasis en América Tropical*. IICA. San José, Costa Rica. 447 pp.
- Del Arco, J. M., A. Escudero y M.V. Garrido. 1991. *Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescing leaves*. Ecology 72: 701-708.
- DOF. 2001. *Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2001: Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis*. En *Diario Oficial de la Federación*. Distrito Federal, México.
- DOF. 2009. *Aviso por el que se informa al público en general que la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas ha concluido la elaboración del Programa de Manejo del Parque Nacional la montaña conocida con el nombre de Volcán Nevado de Colima, incluyendo el Cerro Grande, ubicado en los límites de los estados de Jalisco y Colima*. SEMARNAT, Diario Oficial de la Federación. Consultada el 24 de mayo de 2012 en http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5124581&fecha=14/12/2009
- FAO-ISRIC-ISSS. 1998. *World Reference Base for Soil Resources*. Soil Resources Report no. 84, UN Food and Agriculture Organization, Roma.
- Fisher R.F. y D. Binkley. 2000. *Ecology and management of forest soils*. Tercera Edición. Editorial Wiley. Nueva York, Estados Unidos de América.
- Flores, B., Ferrer, J. y Florentino, A. *Cambios en las propiedades físicas del suelo bajo diferentes usos en la subcuenca Callecitas del río "El Castrero"*. XIX Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo. INIA. 21 al 25 de noviembre 2011. Calabozo, Venezuela.
- Freer-Smith, P. 2001. *Environmental stresses to forests*. Páginas: 282-300 en J. Evans (editor). *The forest handbook*. Volume 1. An overview of forest science. Blackwell Science Ltd. Malden, Estados Unidos de América.
- Galantini, J.A. y Suñer L. 2008. *Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de Argentina*. Agrociencia. Vol. 25 núm 1.
- Gallardo, A. (2009). *Ciclos de nutrientes y procesos edáficos en los ecosistemas terrestres: especificidades del caso mediterráneo y sus implicaciones para las relaciones suelo-planta*. Ecosistemas 18(2):4-19.
- Galoso, J. y Alarcón, D. 1999. *Guía de conservación de suelos forestales*. Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile. 91 pp.
- García, M., O. Márquez, R. López y R. Hernández. 2009. *Reservas orgánicas y minerales del suelo y su afectación por la deforestación de la selva nublada estado Mérida, Venezuela*. Agricultura Andina, Vol. 16.
- González, F. 2003. *Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México*. Primera edición. INE-SEMARNAT. México.
- Granados Sánchez, D., G.F. López Ríos y M.A. Hernández García. 2007. *Ecología y silvicultura en bosques templados*. Revista Chapingo: Serie ciencias forestales y del ambiente, enero/junio, vol. 13, num 01. Pp. 67 -83.
- Gray, J.T. y W.H. Schlesinger. 1981. *Nutrient cycling in Mediterranean type ecosystems*. En: P.C. Miller (editor). *Resource use by chaparral and matorral*. Springer-Verlag, Nueva York.
- IBUNAM, Estación de Biología de Chamela (2012). *Datos Climáticos Históricos*. UNAM. Consultada el 10 de abril de 2012 en <http://www.ibiologia.unam.mx/ebchamela>
- Imbert, J.B., J.A. Blanco y F.J. C. astillo. 2004. *Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global*. En: Valladares, F. (Editor). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Serie: Naturaleza y parques nacionales. Organismo Público de Parques Nacionales. Madrid, España. 479-506 pp.
- INEGI. 2007. *Conjunto de Datos Vectorial Edafológico*, escala 1:250 000, Serie II (Continuo Nacional). México.
- INPOFOS. 1997. *Manual integral de la fertilidad de suelos*. Versión en español. México, D.F.
- Keeney, D.R. y D.W. Nelson. 1982. *Nitrogen-inorganic forms*. In: A.L. Page y R.H. Miller (eds). *Methods of Soil Analysis Part 2*. 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. p. 643-698.

- Kimmins, J.P. 1997. *Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Management*. Second Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Labrador M. 1996. *La materia orgánica en los Agrosistemas*. Edit. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Landsberg, J.J. y S.T. Gower. 1997. *Applications of physiological ecology to forest management*. En *Physiological Ecology*. Ed. H.A. Mooney. Academic Press. San Diego. 354 p.
- Mataix-Solera, J. y C. Guerrero. 2007. *Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas*. En: *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Editado por: J. Mataix-Solera. 5-40 Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi.
- Martínez Becerra, L.W., M.P. Ramos Rodríguez, I. Castillo Martínez, M. Bonilla Vichot y R. Sotolongo Sospedra. 2004. *Efectos de quemas prescritas sobre las propiedades del suelo en bosques de Pinus tropicalis Morelet, en Cuba*. Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente, año/vol. 10, núm. 1. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México. Pp. 31-35.
- Martínez-Trinidad, S., H. Cotler, J.D. Etchevers-Barra, V.M. Ordaz-Chaparro y F. de León-González. 2008. *Efecto del manejo en la agregación del suelo en un ecosistema tropical seco*. Terra Latinoamericana, Vol. 26, Núm. 4, octubre-diciembre, 2008, pp. 299-307
- Millard, P. y M. F. Proe. 1993. *Nitrogen uptake, partitioning and internal cycling in Picea sitchensis (Bong.) Carr. As influenced by nitrogen supply*. New Phytol. 125: 113-119.
- Miramontes, E. (2004). *Edafología: El suelo y su medio ambiente*. Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley and Sons Inc., New York. p. 920
- Nelson, D. W. y L.E. Sommers. 1996. *Total Carbon, Organic Carbon y Organic Mater*. P. 1001-1062. En D. L. Sparks (Editor). *Method of Soil Analysis, Part 3 Chemical Methods*. SSSA Book Series No.5, Madison, WI.
- Ordoñez, A. 2001. *Captura de Carbono ante el cambio climático*. Madera y Bosques. Vol. 7. Numero 001. Instituto de ecología. Xalapa, México.
- Ortiz-Vilanova, B. y C.A. Ortiz Solorio. 1990. *Edafología*. Universidad Autónoma de Chapingo. 394 p.
- Peck, T. R. y W. Melsted. 1973. *Field sampling for soil testing*. p 67 - 75. In : Walsh, L. M. y J.D. Beaton (ed). *Soil testing and plant analysis*. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Pritchett, W.L. 1986. *Suelos forestales: propiedades, conservación y mejoramiento*. LIMUSA. México. Pp. 19-21.
- Rioja Molina, A. 2002. *Apuntes de fitotecnia general*. EUITA, Ciudad Real. España.
- Rzedowski, J., 2006. *Vegetación de México*, 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- SEMARNAT. 2009. *El medio ambiente en México: En resumen*. Distrito federal, México.
- SEP, 2008. *Suelos y fertilización/ Basado en el trabajo de H.A. Graetz*. 3ª Edición. Editorial Trillas. México 103 p.
- Serrada, R. 2008. *Influencia de los factores ecológicos en la vegetación*. En *Apuntes de Silvicultura*. Servicio de Publicaciones. EUIT Forestal. Madrid.
- Singer, F. J. y K. A. Schoenecker. 2003. *Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling?* *Forest Ecology and Management* 181: 189-204
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Omega. Barcelona, España.
- USDA. 1962. *Soil Survey Manual, U.S. Department of Agriculture Handbook No. 18 (revised)*. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Waring R, Running SW. 1998. *Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales*. Academic Press. San Diego, Estados Unidos de América.
- Zapata H., I. 2012. *Dinámica de nitrógeno en cuatro especies de Lupinus cultivadas en suelo luvisol y regosol*. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Guadalajara. Zapopan, México. 48pp.

ANEXO 1. CONDICIONES DE SUELOS ASOCIADOS A LAS COMUNIDADES FORESTALES

Selvas

Comunidades de vegetación arbórea, de clima cálido húmedo, subhúmedo y semisecco; gran diversidad de especies. Se clasifican por su altura y caducidad de hoja durante la época seca del año (CONAFOR, 2009).

Selva alta perennifolia: Árboles de más de 25m, con abundantes bejucos y plantas epífitas; muy densa. La mayoría de los árboles permanecen verdes todo el año, aunque algunos tiran el follaje durante la floración. De 0 a 3 meses secos. Frecuentemente asociado a rocas calizas. A menudo se encuentra en terrenos kársticos de drenaje rápido y suelos someros, en terrenos planos o ligeramente ondulados con suelos aluviales profundos y bien drenados, ricos en materia orgánica y pH ácido (Rzedowzki, 1978; González, 2003).

Selva mediana subcaducifolia: La altura de los árboles dominantes es de 15 a 40m. Del 25 al 50% de los árboles pierden sus hojas en la época seca; 3 a 6 meses secos. Comúnmente se desarrolla sobre suelos de caliza, medianamente profundos, a menudo arcillosos y rojos o negros, ricos en materia orgánica y de drenaje rápido (Rzedowzki, 1978; González, 2003).

Selva baja caducifolia: Árboles de 15m de altura; predominan los de 2 a 8m. Entre el 25 y el 50% de los árboles pierden las hojas en la época de secas. En las zonas más secas es común la presencia de cactáceas columnares y candelabroiformes, así como de rosetófilos; de 5 a 8 meses secos. Generalmente se encuentra en lomeríos y laderas con suelos someros y pedregosos, o en suelos profundos con drenaje deficiente (Rzedowzki, 1978; González, 2003).

Selva baja espinosa: Presenta árboles con espinas, de 4 a 8m, o hasta 15m, la mayoría plantas caducifolias. De 5 a 9 meses secos. Localizada en terrenos planos o poco inclinados, profundos, oscuros, más o menos ricos en materia orgánica. También

en suelos calcáreos de drenaje deficiente ((Rzedowzki, 1978; González, 2003).

Bosques

Vegetación arbórea de regiones de clima templado y semifrío, con diferentes grados de humedad, se presenta en regiones montañosas. Algunos presentan mayor desarrollo con lixiviación de arcillas, como los Acrisoles y Luvisoles, algunos muestran moderado intemperismo, como los Cambisoles; Otro grupo presenta propiedades determinadas por su fracción coloidal, como los Andosoles. Los suelos dominantes son superficiales y de insipiente desarrollo, como los Litosoles y Regosoles, los cuales mantienen en forma conjunta al 58.6% de los bosques templados (Sánchez, 2003; Granados *et al.*, 2007).

Bosque Mesófilo de Montaña: Bosque denso, árboles de 15 a 35m de alto, algunos con más de 60m, perennifolios o de hoja caduca. El 75% de las especies pierde follaje, se presenta en los meses más fríos del año. Es frecuente un sotobosque muy desarrollado y presencia de epífitas. A menudo sobre calizas, así como sobre laderas andesíticas, basaltos y otros tipos de rocas. Los suelos son someros o profundos, con abundante materia orgánica y húmedos durante todo el año (Rzedowzki, 1978; González, 2003; Granados *et al.*, 2007; Cotler, 2003).

Bosque de Coníferas: Incluye Pinus, Abies y Juniperus. Las comunidades son de una altura de hasta 40 m. De 5 a 6 meses secos. Se asientan principalmente en áreas cubiertas por rocas ígneas, en suelos de pH ácido (5 a 7), profundos, bien

drenados; pero los *Juniperus* prefieren suelos alcalinos; con contenido moderadamente elevado en sales solubles y yeso, con drenaje deficiente, poco profundos y pedregosos. Son frecuentes las tierras rojas, más o menos arcillosas derivadas de basaltos; los suelos negros o muy oscuros son también frecuentes (Rzedowzki, 1978; González, 2003; Granados *et al.*, 2007; Cotler, 2003).

Bosque de *Quercus*: Con arboles de roble y encino de 2 a 30m, algunos de 50m; generalmente con clima seco. Se encuentra en sustratos ígneos y sedimentarios, en suelos profundos de terrenos aluviales planos, y en suelos rocosos e inclinados o pedregosos, de pH ácido (Rzedowzki, 1978; González, 2003; Granados *et al.*, 2007; Cotler, 2003).

Matorral Xerófilo

Comunidades de zonas áridas y semiáridas, predominan arbustos altos o árboles bajos de 3 a 5m, caducifolios, con hojas o foliolos de tamaño pequeño; 7 a 12 meses secos. Presenta suelos someros de laderas de cerros, formados de roca sedimentaria o volcánica, desciende a suelos aluviales contiguos; con poca inclinación, en terrenos planos y algo pedregosos (Rzedowzki, 1978; González, 2003).

Vegetación acuática y subacuática

Manglar: Presenta arboles y arbustos de 2 a 25m, poca diversidad vegetal. Prospera en donde hay influencia de agua de mar. El suelo es hidromórfico, presentar una capa de agua poco profunda (Rzedowz-

ki, 1978; González, 2003; Mitsch y Gosselink, 2000)

Selva de galería: Agrupaciones arbóreas heterogéneas, de 4 a 40m de altura. A menudo constituido por árboles irregularmente distribuidos. Las plantas están arraigadas en el fondo de cuerpos de agua, tanto dulce como salobre. También a orillas de zanjas, canales y remansos de ríos; suelos aluviales formados por el arrastre de las corrientes (Rzedowzki, 1978; González, 2003).

3.2 La materia orgánica edáfica en dos áreas forestales de Jalisco

Eduardo Salcedo Pérez, Irma Estela Delgado Rosas, Juan Carlos Meza Contreras, Ricardo Manríquez González, Eduardo Valdés Velarde, Arturo Galvis Spinola, Agustín Merino García.

RESUMEN

En el presente trabajo se presentan los resultados y evidencias más relevantes encontradas sobre las fracciones de la materia orgánica edáfica, realizado en dos áreas forestales de Jalisco, el Volcán Nevado de Colima y en la Reserva de la biosfera "Chamela- Cuixmala. La materia orgánica es un componente de la naturaleza sumamente importante en la historia del planeta y ha tenido diferentes momentos de gran atracción e interés para su estudio a lo largo de la historia del hombre, sobre todo en las áreas agrícolas, por diversas civilizaciones y culturas. Actualmente ha retomado una nueva revaloración por parte de la sociedad rural y científica. En áreas forestales, representa uno de los componentes más determinantes para el desarrollo de los diversos tipos de vegetación y por lo tanto de su biodiversidad. Constituye también un factor de gran efecto sobre el equilibrio ambiental para dichos ecosistemas y comunidades; ya que es el proveedor más importante de los nutrientes hacia la vegetación natural; por otro lado, los microorganismos del suelo son los actores principales en la transformación de esta materia: degradación, descomposición y mineralización. Uno de los aportes más recientes y novedosos en el estudio de este componente edáfico son los conceptos de "materia orgánica particulada" y el de "reservas orgánicas edáficas", los cuales motivaron el presente trabajo de estudio integral de la materia orgánica.

ABSTRACT

The present document exposes the results and more relevant evidences found about fraction in the soil organic material in two forest areas in Jalisco, the Nevado Volcano and in the biosphere reserve Chamela- Cuixmala. The organic materia is a nature component and very important in the history of the planet, it at different times it became appealing for diverse studies specially in agricultural areas to many cultures and civilizations. Nowadays it has been reevaluated by the scientific and rural society. In forest areas it represents one of the most determinant for the development of many kinds of vegetation and therefore biodiversity. It also constitutes an important factor in enviromental balance for such ecosystems and communities since it is the most important supplier of nutrients to the natural vegetation, also the soil microorganisms are the principal actors in the transformation of this material: degradatation, decomposition and mineralization. One of the more recent and new contributions to this field are the concepts of "organic particulate material" and "organic reserves" which motivated the present document.

Se le denomina “materia orgánica” (MO) del suelo a todos aquellos residuos y fracciones en diferente etapa de transformación y composición química, generada a partir de la biomasa de plantas, animales y microorganismos; la cual se origina a partir de la fotosíntesis y de otros procesos naturales (Kononova, 1967; Galantini y Suñer, 2008); se encuentra presente en todos los ecosistemas naturales y agrícolas (Killham, 1994); formada por compuestos de carbono. Los cambios que se producen en el proceso de descomposición de la materia orgánica tienen como resultado habilitarla para retener cationes y aniones, los cuales forman un importante almacén de nutrimentos para las plantas (Allison, 1973; Kononova, 1967; Williams y Joseph, 1973). La cantidad presente en un suelo depende del balance entre las entradas (biomasa aérea, biomasa del sistema raíz; la incorporación de organismos de fauna y los microorganismos) y rizodeposición y, de las salidas que se producen por la liberación de C durante la descomposición (Jandl *et al.*, 2007), y consumo por organismos del suelo; extracción de madera así como por lixiviado y procesos erosivos.

De acuerdo con Miramontes (2004), el tipo y cantidad de materia orgánica presente en un determinado lugar depende del tipo de vegetación presente, la naturaleza de la población microbiológica, las condiciones de drenaje, la precipitación, los rangos de temperatura y el tipo de manejo aplicado al suelo. En este sentido, bajo condiciones ambientales similares, la descomposición de la MO dependerá de: la disponibilidad del sustrato, la estructura química (recalcitrancia) de los compuestos orgánicos y la relación

presente en el complejo órgano-mineral del suelo (Jandl *et al.*, 2007).

En este sentido, los componentes químicos principales de la MO son polisacáridos, inclusive celulosa, hemi-celulosa, ligninas, sustancias pépticas y otras. Las ligninas son relativamente resistentes al ataque bacteriano y, por consiguiente, tienden a acumularse en los procesos de descomposición (Brady & Weil, 2002). Sin embargo, tampoco permanecen totalmente inalteradas.

La MO superficial contribuye a la formación y acumulación de horizontes orgánicos superiores edáficos y ejerce una influencia considerable sobre el suelo mineral subyacente, así como sobre la población de microorganismos y animales asociados al suelo. La dinámica de la MO y la naturaleza del complejo órgano-mineral influyen de manera positiva sobre diversas propiedades del suelo, modificando las características físicas – químicas y propiedades fisicoquímicas, es decir; cumple funciones esenciales en su estructura y estabilidad (Tisdall y Oades, 1982; Six *et al.*, 2002), en su fertilidad nutritiva (Reeves, 1997; Brady, 2003), en su capacidad de retención de agua (Hudson, 1994) y en su resistencia a la penetración por raíces (Zou, *et al.*, 2000), además aumenta su resistencia a la erosión favoreciendo la infiltración del agua (MacRae y Mehuys, 1985; Boyle *et al.*, 1989; Pikul y Zuzel, 1994); además contribuye a capturar elementos potencialmente tóxicos y contaminantes de los cursos de agua, gracias a su papel de filtro natural asociado principalmente a sus propiedades adsorbentes (Camps-Arbestain *et al.*, 2004). Por otro lado, la MO influye fuertemente en la actividad enzimática del suelo (Dick,

1984; Dick y Kandeler, 2005) y en la composición de las comunidades microbianas (Grayston y Prescott, 2005).

Los ecosistemas forestales y en particular su suelo juegan un papel importante en el ciclo global del C y del cambio climático (IPCC, 2000); representa un importante reservorio del carbono orgánico (C) del planeta. Se estima que la biomasa aérea de los bosques constituye entre el 82-86% de todo el C fijado en la biomasa terrestre (Richter *et al.*, 1999) y que los suelos forestales acumulan entre el 70-73 % de todo el C orgánico fijado en el suelo (Birdsey *et al.*, 1993). En este sentido, la transformación de la MO en sus diferentes fracciones dependerá principalmente del grado de estabilización de los compuestos químicos de la MO.

FRACCIONAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica del suelo, desde el punto de vista ambiental, esta formada, por dos fracciones o materiales; la materia orgánica fresca o cruda; a su vez esta puede ser separada en dos grupos distintos; biomasa vegetal o animal y biomasa microbiana. La otra fracción de MO es el humus (Miramontes, 2004). Aunque no existe una definición acabada sobre lo que el humus es, McLaren y Peterson (1967), lo describen como el conjunto de restos postmortem de vegetales y animales depositados en el suelo, sometidos a procesos de descomposición, transformación y resíntesis.

El fraccionamiento ideal de acuerdo con Galantini (2008), debería permitir extracción completa de un determinado material orgánico en todos los suelos, sin alteraciones

ni contaminantes. En esta mezcla de material orgánico no existen límites definidos; sin embargo, es importante fijarlos; y es posible definir varios compartimentos discretos con una relación inversa entre su tamaño y su velocidad de descomposición, donde las fracciones más abundantes se descomponen más lentamente.

Kapkiyai *et al.* (1999) señalaron que la fracción joven de la MO (MOj) es clave para interpretar cambios en la fertilidad del suelo y podría ser utilizada como un índice de calidad de los mismos. De similar manera, Biederbeck *et al.* (1998) comprobaron que fracciones lábiles de la MO fueron indicadores más sensibles a los cambios en la calidad del suelo que el CO y N total. Esta fracción estaría compuesta principalmente por fragmentos de raíces parcialmente descompuestas (Cambardella y Elliott 1993). La fracción más estable de la MO (<50µm) se relacionó con el contenido de arcilla (Hassink, 1997), mientras que la MOj (100-2000 µm) fue significativamente influenciada por el manejo (Cambardella y Elliott, 1994; Quiroga *et al.*, 1996).

Para separar fracciones con velocidades de ciclado semejantes se debe tener en cuenta los factores que modifican la transformación de la MO en el suelo. Es aquí donde las complicaciones son mayores, ya que pueden predominar factores químicos, físicos o biológicos en forma más o menos simultánea (Galantini, 2008); incluso los menos estudiados, los fisicoquímicos como la superficie específica, su capacidad calorífica, el potencial zeta de atracción y repulsión de la fracción coloidal, etc. (Salcedo, 2006).

Por su parte, Galvis (1998) ofrece una de las mejores propuestas para comprender

la MO del suelo y las agrupa de la siguiente manera: Reservas orgánicas activas lábiles, constituidas por materiales orgánicos de reciente incorporación, los cuales se mineralizan en menos de un año en condiciones de campo. Reservas orgánicas activas estabilizadas, formadas por compuestos no humificados de mineralización más lenta por su constitución química o por estar protegidos físicamente en el interior de la matriz arcillosa contra la acción de los microorganismos. Reservas orgánicas pasivas, denominadas así por no contribuir en corto plazo a la nutrición vegetal, los cuales se mineralizan lentamente a su composición bioquímica. Las reservas orgánicas se incrementan, mantienen o disminuyen en función de la actividad de la biomasa edáfica y del balance que se establece entre las entradas de los materiales orgánicos y la salida por los diferentes procesos de deterioro ambiental.

LA VIDA MICROBIANA EN EL SUELO

El suelo es un ecosistema más, ya que en el existen toda una serie de organismos que lo modifican. Las relaciones entre ellos son complejas, y en su conjunto muy importantes en la determinación de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos y en el establecimiento de determinadas comunidades vegetales (Nogales, 2005). Los organismos del suelo no se distribuyen al azar sino que siguen patrones espaciales de agregación, a escalas diferentes (desde nm a km) que se superponen. Esta estructuración obedece al efecto causado por diferentes factores de control y es totalmente dinámica (Ettema, *et al.*, 2002). La descomposición de la MO está principalmente controlada por la

comunidad microbiana dado que menos del 5% de ésta se oxida por una vía estrictamente química (Lavelle *et al.*, 1993). Los procesos microbianos de descomposición de la MO son controlados por la disponibilidad del sustrato, y por las condiciones ambientales como temperatura y humedad (Lavelle *et al.*, 1993).

La disponibilidad para los microorganismos de cada uno de estos compartimentos dependerá de su composición química, relación C:N, estado de humificación y ubicación dentro de la matriz del suelo (Sollins *et al.*, 1999; Balesdent *et al.*, 2000). Nogales (2005) explica que los microorganismos desempeñan funciones de gran importancia en relación con procesos de edafogénesis; ciclos biogeoquímicos de elementos como el carbono, el nitrógeno, oxígeno, el azufre, el fósforo, el hierro y otros metales; fertilidad de las plantas y protección frente a patógenos; degradación de compuestos xenobióticos, etc. Las raíces vegetales también participan en la transformación del suelo, disgregándolo, tomando elementos minerales, y aportando restos orgánicos, exudados, etc. Las relaciones entre ellas y con otros organismos son de tipo químico y son muy complejas.

La superficie de las partículas sólidas es el lugar donde se suelen formar colonias de microorganismos (Carter y Stewart, 1996); los principales factores que pueden afectar el desarrollo de estos son el agua, la presencia de oxígeno en el suelo y la riqueza de nutrientes (Miramontes, 2004). En el complejo arcillo-húmico, los microorganismos acceden a gran cantidad de nutrientes, ya sean sustancias orgánicas o bien, elementos minerales adsorbidos (Navarro, 2003).

Julca-Otiniano *et al.* (2006) mencionan que los suelos contienen una amplia diversidad de formas biológicas, desde virus hasta insectos y numerosos microorganismos asociados a las raíces de las plantas superiores vivas. La importancia relativa de cada uno de ellos depende de las propiedades del suelo. La materia orgánica y la actividad biológica que esta genera tienen gran influencia sobre las propiedades químicas y físicas de los suelos. La agregación y la estabilidad de la estructura del suelo aumentan con el contenido de materia orgánica; éstas a su vez, incrementan la tasa de infiltración y la capacidad de agua disponible en el suelo así como la resistencia contra la erosión hídrica y eólica. La materia orgánica del suelo también mejora la dinámica y la biodisponibilidad de los principales nutrientes de las plantas (Bot, 2005); además, la actividad de los organismos del suelo sobre los materiales orgánicos dispersos en el mismo, tienen una función importante en los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y fósforo; en la pedogénesis y en la movilidad de los contaminantes del suelo (Kalbitz *et al.*, 2000).

PAPEL DE LOS MICROORGANISMOS EN LOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

La actividad biológica de los microorganismos del suelo constituye uno de los mecanismos más esenciales en los procesos de reciclaje y consecuente liberación de nutrientes en el bosque, entrelazándose en complejos flujos biogeoquímicos (Críquet *et al.*, 2004). Los patrones de actividad de grupos funcionales específicos de organismos asociados a la hojarasca, descomposición de la materia

orgánica suelo (saprófitos, simbioses, nitrificación, etc.) constituyen una herramienta efectiva para analizar la diversidad de respuestas fisiológicas, permitiendo describir el funcionamiento del componente biótico, como una explicación causal de los flujos de nutrientes en el ecosistemas (Valenzuela *et al.*, 2001; Cárcamo *et al.*, 2004)

La fertilidad y el funcionamiento de los suelos dependen en una gran proporción de las propiedades bioquímicas y microbiológicas, ya que son muy importantes para definir las principales funciones edáficas: productiva, filtrante y degradativa. Por lo tanto, la actividad biológica y bioquímica del suelo es de importancia capital en el mantenimiento de la fertilidad de los hábitat terrestres y consecuentemente del funcionamiento de los ecosistemas forestales y agrícolas (Tofiño *et al.*, 2012).

Bacterias: Su función básica es la descomposición y mineralización de los residuos orgánicos, de donde obtienen su fuente energética y alimenticia. Mediante su metabolismo liberan sustancias al medio, como enzimas, proteínas, reguladores de crecimiento, metabolitos y algunos nutrientes. Favorecen el incremento en la cantidad de raíces y un aporte importante de elementos básicos para el desarrollo y producción. El número de bacterias está relacionada con la textura, estructura, porosidad, aireación y retención de humedad, ya que su actividad se beneficia con una mayor disponibilidad de oxígeno, principalmente en aquellos suelos con poca compactación y sin excesos de agua. Dentro de las propiedades químicas que favorecen la actividad de las bac-

terias se encuentra un pH cercano a la neutralidad, una baja acidez, altos contenidos de materia orgánica y alta disponibilidad de algunos elementos necesarios para su metabolismo, como N, Ca y Mg (Julca-Otaliano, 2006).

Hongos: Su función básica es la descomposición y mineralización de los residuos orgánicos frescos o recién incorporados al suelo, mediante su metabolismo liberan gran cantidad de enzimas capaces de destruir compuestos de estructuras complejas, para así obtener su fuente energética y alimenticia; liberan proteínas al medio, reguladores de crecimiento, metabolitos y algunos nutrientes. Favorecen el incremento en la cantidad de raíces, una protección al ataque de fitopatógenos y un aporte importante de elementos básicos para el desarrollo y producción. La disponibilidad de oxígeno en el medio es importante, el número de hongos del suelo tiene una estrecha relación con propiedades físicas relacionadas con la función filtrante del suelo: textura, estructura, porosidad, aireación y retención de humedad. En cuanto a parámetros químicos, se favorece la actividad de los hongos a un pH del suelo medianamente ácido, una acidez intercambiable intermedia, altos contenidos de materia orgánica y alta disponibilidad de elementos esenciales. Organismos antagónicos y sustancias contaminantes son factores que también afectan la actividad de los hongos en el suelo (Wild, 1992).

Actinomicetos: Organismos procariotas filamentosos; sus hifas son cenocíticas. Se trata de un grupo adaptable y pueden

utilizar una amplia gama de compuestos carbonados y nitrogenados; son organismos típicamente anaerobios por lo que no suelen encontrarse en suelos encharcados, son más frecuentes en los suelos calientes que en los fríos y resultan poco tolerantes a la acidez (Julca-Otaliano, 2006).

Biomasa microbiana: Es el componente más activo del suelo, y cumple una función muy importante en el humus, ya que interviene en los procesos de mineralización de nutrientes, una vez muertos ponen a disposición de otros microorganismos y de las plantas los nutrientes contenidos en los restos microbianos (Jenkinson y Ladd, 1981) y, por otro lado, también participan en la inmovilización. Así, los ciclos de algunos nutrientes mayoritarios, como el carbono, demuestran que la biomasa microbiana es clave en la dinámica de los nutrientes esenciales en el sistema edáfico (Doran *et al.*, 1994). Los parámetros microbiológicos, y por lo tanto bioquímicos, sirven para indicar posibles cambios netos en el equilibrio del suelo que no podrían detectarse con métodos tradicionales (Doran *et al.*, 1994; García *et al.*, 2000).

La microflora edáfica que actúa en la descomposición y mineralización de la materia orgánica requiere carbono como fuente de energía, y nitrógeno como intermediario en la síntesis de proteínas. Si en un suelo, la relación C/N en la materia orgánica es elevada, los microorganismos disponen de C en abundancia, pero carecen de N, con lo cual son pocos los microorganismos que pueden actuar en la degradación de la materia orgánica. Como consecuencia, el proceso de mi-

neralización se ralentiza, y el N amoniacal o los nitratos asimilables por las plantas superiores se encontrarán en baja cantidad en el suelo. De este modo, podemos decir que la relación C/N tiene una gran importancia en la valoración de la fertilidad del suelo (Porta *et al.*, 1999).

La dominancia de formas orgánicas e inorgánicas de nitrógeno en un suelo es determinada por la relación C/N, de esta manera, la materia orgánica del suelo con una relación C/N de 30 (30:1) favorece la inmovilización; en tanto que con relaciones bajas (20:1) la mineralización es más rápida, por lo que ambos procesos resultan favorables para aumentar la fertilidad del suelo. La relación C/N sirve de índice para caracterizar el estado de humificación de la materia orgánica, cuando es alta, la actividad de los microorganismos es intensa y sus necesidades de oxígeno son elevadas; cuando desciende la relación, disminuye la actividad microbiana y se hace disponible el N mineral para las plantas.

EL CARBONO DEL SUELO

El carbono forma el "esqueleto" de todas las sustancias orgánicas. Su ciclo se interrelaciona estrechamente con los ciclos de O, N, P y S (Murillo, 2010). El suelo puede actuar como fuente o reservorio de C (Jobbágy y Jackson, 2000), dependiendo de su uso y manejo; además es un componente importante del ciclo global de C, ocupando un 69.8% del C orgánico de la biosfera, los suelos contienen más C que la suma existente en la vegetación y en la atmósfera (Martínez *et al.*, 2008). El carbono orgánico del suelo, afecta la mayoría de las propiedades químicas,

físicas y biológicas del suelo; vinculadas con: su calidad, sustentabilidad y capacidad productiva. La fuente primaria de carbono orgánico está constituido por las partes aéreas de los cultivos, las raíces y exudados radicales, una vez en el suelo, el carbono orgánico soluble sigue la vía de mineralización transformándose en CO₂ y escapando a la atmósfera, o se almacena en el suelo mediante la humificación (Murillo, 2010).

Los microorganismos necesitan del carbono como fuente de energía (oxidán el C y lo devuelven a la atmósfera como bióxido de carbono CO₂). La actividad enzimática produce cambios en la materia orgánica del suelo produciendo los productos simples: CO₂ y agua.

NITRÓGENO EN EL SUELO

El Nitrógeno, elemento fundamental de la biomasa vegetal, y constituyente básico de las proteínas, ácidos nucleicos, clorofilas, etc. El N es indispensable para el adecuado desarrollo y funcionamiento de la planta, promoviendo el alargamiento de troncos y brotes, es responsable del incremento foliar y de la producción frutos. Mas del 95% del N del suelo está en forma de materia orgánica, cuya fracción menos susceptible de sufrir una descomposición rápida es la fracción estable. La cantidad de N disponible para las plantas depende del equilibrio entre mineralización y inmovilización. Las plantas lo absorben principalmente por las raíces en forma de NH₄ y NO₃. En la naturaleza, el nitrógeno puede existir ya sea en una forma altamente oxidada como ion nitrato (NO₃⁻), ion amoniacal (NH₃), ion nitrito (NO₂⁻) o gas nitrógeno (N₂).

De acuerdo a Campbell (2005), el ciclo del N incluye cuatro procesos:

Nitrificación: Transformación del amonio a nitrito y luego a nitrato.

Amonificación: Descomposición de compuestos orgánicos para formar amonio

Desnitrificación: El nitrato se transforma en N gaseoso.

Fijación de nitrógeno: N gaseoso se transforma en amonio.

El N para ser absorbido por las raíces de las plantas tiene que encontrarse disponible en forma de iones amonio y nitrato, los cuales se han generado principalmente a partir del nitrógeno atmosférico molecular, por procesos biológicos como la fijación simbiótica de bacterias y leguminosas. Además del nitrógeno que fija la bacteria, eventos de alta energía natural, tales como los relámpagos, fuegos forestales, y hasta flujos de lava, pueden causar la fijación de pequeñas, pero significativas cantidades de nitrógeno. La alta energía de estos fenómenos naturales puede romper los enlaces triples de las moléculas de N₂, haciendo alcanzables átomos individuales de N para la transformación química (Beteta, 2012).

Uso de técnicas de análisis instrumental para el estudio de las reservas orgánicas del suelo

El estudio de la MO del suelo ha evolucionado y con ello el reconocimiento del impacto antrópico y el cambio en la relación entre el hombre y la naturaleza; lo que ha obligado no solo al desarrollo de nuevas metodologías, sino que además, la incorporación de

equipos utilizados para otro tipo de estudios, ha permitido avanzar en su conocimiento y ha facilitado la generación de información más precisa y confiable.

Las técnicas analíticas instrumentales permiten estudiar de manera integral una gran cantidad de factores y variables físicas, químicas y fisicoquímicas, se dividen en termoanalíticas y electroestáticas.

Termoanalíticas: La estabilidad térmica de un material está relacionada con sus propiedades y composición química. Las diferencias en el comportamiento térmico de los complejos órgano-minerales en comparación con los distintos compuestos orgánicos y minerales pueden dar una idea acerca de la energía de interacción entre la materia orgánica del suelo y los minerales del suelo. Los análisis térmicos y calorimétricos comprenden un número amplio de métodos que determinan algunos parámetros, tales como energía, peso, dimensión y emanaciones volátiles, como una función de la temperatura; los métodos térmicos utilizados en la investigación del suelo son tres: análisis térmico diferencial, calorimetría diferencial de barrido y termogravimetría (Langier-Kuzniarowa, 2002).

Análisis térmico diferencial: esta técnica se ha utilizado para determinar las reacciones endotérmicas y exotérmicas que ocurren en el material arcilloso, al tratarse térmicamente (Muñoz *et al.*, 2007); además funciona como técnica cualitativa y cuantitativa para determinar los minerales arcillosos presentes en el suelo (Sande-Eslava, 2010)

Calorimetría diferencial de barrido se ha utilizado para entender fenómenos y procesos que ocurren en los suelos; usándose para conocer el potencial energético y la estabilidad de la materia orgánica (Sande-Eslava, 2010). En este sentido Salcedo (2005) encontró que la capacidad calorífica de los suelos determinada con base en el flujo de calor se relaciono significativamente con las variables inherentes a la fertilidad física edáfica, cuya variación se asoció a los cambios de uso de suelo y tipo de practicas de manejo; así mismo, encontró una relación altamente significativa con la superficie específica y los contenidos de materia orgánica.

Análisis termogravimétrico: es el registro de la pérdida de peso de una muestra sometido a un aumento de temperatura, es una técnica generalmente utilizada para estudiar los cambios físicos y químicos de los materiales a medida que se calienta a una tasa específica en una atmósfera definida (aire, oxígeno o nitrógeno) (Kristensen, 1990). Hernández (2003), reconoció tres regiones térmicas bien definidas en la MOS. La región A (menor a 160 °C); donde la perdida de peso se atribuyó a la pérdida de agua ligada al material orgánico y a la liberación de compuestos al inicial su descomposición. La región B (160 a 350 °C); donde la pérdida de peso puede deberse a la materia orgánica accesible o no protegida. La región C (350 a 620 °C) se asocio al grado de saturación del suelo.

Electroestáticos: El desarrollo de las diferentes técnicas espectrales ha permitido avanzar considerablemente en el estudio

y entendimiento de la estructura de las diferentes fracciones de las reservas orgánicas del suelo y por ende en el estudio y entendimiento de sus funciones y relaciones en el suelo (Mosquera *et al.*, 2007). Las técnicas utilizadas con este fin son: superficie específica (SE) (Salcedo *et al.*, 2006; Cascarini de la Torre *et al.*, 1996); potencial Zeta (pZ) (Prieto *et al.*, 2009); resonancia magnética nuclear (RMN) (Golchin *et al.*, 1994; Hopkins y Chudek, 1997; Mosquera *et al.*, 2010); espectroscopia de infrarrojo (IR) (Gelati *et al.*, 2009).

Superficie específica (SE): es definida como el área superficial por unidad de masas o de volumen, la cual varía en el suelo por la diferencias en su composición mineralógica y orgánica (Salcedo *et al.*, 2006). Cascarini de la Torre *et al.*, (1996) y Gelati *et al.* (2009) explican que puede interesar como medida absoluta o puede utilizarse para comparar muestras de un mismo origen que hayan sido sometidas a diferentes tratamientos, siguiendo de esta manera, a través de la superficie específica, la evolución de material con el tratamiento aplicado.

Potencial Zeta (pZ): puede ser un indicador para evaluar el comportamiento de un coloide puesto que indica cambios en el potencial de la superficie y en las fuerzas de repulsión entre los coloides. Prieto García *et al.* (2008) determinaron que existe una correlación entre algunas características fisicoquímicas de los suelos (a partir de los extractos de saturación de los mismos) como variaciones del pH, potencial redox (Eh) y del potencial Zeta.

Resonancia Magnética Nuclear (RMN): puede ser usada cuantitativamente en la evaluación del ambiente de cada átomo de carbono (^{13}C) y de hidrógeno (^1H) que constituye la materia orgánica del suelo MOS, con la información se puede establecer el tipo de carbono e hidrógeno de los diferentes componentes de la materia orgánica del suelo; esta técnica ofrece la posibilidad de una caracterización de la composición química y estructural de los materiales orgánicos del suelo sin alteraciones a medida que se separan las fracciones (Golchin *et al.*, 1994 y Hopkins y Chudek, 1997). Mosquera *et al.* (2010) explican que el RMN ^{13}C en estado sólido con CPMAS empleados como herramienta analítica cuantitativa, no destructiva, puede ser utilizado para determinar el tipo de carbón presente en la o las estructuras moleculares que conforman la materia orgánica del suelo y encontró que las bandas o picos presentaron características muy similares en las regiones.

El uso de esta técnica permite analizar la posición de los átomos de hidrógeno (resonancia de protones) y de carbono (resonancia de ^{13}C) de las SH, mediante la obtención de sus espectros (Mosquera *et al.*, 2010). Schnitzer (1991), dividen los espectros de ^{13}C en las siguientes regiones:

- 0 - 40 ppm: carbono en cadenas rectas, ramificado, alcanos cíclicos y ácidos alcanóicos.
- 41-60 ppm: carbono en ramificaciones alifáticas, aminoácidos y grupos metoxilos
- 61-105 ppm: carbono en carbohidratos y en estructuras alifáticas que contienen carbono enlazado a hidroxilos, éteres o

presentes en anillos de 5-6 miembros enlazados a oxígeno

106-150 ppm: carbono aromático.

151-170 ppm: carbono fenólico.

171-190 ppm: carbono en grupos carboxílicos, carbonilos y ésteres.

180-220 ppm: carbono en aldehídos y cetonas.

La técnica RMN ha cobrado mucha importancia en los estudios de MOS y se ha planteado como una de las herramientas ideales en los mismos.

Espectroscopia de Infrarrojo (IR): esta técnica determina las frecuencias de vibración de los enlaces entre los átomos en grupos químicos presentes en el suelo (Quezada, 2008). Mosquera *et al.*, (2010) establecieron que todos los suelos empleados en la caracterización de la MOS presentan en su estructura molecular anillos aromáticos, también encontraron que todos los suelos cuentan con una fracción alifática y la presencia de grupos OH y la ausencia de la banda de intensidad fuerte entre 1900-1650 cm^{-1} , debida a la tensión del $\text{C}=\text{O}$ de aldehídos, ácidos, cetonas, amidas, ésteres y anhídros, en este trabajo también se observaron las bandas de deformación de C-H del CH^2 y CH^3 y la vibración de tensión de C-O de ésteres, éteres y fenoles, respectivamente. El análisis de los espectros IR fue usado por Stevenson y Goh (1971) para clasificar las sustancias húmicas en cinco grupos con base en el tipo de grupos funcionales detectados. Es conveniente destacar que el infrarrojo con transformadas de Fourier es una técnica altamente efectiva desde el

punto de vista cualitativo. En todo caso, Senesi (1992) plantea que la información obtenida por IR debe ser complementada por la aplicación de otras técnicas analíticas.

Termogravimetría-Infrarrojo (TG-IFTR): consiste en someter una pequeña cantidad de muestra a calentamiento, inicialmente a unos 100°C y luego se lleva a unos 900°C. Los gases que evolucionan son simultáneamente transferidos a un espectrofotómetro de infrarrojo con transformadas de Fourier, esto permite obtener una serie de espectros de IFTR en secuencia temporal (Gelati *et al.*, 2009).

Además de las técnicas descritas, cuyo uso se ha extendido notablemente en los últimos tiempos dada la alta calidad de la información que generan, los estudiosos han ensayado un número bastante considerable de otras técnicas; muchas de las cuales han resultado de utilidad limitada.

Estudio de caso: Parque Nacional Nevado de Colima y Reserva de la Biósfera Chamela–Cuixmala

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo es de tipo exploratorio, en virtud de que su finalidad fue proporcionar información sobre el comportamiento de la materia orgánica, mediante un modelo de estudio integral y una propuesta de agrupación de las fracciones orgánicas edáficas de acuerdo a su recalcitrancia y presencia; para ello, se eligieron dos áreas forestales con diferente condición climática y ambiental.

Se presentan los resultados más relevantes relacionados a la materia orgánica del suelo en dos áreas forestales contrastantes de Jalisco, El Parque Nacional Nevado de Colima y la reserva de la Biósfera Chamela Cuixmala (Figura 3.2.1). Se evaluaron 4 sitios que presentaran notorias diferencias ambientales, de vegetación y grado de conservación en cada una; se determinaron los contenidos de materia orgánica, el carbono soluble, los principales grupos microbiológicos asociados a los suelos y su producción de CO².

El Parque Nacional Volcán Nevado de Colima (PNVNC); situado a 33 km. de la ciudad de Colima, sin embargo, están dentro del Estado de Jalisco, en las inmediaciones de Ciudad Guzmán, municipio de Zapotlán el Grande, Jalisco, a 1,600 msnm; tiene una superficie de 6,654 hectáreas. Es una Área Natural Protegida (ANP), ubicada entre los límites del estado de Jalisco y Colima, en la parte más alta del sistema montañoso conocido como Sierra de los Volcanes, a partir de los 3,350 msnm (CONANP *et al.*, 2006).

Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (RBCC): Se ubica en la costa de Jalisco, en el Municipio de la Huerta, aproximadamente a 120 Km al norte de Manzanillo, entre el margen norte del Río Cuitzmala y el Arroyo Chamela. Está comprendida por 13,142 hectáreas; son terrenos lagunares y costeros federales así como predios de la Universidad Nacional Autónoma de México, la Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C., Universidad de Guadalajara y de pequeños propietarios y una porción del ejido Rincón de Ixtán. La altitud varía desde el nivel del mar hasta los 500 msn las lomas más altas. (Estación de Biología de Chamela de la Universidad Nacional Autónoma de México, 2012).

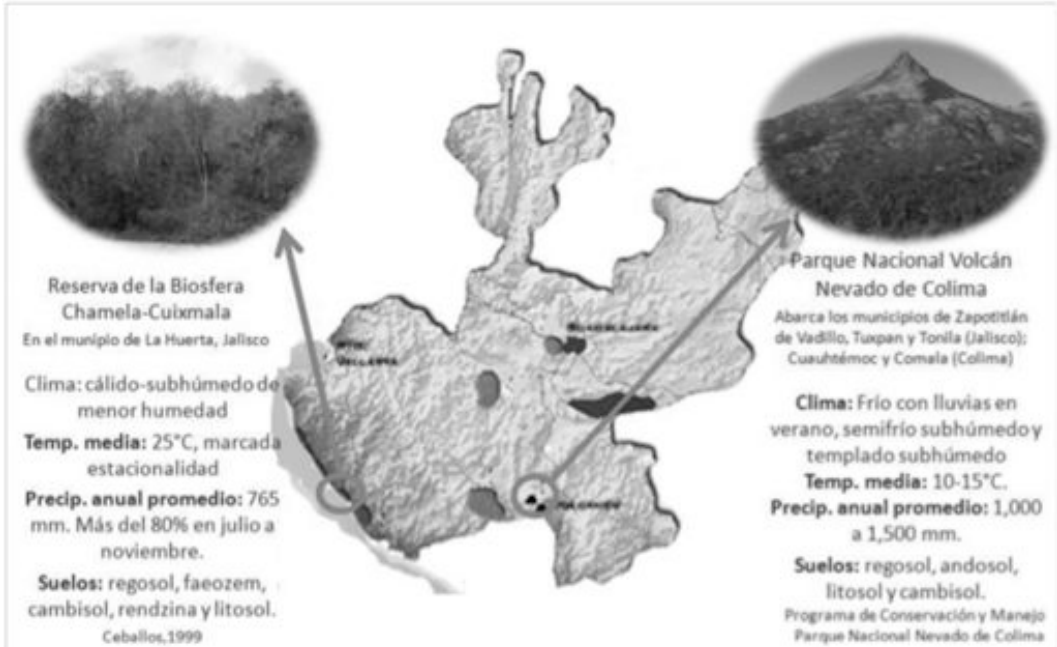


Figura 3.2.1. Localización y condiciones edafoclimáticas de las áreas de estudio.

Las dos áreas antes de ser declaradas Áreas Naturales Protegidas, presentaron diferente tipo de uso de suelo y actividades de aprovechamiento; por lo que se encuentran en ellas sitios con diversas condiciones ambientales y de vegetación; lo que permitió elegir los cuatro mas representativos para cumplir con el objetivo del presente trabajo, en el cual se evaluaron las variaciones en la dinámica de la materia orgánica y de sus fracciones; así como, determinar el efecto de los microorganismos que intervienen en estos procesos, para conocer la influencia que tiene por un lado las condiciones ambientales y por otro el cambio de uso de suelo, sobre la transformación de la materia orgánica en cada sitio.

MATERIALES Y MÉTODOS

En cada área forestal elegida; se ubicaron cuatro sitios de estudio con diferentes con-

diciones de vegetación y con las siguientes características:

PNVNC Sitio 1: (3,400 msnm) Vegetación de oyamel (*Abies religiosa*); pino (*Pinus hartwegii*) y juniperos (*Juniperus spp.*), de aproximadamente 30 m de altura, sotobosque formado por la plantas de la familia Asteraceae y Campanulaceae, de buena calidad, con gran cantidad de cobertura orgánica en el sitio.

PNVNC Sitio 2: (2,800 msnm) Bosque de transición con pinos (*Pinus spp*), abies (*Abies spp*) y especies de latifoliadas como la tilias (*Tilia americana* var. mexicana) y encinos (*Quercus spp*), con alturas de alrededor de 20 m. Mínima presencia de aprovechamiento humano, y con buena cantidad de cobertura orgánica.

PNVNC Sitio 3: (3,555 msnm) Vegetación natural perturbada por aprovechamiento

forestal; actualmente se realizan reforestaciones con *Pinus hartwegii*, la altura máxima de la vegetación es de 10 m. La cobertura orgánica es casi inexistente.

PNVNC Sitio 4: (3,780 msnm) Sitio perturbado por incendio en 2006; vegetación de pinos (*Pinus spp.*) de entre 15 y 20 m, la mayoría quemados y con ataques de gusano barrenador; plantas del género *Lupinus* y pastizales. Presenta erosión muy marcada, por lo que la cubierta orgánica es casi inexistente.

RBC-C S1: (35 msnm) Selva mediana subcaducifolia y las especies más abundantes son cedro macho (*Sciadodendrom excelsum*), ramón (*Brosimum alicastrum*), y primavera (*Tabebuia donnell-smithii*), de hasta 30 m de altura, la cobertura orgánica es muy abundante al igual que la vegetación. La zona se caracteriza por guardar mucha humedad, debido a la orografía del sitio.

RBC-C S2: (31 msnm) Selva baja caducifolia en donde las especies dominantes son el iguanero (*Caesalpinia eriostachys*), cuachalalate (*Amphypterigium adstringens*), cascalote (*Caesalpinia alata*) y nopal (*Opuntia excelsa*), los árboles tienen buena calidad y una altura máxima de 7 m, la cubierta orgánica es poco abundante, ya que su degradación es rápida en la época de lluvias.

RBC-C S3: (36 msnm) Selva mediana subperennifolia y las especies arbóreas más importantes son el ramón (*Brosimum alicastrum*), jobo (*Astronium graveolens*), olozapote (*Couepia poliantha*), primavera (*Tabebuia donnell-smithii*) y *Ficus spp.* La

zona fue lotificada en los años 80, aunque en la actualidad se encuentra en etapa de recuperación, la vegetación es buena, aunque la mayoría son árboles jóvenes. El suelo posee buena humedad ya que se encuentra cercano al río y la cobertura orgánica es limitada.

RBC-C S4: (26 msnm) Pastizal inducido. Las especies que comúnmente lo conforman son: Zacate grama china (*Cathesacum breviflorum*), *Setariopsis auriculata*, *Aristida adscensionis*, *Diectomis fastigiata*, *Digitaria ciliaris*. Existe una abundante cobertura orgánica, que se deriva de los propios pastos; la altura que alcanzan son de aproximadamente 1.5 m.

En cada sitio se establecieron tres parcelas de muestreo de aproximadamente 1500 m², cada parcela consta de cinco unidades de muestreo. De cada parcela se obtuvo una muestra compuesta. Se colectó una muestra del perfil completo (30 a 80 cm, según su profundidad) para las diferentes determinaciones de materia orgánica después de haber sido secadas a la sombra y temperatura ambiente. Del horizonte orgánico se obtuvo otra muestra para las evaluaciones de CO₂, caracterización microbiológica y caracterización química instrumental (RMN), la cual se mantuvo en refrigeración para conservar las propiedades biológicas del suelo. Los muestreos se realizaron en el mes de marzo.

A las muestras se les determinó el contenido de carbono total por calcinación directa a 550°C (Silveira *et al.*, 1999); contenido de materia orgánica (Método Walkley y Black), carbono soluble (Alejo, 2007) producción de CO₂ (Osorio, 2005) y se realizó el conteo de grandes grupos microbianos

(hongos, bacterias y actinomicetos) por extensión en placa. La caracterización química instrumental se realizó mediante la extracción de 100 g de suelo seco y tamizado. Se pesaron 100 g de muestra de suelo previamente secadas a temperatura ambiente y a la sombra; se tamizaron (malla no. 20), y fueron sometidas a extracción con 100ml de diclorometano durante 24 h, en continua agitación. Posteriormente; se filtraron (Watman no. 42) al extracto diclorometánico se le evaporó el disolvente al aire (temperatura ambiente) y la muestra se guardó hasta su análisis. Las muestras fueron resuspendidas en 1 ml de cloroformo deuterado para su análisis de RMN ¹H y ¹³C (protón y carbono 13). La muestra que quedó en el filtro se seco completamente y se le agregó 100 ml de metanol, se agitó por otras 24 horas y en seguida se filtro (papel filtro Watman no. 42), y los extractos fueron puestos a una corriente de aire (temperatura ambiente) para que se evaporara el solvente, y guardadas hasta su análisis. Las muestras fueron resuspendidas en metanol deuterado. Para su análisis de RMN ¹H y ¹³C (protón y carbono 13). Todos los análisis por Resonancia Magnética Nuclear de las muestras se realizaron en un equipo Varian Gemini 2000, de banda ancha de 200MHz; y para obtener la información de los espectros de los extractos obtenidos en cada análisis de RMN, los archivos FID se procesaron mediante el software Mest Re-C.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que este trabajo arrojan, permiten conocer la distribución de las reservas orgánicas edáficas en sitios forestales, influenciada por las condiciones edafo-climáticas, ambientales y tipo de vegetación;

su interpretación y discusión no fue tarea sencilla y pone de manifiesto la necesidad de obtener mayor cantidad de información y abordar su estudio de una manera integral y multidisciplinaria para poder comprender mejor estos procesos y aportar mayor evidencia de su comportamiento en el suelo; aún así, se presentan datos originales y explicaciones que se consideran de gran valor y utilidad.

El contenido de materia orgánica por calcinación nos proporciona el total de carbono orgánico existente en los suelos (COT). En la figura 3.2.2 se puede observar que el sitio S1 del PNVNC presenta un COT sumamente elevado(25%) en comparación a los demás sitios; atribuido, a la mayor acumulación de residuos vegetales y al efecto inhibidor de los compuestos químicos que presentan las coníferas sobre los microorganismos degradadores de la MO (Schlatter, 1977); en el S3 del PNVNC, se encontró un contenido menor pero considerado alto de MO (11%); la diferencia con respecto al sitio anterior, se debió a menores aportes de biomasa debido a una menor cobertura arbórea, pues la composición es la misma.

Los valores más bajos de COT se encontraron en el sitio S4 del PNVNC y S4 de RBC-C; en estos sitios la vegetación arbórea es mínima, y predominan los pastizales, los cuales aportan al suelo MO de menor recalcitrancia, constituida por compuestos lábiles de fácil degradación; debido a esto, en dichos sitios la dinámica de descomposición y mineralización de la MO es más rápida.

De acuerdo a Periano (1992), los suelos forestales de origen volcánico, presentan

contenidos muy variados de MO que van de 3.5 hasta 13.5%; en este caso, a excepción del S1, todos los suelos en ambas áreas forestales estudiadas, presentaron valores que se encuentran dentro de éste rango (6.5 a 11%).

El contenido de MO determinado por Walkley y Black (Figura 3.2.3), presentó una mayor diferencia entre las dos áreas, lo cual hace evidente y la degradación diferenciada de la misma, influenciada por las diversas condiciones climáticas presentes en cada lugar; se observó que en el PNVNC la MO es conservada durante mucho tiempo debido a las bajas temperaturas que imperan y a las condiciones edáficas características de los andosoles. En la RBC-C por el contrario, la alta humedad y temperatura, promueven una mayor actividad microbiana, que favorece una transformación mas acelerada de la MO.

De los cuatro sitios del PNVNC el S1 es el que presentó el mayor contenido de MO (24 %), debido entre otras razones a una mayor vegetación arbórea de *Pinus* y *Abies*; lo que produce una abundante acumulación de biomasa (principalmente acículas de abies) con características químicas recalcitrantes; además de que, la topografía en forma de cañada, ha provocado una mayor acumulación de MO en el perfil, clasificado por la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2001) para suelos volcánicos como muy alto; ya que el S3 también presenta una vegetación de este tipo (coníferas), encontramos un contenido alto de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2001) con 12.2%; la diferencia entre los contenidos radica en la composición química de su biomasa. El S2 es un bosque mesófilo en donde los restos vegetales son más lábiles (Silva, 1995) por lo

que se refleja en un menor contenido de MO acumulada (9.2%) con respecto a los sitios S1 y S3. Por su parte, en el sitio S4 se registró también un contenido menor; en virtud de que que los incendios forestales que se registraron en ese lugar seis años atrás, ocasionaron pérdida de MO, lo que también ha repercutido en un incremento observado de erosión y perdida de la vegetación del sitio. De acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000, los contenidos de MO de estos sitios son clasificados como medios.

En la RBC-C, se observaron contenidos menores a 4.1% de MO, debido a que la dinámica de descomposición de la biomasa es mas acelerada en estos ecosistemas y por lo tanto se presenta una menor acumulación de MO. El sitio S1 corresponde a una selva perennifolia, y al igual que los sitios S2 y S4 presenta una textura francoarenosa; de acuerdo a Matus y Maire (2000), la acumulación de MO del suelo esta directamente vinculada con la textura del suelo y por la cantidad residuos aportados al mismo. Los contenidos de los sitios S1 y S2 se consideran bajos (2%) según la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2001). Para el sitio S3 existe un mayor aporte de residuos orgánicos (vegetación caducifolia), en la temporada seca que se realizó el muestreo mantenía mayor acumulación de MO (4%), lo que sugiere que en época de lluvias la descomposición puede ser mayor; el sitio S4 corresponde a un pastizal en un área plana y su acumulación es menor, debido a que la producción de biomasa es menor y de rápida mineralización.

Los resultados obtenidos en este estudio, permiten conocer la distribución de las re-

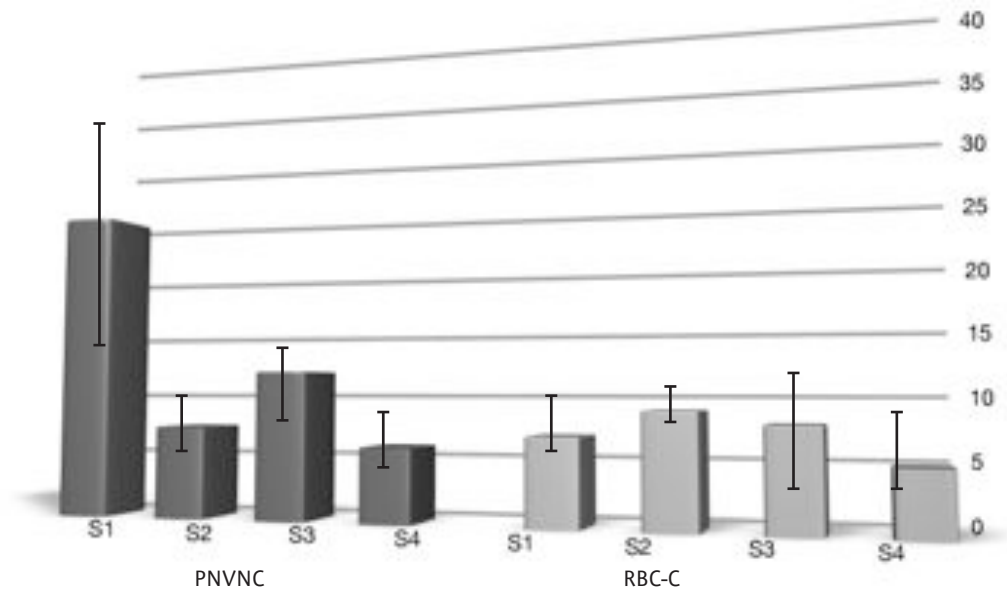


Figura 3.2.2. Contenido de materia orgánica por calcinación

servas orgánicas edáficas en sitios forestales, influenciada por las condiciones edafo-climáticas, ambientales y tipo de vegetación; su interpretación y discusión no fue tarea sencilla y pone de manifiesto la necesidad de obtener mayor cantidad de información y abordar su estudio de una manera integral y multidisciplinaria para poder comprender mejor estos procesos y aportar mayor evidencia de su comportamiento en el suelo; aún así, se presentan datos originales y explicaciones que se consideran de gran valor y utilidad.

El contenido de materia orgánica por calcinación nos proporciona el total de carbono orgánico existente en los suelos (COT). En la figura dos se puede observar que el sitio S1 del PNVNC presenta un COT sumamente elevado(25%) en comparación a los demás sitios; atribuido, a la mayor acumulación de residuos vegetales y al efecto inhibidor de los compuestos químicos que presen-

tan las coníferas sobre los microorganismos degradadores de la MO (Schlatter, 1977); en el S3 del PNVNC, se encontró un contenido menor pero considerado alto de MO (11%); la diferencia con respecto al sitio anterior, se debió a menores aportes de biomasa debido a una menor cobertura arbórea, pues la composición es la misma.

Los valores más bajos de COT se encontraron en el sitio S4 del PNVNC y S4 de RBC-C; en estos sitios la vegetación arbórea es mínima, y predominan los pastizales, los cuales aportan al suelo MO de menor recalcitrancia, constituida por compuestos lábiles de fácil degradación; debido a esto, en dichos sitios la dinámica de descomposición y mineralización de la MO es más rápida.

De acuerdo a Periano (1992), los suelos forestales de origen volcánico, presentan contenidos muy variados de MO que van de 3.5 hasta 13.5%; en este caso, a excepción del S1,

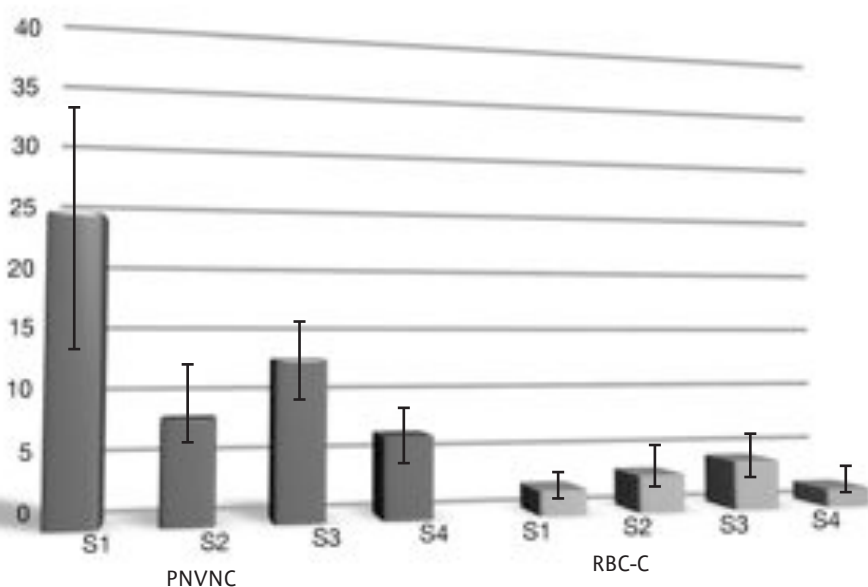


Figura 3.2.3. Contenido de materia orgánica por Walkley y Black.

todos los suelos en ambas áreas forestales estudiadas, presentaron valores que se encuentran dentro de estos rangos (6.5 a 11%).

La MO lábil contribuye a mantener elevada la actividad microbiana, esto favorece la liberación de nutrientes (Rodríguez, et al., 2004; Alejo, 2007). Esta fracción de la MO es la que se encuentra disponible para los microorganismos del suelo. Por ella, se puede observar que en el PNVNC la disponibilidad de carbono es mayor que en la RBC-C. La acumulación de MO lábil es favorable en climas fríos y secos, en suelos cuyo pH es bajo, y donde predomina una vegetación con alto reciclaje de material vegetal (bosques y praderas) (Zagal et al., 2002).

En el PNVNC se observó que el S1 y S2 tiene la mayor disponibilidad de C soluble (Figura 3.2.4), esto puede atribuirse a la gran cantidad de MO presente en los sitios; sobre todo por que el mayor contenido se encuen-

tra en las raíces de las coníferas, exudados radicales y la biomasa microbiana (Alvear *et al.*, 2008). No se observa diferencia en cuanto al contenido de C soluble entre los sitios 3 y 4, ya que este disminuye considerablemente al disminuir de biomasa radical y microbiana, ambas situaciones se observaron en sitios deforestados y con marcados rasgos de erosión.

En contraste, en la RBC-C la cantidad de MO lábil es menor al 3 %, debido a las características de textura, y a la gran actividad microbiana que es favorecida por la temperatura y humedad ambiental, que acelera la degradación de la MO, y evitan su acumulación. El sitio con mayor contenido de MO lábil fue el S4, debido a una mayor deposición de sedimentos orgánicos arrastrados por el río durante la época de lluvias; el sitio 2 aporta gran cantidad de MO al suelo, que estimula una mayor actividad microbiana, que se refleja en contenidos de MO lábil

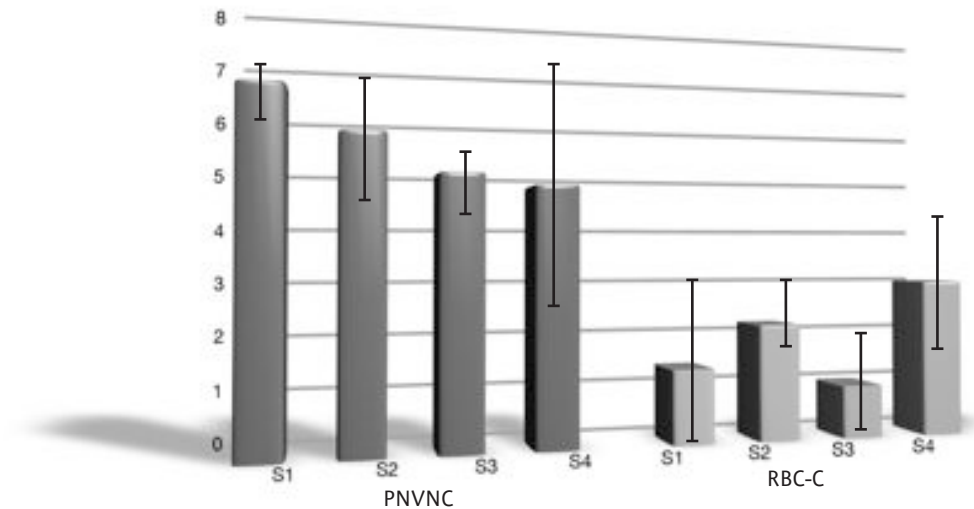


Figura 3.2.4. Contenido de C soluble (%)

de 2.2 %; mientras que en los sitios 1 y 3 la MO fue escasa en la época de muestreo. Se observaron valores muy bajos de MO lábil (1.4 y 0.9, respectivamente). Además el S3 se caracterizó por presentar lavado de MO lábil, ocasionado por ser un sitio propenso a inundaciones.

Las reservas orgánicas edáficas (ROE) de acuerdo a la clasificación propuesta por Galvis (2000):

Reservas orgánicas activas lábiles (ROAL), son compuestos que se degradan muy rápidamente (glúcidos, proteínas y algunos lípidos);

Reservas orgánicas activas estabilizadas (ROAE) son compuestos de difícil degradación como las ligninas y lípidos complejos; y,

Reservas orgánicas pasivas estabilizadas (ROPE) que incluyen compuestos muy recalcitrantes y de muy difícil degradación que permanecen en el suelo por más de 20 años.

Las condiciones climáticas, de suelo y vegetación regulan la dinámica de las ROEs; provocando una gran variación en las proporciones en las que se encuentran en el suelo; en el cuadro 3.2.1 se presentan las diferentes formas de MO determinadas por métodos convencionales y las fracciones de ROE estimadas (ROAL) a partir de los resultados obtenidos. Para poder determinar las ROPE se requiere de diferentes técnicas para su determinación y que no se consideraron en el presente estudio.

En el presente trabajo se considero que las ROAL corresponden a la determinación de C soluble descrito anteriormente; con la finalidad de que se pudieran estimar por diferencia las ROAE; en virtud de que no se fue posible realizar su determinación. En este sentido se observó que el S1 del PNVNC, posee la mayor cantidad de este tipo de reserva (17.1%), atribuible a la naturaleza recalcitrante de la MO y su acumulación en diferentes estadios de degradación. Mientras que el S3 presenta un contenido alto debido

a la recalcitrancia de sus compuestos pero menor aporte de MO que en S1; en el S2 el aporte de MO es alto pero sus compuestos son lábiles y de fácil degradación por lo que observa un alto contenido de ROAL. El S4 mostró el menor contenido de ROAE debido a la poca vegetación, y grado de erosión presentes. Para el caso de la RBC-C, se observa que los contenidos son menores a 3.17 para todos los sitios; e inexistentes en el S4. Esto puede ser causado a la ausencia de vegetación arbórea que incorpore materiales lignificados y por gran disponibilidad de compuestos lábiles que son fácilmente aprovechados por las plantas y microorganismos, y que los compuestos más recalcitrantes se acumulen en el suelo.

En cuanto a las ROPE se observó que los suelos del PNVNC tuvieron valores menores a 1.6 %; por lo que podemos inferir que los aportes de nutrientes disponibles deben ser continuos; ya que las reservas nutrimentales a largo plazo son mínimas o inexistentes (S2 y S3). En los suelos de la RBC-C, los valores son entre 4.26 y 5.47 %; esto puede deberse a la gran cantidad de material que se aporta; proporcionándoles a los microorganismos y a las plantas los nutrientes necesarios para su desarrollo; por lo que no es necesario que los microorganismos del suelo tengan que recurrir a los compuestos más recalcitrantes y a las ROPE.

Mientras un ecosistema templado; como es el caso del PNVNC, tenga los aportes mínimos necesarios para mantener una vegetación, esta será capaz de sobrevivir; pero cuando un ecosistema es modificado y se provoca la pérdida de ROAL y ROAE; origina que estos ecosistemas tengan una rápida

degradación y que su restauración sea muy complicada.

Por su parte la RBC-C; posee considerables cantidades de ROPE y que a pesar de una modificación los suelos y de que no existan aportes de MO por tiempos considerados; se podrán restaurar más fácilmente; a pesar de la pérdida de las ROAL y ROAE.

En la RBC-C S4 se observa que no existen ROAE ya que en el sitio no hay vegetación arbórea que incorpore materiales lignificados; y las ROPE pudieran estar presentes desde antes del cambio de uso de suelo; pero el aporte que hacen los pastizales; es suficiente para mantener a la comunidad microbiológica por lo que estas reservas no han tenido que ser atacadas.

La actividad de la biota del suelo se evalúa mediante la producción de CO_2 y depende de la especie forestal (Saetre y Baath, 2000). Como se puede observar en la figura 3.2.5, en los suelos del PNVNC se observó que el S1 mostró el menor contenido (4.25 mg de CO_2 g de suelo/ al día) pudiendo deberse a la gran cantidad de materia orgánica que se acumula sobre la superficie del suelo; el S3 presenta el mayor cantidad de CO_2 (4.84 mg de CO_2 g de suelo/ al día); posiblemente debido a la mayor cantidad de carbono soluble que se encuentra en el suelo y que favorece el desarrollo de los microorganismos y por consecuencia la respiración de los microorganismos.

En los suelos de la RBC-C la variación entre los diferentes sitios es mayor el sitio que presenta el menor contenido es S4 (4.11 mg de CO_2 g de suelo/al día); este contenido puede estar influenciado por la vegetación

+ Cuadro 3.2.1. Contenido y tipo de reservas orgánicas edáficas

| Sitio | COT | MO | ROAL | ROAE* |
|----------------------|-------------|-----------------|-----------|---------|
| | Calcinación | Walkley y Black | C soluble | MO-ROAL |
| PNVNC S ₁ | 25.17 | 23.57 | 6.50 | 17.07 |
| PNVNC S ₂ | 8.57 | 9.18 | 5.70 | 3.48 |
| PNVNC S ₃ | 10.99 | 12.24 | 5.00 | 7.23 |
| PNVNC S ₄ | 7.30 | 6.57 | 4.92 | 1.65 |
| RBC-C S ₁ | 7.74 | 2.27 | 1.43 | 0.84 |
| RBC-C S ₂ | 9.11 | 2.72 | 2.21 | 0.51 |
| RBC-C S ₃ | 8.34 | 4.08 | 0.91 | 3.17 |
| RBC-C S ₄ | 6.54 | 2.04 | 2.85 | -0.81 |

*Valores estimados a partir de la diferencia de la MO (Walkley y Black) y de ROAL (Csoluble).

de pastizal que presenta, los bajos contenidos de ROAL y altos valores de ROPE que dificultan la disponibilidad de los nutrientes a los microorganismos. Y en el S2 se presenta la mayor cantidad de CO₂ (5.28 mg de CO₂ g de suelo/al día); debido a las constantes aportaciones de MO que se incorporan en el bosque tropical caducifolio.

En el cuadro 3.2.2 se presentan las unidades formadoras de colonias (UFC) que fueron contabilizadas los suelos de las dos áreas; se observó que en los suelos del PNVNC hubo un menor desarrollo microbiano que en los suelos de la RBC-C; esto puede provocado por el clima y además la afectación que ha tenido el área por los incendios forestales y que según Durán *et al.* (2004); afectan a la biomasa microbiana; observándose una reducción en su tamaño, empobrecimiento de especies y reducción de las capacidades catalíticas.

El PNVNC presentó el menor número de UFC debido a las condiciones limitantes de temperatura (10-15 °C); que no promueve el desarrollo y actividad de muchos de los

microorganismos, contrarrestándose con la humedad continua presente en los suelos. Con respecto a los sitios; S4 presento el menor número de microorganismos; viéndose su población afectada por las condiciones de baja población vegetal y erosión; lo que reduce las características físicas y químicas favorables. El S3 presentó el mayor número de UFC; esto puede ser debido a las prácticas de restauración y conservación que se han realizado; y que han favorecido que las características físicas y químicas del suelo favorezcan el desarrollo de estas poblaciones.

La RBC-C presentó el mayor número de UFC favorecido por la humedad y temperatura dominantes de la región; estas condiciones son las más favorables para que los microorganismos puedan desarrollarse de manera eficiente. El S1 tiene el menor contenido de microorganismos; esto puede deberse a que en el sitio el aporte de materia orgánica es menor y en la zona hay un alto grado de humedad edáfica; en el S3 el mayor numero pude deberse al gran aporte de materia orgánica que se realiza en el suelo; que

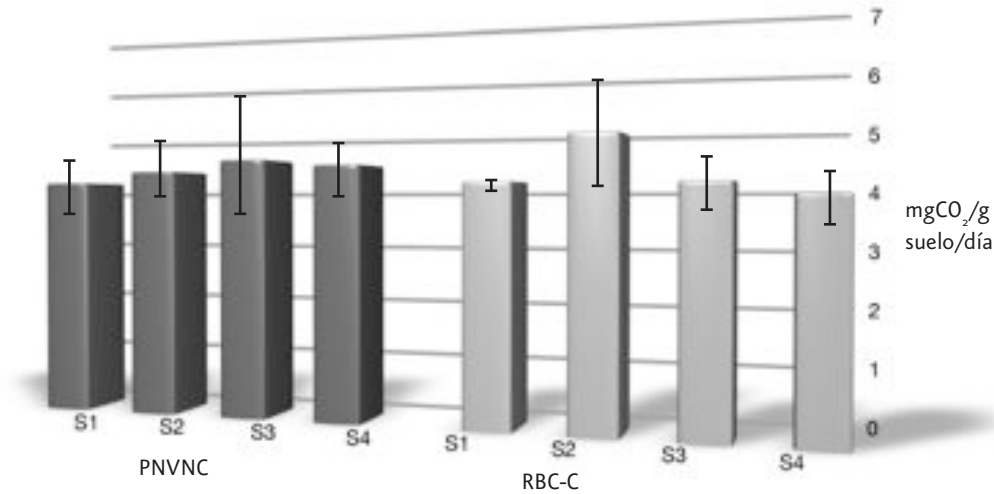


Figura 3.2.5 Producción de CO₂

permite a los microorganismos desarrollarse sin limitantes de nutrientes.

El índice microbiológico varió en los diferentes sitios, hecho que indica que el desarrollo microbiológico depende de las características climáticas, del suelo y en gran medida de la vegetación. Saetre y Baath (2000), encontraron que diferentes especies arbóreas generaron patrones espaciales diferentes en la comunidad microbiana en el suelo.

El análisis de resonancia magnética nuclear que se realizó en este trabajo, presento señales espectrales características de cadenas alifáticas (CH₂-CH₂), mismas que se señalan con 1; los espectros de las extracciones realizadas con diclorometano se muestran en las figuras 3.2.6 y 3.2.7; pudiendo estas pertenecer a compuestos del tipo de las grasas o ceras; esto concuerda con lo expuesto por Stevenson (1982) donde explica que para la extracción de ácidos grasos, ceras y resinas se utilizan solventes orgánicos como

hexano, éter, o benceno. Por otra parte; la degradación de la celulosa a carbohidratos también forma cadenas alifáticas (Almendros, 2004); además se observaron señales de compuestos aromáticos (2); Almendros (2004) mencionó que estos son degradados del fenilpropano producido por la ruptura de la lignina hasta la obtención de ácidos polifenólicos sencillos. Las señales con A corresponden al solvente utilizado en la extracción (diclorometano y metanol); y la señal con la letra B se refiere a un contaminante que pudo provenir del material utilizado para la extracción (plastificante).

Al igual que en las figuras anteriores en los espectros con metanol (Figuras 3.2.8 y 3.2.9) también se observaron señales de grupos alifáticos (1) siendo estos los más abundantes, y en pequeñas cantidades los compuestos aromáticos (2) y azúcares (3); provenientes de la degradación incompleta de los carbohidratos, celulosa o celulosa; en algunos de los espectros de metanol se observa una señal cerca de 170 ppm que co-

+ Cuadro 3.2.2. Número de UFC/g de suelo/48hrs de actinomicetos, hongos y bacterias.

| Área | Sitio | Bacterias | Actinomicetos | Hongos | Total |
|-----------------|-------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|
| UFC/ g de suelo | | | | | |
| PNVNC | S1 | 4.91 x10 ⁻⁷ | 1.34 x10 ⁻⁵ | 1.80 x10 ⁻⁴ | 4.92x10 ⁻⁷ |
| | S2 | 2.01 x10 ⁻⁷ | 1.22 x10 ⁻⁴ | 5.52 x10 ⁻³ | 2.02x10 ⁻⁷ |
| | S3 | 5.08 x10 ⁻⁸ | 4.21 x10 ⁻⁴ | 8.54 x10 ⁻³ | 5.08x10 ⁻⁸ |
| | S4 | 8.98 x10 ⁻⁶ | 8.57 x10 ⁻⁴ | 1.37 x10 ⁻⁴ | 9.08x10 ⁻⁶ |
| RBC-C | S1 | 2.13 x10 ⁻⁷ | 5.68 x10 ⁻⁴ | 3.19 x10 ⁻³ | 2.13x10 ⁻⁷ |
| | S2 | 1.46 x10 ⁻⁸ | 6.14 x10 ⁻⁴ | 4.79 x10 ⁻⁴ | 1.46x10 ⁻⁸ |
| | S3 | 5.13 x10 ⁻⁸ | 5.74 x10 ⁻⁵ | 6.34 x10 ⁻⁴ | 5.13x10 ⁻⁸ |
| | S4 | 3.04 x10 ⁻⁷ | 9.39 x10 ⁻⁴ | 4.26 x10 ⁻⁴ | 3.06x10 ⁻⁷ |

rresponde al grupo funcional carbonilo procedentes de cetonas, quinonas o aldehídos (Mosquera, 2010).

Mientras los conceptos clásicos postulaban una relación causal entre la presencia de estructuras aromáticas y la estabilidad de la materia orgánica del suelo, también se han presentado evidencias recientes sobre la importancia de los mecanismos de humificación, basados exclusivamente en precursores alifáticos, como son los carbohidratos (tanto por efecto del fuego como por reacciones de deshidratación catalítica en microcompartimentos reductores del suelo) y los lípidos (por condensación de ácidos grasos insaturados o alteración de biomacromoléculas alifáticas incluyendo ésteres no hidrolizables) (Almendros, 2004).

CONCLUSIONES

El estudio y comprensión de las reservas orgánicas edáficas requiere de trabajos integrales y multidisciplinarios para poder definir con claridad su comportamiento. Para

ello, es indispensable el uso de técnicas analíticas y equipos de análisis instrumental que aporten información con mayor precisión.

En ecosistemas forestales el comportamiento de la MO edáfica, esta influenciada por las condiciones climáticas, cobertura vegetal y el tipo de biomasa que se aporta al suelo. Por lo tanto, cuando alguno de estos factores es modificado, la dinámica de la MO se altera.

Con respecto a las reservas orgánicas edáficas se encontró que las reservas orgánicas activas (ROAL y ROAE) están relacionadas con ambientes templados; mientras que las reservas orgánicas pasivas (ROPE) se encuentran en mayor cantidad en los ecosistemas tropicales.

Por su parte la evaluación microbiana mostró que la RBC-C posee mayor número de microorganismos que el PNVNC, y se pudo hacer una correlación entre el grupo de microorganismo y el tipo de reserva orgánica que afectan; siendo las bacterias las principales degradadoras de la ROAL y ROAE, y los hongos de las ROPE.

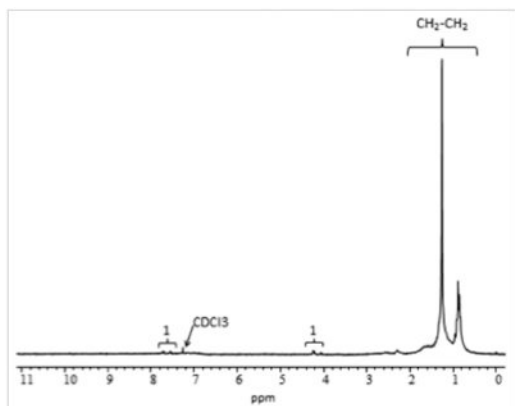


Figura 3.2.6: Espectro característico de RMN-¹H extraído con CH₂Cl₂

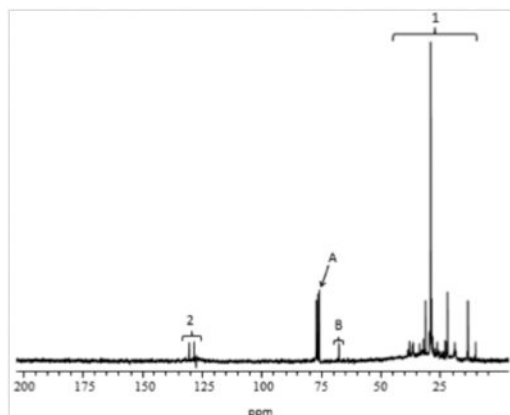


Figura 3.2.7: Espectro característico de RMN-¹³C extraído con CH₂Cl₂

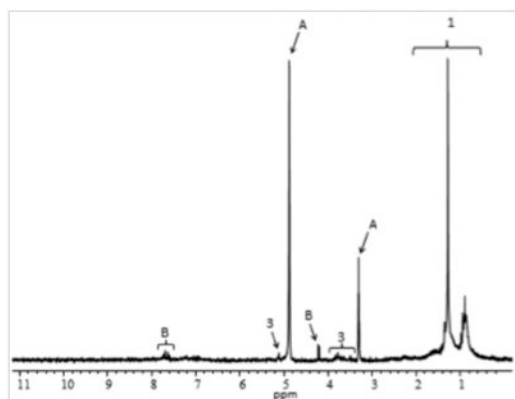


Figura 3.2.8: Espectro característico de RMN-¹H extraído con MeOH.

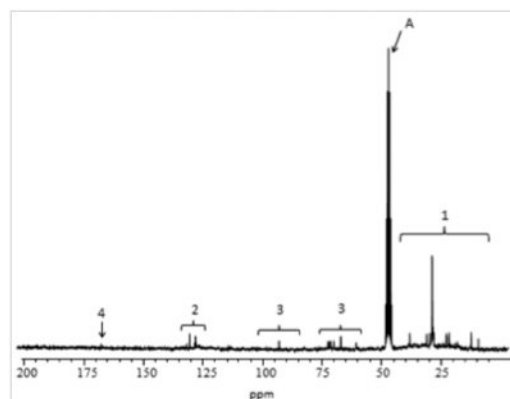


Figura 3.2.9: Espectro característico de RMN-¹³C extraído con MeOH.

El manejo de áreas forestales, debe considerar las características propias de cada ecosistema, ya que éstas determinan la transformación de la biomasa y el reciclado de la MO.

LITERATURA CITADA

- Alejo, G. 2007. *El carbón soluble como indicador de calidad química de materia orgánica*. Tesis para obtener el grado Doctor en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.
- Allison, F.E. 1973. *Soil organic matter and its role in crop production*. In *Developments in Soil Science* 3. Elsevier. New York.
- Almendros, C. 2004. *Investigaciones básicas sobre el origen y la estructura molecular de las formas estables de materia orgánica relacionadas con el proceso de secuestro de carbono en los suelos*. Edafología, Vol. 11(2) pp. 229-248.
- Alvear, M.; M. Astorga y F. Reyes. 2008. *Efecto de los residuos vegetales provenientes de dos tratamientos silvícolas en una plantación de Pinus radiata d. Don sobre los cambios estacionales de las actividades biológicas del suelo*. R.C. Suelo Nutr. Veg, vol.8, n.1, pp. 14-27.
- Balesdent, J.; C. Chenu and M. Balabane, 2000. *Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage*. Soil Tillage Res. 53: 215-230.
- Beteta, O.B. 2012. *Caracterización y dinámicas de carbono y nitrógeno en suelos forestales, en Santa María Yavesia, Oaxaca*. Tesis para obtener el título de licenciada en Ciencias Ambientales. Universidad de la Sierra de Juárez. Ixtlán de Juárez, Oaxaca. 74pp.
- Biederbeck, V. O., Campbell, C. A., Rasiah, V., Zentner, R. P. and Wen, G. 1998. *Soil quality attributes*

- as influenced by anual legumes used as green manure.* Soil Biol. Biochem. 30: 1177-1185.
- Binkley D. y C. Giardina. 1997. *Nitrogen fixation in tropical forest plantation.* In Nambiar, E.K. y A.G. Brown (eds). Management of soil, nutrients and water in plantation forest. Australian Center for International Agricultural Research, Camberra, pp. 297-238.
- Birdsey, R.A., A.J. Plantinga. y L.S. Heath, 1993, *Forest Ecology and Management.* Num. 58: 33-40.
- Bot, A. y J. Benites. 2005. *The importance of soil organic matter.* FAO Soils Bulletin 80. Honduras.
- Boyle, M., W.T.Jr. Frankenberger, L.H. Stolzy, 1989. *The influence of organic matter on soil aggregation and wáter infiltration.* J. Prod. Agri. 2, 290-299.
- Brady, N.C., y R.R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils.* 13th ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Cambardella C.A. y E.T. Elliott. 1993. *Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions.* Geoderma 56: 449-457.
- Cambardella C.A. y E.T. Elliott. 1994. *Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils.* Soil Sci. Soc. Am. J. 58:123-130.
- Campbell R. 2005. *Ecología microbiana,* México Limsa, 268 pp.
- Camps Arbostain, M., C. Mourenza, E. Álvarez, F. Macías. 2004. *Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils.* Forest Ecol. Management 193, 307-320.
- Cárcamo, A., L. Puentes, R. Godoy, C. Oyarzún y E. Valenzuela. 2004. *Actividad biológica del suelo en un bosque de Nothofagus obliqua (Mirb.) Oerst., Centro-sur de Chile.* Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal. Chile 4:14-25.
- Cardona, G.I.; C.P. Peña-Venegas y M. Ruiz-García. 2009. *Comunidades de hongos actinomicetos en tres tipos de vegetación de la Amazonia colombiana: abundancia, morfotipos y el gen 16s ADNr.* Rev. biol. trop. vol.57, n.4, pp. 1119-1139.
- Carter, D.L. y B.A. Stewart (Eds.). 1996. *Structure and organic matter storage in agricultural soils.* Lewis/CRC Press, Boca Ratón, FL.
- Christensen, B.T. 1992. *Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates.* Advances in Soil Sci. 20:2-76.
- CONANP, Gobierno del estado de Colima, Gobierno del Estado de Jalisco y Patronato del Parque Nacional Nevado de Colima. 2007. *Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Nevado de Colima.* CONABIO. Primera edición. México.
- Criquet, S., E. Ferre, A. Farnet y J. Le Petit. *Annual dynamics of phosphatase activities in an evergreen oak litter: influence of biotic and abiotic factors.* Soil Biology & Biochemistry 36: 1111 y 1118.
- DOF. 2001. *Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2001: Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.* En Diario Oficial de la Federación. Distrito Federal, México.
- Dick, R.P., 1984. *Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities.* Soil Science Society of America Journal 48, 569-574.
- Dick R.P., E. Kandeler. 2005. *Enzymes in soils.* En Hillel D. (ed.): Encyclopedia of Soils in the Environment. Vol. 1. Elsevier Ltd., Oxford, UK: 448-456.
- Doran, J.W. y B.T. Parkin. 1994. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment.* Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. No. 35. Madison, Wisconsin, USA.
- Durán, J. A. Gallardo, J.M. Fernández Palacios. 2004. *Efecto del fuego sobre la biomasa microbiana del suelo de ecosistemas de pino canario (Pinus canariensis).* Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. Vol.20. pp 181-186.
- Ettema, C. H. y Wardle, D. A. 2002. *Spatial soil ecology.* Trends Ecol. Evol. 17: 177-183.
- Galantini, J.A. y L. Suñer. 2008. *Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina.* Agriscientia v.25 n.1 Córdoba ene./jun.
- Galvis-Spinola, A. 1998. *Diagnóstico y simulación del suministro de nitrógeno edáfico para cultivo anuales.* Tesis Doctoral en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- Galvis-Spinola, A. 2000. *Propuesta para generar indicadores sobre la productividad de los suelos agrícolas.* pp. 351-368. In: Quintero-Lizaola R., T. Reyna-Trujillo, L. Corlay-Chee, A. Ibañez-Huerta y N.E. García-Calderón (eds.). La Edafología y sus perspectivas al siglo XXI. Tomo I. Colegio de Postgraduados, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.

- García C.; T. Hernández; J.A. Pascual; J.L. Moreno; M. Ros. 2000. *Microbial activity in soils of SE Spain exposed to degradation and desertification processes. Strategies for their rehabilitation*. In: Research and perspectives of soil enzymology in Spain (García C., Hernández MT, eds). Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid. pp. 93-143
- Gelati, Pablo R.; Sarli, Guillermo O.; Soracco, Carlos Germán; Lozano, Luis A.; Filgueira, Roberto R. 2009. *Influencia de la materia orgánica en la superficie específica de un Argiudol típico*. En: Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Vol. 41, no. 2, p. 117-126.
- Golchin, A.; Oades, J. M.; Skjemstad, J. O. and Clarke, P. 1994. *Soil structure and carbon cycling*. Aust. J. Soil Res. 32:1043-1068.
- Grayston S J. y C. E. Prescott. 2005. *Microbial communities in forest floors under four tree species in coastal British Columbia*. Soil Biol. Biochem. 37: 1157-1167.
- Hassink J. y A. P. Whitmore. 1997. *A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils*. Soil Science Society of America Journal. Vol. 61 No. 1, p. 131-139.
- Hernández, M., T.M. 2003. *Uso de la Termogravimetría para cuantificar las reservas orgánicas edáficas de nitrógeno y la capacidad del suelo para contenerlas*. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México. 98 pp.
- Hopkins D.W. y J.A. Chudek, 1997. *Solid-state NMR investigations of organic transformations during the decomposition of plant material in soil*. p. 85-94. En G. Cadisch y K.E. Giller (ed.) *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. CAB Int., Wallingford, UK.
- Hudson, B.D. 1994. *Soil organic matter and available water capacity*. J. Soil Water Conserv. 49: 189-194.
- IBUNAM, Estación de Biología de Chamela (2012). *Datos Climáticos Históricos*. UNAM. Consultada el 10 de abril de 2012 en <http://www.ibiologia.unam.mx/ebchamela>
- IPCC (Intergovernmental Panel on climate Change). 2000. *Land Use, Land Use Change, and Forestry*. Cambridge Univ. Press.
- Jandl R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D.W. Johnson, K. Minkinen, K.A. Byrne. 2007. *How Strongly Can Forest Management Influence Soil Carbon Sequestration*, *Geoderma* 137: 254-263.
- Jenkinson D.S., Ladd J.N. 1981. *Microbial Biomass in Soil: Measurement and Turnover*. In: Paul EA, Ladd JN, editors. *Soil Biochemistry*. Vol. 5. Marcel Dekker, Nueva York. pp. 455-471.
- Jobbágy, EG, RB Jackson. 2000. *La distribución vertical de carbono orgánico del suelo y su relación con el clima y la vegetación*. *Ecological Applications*, 10:423-436.
- Julca-Otiniano, A., L. Meneses-Florián, R. Blas-Sevillano; S. Bello-Amez. 2006. *La materia orgánica, importancia y experiencia de su uso en la agricultura*. IDESA. Chile. Vol. 24 N° 1; 49-61.
- Kalbitz, K.; S. Solinger y J.H. Park. 2000. *Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review*. *Soil Science*, v.165, p.277-304.
- Kapkiyai, J.J., Karanja, N.K., Woomer, P.L., Qureshi, J.N., 1998. *Soil organic carbon fractions in a long-term experiment and the potential for their use as a diagnostic assay in highland farming systems of Central Kenya*. *African Crop Science Journal* 6, 19-28.
- Killham, K. 1994. *Soil Biology*. Cambridge University Press. New York. 242p.
- Kononova, N.M. 1967. *Materia orgánica del suelo*. Press, Oxford.
- Kristensen, E. 1990. *Characterization of biogenic organic matter by stepwise thermogravimetry (STG)*. *Biogeochemistry*. Volume 9, Number 2 (1990), 135-159.
- Langier-Kuzniarowa, A. 2002. *Thermal analysis of organo-clay complexes*, In: « *Organo Clays Complexes and Interactions*», S. Yariv and H. Cross, eds. Marcel Dekker, New York, 2 73-344.
- Lavelle, P., E. Blanchart, A. Martin, Martin, S. Barois, I., Toutain, F., Spain, A., y Schaefer, R. 1993. *A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems. Application to soils in the humid tropics*. *Biotropica*. 25(2): 130-150.
- López Alcocer , E., F. López Alcocer, M. Magaña Virgen, B. Monroy Reyes, A. Rodríguez García y P. Torres Sánchez. 2011. *Manejo de la materia orgánica del suelo. Sustentabilidad*. Universidad de Guadalajara. Vol. IX, num 1. pp 27-40
- MacRae J.R., G.R. Mehuys. 1985. *The effect of Green manuring on the physical properties of temperate-area soils*. *Adv. Soil Sci.* 3, 71-94.
- Martínez, E.; J.-P. Fuentes, P. Silva; S. Valle y E. Acevedo. 2008. *Propiedades físicas del suelo y el crecimiento de la raíz como el trigo afectadas por la labranza cero y los sistemas de labranza convencional en un Mediterráneo medio ambiente de Chile*. *Soil Till. Res.* 99, 232-244.

- Matus F.J. y C.R. Maire G. 2000. *Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno*. Agric. Téc. v.60 n.2 pp. 112-126.
- Miramontes Lau; E. 2004. *Edafología: El suelo y su medio ambiente*. Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco.
- Mosquera, C.S.; J.A. Martínez y E.W. Hansen. 2010. *Caracterización estructural de la materia orgánica de tres suelos provenientes del municipio de Aquitania-Boyacá, Colombia*. Rev. Colomb. Quim. 2010, vol.39, n.1, pp. 47-60.
- Muñoz M. R.A.; J.A. Muñoz C.; P. Mancilla, J.E. Rodríguez-Páez. 2007. *Caracterización fisicoquímica de arcillas del municipio de Guapi-Costa Pacífica Cauca (Colombia)*. Rev. Acad. Colomb. Cienc.: Volumen XXXI, Número 121. Pp. 537-544.
- Murillo de la R. A. 2010. *La materia orgánica del suelo en seis agroecosistemas de la sabana de Huimanguillo, Tabasco*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias.
- Navarro S y G. Navarro. 2003. *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. Mundi Prensa. España. 487 pps.
- Nogales, B. 2005. *La microbiología del suelo en la era de la biología molecular: descubriendo la punta del iceberg*. Ecosistemas. Vol. 14, num 2. Pp 41-50.
- Osorio N. W. 2005 *Guía de laboratorio Practica 3. Aislamiento de microorganismos del suelo*. Preparación de diluciones seriales. Preparación de medios de cultivo. Siembra en platos y conteo de UFC. Universidad Nacional de Colombia.
- Peirano, P.; Aguilera, M., Borie G. Caiozzi, M. 1992 *Actividad biológica en suelos volcánicos y su relación con la dinámica de la materia orgánica Agric. Tec.* Vol 52, no. 4, pp. 367-371.
- Pikul Jr., J.L., J.F. Zuzel. 1994. *Soil crusting and water infiltration affected by long-term tillage and residue management*. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1524-1530
- Porta, J., M. López Acevedo y C. Roquero. 1999. *Edafología. Para la agricultura y medioambiente*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Prieto García, F.; Prieto Méndez, J.; Ita Gutiérrez, S. de; Méndez Marzo, M. A.; Román Gutiérrez, A. D. 2009. *Correlación de potencial zeta y parámetros fisicoquímicos en extractos de saturación de suelos del Distrito de riego-03, Valle del Mezquital, Hidalgo, México*. Tropical and Subtropical Agroecosystems, Vol. 10, Núm. 2, mayo-agosto, 2009, pp. 161-167.
- Reeves, D. W., 1997. *The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems*. Soil & Tillage Research 43: 131-167.
- Richter, D. D., D. Markewitz, S. A. Trumbore, y C. G. Wells. 1999. *Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest*. Nature 400:56-58.
- Rivero C. 2001. *La materia organica estable del suelo y su caracterización*. Venesuelos 9 (1 y 2): 5:15.
- Rodríguez, B., M. España, E. Cabrera de Bisbal. 2004. *Propiedades químico-estructurales de la materia orgánica del suelo en un agro sistema de los llanos centrales venezolanos bajo diferentes prácticas de manejo*. Interciencia, vol. 29 n. 008. Pp. 461-467.
- Saetre, P. y E. Baath. 2000. *Spatial variation and patterns of soil microbial community structure in a mixed spruce-birch stand*. Soil Biol. Biochem., 32, 909-917.
- Salcedo E. 2006. *Capacidad calorífica de suelos como indicador de la fertilidad física edáfica*. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias. Colegio de postgraduados, Campus Montecillo. 108 pps.
- B. Sande-Eslava, C. Pérez-Cruzado, A. Merino, J. Salgado. 2010. *Evolución de la estabilidad de la materia orgánica del suelo en terrenos agrícolas reforestados*. Termo 2010, XII Encuentro Inter-Bienal del grupo especializado de termodinámica (GET): Resúmenes de Comunicaciones. Las Palmas de Gran Canarias. Del 5 al 8 de septiembre de 2010. pp. 31-32.
- Schlatter, J.E. 1977. *La relacion entre el suelo y plantaciones de Pinus radiata D. Don en Chile Central. Analisis de la situación actual y planteamientos para su futuro manejo*. Bosque 2 (1): 12-31.
- Schnitzer, M. 1991. *Soil organic matter. The next 75 years*. Soil Sci. 151: 41-58
- Silveira, O.; Gascó, J.M.; Hernandez-Hapaolaza, L.; Guerrero, F. *Dynamics of typic xerofluvent organic matter under different crop rotations*. En: International meeting on soils with mediterranean type of climate, 6, 1999, Barcelona. **Barcelona: Universidad de Barcelona**, 1999. P. 140-143.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul y K. Paustian, 2002. *Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils*. Plant Soil, 241: 155-176.
- Sollins, P.; C. Glassman, E. A. Paul, C. Swanston, K. Lajtha, J. W. Heil and E. T. Elliott. 1999. *Soil carbon and nitrogen: Pools and fractions*. pp. 89-105. In

- G.P Robertson et al. (ed.) Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford Univ. Press, Oxford, UK.
- Tisdall, J., y J. Oades. 1982. *Organic matter and water-stable aggregates in soils*. J. Soil Sci. 33: 141-163.
- Tofiño, A.; D. Cabal y L. F. Gil. 2012. *Análisis de componentes del sistema productivo de aguacate, con incidencia probable de Phytophthora en Cesar, Colombia*. Avances en Investigación Agropecuaria. 16(2): 63-90
- Valenzuela, E. S. Leiva y R. Godoy. 2001. *Variación estacional y potencial enzimático de microhongos asociados con la descomposición de hojarasca de Nothofagus pumilio*. Revista Chilena de Historia Natural 74: 737-749.
- Wild, A. 1992. *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Rusell. Versión Española de P. Urbano Terrón y C. Rojo Fernández*. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Williams, C.N. y K.T. Joseph. 1973. *Climate, soil and crop production in the tropics revised edition*. Kuala Lumpur. Oxford University Press . 137-150 p.
- Zagal, E.; N. Rodríguez; I. Vidal; A. Flores, A. Bárbara. 2002. *La fracción liviana de la materia orgánica de un suelo volcánico bajo distinto manejo agronómico como índice de cambios de la materia orgánica lábil*. Agric. Téc., vol.62, n.2, pp. 284-296.
- Zou, C.; R. Sands; G. Buchan y I. Hudson. 2000. *Least limiting water range: a potential indicator of physical quality of forest soils*. Aust. J. Soil Res. 38: 947-958.

3.3 Carbono edáfico y calentamiento global: Importancia ecológica en los manglares de Nayarit

Eduardo Valdés Velarde, J. Ignacio Valdez Hernández, Víctor Manuel Ordaz Chaparro, Juan Fernando Gallardo Lancho, Joel Pérez Nieto, Ciriaco Ayala Sánchez.

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación es mostrar la importancia ecológica de los manglares de Nayarit (México), con relación al almacenamiento de C edáfico. Los suelos del mundo contienen más C que la vegetación y la atmósfera juntos; éste potencial, tiene especial relevancia en los suelos de manglar, dada su alta capacidad de incorporar C por sus condiciones de anaerobiosis, por ello retienen más C (junto a las tundras) que cualquier otro ecosistema terrestre. Los bosques de mangles o manglares crecen en latitudes tropicales y subtropicales de la interfase tierra-mar, formadas por plantas leñosas, herbáceas y numerosos organismos; su carácter de ecotono y frontera entre el mar y el continente les confiere un papel clave en el equilibrio de la naturaleza. Nayarit es el estado mexicano con el cuarto lugar en superficie de manglares en el país y posee, en la región de Marismas Nacionales, la mayor extensión sin fragmentar de este tipo de humedales de toda la costa Pacífica del continente. Es de los pocos ecosistemas que no tienen registro de sus valores arqueológicos, biológicos, económicos y de aprovechamiento forestal, y que ha sido fuertemente afectada por la realización inadecuada de obras hidráulicas y de infraestructura turística, así como por el cambio de uso del suelo para cultivo del camarón.

ABSTRACT

The present investigation aims to show the environmental importance of the mangrove swamps in Nayarit (Mexico), specially because of the C soil storage. The ground over the world contain more C than the vegetation and the atmosphere put together; this potential it's specially important on mangrove swamps soils, because of his height capacity to incorporate C because of his anaerobic characteristics, that is why the retain more C (as well as the tundras) than any other terrestrial ecosystem. The mangrove swamps grow in tropical and sub-tropical latitudes of the earth/ocean interfaces made up of woody, herbaceous plants and many organisms; his ecotone character and the fact that they are set up inbetween land and sea gives them a key role in the balance of nature. Nayarit is the fourth place of states in Mexico with more mangrove swamps and also holds the biggest expanse without fragmentation of this kind of wetland in all the pacific coast in the continent. Is one of the few ecosystems that doesn't have register of his archeological, biological, economic and forest exploitation values, and has also suffer because of the inadequate realization of hydraulic building works and turist infrastructure as well as the change in land usage for shrimp growing.

Junto con el carbono (C), los nutrimentos edáficos considerados esenciales (por requerirse en mayores cantidades para el desarrollo adecuado de las plantas) son: nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K). El C es, sin embargo, el punto focal de las transformaciones de energía y hace posible la continuidad de la vida en la Tierra (Brady, 1990).

A escala terrestre los suelos de turba y de humedales pueden acumular de 100 a 300 Tg¹ de C al año; en contraste, los suelos desérticos pueden almacenar sólo 10 Tg de C por año en forma de carbonatos. El balance entre procesos: asimilación por fotosíntesis *versus* liberación de C de la materia viva y muerta, determina la magnitud del intercambio neto de C entre la atmósfera y los sistemas terrestres mundiales (Post *et al.*, 1990).

En las últimas décadas ha aumentado sustancialmente el interés en el ciclo del C debido a los incrementos que se han registrado en la atmósfera. Cada vez son más los organismos internacionales (gubernamentales y no gubernamentales) que se muestran interesados en financiar y llevar a cabo estudios que documenten, con datos cada vez más precisos, la verdadera magnitud de este problema.

Una de las limitaciones que se tienen hoy en día para crear conciencia sobre los efectos dañinos de continuar usando combustibles fósiles y promoviendo de forma indiscriminada cambios en el uso del suelo es que, frecuentemente, los resultados obtenidos por

diferentes trabajos de investigación no se difunden adecuadamente entre la sociedad.

En los últimos años se han hecho avances notables, de manera general, relativos al conocimiento del ciclo del C; por ejemplo, se sabe cuáles son los mayores reservorios activos en el planeta y su tamaño, así como las actividades humanas que tienen mayores efectos en la dinámica del C; pero todavía falta cuantificar el daño que se puede causar de continuar emitiendo el C que durante miles o millones de años se mantuvo prácticamente fuera del ciclo.

Igualmente se desconoce una buena parte de las interacciones biogeoquímicas y climáticas de los ecosistemas. Los modelos de simulación que se utilizan para esquematizar y predecir el ciclo del C aun tienen serias limitaciones, sobre todo porque regularmente incluyen espacios y periodos de tiempo muy pequeños.

El estudio del ciclo del C y sus elementos asociados más importantes (N, S, P, Ca, Mg y K) ofrece innumerables oportunidades de investigación que es imperativo abarcar de manera interdisciplinaria, interinstitucional e intergubernamental para entender la dinámica de los ciclos biogeoquímicos desde la perspectiva del suelo y favorecer la conservación y uso racional de los ecosistemas naturales.

Los bosques de mangles o manglares son comunidades formadas por plantas leñosas que crecen en latitudes tropicales y subtropicales de la interfase tierra-mar: bahías, estuarios, lagunas, aguas estancadas, ríos y hasta donde el agua permanece salina (Qasim, 1998). Los manglares son ecosistemas

¹ 1 Tg = 1 Teragramo = 10^{12} g; 1 Pg = 1 Petagramo = 10^{15} g (equivalente a 1 Gigatonelada)

únicos, ya que combinan características de otros humedales (ciénagas, pantanos, popales, tulares) con aquellas de bosques y selvas, presentando beneficios de todo tipo (ecológico, económico, social, cultural). Su carácter de ecotono y frontera entre el mar y el continente les confiere un papel clave en el equilibrio de la naturaleza. Una vez entendida la importancia del suelo, como el multisistema que dirige y coordina las relaciones y flujos de materia y energía entre los diferentes componentes (bióticos y abióticos) de cualquier ecosistema natural no es difícil imaginar cuanto más importante será el papel que representan los suelos de los bosques de mangles.

Nayarit es el Estado mexicano con el cuarto lugar en superficie de manglares en el país y posee, en la región de Marismas Nacionales la mayor extensión sin fragmentar de este tipo de humedales de toda la costa Pacífica del continente. Dicha región es una de las pocas en la República Mexicana que tienen registro de sus valores arqueológicos, biológicos, económicos y de aprovechamiento forestal sostenible, pero que ha sido afectada por la realización inadecuada de obras hidráulicas (canales, presas) y de infraestructura (camino), así como por el cambio de uso del suelo para cultivo del camarón.

La presente investigación tiene como objetivo mostrar la importancia ecológica de los manglares de Marismas Nacionales (Nayarit, México) con relación al almacenamiento de C en sus suelos y contribuir (desde la perspectiva de los servicios ambientales) a un mejoramiento no sólo del entorno natural, sino también del bienestar de las

comunidades humanas que poseen estos terrenos y viven de ellos.

HUMEDALES

Se entiende por humedales: “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (Artículo 1.1, Convención de Ramsar²).

La Lista Ramsar de Humedales de Importancia Internacional: “podrán comprender sus zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad inferior a los 6 metros en marea baja, cuando se encuentren dentro del humedal” (Artículo 2.1, Convención de Ramsar).

Características e Importancia

De acuerdo con Mitsch y Gosselink (2000) los humedales deben tener uno o más de los siguientes atributos: a) el suelo o sustrato debe ser fundamentalmente hidromórfico (no drenado), saturado de agua de manera temporal o permanente; b) presentar una lámina o capa de agua poco profunda o subterránea próxima a la superficie del terreno, sea permanente o temporal; y c) al menos periódicamente, el terreno debe mantener vegetación acuática.

² Tratado internacional dedicado a la protección y el uso racional de los humedales, su reunión fundacional se realizó en Ramsar (Irán, 1971).

Los humedales representan un gradiente entre ambientes acuáticos y terrestres, son complejos y dinámicos caracterizados por su alta productividad y diversidad biológica que proporcionan un hábitat único para una amplia variedad de flora y fauna. Son fuente, sumidero y transformadores de materiales químicos y biológicos, ayudan a estabilizar los suministros de agua y contribuyen a la depuración de aguas contaminadas (Blackwell *et al.*, 2002), la protección de litorales y la recarga de los mantos freáticos. También han sido reconocidos como sumideros de C y estabilizadores climáticos en una escala global (Mitsch y Gosselink, 2000).

Los humedales son ecosistemas de gran importancia para el ser humano. Todas las culturas han buscado fuentes de agua para establecerse y obtener alimento. Así, muchos humedales han jugado un papel fundamental en el desarrollo de la sociedad humana. Ejemplos de ello fueron los egipcios y el uso del río Nilo, los aztecas en el Lago de Texcoco, así como numerosas culturas asiáticas basadas en el cultivo del arroz.

A pesar de ello, los humedales son poco conocidos y apreciados; frecuentemente se les drena y deseca buscando transformarlos con la creencia errónea que en su estado natural no tienen uso o no prestan servicio alguno y que son solamente fuente de enfermedades y malos olores. Sin embargo, hoy se sabe que los humedales proporcionan servicios ambientales de gran valor y uno de los recursos más importantes: el agua potable, base del desarrollo y de una buena calidad de vida (Moreno-Casasola, 2006).

Clasificación y Extensión

Se reconocen cinco tipos principales de humedales (Abarca, 2002): 1) marinos (costeros, incluyendo lagunas costeras, costas rocosas y arrecifes de coral); 2) estuarinos (incluyendo deltas, marismas de marea y manglares); 3) lacustres (asociados con lagos); 4) ribereños (adyacentes a ríos y arroyos); y 5) palustres (es decir, “pantanosos”, que engloban marismas, pantanos y ciénagas).

Además, existen humedales creados por el hombre: estanques para cría de peces y camarones, o para tierras agrícolas de regadío, depresiones inundadas salinas, embalses, piletas de aguas residuales y canales, entre otros.

De acuerdo con PNUMA (Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación; PNUMA, 1998) la superficie mundial cubierta por humedales es 5,7 millones de km² (aproximadamente 6% de la superficie de la Tierra): 2% lagos, 30% turberas arbustivas (“bogs”), 26% turberas de gramíneas o carrizos (“fens”), 20% pantanos y 15% llanuras aluviales. Los manglares cubren menos de 16 millones de ha y se estima que quedan alrededor de 60 millones de ha de arrecifes de coral.

En México, Olmsted (1993) estimó más de 3.3 millones de ha de humedales, pero otros autores reconocen menos de 2.0 millones (Ruiz-Luna *et al.*, 2008); en contraste, el Sistema Nacional de Información Forestal de México (CONAFOR, 2008) indicó que en 2002 existían 4.5 millones de ha de vegetación hidrófila, agrupando manglares, popales, tulares, petenes y vegetación de galería, entre otras.

Uno de los primeros antecedentes para la clasificación de humedales costeros en México se encuentra en el trabajo de Lankford (1977), donde clasificó a 125 lagunas costeras de acuerdo con su origen geológico y características de su barrera, dividiendo al país en siete regiones costeras. Aunque los mecanismos de formación de estas barras de arena y/o islas de barrera no han sido plenamente aclarados, es necesario que exista al menos suministro de arena, energía del oleaje y fluctuaciones de marea (Phleger, 1969; Kjerfve, 1994).

Abarca y Cervantes (1996) elaboraron una clasificación tipológica de los humedales similar al esquema de Ramsar, considerando su ubicación geográfica (costeros, interiores, marinos) y describiéndolos según el tipo de cuerpo de agua, extensión y características tales como presencia o ausencia de aportes marinos (Abarca, 2002). Berlanga-Robles *et al.* (2008) propusieron una clasificación que integra 26 clases de humedales naturales y artificiales, homologable con los principales sistemas internacionales, basada en criterios geomorfológicos e hidrológicos y un enfoque paisajístico.

MANGLARES

El conjunto de árboles de mangle y sus asociados bióticos (microbios, hongos, animales y otras plantas) constituyen la comunidad de manglar, la que junto con los factores abióticos integran el ecosistema manglar (Kathiresan y Bingham, 2001).

Características

Desde parches aislados de árboles enanos hasta bosques exuberantes de más de 40m de altura los manglares representan una zona de contacto entre las comunidades marinas y terrestres, recibiendo agua, nutrientes y sedimentos tanto del océano como de ríos o arroyos superficiales, incluso subterráneos, provenientes del continente. Habitan los bordes de lagunas costeras, estuarios, desembocaduras de ríos y bahías: interfase de influencia del agua marina y dulce (Travieso, 2006).

Los manglares crecen en condiciones donde pocas especies de plantas pueden sobrevivir (Walter, 1977; Hutchings y Saenger, 1987) debido a que pueden ser afectados por inundación, sequía, alta salinidad y/o mal drenaje de sus suelos; probablemente no existen otras plantas con adaptaciones tan marcadas a condiciones extremas (Calderón *et al.*, 2009). Algunas de estas adaptaciones son (de acuerdo con Scholander, 1968; Clough, 1982; Jiménez, 1990): a) raíces aéreas que les permiten aprovechar el oxígeno en suelos anegados; b) glándulas en sus hojas que regulan el exceso de sales (p. ej. *Avicennia* spp.); c) transporte de sales hacia hojas senescentes que al desprenderse eliminan dichas sales; y c) raíces que absorben agua pero impiden el paso de sales (p. ej. *Rhizophora* spp.).

En el mundo se conocen 54 especies de mangles distribuidas en 20 géneros y 16 familias (Dawes, 1986; Tomilson, 1986). En México se encuentran tres especies de mangles ampliamente distribuidas: *Rhizophora mangle* (mangle rojo, candelón); *Laguncularia racemosa* (mangle blanco, mangle bobo)

y *Avicennia germinans* (mangle negro, puyequé, madre sal).

Marismas Nacionales, Nayarit

El Estado de Nayarit cuenta con una de las mayores áreas de manglares (200,000 hectáreas) en el país (CONAFOR, 2009) y comparte, con el sur del Estado de Sinaloa, el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (Fig. 3.3.1), alrededor del 20% de los manglares de México y la cobertura más extensa de los mismos en toda la costa Pacífica del continente Americano (RHRAP, 2008).

Los ríos que drenan al sistema son Cañas, Acajoneta, Rosamorada, Bejuco, San Pedro y Santiago. En las Marismas Nacionales se encuentran cerca de 250 crestas paralelas de dunas abandonadas de playas originadas por crecimientos sucesivos de la costa; entre estas series de barras arenosas se formaron lagunas longitudinales. Las crestas (de menos de 1 hasta 5 m.s.n.m.) están espaciadas entre 30 y 200 m, cubriendo de 5 a 10 km de ancho y de 130 a 225 km de longitud. Algunas depresiones entre las crestas tienen lentes de aluvión moderno, pero la arena se encuentra siempre por debajo del aluvión. Algunos de los ríos descargan directamente en el pantano de marea entre las crestas de arena. Cada cresta se formó individualmente como un depósito de línea de costa: el más antiguo es el más lejano del océano y el más joven el más cercano (Curry y Moore, 1963).

Esta región provee de hábitats (protección, reproducción, alimentación y refugio) a numerosas especies de mamíferos (p. ej. jaguar y mojocuan), reptiles (p. ej. cocodrilo, tortugas, boa),

aves acuáticas residentes y migratorias, peces (p. ej. robalos, lisas), moluscos (p. ej. ostiones) y crustáceos (p. ej. camarón y cangrejos), los cuales poseen un alto valor ecológico y/o comercial.

El mangle (*L. racemosa*) es la especie dominante en la región, sobre todo en Agua Brava, mientras que el puyequé (*A. germinans*) es común en Teacapán y el candelón (*R. mangle*) en los bordes de esteros y canales al sur de Marismas Nacionales (Valdez, 2004).

En la zona de transición manglar-vegetación halófila se pueden encontrar vidrillo (*Batis maritima*) y verdolaguilla (*Sesuvium portulacastrum*).

La cantidad de hojarasca que producen los mangles es alta (14.2 Mg ha⁻¹ año⁻¹), así como sus tasas de descomposición (mayores durante la época de lluvias), lo cual permite mantener elevados niveles de materia orgánica particulada (MOP) y sustancias húmicas en los cuerpos de agua (Flores-Verdugo *et al.*, 1990).

Los principales agentes de destrucción y degradación de los manglares en la región son la mala planeación e inapropiada ejecución de obras de infraestructura (p. ej. presas, caminos) y canalización (p. ej. boca artificial de Cuautla).

Debido a que las especies de mangles se encuentran en la NOM-059-ECOL-2001 su madera (p. ej. latas, pies derechos, estantes, postes, horcones) se aprovecha mediante planes de manejo sustentables (Valdez, 2002) registrados y autorizados como U.M.As en la Dirección General de Vida Silvestre (D.G.V.S.) de la SEMARNAT.

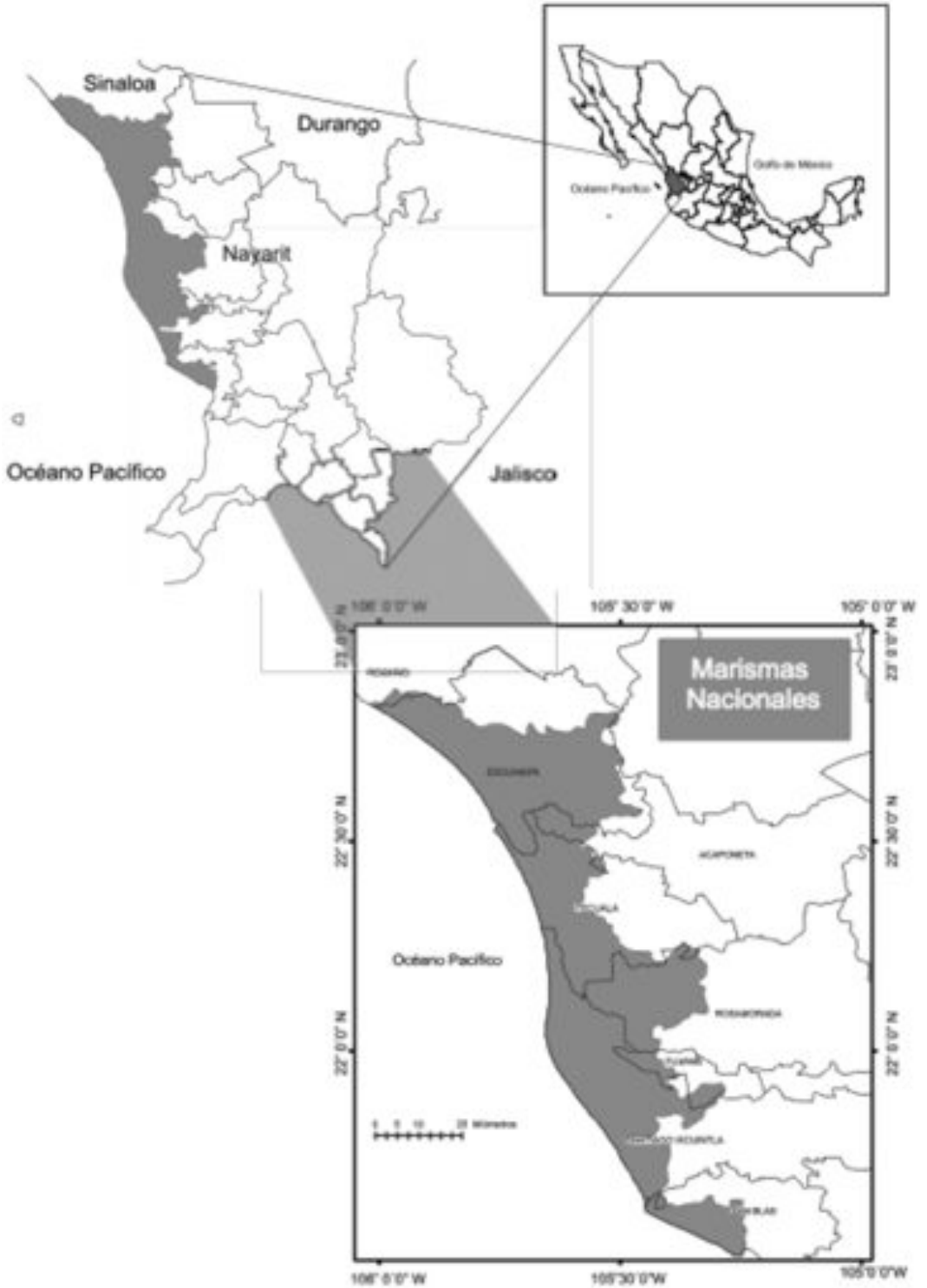


Figura 3.3.1. El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, Estados de Sinaloa y Nayarit (RHA-RAP, 2008).

GEOMORFOLOGÍA

Las condiciones geológicas, físicas y geomorfológicas de un determinado espacio geográfico constituyen la base ambiental para la estructura y dinámica de los componentes en geosistemas naturales o antropogénicos (Hernández *et al.*, 2007).

Thom (1967) fue de los primeros en señalar una relación entre geoforma, drenaje del suelo, nivel de inundación, salinidad y desarrollo de manglares proponiendo (entre otros) los siguientes tipos de entornos: a) descarga fluvial dominante con aporte de sedimentos; b) mareas dominantes y aporte de sedimentos; c) oleaje dominante con descarga fluvial; d) oleaje dominante y poco aporte sedimentario; y también tres clases de hábitats: (1) fluviales (canales, barras de meandros, cuencas); (2) lacustres (llanuras lodosas y playas); y (3) marinos (cordones litorales).

Más tarde Lugo y Snedaker (1974) mencionaron que la estructura de los manglares está determinada por factores como disponibilidad de agua dulce, reciclaje de nutrientes, flujos de mareas, frecuencia y periodos de inundación, características físicas del sedimento y químicas del agua.

Posteriormente Stoddard (1980) reconoció patrones de comunidades vegetales asociados a variaciones del substrato y determinados por el relieve, mientras que Thom (1984) demostró la estrecha correlación entre la evolución de los patrones de vegetación y la dinámica del desarrollo costero junto con la sedimentación.

La distribución de los mangles en patrones de zonación depende, en gran medida,

de las geoformas existentes, las características morfogenéticas del relieve y la microtopografía, las cuales determinan a su vez el régimen hidrológico y la salinidad del agua intersticial (López-Portillo y Ezcurra, 1989; López-Portillo *et al.*, 1989; Semeniuk, 1994; Méndez-Linares, 2003; Méndez-Linares *et al.*, 2007).

El hidropérido (patrón resultante de frecuencias y duración de inundaciones) afecta las condiciones de oxidación/reducción (anaerobiosis) del suelo, la acumulación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes y la productividad primaria, así como la riqueza y composición de especies (Mitsch y Gosselink, 2000).

CALENTAMIENTO GLOBAL

Las características químicas del carbono (C) le confieren una gran versatilidad para la construcción de moléculas que forman los componentes básicos de los seres vivos (proteínas, carbohidratos, grasas, vitaminas, enzimas, hormonas, entre otras). El ciclo del C, uno de los pilares del equilibrio biogeoquímico en cualquier ecosistema y, junto con el ciclo hidrológico, es el responsable del mantenimiento ecológico y del equilibrio entre las interacciones atmósfera-hidrosfera-litosfera-biosfera (Post *et al.*, 1990; Osanya, 2003).

El CO₂ es uno de los compuestos inorgánicos indispensables para la vida en la Tierra, pero su exceso en la atmósfera es causa de desequilibrios, que influyen en otros procesos terrestres como, por ejemplo, el climático (que, a su vez, altera sensiblemente la naturaleza de los ecosistemas en todo

el mundo. Este gas es el principal responsable del efecto invernadero que, en ciertos niveles, permite el mantenimiento de una temperatura promedio ideal para la existencia de vida actual en el Planeta. En los últimos años, sin embargo, el exceso de este gas (principalmente generado por la actividad humana) ha creado un sobrecalentamiento, con consecuencias impredecibles (Schimel *et al.*, 2000; Gore, 2007).

El contenido de CO₂ de la atmósfera se incrementó de 270 a 290 ppm durante el siglo XIX, de 315 ppm en 1956 a 335 ppm en 1976 (De la Cruz, 1986) y, según Bravo (2007), hasta 379 ppm en 2005. Este incremento continúa a una tasa de 1 ppm por año. El balance de C es uno de los más importantes en la naturaleza, puesto que determina los flujos de materia orgánica (MO) y también, en gran parte, el de otros bioelementos (N, P, S, entre otros), pudiéndose a partir de esta información controlar el contenido de CO₂ atmosférico (Gallardo y González, 2004).

El ciclo del C es tremendamente complejo. Se tienen avances en el estudio de las relaciones con factores climáticos, pero falta unificar criterios entre los diferentes modelos que abordan las múltiples interacciones (además de la influencia humana). Ello es debido a la forma en que los seres humanos regresan el C a la atmósfera, muy variada y muchas veces difícil de estimar cuantitativamente. De ahí que los escépticos critiquen el enfoque por contaminación antropogénica argumentando lo siguiente (Gruber *et al.*, 2004):

Si es un hecho que la contaminación antropogénica puede modificar el equilibrio ecológico global, qué tanto más podrá ser

este efecto comparado con lo que han contaminado los propios fenómenos naturales y que la Naturaleza no se haya podido recuperar tarde o temprano.

No hay datos contundentes que demuestren que la contaminación por el hombre está contribuyendo de manera determinante al cambio climático mundial y que dicho cambio no esté provocado por otros factores de mayor escala (modificación del ángulo del eje de rotación terrestre, alteración de la órbita terrestre, cambios en el Sol, u otras condiciones cíclicas de tipo astronómico).

En contraste, los modelos apoyados en las ideas y propuestas emanadas del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático³ han llegado a las siguientes conclusiones (Gruber *et al.*, 2004):

- A) El hombre está incrementando de manera anormal la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera a niveles sin precedentes desde que se tienen registro en la historia de la humanidad.
- B) El principal compartimiento de almacenamiento de C en las esferas terrestres es el suelo y, de este multisistema, los biomas que mejor lo retienen son los humedales (p. ej. manglares, popales, pantanales, ciénagas), aquellos de regiones frías con *permafrost* como la tundra y algunos bosques boreales.
- C) Desde la perspectiva del presupuesto de C en el siglo XXI apenas una atenuación importante en la deforestación tiene el mismo efecto que una disminución en las emisiones de combustibles fósiles o un aumento en los sumideros de la tierra

³ IPCC, siglas en inglés

o el mar. Adicionalmente, forestación y reforestación pueden ser aspectos cada vez más importantes en el manejo futuro del C.

- D) En los trópicos el calentamiento global y el incremento de la aridez pueden promover una reducción en el tamaño de los bosques tropicales. Dado que estos bosques contienen el compartimiento más grande de C en biota terrestre (así como la mayor producción primaria neta, PPN) esta reducción muy probablemente promoverá un aumento de C en la atmósfera.
- E) Hay cinco veces más C en el suelo que en la biota terrestre. Por tanto, si el objetivo es retener el C en los ecosistemas y mantenerlo fuera de la atmósfera la clave está en entender cómo funciona el suelo como almacén de este elemento en el tiempo y en el espacio.
- f) Los flujos de C están controlados por el clima y por el cambio de uso de la tierra, aunque se desconoce a ciencia cierta en que magnitud sucede esto.

CARBONO EDÁFICO

El carbono total del suelo (CTS) es un componente mayor del ciclo del C terrestre. Los suelos del mundo contienen más C que las cantidades totales combinadas que ocurren en la vegetación y la atmósfera. Consecuentemente, los suelos son un reservorio mayor de C y un importante depósito (Schlesinger *et al.*, 2000).

Casi tres cuartas partes del C en los ecosistemas se encuentran en el suelo como bio-

masa de raíces o en formas estables de compuestos orgánicos humificados. Aunque el C almacenado en el suelo no es fácil de cuantificar es necesario calcularlo para entender mejor la distribución e importancia relativa de los almacenes aéreos y subterráneos de C en los ecosistemas terrestres (Acosta *et al.*, 2001; Etchevers *et al.*, 2002).

El suelo mantiene una de las más grandes reservas superficiales en el ciclo global del C; contiene al menos 1,500 ⁴Pg C en formas orgánicas (C orgánico edáfico, COS), y gran proporción de esta cantidad mantenida está muy cerca de la superficie terrestre. Como resultado de la influencia humana (especialmente en la agricultura) se han perdido 36 Pg C de los suelos entre 1860 y 1960, a una velocidad de pérdida de aproximadamente 0.8 Pg C año⁻¹. Así, la pérdida de COS es un componente significativo del flujo biótico de CO₂ a la atmósfera (Schlesinger *et al.*, 2000).

Varios trabajos han estimado que el compartimiento de COS; se estima alrededor de 1,400–1,600 Pg C. De este total global, aproximadamente 55 Pg C reside en el mantillo fresco o detritus (prácticamente sobre la superficie del suelo) conocido informalmente como piso u hojarasca forestal. Debido a que este valor es similar a la producción primaria neta (PPN) terrestre global, el tiempo de residencia media (TRM) del mantillo superficial a nivel mundial es de aproximadamente un año. Una gran proporción del compartimiento de COS permanece cerca de la superficie del suelo donde se mineraliza por los microorganismos, o se pierde por erosión u otras alteraciones (de-

4 Un Pg C = Un petagramo de C = mil billones de gramos (10¹⁵ gramos) = mil millones de toneladas de C.

gradaciones) promovidas por actividades humanas (Schlesinger *et al.*, 2000).

El almacén mundial de C en el suelo es cuatro veces mayor que el biótico (C en la biomasa aérea) y tres veces mayor que el almacén de C en la atmósfera (Lal, 2004). Esto es particularmente importante si se considera el caso de los manglares en particular, y los humedales en general, porque a pesar de su relativa poca extensión en comparación con otros ecosistemas del mundo, el papel estratégico que representan desde el punto de vista ecológico, como almacenadores de C edáfico, es evidente. Por ejemplo, si se les compara a los humedales con los demás almacenes de COS (Cuadro 3.3.1), se observa claramente que sólo son superados en contenido de C por los bosques boreales y los pastizales, dada la mayor extensión de estos últimos. No obstante, si se considera el rubro del COS por unidad de superficie, la diferencia entre los humedales y el resto

de los ecosistemas es abrumadora, lo que evidencia de manera significativa el papel de los humedales como reguladores de C en la naturaleza y, por consiguiente, las consecuencias evidentes que supone su alteración.

IMPORTANCIA DE LOS MANGLARES

En el IPCC se ha indicado que el almacenamiento de C por las plantas (también llamado “secuestro de C”) es una alternativa de bajo costo para reducir el contenido de CO₂ atmosférico.

La información acerca de la captura de C atmosférico mediante fotosíntesis y el incremento de productividad primaria en biomasa está primordialmente dirigida a ecosistemas terrestres forestales y agroforestales. Sin embargo, poco se tiene documentado sobre la eficiencia de esta captura en manglares y un manejo forestal de estos humedales costeros representa una oportunidad para el al-

+ Cuadro 3.3.1. Estimaciones de los principales almacenes de carbono orgánico del suelo (Lal, 2004).

| Ecosistema | Área (10 ⁹ ha) | Almacén de COS (Pg C)* | Densidad de COS (Mg C ha ⁻¹)** |
|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------|---|
| Bosques | | | |
| Tropical | 1.76 | 213 – 216 | 121 – 123 |
| Templado | 1.04 | 100 – 153 | 96 – 147 |
| Boreal | 1.37 | 338 – 471 | 247 – 344 |
| Sabanas y pastizales tropicales | 2.25 | 247 – 264 | 110 – 117 |
| Matorrales y pastizales templados | 1.25 | 176 – 295 | 141 – 236 |
| Tundra | 0.95 | 115 – 121 | 121 – 127 |
| Desierto y semi-desierto | 4.55 | 159 – 191 | 35 – 42 |
| Tierras de cultivo | 1.60 | 138 – 165 | 80 – 103 |
| Humedales | 0.35 | 225 | 643 |

*Pg = petagramo = 10¹⁵ g = mil millones de megagramos.

**Mg = megagramo = 10⁶ g = un millón de gramos.

macenamiento de C. Los suelos de manglar tienen promedios de mineralización de COS bajos, por lo que su potencial de almacenamiento de C es alto, y por ello pueden ser una alternativa para retener el C por largos periodos (Ponce-Hernández, 1999; UN-FCCC, 2000; Moreno *et al.*, 2002a).

Desde hace al menos tres décadas, los humedales se han reconocido como fuente significativa de C y parte importante en el ciclo del mismo (Armentano, 1979). Estos ecosistemas (conocidos por su alta producción primaria) retiran el CO₂ de la atmósfera y secuestran el C en el suelo (hasta por miles de años) donde la descomposición es inhibida por una reducción de oxígeno debido a las condiciones de inundación. Por ello se ha sugerido que ésta función de los humedales como almacenes naturales de C pudo contribuir en los últimos siglos a balancear las pérdidas de C liberado a la atmósfera por la actividad humana. Aunque los humedales no ocupan más del 3% de la extensión total del planeta, éstos contienen grandes cantidades de C que podrían contribuir, en relación con la superficie que cubren, más que otros sistemas a los intercambios del ciclo global del C (Armentano, 1981).

Los manglares son un recurso ecológico y económico muy valioso; ofrecen sitios para reproducción de varias especies acuáticas y de alimento para aves, peces, crustáceos, reptiles y mamíferos; representan una fuente renovable de madera y son sitios de acumulación de C, nutrientes, sedimentos y contaminantes; además ejercen un papel de barrera protectora contra la erosión costera (Alongi, 2002; Moreno *et al.*, 2002b).

La destrucción de los manglares se relaciona comúnmente con el aumento en densidad de la población humana y con una percepción distorsionada de los supuestos beneficios económicos, a corto plazo, que puede generar su cambio en uso del suelo; otras formas de destrucción de los manglares son la planificación y ejecución inadecuada de infraestructura hotelera y turismo masivo (Valdez, 2002).

Los manglares pueden verse afectados de manera directa o indirecta. El efecto indirecto de perturbación de manglares es, quizás, el más generalizado y se presenta cuando se construyen caminos o carreteras, se urbanizan zonas costeras o se construyen desarrollos turísticos, así como cuando se llevan a cabo obras de infraestructura para la explotación y transporte de petróleo o líneas de distribución de energía eléctrica. A estas afectaciones se pueden agregar las políticas económicas orientadas hacia la obtención de ganancias a corto plazo, la modificación de la hidrología por desviaciones de los cauces fluviales con fines agrícolas y la sustitución de áreas de manglar por obras de acuicultura (López-Portillo y Ezcurra, 2002).

A principios de la década de 1980 se estimó que 2300 km² de manglares en los trópicos se habían convertido a estanques piscícolas y que más de 86 millones de toneladas de C se liberaron en los años subsiguientes como consecuencia de los suelos de manglar expuestos (Armentano, 1981).

La cantidad y liberación de CO₂ de los manglares y de los humedales, en general, puede ser cuantificada con precisión si se tienen disponibles los siguientes datos (De la Cruz, 1986): 1) Área del humedal o volu-

men del sustrato orgánico alterado, drenado o excavado; 2) Densidad aparente del suelo orgánico; 3) Concentraciones de C orgánico del sustrato; 4) Velocidad de oxidación de la MO por combustión o descomposición natural (constante de descomposición); y 5) Cantidad de cobertura vegetal removida o reducida para establecer el flujo neto de C.

La producción primaria en el ecosistema de manglar está integrada por las estructuras aéreas de los mangles, las epífitas que viven sobre sus troncos y ramas, las algas que viven sobre sus raíces y el fitoplancton. Las existencias reales de biomasa aérea de los mangles oscilan entre 100 y 200 $^5\text{Mg ha}^{-1}$ y la productividad primaria neta entre 20 y 40 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Larcher, 1977).

Los mangles desprenden sus hojas a una velocidad excepcionalmente alta en relación con otras plantas, a un ritmo de alrededor de 10 Mg peso seco $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Flores-Verdugo *et al.*, 1990). Esta caída de hojarasca puede ser afectada por factores ambientales como la salinidad, que incrementa el costo de mantener tejido fotosintético (Pool *et al.*, 1975). Las hojas, con la ayuda de bacterias y hongos, se convierten en detritus (partículas de MO en descomposición) rico en contenido calórico, proteico y carga microbiana (Espinoza *et al.*, 1981), además de fuente de alimentación para muchos organismos que habitan los manglares (Robertson y Duke, 1987). Algunos de estos organismos detritívoros pertenecen a especies de importancia comercial, como el camarón, callo de hacha, ostiones, mejillones, entre otros (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988); a su vez éstos son alimento de peces de alto valor, como juveniles de pargos, róbalos y corvinas.

Debido a que los procesos pedogenéticos (adición, translocación, transformación) ocurren después que los sedimentos son colonizados por plantas vasculares el sustrato de los bosques de mangles es considerado suelo más que sedimento (Ferreira *et al.*, 2007). A pesar de que las características de estos suelos pueden afectar directamente la productividad y composición de especies los factores edáficos en manglares han recibido relativamente poca atención (Sukardjo, 1994).

Los suelos de manglares se pueden clasificar en dos grupos (Von Prhal *et al.*, 1990): a) orgánicos (mantenidos por procesos anaeróbicos y donde los nutrientes se liberan por descomposición de la MO en zonas aeróbicas y su mineralización es continua); y b) inorgánicos (generalmente ricos en partículas minerales y nutrientes, como Ca, Mg y K, que son retenidos temporalmente del lavado y se forman como depósitos de limo y arcillas en llanuras aluviales).

El desarrollo estructural, producción de material orgánico y reciclaje de nutrientes son regulados en estos ecosistemas costeros por mareas, disponibilidad de agua dulce y sedimentos arrastrados vía escorrentía superficial, influyendo a su vez sobre los diferentes niveles de salinidad, hipoxia y contenido de nutrientes (Twilley, 1995).

La descomposición microbiana es rápida en presencia de O_2 (materiales sápricos⁶) el cual actúa como receptor de electrones du-

⁵ 1 Mg = Un Megagramo = 1,000,000 g = 1 tonelada.

⁶ Sáprico: Material orgánico en etapa avanzada de descomposición; fíbrico: Poco descompuesto, se reconoce aún el material vegetal original; hémico: Etapa de descomposición intermedia. Soil Survey Staff, 1999, Keys to soil taxonomy, Soil Conservation Service, 2ª. ed., United States of America, Department of Agriculture, State University, Washington D.C.

rante la oxidación aeróbica de compuestos orgánicos; sin embargo, el O₂ disminuye cuando los poros del suelo están rellenos de agua (como en los suelos de manglar) y la descomposición se vuelve lenta (materiales fibricos), acumulándose grandes cantidades de materia orgánica (Brady y Weil, 1999; Skoop, 2000).

La acumulación de COS en humedales es resultado del balance de dos procesos: a) fijación de C vía fotosíntesis; y b) pérdida por descomposición (los valores promedio de fotosíntesis son más altos que en otros ecosistemas y los de descomposición son más bajos por las condiciones anaerobias; por tanto, la MO tiende a acumularse (Reddy *et al.*, 2000).

La composición de especies puede influir en la acumulación de hojarasca sobre el piso del manglar y ser un factor importante para la inmovilización de nutrientes durante la descomposición; por ejemplo, en bosques de *R. mangle* la tasa de descomposición de hojarasca es más baja y la inmovilización de nitrógeno más alta que en bosques de *A. germinans* (Yañez-Arancibia *et al.*, 1988).

Debido a que los suelos de manglares tienen en promedio valores bajos de descomposición, su potencial de almacenamiento de C es alto y pueden ser una alternativa para el secuestro de C (Izaurrealde *et al.*, 2001); por ejemplo, en suelos de manglares de Tabasco se encontraron entre 47 y 82 kg C m⁻² (Moreno *et al.*, 2002a), mientras que en Marismas Nacionales, Nayarit, el COS en los manglares estuvo entre 74 y 106 Mg ha⁻¹ (Valdés *et al.*, 2006).

CONCLUSIONES

El CO₂ es el principal gas de efecto invernadero por ser abundante en la naturaleza (tras el vapor de agua, que no se suele considerar); otros gases pueden tener un potencial de absorción de calor mucho mayor que el CO₂, como el CH₄ o los óxidos de N (NO_x), pero debido a que se encuentran en menor concentración son menos peligrosos (aunque no menos importantes).

Los suelos del mundo contienen más C que las cantidades totales combinadas que ocurren en la vegetación y la atmósfera; por tanto, los suelos son un reservorio mayor de C y un importante depósito. Pero este potencial edáfico tiene especial relevancia en el caso de los suelos de manglares, dada su alta capacidad de incorporación de C al suelo por sus condiciones de anaerobiosis; por ello retienen más C en el suelo (junto a las tundras) que cualquier otro ecosistema terrestre.

LITERATURA CITADA

- Abarca F., J. y M. Cervantes. 1996. *Definición y clasificación de humedales*. In: *Manual para el manejo y conservación de los humedales de México*. Eds. Abarca, F. J. y M. Cervantes. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Ecología/U.S. Fish and Wildlife Service/Arizona Game and Fish Department/Wetlands International the Americas-Programa. México. p. 1-34
- Abarca F., J. 2002. *Definición e importancia de los humedales*. In: *Manual para el manejo y conservación de los humedales en México*. Eds. Abarca F., J. y M. Herzig. INE/PRONATURA/SEMARNAT/North American Wetlands Conservation Council/RAMSAR/The Nature Conservancy/Society of Wetlands Scientists/Comité Pigua/Ducks Unlimited de Mexico/Arizona Game and Fish/WNC-CWS, Phoenix, EUA. p. 1-5.
- Acosta M., B. Etchevers, J.D. Monreal C., K. Quednow, C. Hidalgo. 2001. *Un método para la medición del carbono en los compartimentos subterráneos (raíces*

- y suelo) de sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. In: Memorias del simposio internacional sobre medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile. Disco Compacto.
- Alongi, D. M. 2002. *Present state and future of the world's mangrove forests*. Environmental Conservation 29: 331-349.
- Armentano, T. V. 1979. *The role of organic soils in the world cycle*. DOE Report No. DOE/ET/10040-2. The Institute of Ecology, Holcomb Research Institute, Butler University, IN. 37 p.
- Armentano, T. V. 1981. *The potential significance of tropical organic soils for the carbon balance of the terrestrial biosphere*. In: Proceedings of Tropical Ecology Jubilee Symposium, Bhopal, India. 22 p.
- Berlanga-Robles, C. A., A. Ruiz L., G. de la Lanza E. 2008. *Esquema de clasificación de los humedales de México*. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 66: 25-46.
- Blackwell, L. A., D. Hogan and E. Maltby. 2002. *Wetlands as regulators of pollutant transport*. Eds. P.M. Haygarth and S.C. Jarvis. CBA International. Agriculture, Hydrology and Water Quality. p. 321-339.
- Brady, N.C. 1990. *The nature and properties of soil*. 8 ed. McMillan. New York, EUA. p. 279-213.
- Brady, N.C. and R.R. Weil. 1999. *The nature and properties of soils* 9. ed. Prentice-Hall. New York. EUA. 881 p.
- Bravo, F. (coordinador). 2007. *El papel de los bosques en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural. Barcelona, España. 320 p.
- Calderón, C., O. Aburto, E. Ezcurra. 2009. *El valor de los manglares*. CONABIO. Biodiversitas 82:1-6.
- Clough, B.F. 1982. *Mangrove ecosystems in Australia: structure, function and management*. Australian Institute of Marine Science. 302 p.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal, ME). 2008. *Sistema Nacional de Información Forestal*. CONAFOR. México. http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/ [Consultado: 30/06/2010].
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal, ME). 2009. *Humedales: Manglares en México y su importancia*. CONAFOR. México. http://www.conafor.gob.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=358&Itemid=470 [Consultado: 10/06/2010].
- Curry, J. R. y D. G. Moore. 1963. *Sedimentos e historia de la costa de Nayarit, México*. Bol. Soc. Geol. Mexicana. 26(2):107-116.
- Dawes, C. J. 1986. *Botánica marina*. Editorial Limusa. México, D.F. 673 p.
- De la Cruz, A.A. 1986. *Tropical wetlands as a carbon source*. Aquatic Botany 25:109-115.
- Espinoza, M., P. Sánchez y E. Muñoz. 1981. *Valor energético de los detritos y algunos aspectos sobre la productividad y degradación de Rhizophora mangle, en tres zonas de manglar de la Bahía de La Paz, B.C.S.*, Informe laboral CIB. p. 137-179.
- Etchevers B., J.D., C. Hidalgo, J. Padilla, R.M. López, C. Monreal, C. Iturralde, B. Rapidez, F. De León, M. Acosta, A. Vergara, K. Quednow, A. Fernández, C. Figueroa. 2002. *Subproyecto II: Metodología de la medición de la captura de carbono. Proyecto Manejo Sostenible de Laderas (PMSL). Regiones Cuicateca, Mazateca y Mixe, Oaxaca, México*. Colegio de Postgraduados. SAGARPA-GEF-Banco Mundial. México. p. 23-45.
- Ferreira, T.O., P. Vidal-Torrado, X.L. Otero, F. Macías. 2007. *Are mangrove forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brasil*. Catena 70:79-91.
- Flores-Verdugo, F., F. González F., O. Ramírez F., F. Amezcua L., A. Yáñez A., M. Álvarez R. and J.W. Day Jr. 1990. *Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon estuarine system*. Estuaries 13(2): 219-230.
- Gallardo, J.F., M.I. González. 2004. *Sequestration of C in a spanish chestnut coppice*. Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales:108-113.
- Gore, A. 2007. *Una verdad incómoda: La crisis planetaria del calentamiento global y cómo afrontarla*. Gedisa. Barcelona. 325 p.
- Gruber N., P. Friedlingstein, C.B. Field, R. Valentini, M. Heimann, J.E. Richey, P. Romero L., E.D. Schulze, and C.T.A. Chen. 2004. *The vulnerability of the Carbon Cycle in the 21st Century: an assessment of carbon-climate-human interactions*. Eds. C.B. Field and M.R. Raupach. The Global Carbon Cycle. p. 45-76.
- Hernández S., J.R., A.P. Méndez Linares y M. Figueroa Mah Eng. 2007. *Caracterización del relieve plio-cuaternario del entorno costero del estado de Veracruz, México*. Revista C & G. 21(3-4):113-131.
- Hutchings, P.A. and Saenger P. 1987. *Ecology of mangroves*. University of Queensland Press. 432 p.

- Izaurre, R.C., N.J. Rosenberg and Lal R. 2001. *Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring and degraded lands*. *Advances in Agronomy* 70: 1-75.
- Jiménez, J.A. 1990. *The structure and function of dry weather mangroves on the Pacific coast of Central America, with emphasis on Avicennia bicolor forests*. *Estuaries* 13(2): 182-192.
- Kathiresan K. and B.L. Bingham. 2001. *Biology of mangroves and mangrove ecosystems*. *Advances in Marine Biology* 40: 81-251.
- Kjerfve, B. 1994. *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series 60. 577 p.
- Lal, R. 2004. *Soil carbon sequestration to mitigate climate change*. *Geoderma* 123:1-22.
- Lankford, R.R. 1977. *Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification*. In: *Estuarine Processes II: Circulation, Sediment and Transfer of Material in Estuary*. Academic Press Inc., New York. p. 182-215.
- Larcher, W. 1977. *Ecofisiología vegetal*. Omega, España. 322 p.
- López-Portillo, J. and E. Ezcurra. 1989. *Response of three mangroves to salinity in two geofoms*. *Functional Ecology* 3:355-361.
- López-Portillo, J., E. Ezcurra y J.M. Maass. 1989. *Los petenes de Sian Kaán, Quintana Roo, y su relación con gradientes de presión hídrica*. *Acta Botánica Mexicana* 5:19-29.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. *Los manglares de México: una revisión*. *Madera y Bosques* Número especial 1:25-51.
- Lugo, A.E. and S.C. Snedaker. 1974. *The ecology of mangroves*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:39-64.
- Méndez-Linares, A.P. 2003. *Fisonomía y estructura de diferentes asociaciones de manglar y su relación con la geomorfología del abanico deltaico de Arroyo Seco, Jalisco*. Tesis de Maestría en Ciencias, UNAM, México, D.F. 72 p.
- Méndez-Linares, A.P., J. López-Portillo, J.R. Hernández-Santana, M.A. Ortiz-Pérez, y O. Oropeza-Orozco. 2007. *The mangrove communities in the Arroyo Seco deltaic fan, Jalisco, Mexico, and their relation with the geomorphic and physical-geographic zonation*. *CATENA* 70:127-142.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley and Sons Inc., New York. 920 p.
- Moreno-Casasola, P. 2006. *Humedales costeros*. In: *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*. Eds. P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello. Instituto de Ecología A.C., CONANP, SEMARNAT. Xalapa, Ver., México. Vol 2 Secc. IV-V. 1251 p.
- Moreno, E., A. Guerrero, M.C. Gutiérrez, C.A. Ortiz, D.J. Palma. 2002a. *Los manglares de Tabasco: una reserva natural de carbono*. *Madera y Bosques* Número especial 1:115-128.
- Moreno, C.P., J.L. Rojas, D. Zárate, M.A. Ortiz, A.L. Lara, T. Saavedra. 2002b. *Diagnóstico de los manglares de Veracruz; distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática*. *Madera y Bosques* Número especial 1:61-88.
- Olmsted, I. 1993. *Wetlands of Mexico*. In: Whigham, D.F., D. Dykijová, and S. Hejný (eds.). *Wetlands of the World 1*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. p. 637-677.
- Osnaya P. (coord.). 2003. *Avances de México en materia de cambio climático 2001-2002*. A. Fernández y J. Martínez (coordinadores). INE-Semarnat. México. 104 p.
- PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PA). 1998. *Convención relativa a los humedales*. PNUMA. Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Panamá. <http://www.pnuma.org/recnat/esp/ramsar.php> [Consultado: 15/06/2011].
- Phleger, F.B. 1969. *Some general features of coastal lagoons*. In: *Lagunas costeras, un simposio*. Ayala Castañares, A. (Ed.). UNAM, México, D.F. p. 5-26.
- Ponce-Hernández, R. 1999. *Assessing the carbon stock and carbon sequestration potential of current and potential land use systems and the economic rationality of land use conversions*. In: *Prevention of Land Degradation, Enhancement of Carbon Sequestration and Conservation of Biodiversity Thorough Land Use Change and Sustainable Land Management with Focus in Latin America and the Caribbean*. FAO World Soil Resources Reports 86. p. 79-94.
- Pool, D.J., A.E. Lugo and S.C. Snedaker. 1975. *Litter production in mangrove forests of southern Florida and Puerto Rico*. In: *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. G.E. Walsh, S.C. Snedaker and H.J. Teas (eds.). Institute of Food and Agriculture Sciences, University of Florida. Gainesville, Florida. p. 213-237.

- Post, W.M., T.H. Peng, W.R. Emanuel, A.W. King, V.H. Dale, D.L. De Angelis. 1990. *The global carbon cycle*. American Scientist 78: 310-326.
- Qasim, S.Z. 1998. *Mangroves*. In: Glimpses of the Indian Ocean. University Press, Hyderabad. pp. 123-129.
- Reddy, K.R., E.M. D'Angelo and W.G. Harris. 2000. *Biogeochemistry of wetlands*. In: Handbook of soil science. Summer, M.E. (ed.). CRC Press. New York. p. 89-114.
- RHARAP. 2008. *Mapa de Marismas Nacionales*. Galería de Fotos. Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras. http://www.whsrn.org/data/Unsorted/mapa_grande-21919-1.jpg [Consultado: 1/12/2008].
- Robertson, A.I. and N.C. Duke. 1987. *Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia*. Marine Biology 96:193-205.
- Ruiz-Luna, A., J. Acosta V. and C.A. Berlanga-Robles. 2008. *On the reliability of the data of extent of mangrove; a case study in Mexico*. Ocean and Coastal Management 51:342-351.
- Schimel D., I.G. Enting, M. Heimann, T.M.L. Wigley, D. Raynaud, D. Alves, U. Siedenthaler. 2000. *CO₂ and the carbon cycle (extracted from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Report, "Climate Change, 1994")*. In: The Carbon Cycle. T.M.L. Wigley and D.S. Schimel (eds.). Cambridge University Press. New York. p. 7-36.
- Schlesinger, W.H., J. PalmerWinkler y J.P. Megeonigal. 2000. *Soils and the global carbon cycle*. In: The Carbon Cycle. T.M.L. Wigley and D.S. Schimel (eds.). Cambridge University Press. New York. pp. 93-101.
- Scholander, P.F. 1968. *How mangroves desalinate sea water*. Physiologia Plantarum 21:25-26.
- Semeniuk, V. 1994. *Predicting the effect of sea-level rise on mangroves in Northwestern Australia*. Journal of Coastal Research 10(4):1050-1076.
- Skoop, J.M. 2000. *Physical properties of primary particles*. In: Handbook of Soil Science. Ed. M. E. Summer. CRC Press. New York. p. 1-16.
- Stoddard, D.R. 1980. *Mangroves and successional stages, Inner Reefs of the Northern Great Barrier Reef*. Journal of Biogeography 7:269-284.
- Sukardjo, S. 1994. *Soils in the mangrove forests at the Apar Nature Reserve, Tanah Grogot, East Kalimantan, Indonesia*. Southeast Asian Studies 32(3): 385-398.
- Thom, B.G. 1967. *Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, México*. Journal of Ecology 55: 301-343.
- Thom, B.G. 1984. *Coastal landforms and geomorphic processes*. In: The Mangrove Ecosystem: research methods. Snedaker, S.C. and J.C. Snedaker (eds.). UNESCO. U.K. p. 3-17.
- Tomilson, P.B. 1986. *The Botany of Mangroves*. London: Cambridge University Press. 413 p.
- Travieso B., A.C. 2006. *Manglares*. In: Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal. Eds. P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello. Instituto de Ecología A.C., CONANP, SEMARNAT. Xalapa, Ver., México. Volumen II. Secc. IV-V. 1251 p.
- Twilley, R.R. 1995. *Properties of mangrove ecosystems in relation to the energy signature of coastal environments*. In: Maximum Power. C.A.S. Hall (ed.). University Press of Colorado, Niwot. p. 43-62.
- UNFCCC. 2000. *Sexto periodo de sesiones de la conferencia de las partes en la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático*. In: Carpeta de prensa. Convención-Marco sobre el Cambio Climático. ONU. La Haya. 14 p.
- Valdés V., E., J.I. Valdez H., J.F. Gallardo L., V.M. Ordaz Ch. y J. Pérez N. 2006. *El carbono edáfico en manglares de Nayarit (México)*. In: Medioambiente en Iberoamérica: Visión desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI. Ed. J.F. Gallardo Lancho. SIFYQA. Badajoz, España. p. 519-523.
- Valdez H., J. I. 2002. *Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México*. Madera y Bosques. Número especial 1:129-145.
- Valdez H., J.I. 2004. *Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit*. Madera y Bosques Número especial 2: 93-104.
- Von Prhal, H., Contreras J. y Contreras R. 1990. *Manglares y hombres del Pacífico Colombiano*. Editorial Presencia. Colombia. 184 p.
- Walter, H. 1977. *Climate*. In: Wet coastal ecosystems of the world. Ed. Chapman V.J. Elsevier Pub. Co. Amsterdam. p. 61-67.
- Yáñez Arancibia, A.; A. L. Lara Domínguez, J. L. Rojas Galavis, P. Sánchez Gil, J. W. Day and C. J. Madden. 1988. *Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico)*. Journal of Fish Biology 33:191-200 (suppl. A).

3.4 Efecto de los incendios sobre la actividad microbiana del suelo en el Bosque La Primavera, en el estado de Jalisco, México

Eduardo López Alcocer, Martha Delia Ocegueda Reyes, Francisco Calderón Calderón, Fernando López Alcocer, J. América Loza Llamas, Andrés Rodríguez García, Rogelio Lepiz Ildefonso, Eduardo Salcedo Pérez.

RESUMEN

En el presente documento se dan a conocer los principales efectos que un incendio forestal provoca en los sitios afectados, principalmente en las características químicas y microbiológicas del suelo. El estudio se realizó dentro de una superficie afectada de aproximadamente 10,000 ha del bosque "La Primavera" (BLP), ubicado al occidente de la zona metropolitana de Guadalajara. Para el estudio se cuantificaron bacterias (ufc), hongos y actinomicetos. Además esporas de hongos micorrizicos (MVA). En las áreas afectadas se encontraron cuatro estratos en el perfil de suelo, en tanto que en las áreas no afectadas por incendios, se formaron seis estratos. Los incendios afectaron además del desarrollo de los estratos, la fertilidad del suelo. El contenido de MO fue de 8.74% y 3.4%, en las áreas sin y con incendios, respectivamente. La CIC presentó la misma tendencia, 16.96 meq 100g⁻¹ y 11.11 meq 100g⁻¹, en el orden mencionado para la MO. Además, se encontró una menor actividad del grupo bacteriano, que de hongos y actinomicetos. La cuenta de esporas de hongos endomicorrizicos fue significativamente menor a la del área no afectada. Dichos resultados demuestran que en el caso de bosques fragmentados las consecuencias de un incendio son mayores y su impacto se refleja de manera casi inmediata.

ABSTRACT

In this document the main effects that a forest fire causes in the damaged areas are exposed, mainly in the chemical and microbiological soil characteristics. The study was realized in a damaged area of approximately 10,000 ha in the "Primavera" forest located westly from Guadalajara city. For the study bacteria, fungus and actynomicetes were quantyfiend. Also micorrhization fungus spores. In the affected areas four stratums in the soil were found, but in the undamaged areas six stratums were found. The fires damaged the development of the stratums as well as the fertility of the soil. The content of MO was 8.74% and 3.4% in the fire damaged and undamaged areas respectively. The CIC presented the same tendency, 16.96 meq 100g⁻¹ and 11.11 meq 100g⁻¹, in the mentioned order for MO. Also less activity from the bacterian team was found than the fongus and actynomicetes. The total of fongus endomycorrhizal spores was significantly lower than that of the undamaged area. Such results demostrate that in the case of fragmented forest the consequences after a fire are higher and his impact reflects almost immediately.

El bosque La Primavera (BLP), enclavada en la Sierra de la Primavera, se ubica al occidente de la ciudad de Guadalajara entre las coordenadas extremas 103°28' a 103°42' de longitud Oeste y 20°32' a 20°44' de latitud Norte, en parte los municipios de Zapopan, Tala y Tlajomulco de Zuñiga, en el estado de Jalisco (SEMARNAT, 2000). Cubre una extensión de 36,000 ha, de las cuales 30,500 ha por el decreto del 6 de marzo de 1980, forman el área protegida bajo la categoría de Zona de Protección Forestal y Refugio de la Fauna Silvestre. La sierra de la Primavera es el parteaguas superficial de las cuencas hidrológica del Río Grande o Santiago, del Río Ameca, y la de San Marcos. La precipitación media anual es de 980mm, con temperatura media anual de 20.6°C.

En el bosque se encuentran seis tipos de vegetación dominante: Bosque de Encino-Pino, Bosque de Pino-Encino, Bosque de Pino, Bosque Tropical Caducifolio, Pastizal y Matorral Subtropical (Reyna, 2004). El suelo predominante en el BLP es de tipo Regosol, derivado del intemperismo de la toba, pómez y riolita (SEMARNAT, 2000; Universidad de Guadalajara, 1986).

La importancia de este bosque radica en que es prácticamente la última zona boscosa de consideración en las cercanías a la ciudad de Guadalajara y su área conurbada, actúa como pulmón de la ciudad, además de ser zona de recarga hidrológica superficial para los acuíferos, área de recreación y área de refugio de la fauna silvestre.

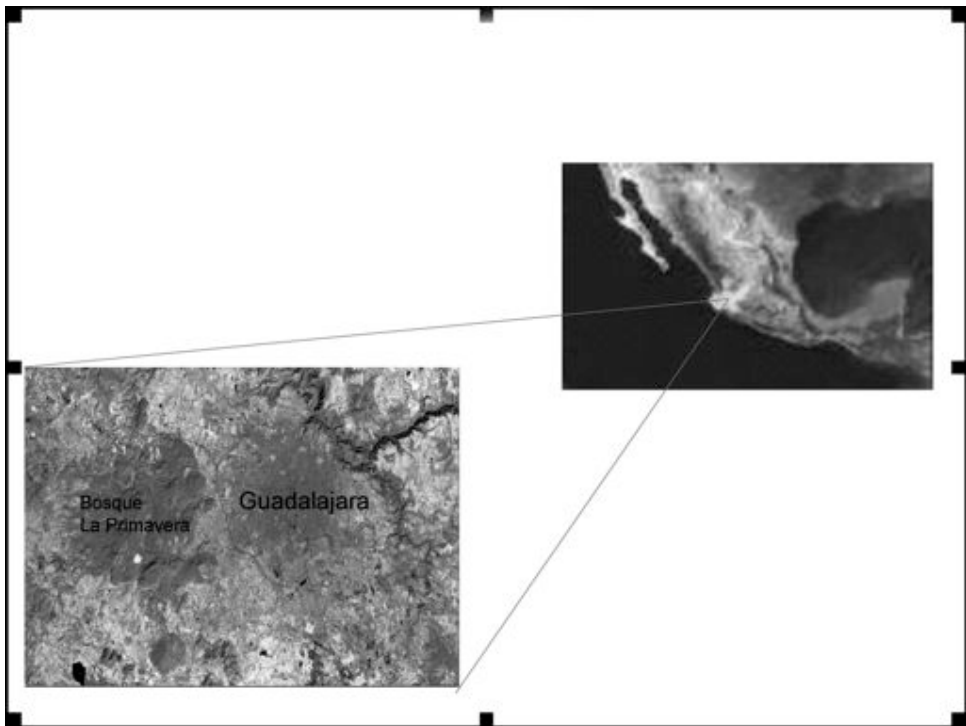


Figura 3.4.1. Localización del Bosque La Primavera (*).

Los principales problemas que aquejan al bosque La Primavera son los relacionados con la reducción del área boscosa por el avance de la frontera agrícola, crecimiento de la mancha urbana, ganadería no controlada y los frecuentes incendios, principalmente.

Particularmente los incendios forestales son, por su frecuencia e intensidad, los que más afectan la condición forestal. Su origen es principalmente de orden antropogénico y la actividad agrícola y ganadera, sus causas principales. El efecto negativo directo de los incendios es sobre la flora y la fauna, sin embargo la capa superficial de materia orgánica y sobre todo la actividad microbiana, se afectan considerablemente.

El presente escrito tiene como objetivo conocer el efecto de los incendios sobre la actividad microbiana en el bosque La Primavera.

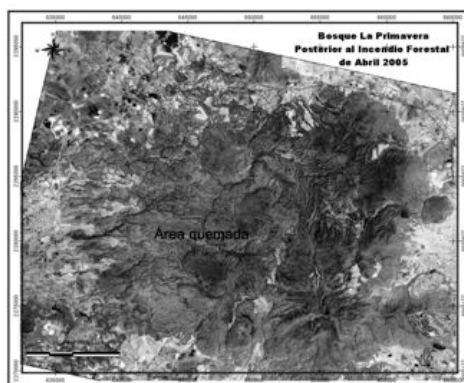
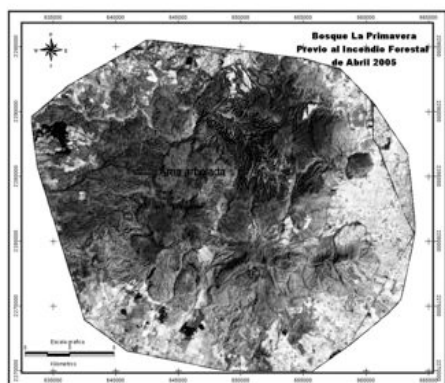
Se cuenta con un registro histórico de los incendios que han afectado significativamente al bosque La Primavera, donde destacan por su extensión y daño, los acaecidos en los años 1996, 2000, 2002, 2004 y 2005,

no obstante que dichos incendios se presentan año con año. (Comité Técnico para la Administración del BLP, 2006).

El día 25 de abril del 2005, se registró un incendio en el Bosque la Primavera, afectando una superficie aproximada de 10,000 ha, el de mayor magnitud en los últimos 10 años. El área cubierta por bosque de pino-encino, fue la más afectada. Las cifras oficiales reportadas, en la página web del Bosque la Primavera, manifiesta que: “El incendio en el bosque afecto en diversas formas el área, en total la superficie afectada es como sigue: 8,478 hectáreas afectadas de las cuales 7,799 ha, corresponden a pastos nativos e inducidos 423 ha. a arbustos y matorrales y 254 ha, a arbolado adulto y renuevo”.

Se menciona además que la conflagración se inició al Oeste del área con un incendio tipo copa y extendido hacia el Este se registro de tipo superficial. La vegetación más afectada fue la del bosque de pino-encino con vegetación secundaria.

Para el logro del objetivo planteado, en el año 2009, fueron seleccionados dos sitios de muestreo, el primero no afectado por incen-



Figuras 3.4.2 y 3.4.3. Imágenes de satélite en falso color del área de estudio, antes y después del incendio ocurrido en abril de 2005 (*).



Figuras 3.4.4 y 3.4.5. Sitios de muestreo en las áreas no afectadas y afectada por el incendio ocurrido en el 2005, respectivamente.

dios en los últimos veinte años y el segundo bajo condición de incendio, particularmente del área afectada por el incendio del año 2005, ambos sitios en el área de bosque de encino-pino. El muestreo se realizó en la época de estiaje.

En cada sitio se abrieron los correspondientes perfiles; de cada estrato se tomaron muestras para realizar el análisis microbiológico. Se cuantificaron por el método de vaciado en placa (ufc) bacterias, hongos y actinomicetos. Además por el método de tamizado y decantación (Gerdermann y Nicolson, 1963), se cuantificaron esporas de hongos micorrizicos (MVA).

Los resultados muestran un menor desarrollo de los estratos en los perfiles en las áreas afectadas por incendios. En las áreas con incendios se encontraron cuatro estratos en el perfil, en tanto que en las áreas no afectadas por incendios, se formaron seis estratos en el perfil. Los dos primeros están formados por la hojarasca en proceso de fragmentación y descomposición, respectivamente (Figuras 3.4.6 y 3.4.7). El tamaño de las hojas presentes en los sitios de muestreo, fue diferente, ya que en las áreas afectadas por incendios fueron más pequeñas, en tanto que las mismas en el área no afectada por incendios presentaron un mayor desarrollo (Figura 3.4.8). Esta diferencia



Figuras 3.4.6 y 3.4.7. Perfiles de suelo correspondientes a las áreas no afectadas y afectadas por el incendio ocurrido en el 2005, respectivamente.



Figura 3.4.8. Diferencia en el desarrollo de las hojas de encino en las áreas afectadas y no afectadas por incendios en el bosque La Primavera.

sugiere que los incendios afectaron además del desarrollo de los estratos, la fertilidad del suelo. En efecto, el contenido de Materia Orgánica (MO) y la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), presentaron diferencias, medidas en el estrato donde se mezclan la MO y la fracción mineral del suelo.

El contenido de MO fue de 8.74% y 3.4%, en las áreas sin y con incendios, respectivamente. La CIC presentó la misma tendencia, 16.96 meq 100g⁻¹ y 11.11 meq 100g⁻¹, en el orden mencionado para la MO, lo que sugiere una afectación de estas variables por los incendios y la continuidad del proceso de recuperación de las áreas afectadas. Esto se dará siempre y cuando no se presente un nuevo incendio.

Los datos de la cuenta microbiana se reportan en el cuadro 3.4.1.

Generalmente en el curso de la descomposición de la materia orgánica existe una sucesión de grupos microbianos, según el proceso metabólico de cada grupo, así, las bacterias inician el proceso de descomposición consumiendo la fracción lábil de la materia Orgánica, tales como glucosa, almidones, proteínas y otras moléculas. A las bacterias le siguen los hongos, degradando la fracción celulósica y finalmente participan los actinomicetos para degradar los compuestos ricos en lignina (Polprasert, 1989).

Los datos anteriores muestran que la actividad microbiana es más intensa en los estratos medios, posiblemente porque la humedad se conservó mejor en esta porción del perfil. Aquí se recuerda que el muestreo se realizó en época de estiaje.

+ Cuadro 3.4.1. Cuenta de microorganismos (UFC) x 10⁵ para los diferentes grupos que intervienen en la degradación de la Materia Orgánica.

| Estrato N° | Hongos C/I | Hongos S/I | Bacterias C/I | Bacterias S/I | Actinomicetos C/I | Actinomicetos S/I |
|------------|------------|------------|---------------|---------------|-------------------|-------------------|
| 1 | 400 | 0.005 | 0.040 | 500 | 50 | 0.5 |
| 2 | 900 | 0.023 | 0.090 | 6000 | 98 | 0.5 |
| 3 | 280 | 0.058 | 0.027 | 1250 | 135 | 7.5 |
| 4 | 380 | 0.015 | 0.039 | 100 | 40 | 7.0 |
| 5 | | 0.060 | | 250 | | 5.0 |
| 6 | | 0.031 | | - | | 0.1 |

C/I= Con incendio; C/I= Con Incendio S/I= Sin incendio

En el sitio afectado por los incendios se observa baja actividad del grupo bacteriano, no así en los grupos de hongos y actinomicetos. Lo anterior sugiere que buena parte de la materia orgánica ya fue degradada en la fracción aprovechable por las bacterias, en tanto que los hongos y actinomicetos desarrollan su actividad en la fracción rica en celulosa y lignina.

El sitio no afectado por los incendios presenta mayor cantidad de hojarasca acumulada en la superficie del suelo. El grupo bacteriano es el que presenta mayor actividad en los estratos medios, precisamente donde se conserva mejor la humedad y por lo tanto donde existe un proceso intensivo de degradación de la materia orgánica, entrando en sucesión el grupo de los hongos y actinomicetos.

Los resultados indican mayor actividad de los grupos de hongos y actinomicetos en el sitio afectado por los incendios. Lo anterior sugiere que a partir del incendio, donde se perdieron las capas o estratos más superficiales del perfil (estrato orgánico), se activó el proceso de regeneración en la capa

inferior (suelo) donde se tiene mayor contacto con los microorganismos degradadores de la materia orgánica. En esta fase de regeneración del perfil, el estrato húmico se empieza a integrar, después de 3-4 años, que es el periodo de transformación de la hojarasca en humus y la posterior formación del estrato orgánico.

Como observación adicional se encontró que en el área afectada por los incendios, la cuenta de esporas de hongos endomicorrizicos fue significativamente menor a la cuenta efectuada en el área no afectada por los incendios.

(*) Fotos proporcionadas por el Comité Técnico para la Administración del BLP

CONCLUSIONES

Los incendios consumieron las capas del perfil con de alto contenido de MO

La pérdida de la MO afectó el hábitat de los microorganismos del suelo

Disminuyó el número de microorganismos en el área quemada

Se disminuyó la producción de biomasa en el área quemada, visualizada por el tamaño de las hojas del encino

La capa orgánica del perfil inicia su recuperación en un lapso de 3 a 4 años.

El horizonte orgánico ambientalmente, representa el factor de recuperación del suelo, después de un incendio.

LITERATURA CITADA

Comité Técnico para la Administración del BLP. 2006. *Carta de registro histórico de conatos e incendios en el bosque La Primavera.*

Diario Oficial de la Federación, 6 de marzo de 1980.

Gerdermann, J.W. y T. Nicolson. 1963. *Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting.* Trans. Brit. Mycol. Soc. vol. 46. pp 235-244.

Polprasert, Ch. 1989. *Organic waste recycling.* Jhon Wiley and Sons. 357 p.

Reyna B. O. F. 2004. *Árboles y arbustos del bosque La Primavera. Guía ilustrada.* Universidad de Guadalajara. 118 pp.

SEMARNAT. 2000. *Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera México.* Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. 132 pp.

Universidad de Guadalajara. 1986. *Plan de Manejo Bosque La Primavera.* Universidad de Guadalajara. México. 164 pp.



CAPÍTULO 4

PROTECCIÓN FORESTAL



360

4.1 Variaciones en el comportamiento del fuego en un ecosistema forestal de Jalisco al implementar quemas prescritas

375

4.2 Relación de los incendios forestales con la infestación por descortezadores y barrenadores de madera

Introducción

En el presente capítulo 4 denominado “Protección forestal”, se tratan dos temas de investigación relacionados con las variaciones en el comportamiento del fuego en ecosistemas forestales, y sobre la relación que existe entre los incendios forestales con la infestación por plagas en la madera.

El primer trabajo 4.1) refiere a las variaciones en el comportamiento del fuego en los ecosistemas boscosos en relación con el ambiente. El trabajo se desarrolló en un bosque templado de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y presenta el monitoreo de la influencia de los factores ambientales en el comportamiento del fuego, básicamente la altura de llama cuando se implementa una quema controlada en un rodal forestal de pino-encino.

En el segundo artículo 4.2) se describe la relación que existe entre los incendios forestales con la infestación por plagas en la madera. Los árboles que son dañados por los incendios, pueden morir años más tarde debido a la disminución del vigor y/o de la presencia de plagas y enfermedades que son favorecidas por el fuego. Los árboles que quedan con la copa completamente chamuscada pero con las yemas terminales vivas han mostrado ser más susceptibles de ser colonizados por insectos descortezadores y barrenadores de madera.

4.1 Variaciones en el comportamiento del fuego en un ecosistema forestal de Jalisco al implementar quemas prescritas

José Germán Flores Garnica, Juan de Dios Benavides Solorio.

RESUMEN

Los incendios forestales de bajo impacto pueden resultar en una serie de efectos positivos en los bosques, como son: el favorecer la regeneración natural, definición de hábitats apropiados para la fauna, disminución de riesgos de incendios extremos, entre otros. Y para conocer como se manifiesta el incendio deben evaluarse varios parametros, como son, velocidad de propagación, altura de llama, e intensidad de calor. En México es escasa la información en este tema, por ello, el objetivo de este presente trabajo fue monitorear la influencia de los factores ambientales en el comportamiento del fuego (básicamente altura de llama), bajo la implementación de una quema controlada en un rodal forestal de pino-encino. El trabajo se desarrolló en un bosque templado del estado de Jalisco. Se observó que las cargas de combustibles influyen, de manera directa, en el comportamiento del fuego. Por ejemplo, en las áreas donde se acumulan combustibles de 1 hora, la velocidad de propagación se aceleró. Por otra parte, la acumulación de combustibles pesados (100 y 1000 horas) propició una mayor intensidad de calor. En cuanto a la influencia de factores ambientales en el comportamiento del fuego, el factor más relevante fue el viento, que fue en promedio de 2.2 km/hr. En general, al disminuir la velocidad del viento, disminuyó la altura de la llama.

Palabras clave: quemas prescritas, evaluación de combustibles, quema controlada, altura de la llama.

ABSTRACT

Low impact forest fires can result in a serie of positive effects for forest, such as: enable natural regeneration, definition of apropiate habitats for fauna, danger decreasing of extreme forest fire and more. In order to know how the fire domonstrate itself different parameters must be evaluated like spread of the fire speed, flame high and heat intensity. In Mexico the information on this topic is very limited this is why the main purpose of this paperwork was to monitor the influence of enviromental factors in fire behavior (basically flame hight), by implementing a controlled burning in a mild forest in Jalisco. We could observe that the fuel charges influence in a direct way the fire behavior. For example in areas where 1 hour fuel is accumulated, the speed of the fire spread was speeded up. Also the accumulation of heavy fuel (100 and 1000 hours) favored a higher heat intensity. A for the influence of enviromental factors in fire behavior, the most relevant factor was the wind, which was 2.2 km/hr average. In general by reducing the wind speed the flame height decreased.

Key words: prescribed burning, fuel evaluation, controlled burning, flame height.

Incendios forestales de bajo impacto pueden resultar en una serie de efectos positivos en ecosistemas forestales (Arno, 1980), como son: el favorecer la regeneración, definición de hábitats apropiados para la fauna, disminución de riesgos de incendios extremos, entre otros. Sin embargo, para poder estimar el impacto del fuego, debe entenderse como se manifiesta este en diferentes condiciones ambientales (Hernando, 2000). Si es posible conocer bajo qué condiciones el fuego tiene un comportamiento moderado en un incendio forestal, este puede ser usado en forma controlada para el logro de objetivos específicos (fomento de la regeneración [Van Lear y Waldrop, 1991], disminución de combustibles (Flores *et al.*, 2007), fomentar condiciones de hábitat para fauna [Flores y Benavides, 1994a]). Esta forma en que se manifiesta el fuego, bajo diferentes condiciones, se refiere como el comportamiento del fuego, en el que se consideran varios parámetros, como lo son: velocidad de propagación, altura de llama, intensidad de calor, etc. (Campbell *et al.*, 1996). Sin embargo, debe remarcar la escasa información que existe sobre estudios del comportamiento del fuego en quemas controladas en México, lo cual hace difícil la prescripción del uso del fuego. Debido a esto, el objetivo general del presente trabajo fue monitorear la influencia de los factores ambientales en el comportamiento del fuego (básicamente altura de llama), bajo la implementación de una quema controlada en un rodal forestal de pino-encino. El trabajo se desarrolló en un bosque templado del estado de Jalisco. Se espera que los resultados puedan usarse como apoyo a las estrategias de prevención y control de incendios forestales.

ANTECEDENTES

Parámetros de evaluación del comportamiento del fuego

El comportamiento del fuego se refiere a la velocidad de propagación, su dirección de avance, su forma, el largo de las llamas, su intensidad, la probabilidad de que se produzcan fuegos secundarios, o de que se convierta de superficial a incendio de copas, etc. La evaluación de este comportamiento se hace a través de varios parámetros (Campbell *et al.*, 1996; Fuller, 1991): 1) Ritmo de dispersión. La velocidad a la que el frente del incendio avanza; 2) Calor por unidad de área. La cantidad de calor liberado por unidad de superficie durante cierto tiempo en un área dada del frente de la flama; 3) Intensidad de la línea de fuego. La cantidad de calor liberada por unidad de longitud del frente del fuego por segundo; 4) Longitud de flama. Promedio de la longitud de flama hacia un punto de proyección; 5) Distancia de dispersión. Estimación del probable movimiento de avance de un incendio en un periodo específico; 6) Mapa de distancia. Estimación del progreso del frente del fuego; 7) Área. Estimación del área del incendio; 8) Componente de ignición. Estimación de la probabilidad de que una brasa cause una ignición que pueda evolucionar en un nuevo incendio; 9) Intensidad de reacción. Rango de calor liberado por unidad de superficie por unidad de tiempo.

Factores que afectan el comportamiento del fuego

Para que exista fuego es necesario que exista una fuente de ignición y a su vez exista combustible disponible para arder, además de oxígeno que va a ser necesario para la sustentación del proceso de combustión. (Rodríguez, 1996). Una vez que se ha iniciado el fuego, ya sea como incendio forestal o quema prescrita, se manifiesta un comportamiento definido. El cual es producto de las condiciones ambientales en el que el fuego está ocurriendo, tales como tiempo atmosférico (Martínez *et al.*, 1990), topografía (Flores *et al.*, 2005) y los combustibles forestales (Kapler y Fischer, 1997). Estos pueden variar en el tiempo y espacio (Flores y Omi, 2003). En el tiempo atmosférico se consideran cinco factores (temperatura, humedad relativa, estabilidad atmosférica, precipitación y velocidad y dirección del viento). Referente a la topografía se consideran cinco factores (la elevación, la posición en la pendiente, la pendiente, la exposición y la configuración del terreno).

Dentro de los combustibles son considerados seis factores (carga del combustible, tamaño y forma, compactación, continuidad horizontal y vertical, contenido de sustancias químicas) (Rodríguez, 1996). De acuerdo con esto el fuego es una fuente localizada de calor, pero que reacciona en conjunción de las interacciones que puedan tener entre factores y componentes del ambiente. Llegando incluso a crear su propio tiempo atmosférico (Anderson, 1989). De esta forma, los cambios en el comportamiento del fuego son el resultado de los cambios en los patrones ambientales, de acuerdo con el mo-

vimiento del fuego sobre el terreno y conforme pasa el tiempo (Countryman, 1992). Por lo tanto, el estado actual de los componentes ambientales, y las interacciones entre ellos y con el fuego mismo, determinan el comportamiento del fuego en cualquier momento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del área de estudio

Este trabajo se desarrolló dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), la cual es un área de gran importancia para la conservación por su alta diversidad biológica (más de 2,800 especies de plantas vasculares y alrededor de 580 especies de vertebrados), con casi toda la variedad de ecosistemas representativos de las montañas mexicanas (incluyendo bosque mesófilos, pinares, encinares, selvas bajas y medianas, bosques de galería y agrosistemas tradicionales), y con una alta importancia regional para la protección de cuencas hidrográficas (Jardel, 2003; Martínez *et al.*, 1993). El área de estudio corresponde a la Estación Científica "Las Joyas", la cual está ubicada dentro de la RBSM (Figura 4.1.1). Los sitios de muestreo se ubicaron en un área que presenta un relieve montañoso, accidentado, alrededor de los 2,000 m de altitud sobre el nivel del mar. Donde el clima es templado subhúmedo con régimen de lluvias de verano. Los tipos de cobertura vegetal son bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, bosque de pino-encino, matorrales secundarios y bosques riparios. Las especies de pino son *Pinus douglasiana*, *P. herrerae* y *Pinus oocarpa* y en el sotobosque abundan

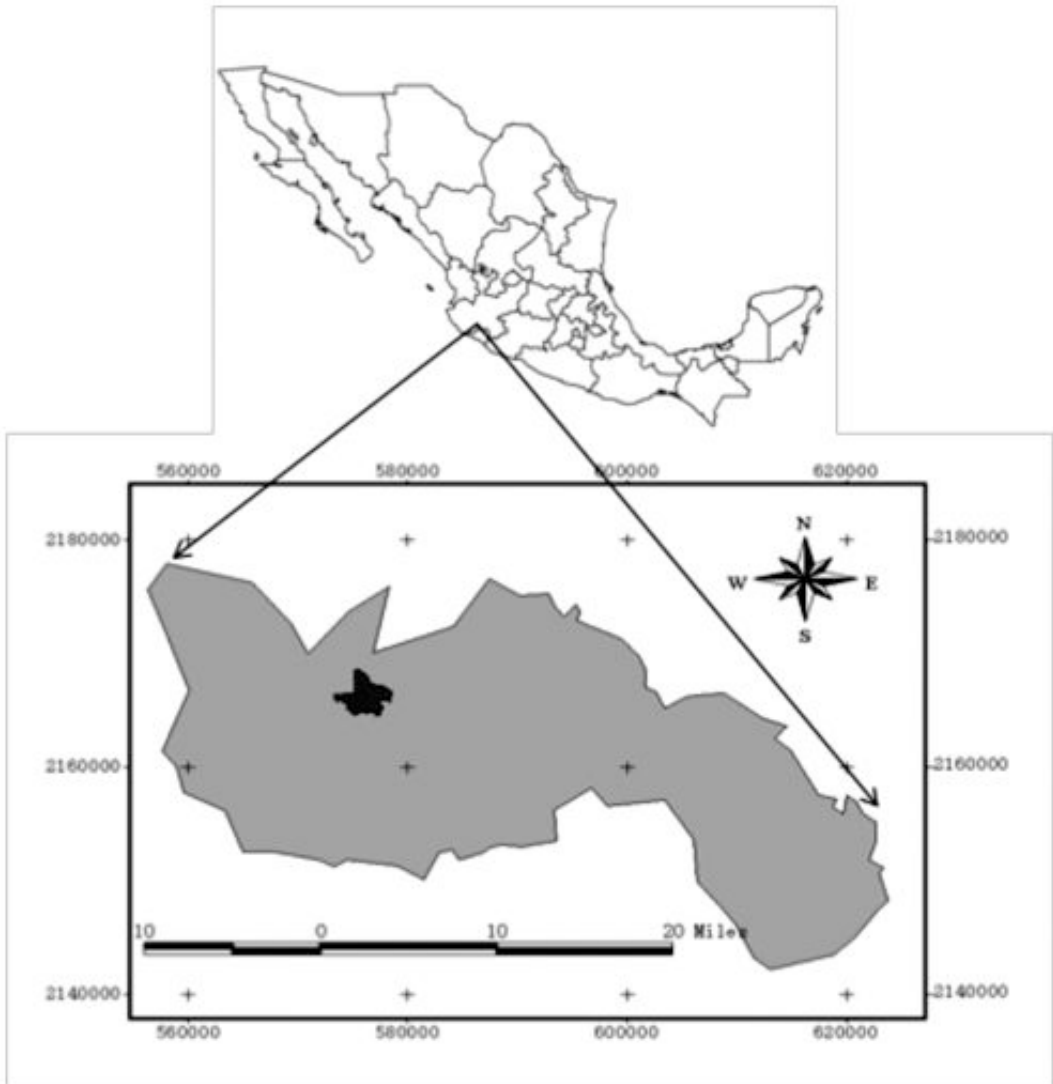


Figura 4.1.1. Localización geográfica de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (Jalisco), donde se ubica la Estación Científica “Las Joyas”.

especies de *Salvia*, *Eupatorium*, orquídeas terrestres y hongos. El bosque de pino-encino consiste de una mezcla de individuos de pinos y robles o encinos, y además de la presencia de alguna de las especies de pino, de los que ya se mencionaron, se observan varias especies de *Quercus*, de las cuales las más comunes son *Quercus magnoliifolia*, *Q. scytophylla*, *Q. peduncularis*, *Q. praineana* y *Q. obtusata*, también son abundantes las arbustivas y herbáceas de las familias compo-

sitae y Lamiaceae (Departamento de Ecología y Recursos Naturales, 2011).

La superficie aproximada de la Estación Científica “las Joyas” es de 1,200 ha, donde se desarrollan el bosques de pino, pino-encino y mesófilo de montaña. Algunas de las especies de árboles observadas son *Pinus douglasiana*, *P. herrerae*, *P. oocarpa*, *Quercus spp.*, *Fraxinus sp.*, *Magnolia sp.*, *Arbutus sp.*, entre otras.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Durante el año 2005, el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) realizó una serie de quemaduras prescritas, con el propósito de evaluar la cantidad y calidad de humo generado (Hao, 2005). Algunas de estas quemaduras se llevaron a cabo en el estado de Jalisco, bajo diferentes condiciones de vegetación. Los experimentos fueron realizados en el mes de marzo y durante 3 días para cada parcela. El primer día se dedicó a caracterizar la vegetación y muestrear combustible, en el segundo se llevó a cabo la quema controlada y se registraron la velocidad de propagación del fuego así como la altura de las llamas, el tercer y último plazo se volvieron a muestrear para definir la cantidad del material quemado en los sitios de consumo.

Para saber con cuánto material combustible se contó inicialmente, y después de la quema, se hizo un inventario de combustibles. Para lo cual se establecieron tres parcelas experimentales, con una dimensión rectangular de 100 m por 200 m (2 ha). En estas se delimitaron 3 sitios de 600 m en los cuales se recopilaban los datos de arbolado, presentes en el área (Figura 4.1.2). Con fines del muestreo de combustibles las parcelas se dividieron en tres cuadros que midieron 50 x 50 m. En cada cuadro se caracterizó el arbolado mayor de 2 m, y se designó un sitio circular para evaluar combustibles vivos, que consisten en el arbolado menor de 2 m, la regeneración y los arbustos. También se evaluó el material combustible muerto en el suelo forestal, para lo cual se consideraron las ramas y troncos que se intersectaban en cuatro líneas (transectos) con una distancia

de 15 m a partir del centro de cada círculo. Dentro de cada sitio circular, también se muestrean también la hojarasca, humus y herbáceas en cuadros de 30 x 30 cm, que se ubicaron en cada uno de los cuatro transectos, a 8 m a partir del centro del círculo.

EVALUACIÓN DE COMBUSTIBLES

Los combustibles forestales se clasifican de acuerdo a su tamaño y condición, por lo que cada clase debe evaluarse en forma diferente (Brown *et al.*, 1977). Por lo que para la evaluación de combustibles se usaron diferentes técnicas de acuerdo con el tipo de combustible (Cuadro 4.1.1).

Para evaluar el consumo de combustible se instalaron 17 varillas de metal (en los sitios de consumo [Figura 4.1.2]), las cuales se enterraron hasta el nivel de la superficie de la hojarasca. Después de la quema se ubicó el nivel de la varilla al que llegaron las capas de hojarasca en cada sitio de consumo. La longitud que se define después de la quema, se usó para estimar la cantidad de combustible consumido.

QUEMAS PRESCRITAS

Las quemaduras prescritas se hicieron en las tres parcelas experimentales (Figura 4.1.2), anteriormente descritas. El método de ignición fue a través del uso de una antorcha de goteo, que consiste en un tanque portátil, en el que se coloca el combustible para realizar la ignición. Dicho combustible consiste de una mezcla recomendada de 3 o 4 porciones de diesel a 1 porción de gasolina. La técnica de encendido utilizada fue de franjas en

† Cuadro 4.1.1. Técnicas de evaluación de los diferentes tipos de combustibles (Flores, 2001; Sánchez y Zerecero, 1983; Brown *et al.*, 1982).

| Tipo de Vegetación | Técnica |
|------------------------|---------------------------------------|
| Material leñoso tirado | Intersección planar |
| Hojasca. | Peso relativo Profundidad |
| Capa de fermentación | Peso relativo Profundidad |
| Herbáceas | Medición de copas, altura y cobertura |
| Arbustos | Medición de copas, altura y cobertura |
| Pequeñas coníferas | Conteo de árboles |

tura de llama, como parámetro principal del comportamiento del fuego en cuatro balizas distribuidas a lo largo de los 200 m de la parcela (Figura 4.1.3). Aunque también se estimó la velocidad de propagación del fuego y la longitud de llama (longitud de flama hacia un punto de proyección), el análisis en este trabajo solo se refiere a la altura de llama (distancia vertical de la base de la llama hasta su parte más alta).

RESULTADOS

El sitio presentó vegetación densa (Figura 4.1.4) y considerable cantidad de combustible ligero. Los cálculos del arbolado mayor a 2 m determinaron una densidad aparente de 428 individuos por hectárea. Mientras que el promedio de altura del arbolado es de 15.5 m.

La clasificación de combustibles se hizo de acuerdo a su “tiempo de retardo” (1 hr, 10 hrs, 100 hrs, etc.), que, en general, se re-

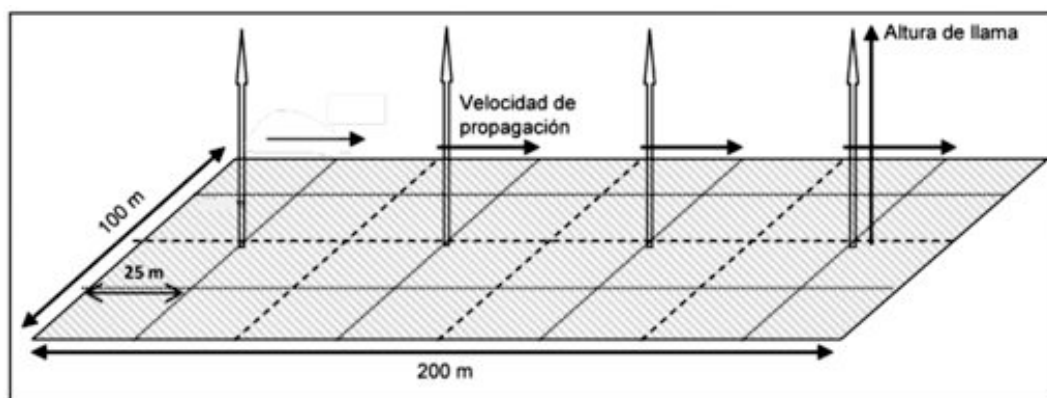


Figura 4.1.3. Ubicación de las balizas, dentro de la parcela, que se utilizaron para evaluar la altura de llama.



Figura 4.1.4. Vegetación presente en la parcela experimental que corresponde al tipo de pino-encino

fiere al tiempo que un combustible tarda en alcanzar el equilibrio de su contenido de humedad con la humedad del medio ambiente, cuando se presentan variaciones de esta última. En general las cargas son muy similares en los combustibles de 1 hr, 10 hrs y 100 hrs para los tres sitios. Las diferencias de cargas se presentan en los combustibles de 1000 hrs, ya sea para podridos o para firmes. Esto se debe a que es difícil diseñar una línea de transecto que refleje una cantidad real para este tipo de combustibles. Posteriormente se calcularon las cargas promedio por cada tipo de combustible (Figura 4.1.5). Dando como resultado los siguientes valores: 0.13890 ton/ha para los combustibles de 1hr, 2.76989 ton/ha para los de 10 hrs, 3.58829 ton/ha para los de 100 hrs, 8.69380

ton/ha para los de 1000 hrs (firmes) y finalmente 3.55046 ton/ha para los de 1000 hrs (podrido).

Durante el proceso de las quemas controladas se evaluaron dos aspectos: 1) comportamiento del fuego; y 2) condiciones atmosféricas. A continuación se hace un análisis en el que se interpreta, con los elementos evaluados, la relación entre estos dos aspectos. En cuanto a las características del comportamiento del fuego (CF) se evaluó la altura de llama y se observó que existe un comportamiento influenciado ligeramente por las variaciones en la humedad relativa (HR) (Figura 4.1.6). Sobre todo al inicio de la quema, se observó que al aumentar la HR la altura de llama disminuye. Cabe señalar

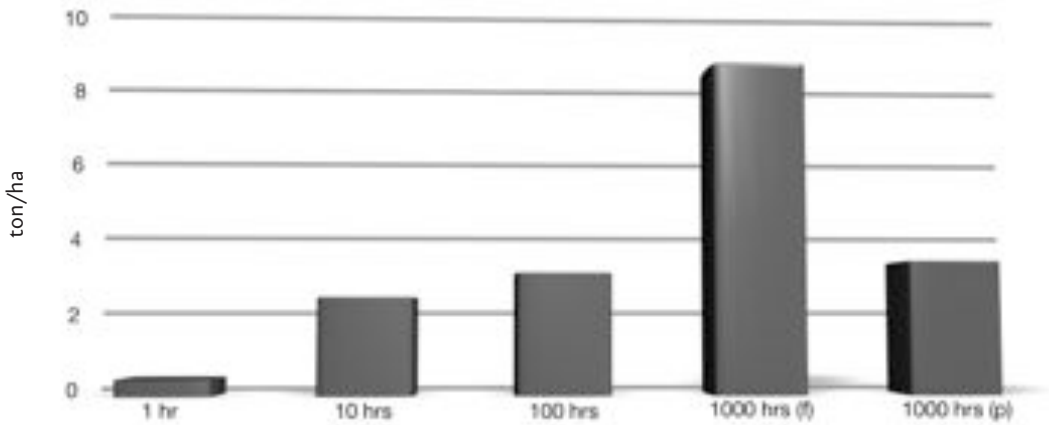


Figura 4.1.5. Cargas promedio de los 3 sitios en los combustibles de 1 hr, 10 hrs, 100 hrs, 1000 hrs para troncos firmes (f) y 1000 hrs para troncos podridos (p).

que los niveles de HR superaron el 30% durante toda la quema, llegando incluso al 60% de HR. No obstante, se registraron incrementos en la altura de llama, quizás se debió a otros factores como la continuidad vertical de los combustibles o al viento.

Los combustibles ligeros, como se mencionó tuvieron cargas menores y la distribución espacial de los combustibles ligeros y medianos, en términos generales fue homogénea, esto tuvo influencia en una mayor homogeneidad en el comportamiento del fuego a lo largo de la parcela.

En el caso de la velocidad del viento (Figura 4.1.7) se registró una racha de 11.3 km/h, relacionándose con la mayor altura de llama. En general se registró una velocidad promedio de 2.2 km/h, velocidades apropiadas para las condiciones de una buena quema controlada. Esta condición se vio reflejada en las alturas de llama constantes durante la quema. Sin embargo se nota un ligero incremento en las alturas de llama a

partir de las 10:10 p.m., que corresponde con el aumento de la velocidad del viento, disminución de la HR y un ligero aumento de la temperatura promedio.

La temperatura ambiental fue la de menos influencia en las dimensiones de la llama. La temperatura se mantuvo relativamente constante (Figura 4.1.8) a los 25 °C promedio, siendo de 20 °C el registro menor y de 30 °C el registro mayor. Siendo la HR y la velocidad del viento los factores que mayores relaciones tuvieron con respecto a la variación de la altura de llama.

Para dimensionar la correlación de cada una de las variables que se asociaron con la altura de llama, se realizaron los análisis de correlación correspondientes. Los resultados se presentan en el Cuadro 4.1.2, donde se observa que, en todos los casos, la correlación fue baja. Principalmente en lo que se refiere a la correlación entre la temperatura y la altura de llama. Los gráficos correspondientes (Figuras 4.1.9, 4.1.10 y 4.1.11),

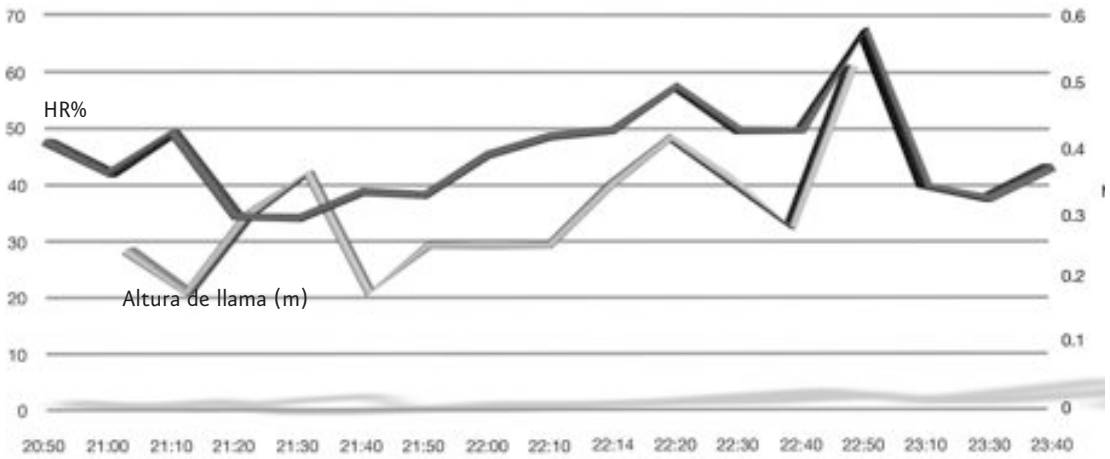


Figura 4.1.6. Relación de variaciones de altura de llama y variaciones de humedad relativa, en el sitio experimental (bosque de pino-encino).

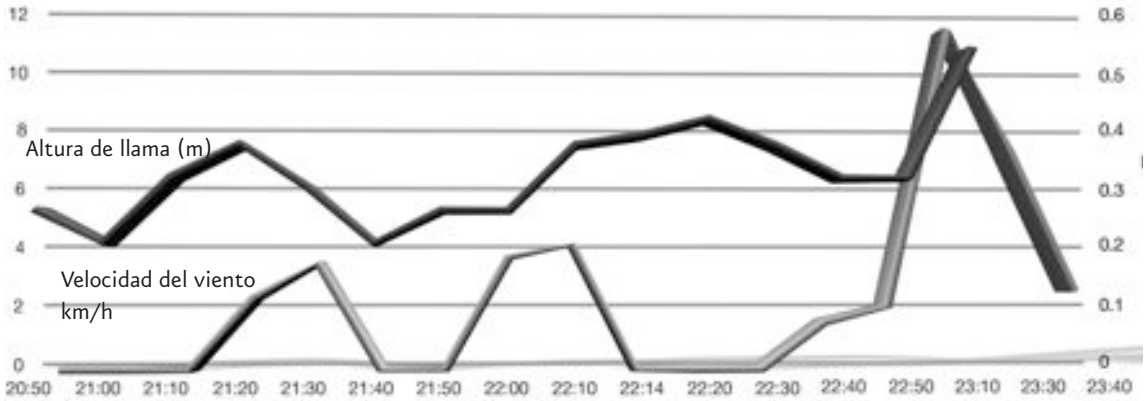


Figura 4.1.7. Relación de variaciones de la altura de llama y las variaciones de velocidad del viento, en el sitio experimental con bosque de pino-encino.

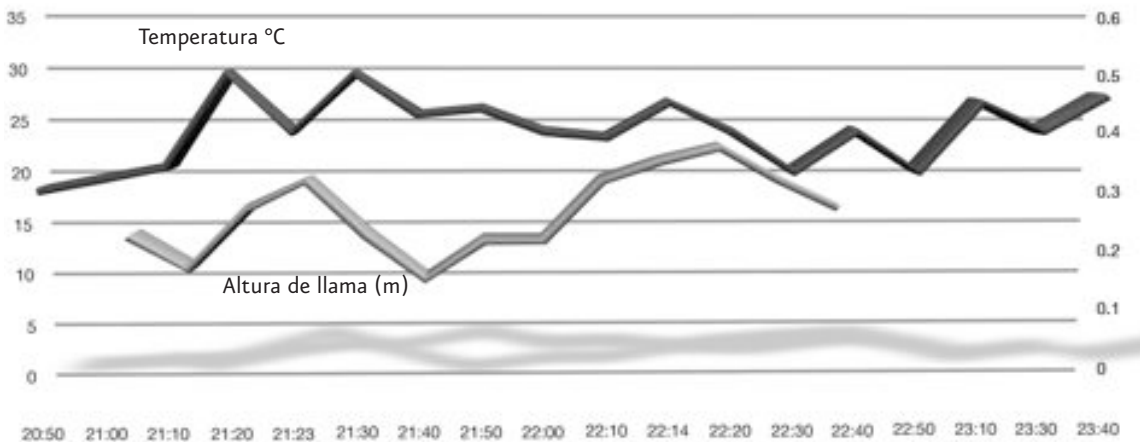


Figura 4.1.8. Relación de las variaciones de altura de llama y variaciones de temperatura, en el sitio experimental con bosque de pino-encino.

♦ Cuadro 4.1.2. Coeficiente de correlación resultante de la relación entre la altura de llama (variable dependiente), con tres variables independientes.

| Variable independiente | R ² | Ecuación |
|------------------------------|----------------|----------------------------------|
| Humedad Relativa (%) | 0.335 | $y = 0.0001x^2 - 0.061x + 1.578$ |
| Velocidad del Viento (km/hr) | 0.31 | $y = 0.002x^2 - 0.006x + 0.294$ |
| Temperatura (°C) | 0.081 | $y = -0.002x^2 + 0.115x - 1.22$ |

muestran que la tendencia de las correlaciones no está bien definida. No obstante, para los casos de la correlación con la humedad relativa y la velocidad del viento, se aprecia una ligera definición de la tendencia. Lo cual sugiere que la altura de llama estuvo influenciada primeramente por la humedad relativa, y posteriormente por la velocidad del viento.

La velocidad de propagación (VP) promedio fue baja en casi toda la quema. La velocidad mínima fue de 0.14 m/min, en contra pendiente y en contra del viento (Figura 4.1.12). El factor que pudo influir en este comportamiento quizás fue la humedad presente en los combustibles forestales.

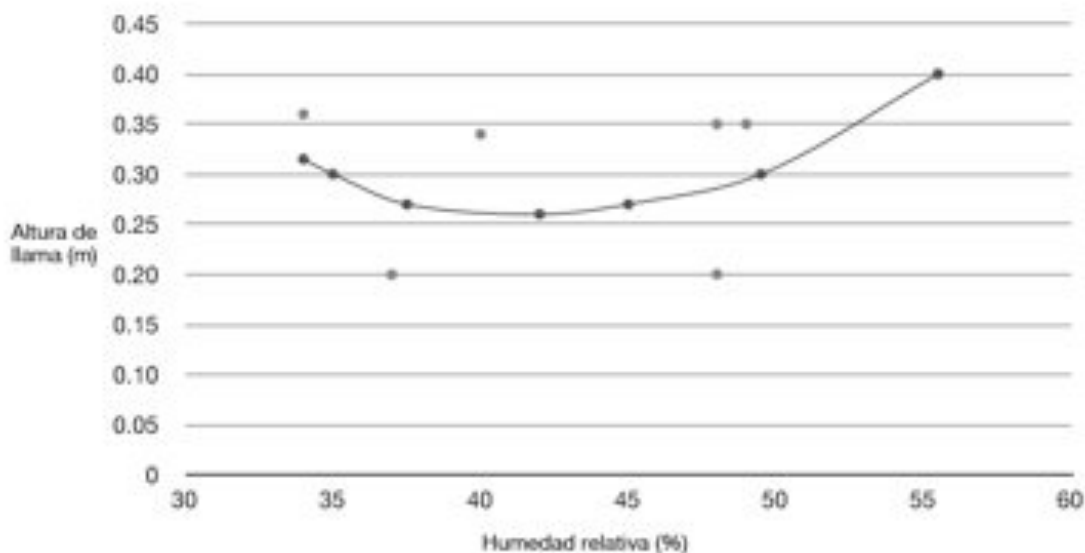


Figura 4.1.9. Tendencia de la relación entre la altura de la llama y la humedad relativa, en la condición pino-encino.

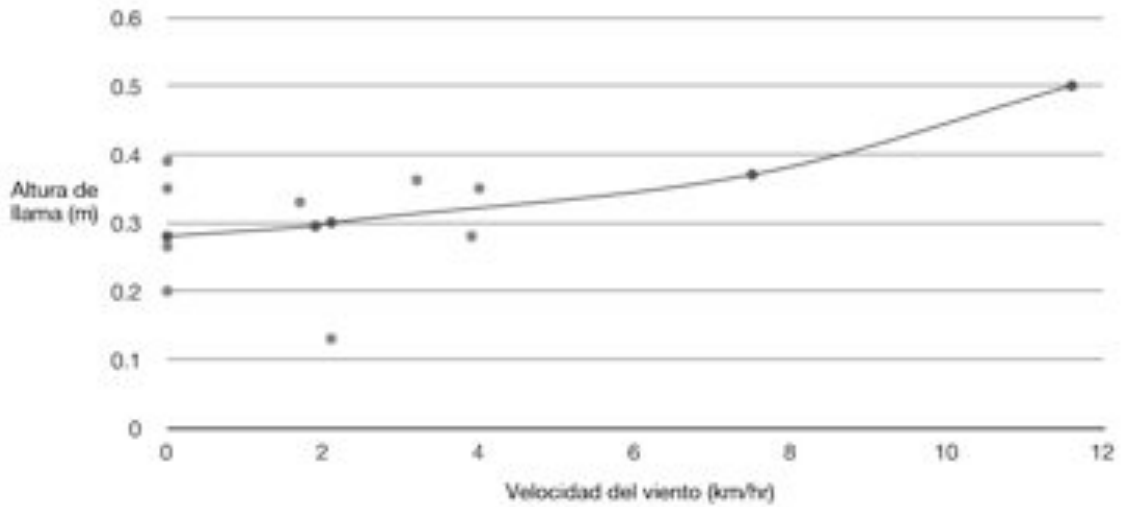


Figura 4.1.10. Tendencia de la relación entre la altura de la llama y la velocidad del viento, en la condición pino-encino.

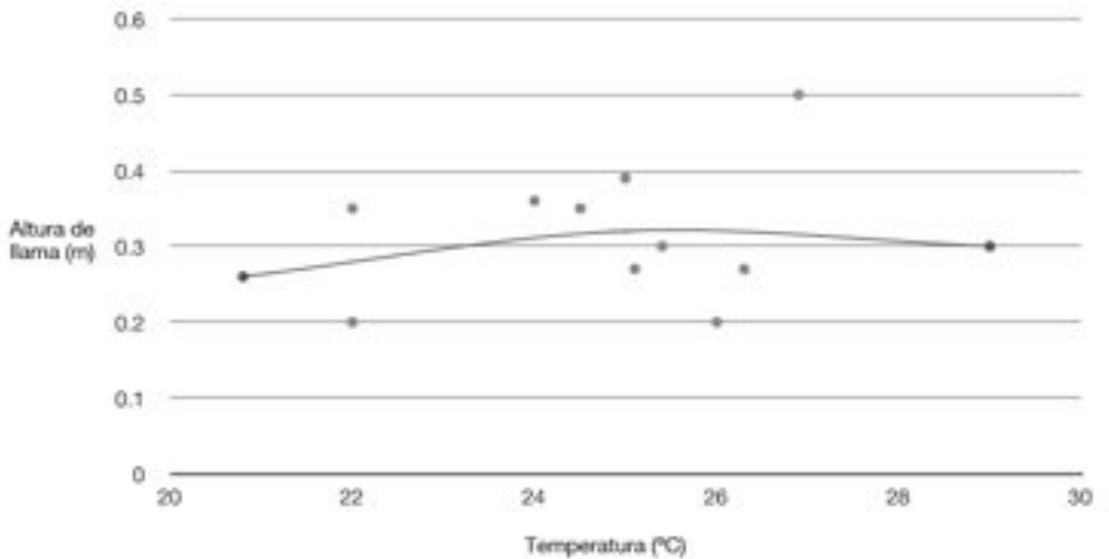


Figura 4.1.11. Tendencia de la relación entre la altura de la llama y la temperatura, en la condición pino-encino.



Figura 4.1.12. Continuación de la quema prescrita, cuyo comportamiento del fuego fue similar al de la parcela experimental, donde se distingue la altura de llama y la línea de ignición. Autor: Antonio Aguayo

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo con los resultados se observó que las cargas de combustibles influyen, de manera directa, en el comportamiento del fuego. Por ejemplo, en las áreas donde se acumulan combustibles de 1 hora, la velocidad de propagación se aceleró. Por otra parte, la acumulación de combustibles pesados (100 y 1000 horas) propició una mayor intensidad de calor (International Fire Service Training Association, 1998). No obstante se debe considerar que es necesaria una continuidad espacial de dichos combustibles, para que el comportamiento del fuego sea homogéneo. (Flores y Benavides, 1994b).

En cuanto a la influencia de factores ambientales en el comportamiento del fuego, el factor más relevante fue el viento, que fue en promedio de 2.2 km/hr. En general, al disminuir la velocidad del viento, disminuyó la altura de la llama. Por lo que, debido a propósitos de seguridad, se sugiere realizar las quemas cuando el viento registre su altura mínima (Hernando, 2000).

Se definieron algunos temas que darían continuidad al estudio del comportamiento del fuego, en los ecosistemas de México, como lo son: 1) Adecuar formatos de toma de datos de comportamiento de fuego de tal manera que se registren los datos de tiempo atmosférico y comportamiento de fuego en

periodos cortos por lo menos cada 20 minutos; 2) Es importante que antes de aplicar la quema prescrita se cuente con un mapa de la distribución espacial de las cargas de combustible, para poder apreciar cuál es su relación con el comportamiento del fuego (Keane *et al.*, 1999). Dichos mapas se pueden generar basándose en diversas estrategias, como lo son el uso de sensores remotos, como las imágenes de satélite (Flores, 1996).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece profundamente la colaboración y apoyo del personal de la Estación Científica “Las Joyas”. Especialmente se agradece la colaboración del M. en C. Enrique J. Jardel Peláez y del Ing. Sergio Morfin Ríos. También se agradece la participación del personal que colaboro del INIFAP. Específicamente se agradece la colaboración de Ramón G. Cabrera Orozco, Miriam Meléndez Gómez y Oscar Gerardo Rosas Aceves. Finalmente se agradece a todas las personas que, de una forma u otra, participaron y ayudaron a la consecución de este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Anderson, H.E. 1989. *Moisture diffusivity and response time in fine forest fuels*. Canadian J. of Forest Research 20: 315-325.
- Arno, S.F. 1980. *Forest fire history in the Northern Rockies*. Journal of Forestry 78: 460-66.
- Brown J. K., R.D. Oberheu, y C.M. Johnston. 1982. *Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the Interior West*. Intermountain forest and range Experiment Station Ogden UT. General Technical Report INT-129. 47 p.
- Brown, J.K., J.A.K. Snell, D.L. Bunnell 1977. *Handbook for predicting slash weight of western conifers*. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, Utah. General Technical Report INT-37. 35 p.
- Campbell, J., K. Green; D. Weinstein y M. Finney. 1996. *Fire growth modeling in an integrated GIS environment*. P. 133-142. En Proc. of the Southern Forestry Geographic Information Systems Conference. Athens, GA.
- Countryman, C. M. 1992. *El concepto del ambiente del fuego. Estación Experimental Forestal y de Guardabosques del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura*. California, Estados Unidos de América. 16 p.
- Departamento de Ecología y Recursos Naturales. 2011. *Laboratorio Natural Las Joyas de la Sierra de Manantlán (LNLJ)*. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad. Universidad de Guadalajara. <http://148.202.114.23/derns/>. Año de consulta: 2011.
- Flores-G., J.G. y P. Omi. 2003. *Mapeo de combustibles forestales para simulaciones del comportamiento espacial del fuego utilizando estrategias de geomática*. Agrociencia 37 (1), 65- 72.
- Flores-G., J.G. 1996. *Aplicación de sensores remotos y sistemas de información geográfica para el mapeo de riesgo de incendios forestales*. INIFAP, SAGAR. Campo Experimental Colomos. Folleto Informativo No.1. Guadalajara. Jalisco.
- Flores-G., J.G. 2001. *Modeling the spatial variability of forest fuel arrays*. Ph. D. Dissertation, Forest Science. Dept.
- Flores-G., J.G. y J.D. Benavides-S. 1994a. *Influencia de dos tipos de quemas controladas en un bosque de pino en Jalisco*. Folleto Técnico No. 5. SAGAR. INIFAP. Campo Experimental Colomos. Guadalajara, Jal. México. 12 pp.
- Flores-G., J.G. y J.D. Benavides-S. 1994b. *Algunas condiciones que influyen en el riesgo y peligrosidad de los incendios forestales*. SARH e INIFAP Pacífico-centro. Folleto misceláneo No. 1. 12 p.
- Flores-G., J.G., D.A. Moreno-G. y J.D. Benavides-S. 2005. *Simulación espacial de dispersión del fuego en función de la carga de combustible y pendiente*. Revista Ciencia Forestal en México 30 (97): 7-27.
- Flores-G., J.G., D.A. Moreno-G. y J.D. Benavides-S. 2007. *Spatial distribution of forest fuels based on classification and regression trees*. 32nd International Symposium on Remote Sensing of Environment. June 25-29. San José, Costa Rica.

- Fuller, M. 1991. *Forest fires. An introduction to wildland fire behaviour, management, fire fighting and prevention*. John Wiley & Sons. USA. 238 p.
- Hao, W. M. 2005. *Daily, Weekly, Seasonal and Interannual Variability of CO₂, CO and CH₄ Emissions from Biomass Burning in North America and Their Impact on Atmospheric Chemical Composition*. North American Carbon Program. http://nacarbon.org/cgi-nacp/web/investigations/inv_pgp.pl?pgid=59. Año de consulta 2006.
- Hernando L., C. 2000. *La Defensa Contra Incendios Forestales, Fundamentos y Experiencias*. McGRAW-HILL/INTERAMERICANA DE ESPAÑA.
- International Fire Service Training Association. 1998. *Fundamentals of wildland fire fighting*. Third Ed. Fire Protection Publications. Oklahoma State University. 472 p.
- Jardel-P, E. J., R. Ramírez-V., A. Saldaña-A., F. Castillo-N., J.C. Chacón-M., S. Zuloaga-A., O.E. Balcazar-M., H. Quinones, A. Aragon-C. 2003. *Restauración de áreas afectadas por incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Informe Técnico del Proyecto*. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, IMECBIO. Centro Universitario de la Costa Sur. U. de Guadalajara. Jalisco, México.
- Kapler-S., J. y W.C. Fischer. 1997. *Fire ecology of the forest habitat types of northern Idaho*. General Technical Report INT-GTR-363. USDA, Forest Service. 142 p.
- Keane, R.E., R. Burgan y Van Wagtenok. 1999. *Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: Integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling*. USDA For. Ser. RMRS. Fire Sciences Laboratory, Fire Modeling Institute. Missoula, Montana.
- Martínez-M., A., J. G. Flores-G. y J. de D. Benavides-S. 1990. *Índices de riesgo de incendio en la sierra de Tapalpa, Estado de Jalisco*. Rev. Cien. For. en Méx. 15 (67): 3-34.
- Martínez-R., L. M, R. Delgado-I., I. Flores-R. 1993. *Suelos de la Estación Científica Las Joyas de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jal.* Agrociencia. 4: 103-115.
- Omi, P.N. 1997. *Forest fire management*. F424 course. University Text. Colorado State University. 117 pp.
- Rodríguez-T., D. A. 1996. *Incendios forestales*. Mundi-Prensa, Universidad Autónoma Chapingo. México, D.F. 630 p.
- Sánchez, C.J. y L.G. Zerecero. 1983. *Método práctico para calcular la cantidad de combustibles leñosos y hojarasca*. Nota divulgativa No.9 CIFONOR. INIF. SFF. SARH. México.
- Van Lear, D.H. y T.A. Waldrop. 1991. *Prescribed burning for regeneration*. Pp. 235-249. En: M. L. Duryea y P. M. Dougherty (Eds.). *Forest regeneration manual*. Klumer Academic Publishers. Netherlands.
- Wade, D. D. 1989. *A guide for prescribed fire in southern forests*. Technical Publication R8-TP 11. Southern Region, Forest Service, USDA. U.S.A. 56 pp.

4.2 Relación de los incendios forestales con la infestación por descortezadores y barrenadores de madera

Juana Fonseca González

RESUMEN

Los efectos de los incendios forestales pueden ser benéficos o perjudiciales, dependiendo de la intensidad y temporada del mismo, así como de la especie del árbol afectado y de la etapa en que se encuentra éste, principalmente. Los árboles que son dañados por los incendios, pueden morir años más tarde debido a la disminución del vigor y/o de la presencia de plagas y enfermedades que son favorecidas por el fuego. Los árboles que quedan con la copa completamente chamuscada pero con las yemas terminales vivas han mostrado ser más susceptibles de ser colonizados por insectos descortezadores y barrenadores de madera.

ABSTRACT

The effects of forest fires can be beneficial or harmful, depending on the intensity and season of the same, as well as tree species affected and the stage where it is, mainly. Trees that are damaged by fire, may die years later due to decreased of force and/or the presence of pests and diseases that are favored by fire. Trees that have crown completely charred but with the terminal buds live have shown to be colonized by bark beetles and wood.

Los incendios forestales son procesos complejos modificados por factores interrelacionados como clima, área geográfica, tipo de bosque y sitio. Históricamente los incendios se presentaban sobre grandes áreas y se extinguían por eventos naturales o por la falta de combustible, teniendo un efecto sanitario en el ecosistema al eliminar tanto las plagas como los insectos benéficos y sus hospedantes por largos periodos de tiempo (Rogers, 1996). En México los incendios forestales afectan cada año una superficie importante de bosques, la cual se incrementa cuando las condiciones ambientales son muy secas y de altas temperaturas (SEMARNAP-UACH, 1999). Los árboles que no mueren

durante los incendios, generalmente no son considerados para prácticas de saneamiento; aun cuando pueden presentar diversas alteraciones, tales como reducción del crecimiento, disminución del vigor y mayor atracción para insectos descortezadores, lo que puede llevarlos a la muerte en años posteriores (Sala *et al.*, 2005). De manera natural el fuego y los insectos interactúan en muchos ecosistemas para regular la sucesión, el reciclado de nutrientes y la composición de especies (McCullough *et al.*, 1998) pero al excluir el fuego de los ecosistemas forestales se aumenta la densidad de población, lo que repercute en una gran competencia por recursos, dando como resultado árboles más

estresados y un mayor riesgo de ataque por insectos y enfermedades (Tiedemann *et al.*, 2000). De los insectos considerados pirófilos, los que presentan mayor importancia son los que se alimentan del floema (descortezadores) y de la madera (barrenadores de madera), ya que son las principales plagas forestales para México (Cibrián *et al.*, 1995).

Se ha observado que las poblaciones de descortezadores y barrenadores de madera pueden aumentar en forma considerable inmediatamente después de los incendios, pero vuelven a sus niveles anteriores en un lapso de tiempo que puede ser de pocos meses o varios años (Miller y Patterson, 1927; Barr, 1984; Santoro *et al.*, 2001; Werner, 2002; Zanuncio *et al.*, 2002; McHugh *et al.*, 2003; Saint-Germain *et al.*, 2004), existiendo el riesgo de que las poblaciones de estos insectos aumenten sus niveles y puedan infestar los árboles sanos adyacentes (Furniss, 1965).

En México hay pocos estudios enfocados a analizar la relación entre los árboles chamuscados y la subsecuente infestación de insectos descortezadores y barrenadores de madera, por lo que el presente trabajo tiene el objetivo de revisar los estudios que aportan información sobre este aspecto.

EFFECTO DEL FUEGO EN EL ARBOLADO

Los impactos de un incendio sobre el arbolado no sólo ocurren al momento que este se presenta, también se compromete su supervivencia y vigor a mediano plazo. El efecto de las llamas sobre un árbol dependerá de la etapa de desarrollo del individuo afectado (semilla, plántula, brinzal, montebravo, lati-

zal o adulto), de su estado fenológico (en crecimiento, en reposo, en estado cespitoso, en producción de yemas, flores, frutos, semillas o en liberación de las mismas), de las adaptaciones al fuego con que cuente, de la época en que ocurran los incendios y del comportamiento del fuego (Rodríguez, 2009).

Mortandad de árboles

Las especies leñosas mueren porque no pueden adquirir o movilizar suficientes recursos para mantener una función normal a cierto nivel de daño o estrés (Waring, 1987). La necrosis en follaje, ramas y yemas produce la disminución de las tasas de fijación de carbono, elevando la posibilidad de muerte, mientras que la necrosis de las raíces afecta la absorción de agua y nutrientes y la necrosis en floema y cambium vascular involucra la imposibilidad de que se lleven a cabo los procesos de transporte (Dickinson y Johnson, 2001).

Algunos investigadores han encontrado que el daño a la copa es uno de los factores más importantes para causar la muerte de árboles de pino después de un incendio (Peterson y Arbaugh, 1986; Rodríguez, 1996). Por otro lado, Ryan *et al.* (1988) encontraron que para árboles de *Pseudotsuga menziesii* de ocho años de edad, la variable que mejor predecía la muerte después de un incendio ligero fue el número de cuadrantes con cambium muerto. En la aplicación de quemas prescritas se reporta una alta mortalidad de los árboles más pequeños asociada a la intensidad de la quema (Schwilck *et al.*, 2006). Se ha visto que cuando la altura de las llamas no sobrepasa un metro, la mortalidad de

los árboles no es mayor que en las áreas no quemadas (Vera-Vilchis y Rodríguez-Trejo, 2007). Brown y Simmerman (1986) citados por Rodríguez (1996), mencionan que los largos de llama de entre 0.6 a 0.65 m en quemas prescritas, resultan insuficientes para matar a *Populus tremuloides* adultos, pero al rebasar este límite, se presenta mortandad.

La temporada en que acontecen los siniestros es un factor importante para determinar el daño que presentarán los árboles; Schwilk *et al.* (2006) mencionan que las quemas durante el tiempo en que los árboles están en actividad de crecimiento pueden incrementar las tasas de mortalidad, debido al daño a las raíces finas, ya que los tejidos con mayor contenido de humedad, mueren a menores temperaturas y en un menor tiempo (Rodríguez, 2009). Vera-Vilchis y Rodríguez-Trejo (2007) encontraron para *Pinus hartwegii* que las quemas realizadas en mayo aumentan la probabilidad de muerte de los árboles con respecto a las quemas prescritas en marzo.

La resistencia de un árbol al fuego depende del tipo de adaptaciones, las reservas alimenticias y el régimen de fuego a que este sometido. La mortalidad es mayor cuando el árbol tienen menos reservas, lo cual acontece en primavera cuando las yemas están en pleno crecimiento y las reservas de carbohidratos están siendo utilizadas (Rodríguez, 2009).

Se ha establecido que la temperatura letal para la mayoría de los tejidos vegetales es de 60°C aplicado de dos a 60 min, dependiendo del contenido de humedad del tejido (Wright, 1970). Esta temperatura varía también estacionalmente, Jameson (1961)

citado por Rodríguez (2009) encontró una variación de hasta 10°C a lo largo del año. Otros factores son el tiempo de permanencia del calor y el estado metabólico del tejido (Whelan, 1995). Las yemas tienden a ser mucho más sensibles al calor cuando están en crecimiento activo (Wright y Bailey, 1982), los tejidos que típicamente tienen mayor contenido de humedad, mueren a menores temperaturas y en menores tiempos (DeBano *et al.*, 1998 citados por Rodríguez, 2009).

La muerte del árbol dañado por el fuego puede ocurrir hasta después de varios años, asociada a factores como plagas y enfermedades cuya presencia ha sido favorecida por el fuego (Rodríguez, 2009). Fonseca *et al.* (2009a) encontraron que para árboles de *Pinus patula*, el porcentaje de chamuscado de la copa y el daño por descortezadores fueron las variables más importantes para predecir su muerte, aumentando esta probabilidad en forma considerable (50%) si al daño por el fuego se suma el ataque de descortezadores.

Efecto sobre el vigor

El fuego puede tener efectos benéficos o perjudiciales dependiendo del nivel de adaptación que la especie tenga a los incendios y del nivel de alteración del régimen del fuego. Los impactos de un incendio no sólo ocurren de manera inmediata, también se compromete el vigor y la supervivencia a corto plazo (Rodríguez, 2009), además el vigor que los árboles tengan previamente al incendio y su estado fitosanitario son también importantes, ya que mientras mayor sea el primero y se encuentre libre de plagas y en-

fermedades, mejor tolerará el incendio (Rodríguez, 1996).

Los efectos más importantes de los incendios se reflejan en los daños ocasionados al árbol (principalmente el chamuscado de copas), en el enriquecimiento del suelo con nutrimentos provenientes de las cenizas, en la erosión a que se somete la localidad después del paso del incendio, en la reducción de la competencia inter e intraespecífica, así como en la alteración de las poblaciones de microorganismos del suelo, tales como las micorrizas y las bacterias nitrificantes (Rodríguez, 1996).

El impacto sobre el árbol estará en función directa de la intensidad de las llamas y de la velocidad de propagación, en términos generales. Conforme más joven sea un árbol y más delgada su corteza, mayor la probabilidad de que resulte afectado por el fuego, por lo que la etapa de plántula es cuando son más susceptibles al presentar más posibilidades de ser dañado y muerto por el fuego (Rodríguez, 1996).

En el chamuscado de copa se refleja tanto la quema directa como la deshidratación que sufren los tejidos vegetales de la fronda debido al calor del fuego. A ciertos niveles, este puede ser un factor de poda natural en los árboles. Se ha encontrado que cuando se chamusca solo el tercio inferior de la copa, el crecimiento se ve favorecido, especialmente en diámetro ya que se eliminan las ramas viejas. Cuando se afecta la mitad de la copa, se compensa la pérdida de ramas jóvenes con follaje productivo con la pérdida de ramas viejas con follaje poco productivo, por lo que no hay una gran afectación en el crecimiento. Sin embargo, cuando el cha-

muscado supera los dos tercios de la copa, el crecimiento de la temporada siguiente se ve disminuido significativamente (Rodríguez, 1996). González y Rodríguez (2004) encontraron que *Pinus hartwegii* tuvo mayores incrementos en diámetro cuando se le aplicó una quema prescrita de baja intensidad; sin embargo, cuando el chamuscado fue alto (más del 60% de la copa) el incremento en diámetro fue menor al testigo. En el caso de que la copa se chamusque completamente pero las yemas terminales sigan vivas, el árbol puede regenerar parte de su follaje; si las yemas mueren, el árbol perece. En varios estudios se ha encontrado que el chamuscado de copa es una variable más importante que el daño al cambium para predecir la mortalidad de pinos después de un incendio (Rodríguez, 1996).

Otras características del árbol que son útiles para medir la dimensión del daño por incendios son la concentración de etanol en el floema y albura (Kelsey y Joseph, 2003), el flujo de resina (Santoro *et al.*, 2001), la tasa fotosintética neta y el potencial hídrico (Wallin *et al.*, 2003), que aunque son más difíciles de medir, aportan conocimientos sobre la fisiología del árbol.

Tanto más dañado resulte un árbol por el fuego, menor será su vigor por lo que tendrá que invertir más energía en recuperarse, siendo además más susceptible a plagas y enfermedades, las cuales reducirán sus expectativas de crecimiento y supervivencia (Rodríguez, 1996).

La mayoría de los bosques de pino de nuestro país presentan adaptaciones al fuego que les permiten mantenerse en ecosistemas que presentan este siniestro en forma

recurrente. Estas adaptaciones también les dan ventajas ante otras especies de latifolias que pueden ser sus competidoras (Rodríguez, 1996).

INCENDIOS Y DESCORTEZADORES

Los árboles chamuscados ejercen una influencia que puede causar la concentración de los diferentes grupos de insectos que los colonizan. Entre los insectos considerados pirófilos se encuentran dípteros, hemípteros y coleópteros, destacando estos últimos por la gran cantidad de familias que han sido reportadas sobre sustratos quemados (Dajoz, 2001). En los pinos dañados por incendios forestales, varias especies de coleópteros son atraídas principalmente por los compuestos volátiles que desprenden los tejidos afectados (Suckling *et al.*, 2001; Kelsey y Joseph, 2003) y algunos de estos insectos dependen de los incendios para su supervivencia (McCullough *et al.*, 1998). Las principales familias reportadas sobre pinos quemados son Scolytidae, Curculionidae, Cerambycidae, Buprestidae, Cleridae, Salpingidae y Staphylinidae (Fonseca *et al.*, 2009b; Saint-Germain *et al.*, 2004; Sullivan *et al.*, 2003).

La relación existente entre los incendios forestales y la colonización por insectos descortezadores (Scolytidae) se ha estudiado a través de la relación entre los daños visibles que la exposición al fuego provoca a los árboles y las evidencias externas de la colonización por escolítidos, sobre todo *Dendroctonus* e *Ips* (Bradley y Tueller, 2001; Santoro *et al.*, 2001; Fonseca *et al.*, 2009a). Entre las principales variables que se han relacionado con el incremento en la población de insectos descortezadores

se encuentra el nivel de chamuscado de la copa y la altura de quemado del fuste (Miller y Patterson, 1927; Pérez, 1981; Kelsey y Joseph, 2003; McHugh *et al.*, 2003).

En diversos estudios se ha visto que la atracción hacia árboles chamuscados es mayor en las primeras semanas, posteriormente la población de descortezadores regresa a los niveles que mantenía antes del incendio (Santoro *et al.*, 2001; Sullivan *et al.*, 2003). Pérez (1981) realizó un análisis de los árboles dañados por incendios en el área de Uruapan, Mich., encontrando que a un año de transcurrido el incendio, el 25% de los árboles muestreados estaba plagado con descortezadores. Sin embargo, Werner (2002) encontró que la influencia puede ser a largo plazo, ya que la familia Scolytidae sigue manteniendo poblaciones altas quince años después de una quema.

Dendroctonus spp.

El género *Dendroctonus* Erichson contiene a las especies de insectos descortezadores de mayor importancia económica y ecológica en el hemisferio norte (Stark, 1982), en México se reportan once especies de este género, la mayoría asociadas a árboles debilitados ya sea por edad avanzada, porque están sujetos a resinado o por incendios frecuentes; sin embargo, en éste género también se encuentran las plagas forestales más dañinas de nuestro país (Cibrián *et al.*, 1995).

Miller y Patterson (1927) demostraron la influencia de los incendios forestales sobre los descortezadores desde principios del siglo pasado, al reportar que *Dendroctonus ponderosae* puede ser atraído a árboles de *Pi-*

nus ponderosa dañados por incendio y que además esta influencia se puede dar desde una distancia de dos o tres millas del incendio. El peligro potencial que representa esta atracción es que los descortezadores logran acumularse en árboles dañados o muertos, incrementando sus poblaciones hasta ser capaces de matar árboles sanos adyacentes (Miller y Patterson, 1927; Furniss, 1965). Pérez (1981) identificó a *Dendroctonus mexicanus* y *D. valens* infestando árboles de varias especies de pino con daño por incendio en el área de Uruapan, Michoacán. Para el estado de Hidalgo Fonseca *et al.* (2009a, 2009b) reportan infestaciones de *Dendroctonus mexicanus*, *D. approximatus* y *D. valens*, en árboles de *Pinus montezumae* y *P. patula* con daño por incendio en la región de Singuilucan y de Cuauhtepic, respectivamente.

Ips spp.

Aunque los descortezadores del género *Ips* son considerados como secundarios, también son un grupo importante económicamente, ya que están involucrados en el manchado de la madera y la transmisión de patógenos (Cibrián *et al.* 1995). Santoro *et al.* (2001) encontraron que en bosques de *Pinus resinosa* la población de *Ips pini* se incrementó al doble a las cuatro semanas después de un incendio, pero a los tres meses regresó a los niveles previos al disturbio, mientras que las poblaciones de *I. grandicollis* e *I. perroti* se mantuvieron estables. Pérez (1981) reporta a *Ips cribicollis*, *I. calligraphus* e *I. plastographus* sobre árboles de *Pinus michoacana*, *P. douglasiana*, *P. montezumae*, *P. leiophylla*, *P. teocote*, *P. pringlei* y *P. lawsonii* que presentaban algún grado de chamusca-

do de copa. Fonseca *et al.* (2009b) reportan a *Ips mexicanus* e *I. integer* sobre árboles de *Pinus montezumae* con la totalidad de la copa chamuscada.

El género *Ips* ha sido reportado sobre árboles con daño por incendio aunque el fuego no haya chamuscado la copa, este género coloniza la parte quemada del tronco (Santoro *et al.* 2001, Fonseca *et al.* 2008). Bradley y Tueller (2001) desarrollaron un modelo de regresión logística para predecir la presencia de *Ips* en árboles dañados por fuego y entre las variables que resultaron significativas mencionan el chamuscado de copa, la altura de chamuscado del fuste y el diámetro a la altura del pecho; si el chamuscado de copa se incrementa de 5% a 50%, la probabilidad de que el árbol sea colonizado por este descortezador aumenta en 241%; a su vez, esta probabilidad se incrementa un 312% al aumentar de 0.1 a 1.5 m la altura del chamuscado del fuste. Fonseca *et al.* (2008) encontraron significativas, además de las variables anteriores, la longitud de copa viva, destacando la preferencia del género *Ips* hacia árboles de diámetros pequeños, señalando además, que la proporción de galerías construidas por *Ips* en un árbol de 40 cm de diámetro varía poco (3%) si se incrementa el daño en la copa de ninguno a completamente chamuscada y con yemas terminales muertas. En este estudio también se encontró que la proporción de galerías construidas por *Ips* disminuye conforme aumenta la altura de chamuscado del fuste, por ejemplo, para un árbol de 40 cm de diámetro y sin daño en la copa, la proporción disminuye de 46% a 29% al aumentar de 2 a 15 m la altura de chamuscado del fuste; en este caso se presume que al aumentar la

altura de chamuscado se incrementa el área de vida de los barrenadores y éstos son más competitivos que *Ips*.

Aunque para México, este género se considera un descortezador secundario, algunas de sus especies han sido encontradas contribuyendo a la muerte de árboles dañados por incendio (Pérez, 1981, Fonseca *et al.*, 2009b).

Otros géneros de Scolytidae

También se han encontrado asociados a árboles de pino chamuscados a insectos de los géneros *Pityophthorus*, *Hylastes* e *Hylurgops* (Cibrián *et al.*, 1995; Fonseca *et al.*, 2009b). Considerados de menor importancia por ser secundarios al ataque de otros descortezadores. *Pityophthorus* coloniza sobre todo ramillas y árboles pequeños, por otro lado, *Hylastes* e *Hylurgops* son reportados más bien sobre tocones y árboles moribundos (Cibrián *et al.*, 1995, Furniss y Carolin, 1977).

INCENDIOS Y BARRENADORES

Algunos barrenadores de madera de las familias Buprestidae y Cerambycidae responden directamente al humo (Rogers, 1996), e incluso al resplandor del fuego, como es el caso del género *Melanophila* (Evans, 1966; citado por McCullough *et al.*, 1998). Estos insectos también buscan los sustratos producidos por el incendio para ovipositar, lo cual fue demostrado por Suckling *et al.* (2001) para el caso de la hembra de *Arhopalus tristis* (F.) (Cerambycidae) sobre *Pinus radiata*. McHugh *et al.* (2003) encontraron que los insectos más frecuentes en bosques de *Pinus ponderosa* afectados por incendios en el su-

reste de Estados Unidos, fueron buprestidos y cerambícidos. Las áreas adyacentes a donde se realizan quemas prescritas también proveen condiciones para que las poblaciones de cerambícidos y escolítidos aumenten, ya que los troncos y las raíces parcialmente chamuscados son infestados de forma intensa por estos escarabajos durante el primer año después del incendio (Werner, 2002). Se ha encontrado que los barrenadores de madera de la familia Cerambycidae y Scolytidae prefieren colonizar árboles que presentan la totalidad de la copa chamuscada, pero mantienen las yemas vivas, ya que son estos árboles los que muestran un incremento en la concentración de etanol tanto en floema como en albura después de ser dañados por un incendio (Fonseca *et al.*, 2008; Kelsey y Joseph, 2003).

Otro factor determinante en la colonización por descortezadores es el diámetro del fuste, los barrenadores de madera incrementan su presencia en los árboles con diámetros mayores (a partir de la categoría diamétrica de 30 cm), lo cual se explica por el mayor volumen de madera que requieren debido a su tamaño relativamente grande, tanto para ovipositar como para alimentarse. Se ha reportado que en zonas afectadas por incendios los cerambícidos emergen de los árboles de mayor diámetro, debido a que el grosor del floema y la corteza son mayores en esos árboles (Reid y Glubish, 2001; Saint-Germain *et al.*, 2004).

Influencia de los incendios sobre los enemigos naturales de descortezadores
Los insectos depredadores de descortezadores utilizan diversas pistas para orien-

tarse hacia sus presas, principalmente las feromonas de agregación emitidas por éstas inmediatamente después de iniciado un ataque a un árbol (Birch, 1984; Aukema *et al.*, 2000), llegando al lugar de uno a cuatro días después (Tatcher *et al.*, 1980, citados por Romero, 1993). También se sabe que se guían por los volátiles que desprenden los árboles que han sido colonizados por descortezadores (Birch, 1984); específicamente, el clérido *Thanasimus dubius* es atraído por los volátiles de los árboles infestados por *Ips pini*, pero no muestra ninguna respuesta por los volátiles de árboles solos (Aukema *et al.*, 2000). Además, se ha relacionado la presencia de depredadores cléridos con el nivel de chamuscado de los árboles, Kelsey y Joseph (2003) encontraron una relación directa entre el nivel de chamuscado de *Pinus ponderosa* y la cantidad de insectos depredadores de las familias Cleridae y Trogositidae colectados; una relación semejante encontraron Santoro *et al.* (2001) para *Thanasimus dubius* en rodales quemados de *Pinus resinosa*. Sin embargo, como lo mencionan Dahlsten *et al.* (2004), todavía es necesario poner en claro el papel que juegan los volátiles de las plantas en la orientación de los depredadores hacia sus presas, tanto para mejorar los programas de monitoreo como desde una perspectiva ecológica.

CONCLUSIONES

El daño que los árboles presenten después de un incendio, depende de muchos factores, principalmente la intensidad del incendio, la temporada en que se presentó el siniestro, la edad del árbol, la especie y la etapa fenológica de éste. Por lo que conforme más joven

sea un árbol y si se encuentra en crecimiento, más probabilidades tiene de ser afectado por el fuego.

Existen insectos que son atraídos a los árboles que presentan daño por el incendio, entre los más importantes, por las pérdidas económicas que provocan están los descortezadores (Coleoptera: Scolytidae), los cuales contribuyen a la muerte de éstos árboles. En general, los árboles que quedan con la totalidad de la copa chamuscada, pero tienen yemas terminales vivas son los que han resultado más atractivos tanto para insectos descortezadores como para barrenadores de madera, por lo que es recomendable que sean eliminados en las cortas de saneamiento.

LITERATURA CITADA

- Aukema, B. H., D. L. Dahlsten y K. F. Raffa. 2000. *Improved population monitoring of bark beetles and predators by incorporating disparate behavioral responses to semiochemicals*. Environmental Entomology 29 (3): 618-629.
- Barr, W. F. 1984. *An overview of the mexican Buprestidae with a listing of Chrysobothris species (Coleoptera)*. Memoria de los Simposia Nacionales de Parasitología Forestal II y III. Cuernavaca, Morelos. pp: 69-75.
- Birch, M. C. 1984. *Agregation in bark beetles*. Pp. 331-353. En: W. J. Bell y R. T. Cardé (Eds.). Chemical Ecology of Insects. Chapman and Hall.
- Bradley, T. y P. Tueller. 2001. *Effects of fire on bark beetle presence on Jeffrey pine in the Lake Tahoe Basin*. Forest Ecology and Management 142 (1/3):148-153.
- Cibrián, T. D., J. T. Méndez M., R. Campos B., H. O. Yates III y J. Flores L. 1995. *Insectos Forestales de México/Forest Insects of México*. Universidad Autónoma Chapingo. SARH Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre México. USDA Forest Service, Natural Resources Canada. Comisión Forestal de América del Norte FAO. Pub No.6. 453 p.
- Dajoz, R. 2001. *Entomología Forestal: los insectos y el bosque*. Mundi-Prensa. Madrid, España. 548 p.

- Dahlsten, E. L., D. L. Rowney, A. B. Lawson, N. Erbilgin y K. F. Raffa. 2004. *Attraction of Ips pini (Coleoptera: Scolytinae) and its predators to natural attractants and synthetic semiochemicals in Northern California: Implications for population monitoring*. Environmental Entomology 33 (6): 1554-1561.
- Dickinson, M. B., y E. A. Johnson. 2001. *Fire effects on trees*. Pp.477-525. En: E. A. Johnson y K. Miyaniishi (Eds.). Forest Fires. academic Press.
- Fonseca, G., J., H. M. De los Santos P., C. Llanderal C., D. Cibrián T., D. A. Rodríguez T. y J. Vargas H. 2008. *Ips e insectos barrenadores en árboles de Pinus montezumae dañados por incendios forestales*. Madera y Bosques 14(1):69-80.
- Fonseca, G., J., H. M. De los Santos P y J. Meza Rangel. 2009a. *Factores de mortalidad de Pinus patula Schl et. Cham. después de un incendio, en Hidalgo, Méx.* Colegio de Postgraduados. Memoria del XV Simposio Nacional de Parasitología Forestal. Oaxaca, Oax. Pp: 82-85.
- Fonseca, G. J., C. Llanderal C., D. Cibrián T., A. Equihua M. y H. M. de los Santos P. 2009b. *Secuencia de arribo de coleópteros en árboles de Pinus montezumae Lamb. dañados por incendio*. Rev. Ciencia Forestal en México 34(105): 149-170.
- Furniss, M. M. 1965. *Susceptibility of fire-injured Douglas-fir to bark beetle attack in southern Idaho*. Journal of Forestry 63: 8-11.
- Furniss, R. L. y V. M. Carolin. 1977. *Western Forest Insects*. U. S. Department of Agriculture. Miscellaneous Publication No. 1339. 654 p.
- González, R. A. y D. A. Rodríguez, T. 2004. *Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de Pinus hartwegii Lindl. en el Distrito Federal, México*. Agrociencia 38: 537-544.
- Kelsey, F. G. y G. Joseph. 2003. *Ethanol in ponderosa pine as an indicator of physiological injury from fire and its relationship to secondary beetles*. Canadian Journal of Forest Research 33(5):870-884.
- McCullough, D. G., R. A. Werner y D. Neumann. 1998. *Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America*. Annual Review of Entomology 43: 107-127.
- McHugh, C., T. E. Kolb y J. L. Wilson. 2003. *Bark beetle attacks on Ponderosa pine following fire in northern Arizona*. Environmental Entomology 32 (3): 510-522.
- Miller, J. M. y J. E. Patterson. 1927. *Preliminary studies on the relation of fire injury to bark beetle attack in Western yellow pine*. Journal of Agricultural Research 31 (7): 597-613.
- Pérez, Ch. R. 1981. *Los incendios forestales como vectores de las plagas del bosque*. Revista Ciencia Forestal 29 (6): 17-30
- Peterson, D. L. y M. J. Arbaugh. 1986. *Postfire survival in Douglas-fir and lodgepole pine: comparing the effects of crown and bole damage*. Canadian Journal of Forest Research 16: 1175-1179.
- Reid, M. L. y S. S. Glubish. 2001. *Tree size and growth history predict breeding densities of Douglas-fir beetles in fallen trees*. Canadian Entomology 133:697-704.
- Rodríguez T. D. A. 1996. *Incendios Forestales*. Universidad Autónoma Chapingo-Mundiprensa. México. 630 p.
- Rodríguez T. D. A. 2009. *El fuego y sus efectos en los árboles*. Pp. 103-125. En: J. G. Flores G. (Ed.). Impacto ambiental de incendios forestales. Colegio de Postgraduados. INIFAP. Mundi-Prensa.
- Rogers, T. J. 1996. *Effects of fire on forest insects in western forest ecosystems*. In: R. F. Billings and T. E. Nebeker (Eds.). Proceedings: North American Forest Insect Work Conference. Forest Entomology: Vision 20:21. Texas, U.S.A. pp. 136-137.
- Romero, L. 1993. *Estudio de depredadores de la familia Cleridae y su relación con Dendroctonus mexicanus (Hopk.)*. Tesis de Maestría. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. México. 140 p.
- Ryan, K. C., D. L. Peterson y E. D. Reinhardt. 1988. *Modeling long-term fire-caused mortality of Douglas-fir*. Forest Science 34: 190-199.
- Saint-Germain, M., P. Drapeau y C. Hébert. 2004. *Xilophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec*. Canadian Journal of Forest Research 34: 677-685.
- Sala, A., G. D. Peters, L. R. McIntyre y M. G. Harrington. 2005. *Physiological responses of ponderosa pine in western Montana to thinning, prescribed fire and burning season*. Tree Physiology 25 (3): 339-348.
- Santoro, A. E., M. J. Lombardero, M. P. Ayres y J. J. Ruel. 2001. *Interactions between fire and bark beetles in an old growth pine forest*. Forest Ecology and Management. 144 (1/3): 245-254.
- Schwilk, D. W., E. E. Knapp, S. M. Ferrenberg, J. E. Keeley y A. C. Caprio. 2006. *Tree mortality from fire and bark beetles following early and late season*

- prescribed fires in a Sierra Nevada mixed-conifer forest.* Forest Ecology and Management 232 (1-3): 36-45.
- SEMARNAP-UACH. 1999. *Atlas Forestal de México.* SEMARNAP, UACH. México. 102 p.
- Stark, R. W. 1982. *Generalized ecology and life cycle of bark beetles.* The Bark Beetles, Fuels, and Fire Bibliography. Paper 197. Utah State University. Pp. 21-45.
- Suckling, D. M., A. R. Gibb, J. M. Daly, X. Chen y E. G. Brockerhoff. 2001. *Behavioral and electrophysiological responses of Arhopalus tristis to burnt pine and other stimuli.* Journal of Chemical Ecology 27 (6): 1091-1104.
- Sullivan, B. T., C. J. Fetting, W. J. Otrosina, M. J. Dalusky y C. W. Berisford. 2003. *Association between severity of prescribed burns and subsequent activity of conifer infesting beetles in stands of longleaf pine.* Forest Ecology and Management 185: 327-340.
- Tiedemann, A. R., J. O. Klemmedson y E. L. Bull. 2000. *Solution of forest health problems with prescribed fire: are forest productivity and wildlife at risk?* Forest Ecology and Management 185: 327-340.
- Vera-Vilchis, V. y D. A. Rodríguez-Trejo. 2007. *Supervivencia e incremento en altura de Pinus hartwegii a dos años de quemas prescritas e incendios experimentales.* Agrociencia 41(2): 219-230.
- Wallin, K. F., t. E. Kolb, K. R. Skov y M. R. Wagner. 2003. *Effects of crown scorch on ponderosa pine resistance to bark beetles in Northern Arizona.* Environmental Entomology 32(3): 652-661.
- Waring, R. H. 1987. *Characteristics of trees predisposed to die.* BioScience 37: 569-574.
- Werner, R. A. 2002. *Effect of ecosystem disturbance on diversity of bark and wood-boring beetles (Coleoptera: Scolytidae, Buprestidae, Cerambycidae) in white spruce (Picea glauca (Moench) Voss) ecosystems of Alaska.* Research Paper PNW-RP-546. Portland, OR: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 15 p.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire.* Cambridge University Press. 346 p.
- Wright, H. A. 1970. *A method to determine heath-caused mortality in bunchgrass.* Ecology 51: 582-587.
- Wright, H. A. y A. W. Bailey. 1982. *Fire ecology.* John Wiley and Sons. New York. 501 p.
- Zanuncio, J. C., M. F. Sossai, L. Couto y R. Pinto. 2002. *Ocurrence of Euplatypus parallelus, Euplatypus sp. (Col.: Euplatypodidae) and Xyleborus affinis (Col.: Scolytidae) in Pinus sp. in Ribas do Río Pardo, Mato Grosso do Sul, Brazil.* Revista Árvore 26 (3): 387-389.



Índice analítico

A

Acacia 73, 81, 157, 213
Acer xvi, 3, 4, 22, 131, 132, 134, 135, 137, 139, 140, 141, 142
 Aclimatación 228, 231
 Actinomicetos 311, 327
 Adaptación 62, 227, 231, 245, 377
 Aéreo 244, 247, 248, 264
Aflps 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140
Agalinis 68, 83
Agonandra 62, 68, 83, 87
 Agua 84, 114, 180, 181, 220, 242, 338, 339, 347
Albura 289, 378, 381
Alnus xxv, 23, 27, 31, 32, 33, 34, 38, 42, 43, 45, 47, 70, 85, 86
Amazona 50, 53
 Anillos de crecimiento 4, 182, 183, 184, 185, 187, 188, 189, 190, 196, 199, 200, 202, 204
 Antorcha de goteo 364
Aratinga 50, 53
Arceuthobium 63, 64, 65, 67, 68, 72, 77, 85
Ardisia 110
 Arecaceae 141
 Asteraceae 50, 52, 141, 293, 317
 Atenguillo 69, 85
 Atenquiye 24
Avicennia 156, 157, 159, 163, 177, 179, 337, 338, 348
 Ayuquila 19, 21

B

Bacterias 310, 327, 355
 Bahuinia 50, 52, 54
 Batis 169, 179, 338
 Biomasa xix, 311
 Bolivia 130
 Bosque
 De arce 6, , 394
 De pino-encino 71, 83, 352, 359, 360, 361, 362, 363, 367, 369

Mesófilo de montaña 6, 15, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 27, 48, 83, 86, 87, 88, 130, 141, 362, 363
 Perennifolio 9, 10, 15
 Templado 183, 300, 304, 324, 359, 360, 361, 362
 Tropical caducifolio 6, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 51, 71, 73, 80, 81, 82, 83, 85, 86, 87, 88, 325
 Tropical subcaducifolio 3, 6, 8, 15, 17, 18, 50, 51, 53, 54, 81, 82, 83, 108
 Tropical subperennifolio 6, 86, 87
Bouteloua 81, 157
 Brasil 91, 200, 347
Brosimum 50, 52, 293, 318
Buchnera 67, 83, 84, 87

C

Cacoma 12, 70, 73, 77
Calamagrostis 23, 31, 34, 35, 43, 47
Calophyllum 52, 108, 205
 Campanulaceae 293, 317
Campephilus 50, 53, 54
 Caracterización 180, 264, 280, 301, 328, 331, 347
 Carbono xvii, 282, 303, 333, 342
Carpinus 23, 31, 32, 43, 47
 Castilleja 67, 68, 70, 72, 77, 84, 87
Cecropia 108
Cedrela 4, 182, 184, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 203, 204, 205, 212, 214
Celtis 50, 52
 Celulosa vi, vii, viii, ix, x, xi, xii, xiii, xiv, xxii, xxiii, 241, , 392, 393, 397
 Cerambícidos 381
 Cerro grande 15, 22, 48, 66, 69, 73, 74, 86, 87, 88, 302,
 Chacocente 13
 Chamaedorea 98
 Chamela xxiv, xxxv, 13, 19, 20, 65, 78, 80, 81, 82, 83, 284, 291, 292, 295, 302, 306, 316, 330,
 Ciclo 286, 288
 Biogeoquímico 285, 287, 340
 De carbono 283, 285, 289, 301, 302, 307, 312, 315, 318, 319, 321, 322, 324, 328, 330, 331, 343, 347, 348, 376
 Del nitrógeno 263, 289, 313
 De los nutrientes 283, 285, 286, 288, 289, 306, 311, 325
 Hidrológico 340, ,
Cladocolea 64, 65, 67, 68, 70, 71, 72, 73, 76, 77, 81, 82, 87,
Cleridae y trogositidae 382
 Coalcomán 11, 12, 22,
Coffea 50
 Coleoptera 382, 383, 384
 Colombia 15, 25, 48, 91, 128, 130, 177, 179, 216, 223, 331, 332, 349
 Commelinaceae 79
 Componente 361
 Compositae 71, 86
 Comunidad 4, 117, 120, 182, 184, 204
 Concentración 243
 Concepción de Bramador 50, 51, 52, 53
 Condiciones 238, 304, 332
Conopholis 68, 71, 73, 83
 Conservación viii, 25, 26, 32, 41, 48, 67, 204, 241, 242, 302, 329, 336, 373, 395
Corallorhiza 67, 83
 Corteza 238, 261
 Cosiguina 13,
 Crecimiento
 Anual 4, 15, 16, 20, 51, 52, 70, 144, 157, 182, 184, 187, 190, 196, 200, 202, 203, 204, 211, 217, 223, 224, 236, 253, 329, 351
 Radial 183, 184, 185, 187, 188, 191, 193, 194, 195, 196, 199, 200, 202, 203
Ctenosaura 53
 Cuadrantes de gentry 7, 8, 15, 16, 19, 20

Cuale 12, 70, 82, 86
Cubenses 91, 92, 128
Cucumis 275, 280
Cupressus 15, 69, 87, 88
Cuscuta 61, 63, 67, 68, 80
 Cuscutaceae 62, 67, 80
Cynodon 157

D

Dap 159, 186, 187, 195, 196, 203, 216
 Deforestación 209, 211, 212, 227, 302
 Degradación 289, 293, 301, 306, 309, 311, 318, 319, 320, 321, 322, 323, 324, 326, 338, 347, 355
Dendroctonus
 approximatus 380,
 mexicanus 380, 383
 ponderosae 379,
 valens 380,
 Densidad de población 375
 Deshierbes 217, 219, 220, 221, 222
 De transición 15, 88, 188, 189, 204, 232, 293, 298, 317, 338
 Dirección del viento 362, 365
 Diseño experimental 269
 Distribución de especies 156
 Diversidad i, iii, xv, xx, xxiv, xxvi, 3, 5, 8, 16, 17, 18, 19, 61, 67, 72, 79, 204, 205, , 399
 Alfa xv, 3, 5, 6, 7, 8, 15, 16, 17, 18, 19, 66, 147, , 394
 Beta 66, 147, 150, 151
 Biológica ii, xx, 7, 51, 72, 156, 180, 181, 232, 254, 259, 287, 310, 329, 331, 336, 362
 Genética 4, 131
 División dasocrática 149
 Dna 132, 133, 134, 142
 Dormancia 156
Draba 23, 31, 34, 35, 43, 47
Dugandiodendron 91, 92, 114, 128, 130

E

Ecuador 4, 25, 48, 64, 77, 91, 92, 98, 102, 106, 128, 156, 163, 179
 Ejido vii, 50, 110, 112, 120, 121, 122, 155, 156, 229, 359
 El cielo 15
 Encinar 6, 15, 18, 87, 88
 Enfermedades 62, 69, 233, 236, 286, 336, 359, 375, 376, 377, 378
Enterolobium 4, 51, 108, 182, 184, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 203, 204
 Ericaceae 86
 Erosión
 Control 28, 230, 233, 236, 309, 361
 Laminar 233

Escolítidos 379, 381
 Esgurrimiento 234
 Espacio poroso 254, 255, 274
 Especies endémicas 69
 Estabilidad atmosférica 362
 Estación científica "Las Joyas" 81, 82, 85, 362, 363, 373, 374, 394, 395
 Estadístico 186, 242, 269
 Estados Unidos 63, 64, 163, 213, 216, 225, 230, 301, 302, 303, 373, 381
 Estiaje 72, 219, 235, 353, 354
 Estrategias de prevención 361
 Estrés 69, 200, 201, 228, 231, 239, 376
 Etapa de desarrollo 376
Eucaliptus 212, 214
Eupatorium 363
Euphorbia 34
 Euphorbiaceae 50, 52

F

Fabaceae 50, 52, 53, 139
 Fauna 53, 283, 351, 356, 382
 Fertilización 210, 217, 220, 221, 222, 230, 231, 242, 252, 255, 261, 280, 303
 Fibras 185, 186, 188, 189, 190, 204, 255, , 396
Ficus 86, 108, 275, 293, 318
 Fijación
 Biológica de nitrógeno 313
 De carbono 313
 Físicos 146, 162, 229, 259, 308, 314
 Fisonomía 216, 348
 Floema 61, 201, 289, 376, 378, 381
 Fuste 187, 188, 191, 196, 199, 201, 204, 216, 379, 380, 381

G

Gmelina 212, 214
 Gramineae 31
 Gramíneas 71
 Granulometría 252, 255
 Guadalupe x, 14, 68, 69
 Guanacaste 14, 98, 104, 106
 Guatemala 4, 77, 80, 91, 92, 124, 132, 137, 142, 221

H

Hábitats 156, 338, 340, 360, 361
Heliocarpus 82
Hexalectris 67, 83
 Honduras 4, 91, 92, 94, 96, 100, 216, 329
 Hongos 62, 185, 240, 251, 265, 280, 288, 311, 319, 327, 329, 337, 345, 350, 353, 354, 355, 363, 394
 Humedad 160, 251, 370
Hylastes 381
Hylurgops 381

I

Iliniza 25, 48
 Impacto 6, 23, 63, 72, 229, 236, 267, 313, 350, 360, 361, 378
 Incendios 303, 361, 374, 379, 381, 383
 Altura de llama 359, 360, 361, 365, 366, 367, 368, 369, 370, 372
 Árboles chamuscados 376, 379
 Calor por unidad
 Carga del combustible 362,
 Combustibles 334, 341, 360, 361, 362, 364, 365, 366, 367, 368, 370, 372, 373, 374,
 Combustión 345, 362,
 Comportamiento del fuego xvii, 359, 360, 361, 362, 365, 366, 367, 368, 372, 373, 376
 Control de incendios forestales 361
 Efecto de los incendios 352
 Frente del incendio 361
 Fuente de ignición 362
 Incendio de copas 361
 Intensidad de calor 360, 361, 372
 Prescripción 361, 365
 Quemas controladas 361, 367, 373
 Quemas prescritas xvii, 303, 359, 360, 364, 376, 377, 381, 384
 Riesgos de incendios 360, 361
 Velocidad del viento 360, 365, 368, 369, 370, 371, 372
 Velocidad de propagación 360, 361, 364, 365, 366, 370, 372, 378
 Incremento anual 4, 182, 223, 224
 Incremento radial 183, 187, 188, 191, 193, 194, 195, 196, 199, 203
 Índices
 De calidad 210, 227, 228, 238, 239, 240, 244, 248, 251, 264, 265, 266, 267, 269, 274, 275, 277, 279, 280, 283, 285, 301, 308, 328
 De Dickson 227, 239, 244, 246, 248, 249, 264, 266, 269, 277, 278, 279
 De diversidad 3, 4, 17, 21, 143, 147, 148, 149, 150,
 De esbeltez 227, 264, 269, 277, 278
 Inducido 185, 222, 293, 318
Inga 54, 108
 Inorgánicos 252, 258, 259, 261, 262, 289, 340, 345
 Insectos 62, 264, 310, 359, 375, 376,

379, 381, 382, 383
 Barrenadores xviii, 359, 375,
 376, 381, 382, 383
 Descortezadores xviii, 359,
 375, 376, 377, 379, 380, 381,
 382

Instituto Nacional de Investigaciones
 forestales, Agrícolas y Pecuarias xii,
 364

Intercambio catiónico 224, 237, 252,
 256, 258, 259, 260, 294, 295, 298

Inundación 155, 157, 160, 169, 171,
 294, 337, 340, 344

Ipomoea 73, 81, 85

Ips 379, 380, 381, 382, 383

calligraphus 380

cribicolis 380

grandicollis 380

integer 380

perroti 380

pini 380, 382, 383

plastographus 380

ITTO 215, 225

J

Jatropha 80, 157

K

Krameria 67, 80, 81

Krameriaceae 67, 80

L

Laguncularia 155, 156, 160, 161, 162,
 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170,
 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 179,
 337

Lamiaceae 363

La Quebrada 144

La Selva 14, 98

Leguminosae 79

Lennoa 68, 71, 81, 87

Lennoaceae 67, 76, 81, 87

Lignina 260, 290, 326, 354, 355

Loranthaceae 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68,
 72, 75, 76, 77, 78, 79, 81, 87, 89

Los Nevados 25

Los Tuxtlas 14, 19, 112, 120, 121, 122

Lysiloma 31

M

Magnoliaceae xv, 3, 4, 91, 92, 98, 112,
 114, 128, 130, 394

Magnoliopsida 216

Magsasay 14

Manglar 218, 305

Masaya 13

Materia prima 213, 261

Materia seca 264

Matorrales secundarios 362

Matorral subtropical 6, 86

Meliaceae 141, 205,

Meliosma 32

Mesoamérica xv, 3, 5, 7, 9, 15, 16, 17,
 18, 19, 20, , 394

Métodos xxi, 53, 66, 184, 186, 234,
 238, 263, 292, 311, 313, 317, 323, 362

De reforestación 209, 212,

214, 226, 228, 229, 231, 234,

235, 237, 239, 241, 245, 250,

392

De regeneración 355

Mezcla 268

Microsatélites 4, 131

Modelo 145, 146, 226, 231, 269, 316,
 380

Monitorear 360, 361, 365

Monotropía 68, 82

Monotropaceae 67, 76, 82

Montebravo 376

Monte Verde 13

Moraceae 50, 52, 53, 206

Morisita-Horn 143, 144, 147, 151, 152

Mortalidad 17, 18, 376, 377, 378, 383

Motozintla 14, 15

Musgo 260

Myrcianthes 9

Myrtaceae 139, 141

N

Necrosis 376

Nectandra 53

Nicaragua 15, 163, 180

Nitrificación 313

Nitrógeno 237, 243, 262, 312

O

Odocoileus 76

Olacaceae 62, 64, 67, 82

Oluma 14

Ometepe 13

Opiliaceae 62, 64, 67, 83, 87

Opuntia 80, 157, 293, 318

Orchidaceae 67, 83

Orobanchaceae 62, 67, 77, 83

Orobanche 68, 71, 73, 83

Orquídeas 62, 363

Osa Sirena 14

Oyametal 6, 15, 16

P

Palmar 6, 19

Panamá 4, 7, 15, 19, 64, 91, 128, 180,
 348

Papel 156, 262, 269, 307, 308, 319,
 333, 335, 336, 343, 344, 347, 365, 382,

396

Parámetros 162, 187, 211, 227, 238,
 239, 280, 301, 311, 313, 331, 361

Parcela experimental 367, 372

Parénquima 188, 189, 196

Partículas 254, 255, 256, 260, 261, 267,
 287, 294, 301, 309, 345

Pastizal 218, 219, 221, 293, 318, 351

Pedicularis 67, 68, 70, 78, 84

Pelado 25, 34, 49

Pendiente 145, 146, 234, 286, 295, 362,
 365, 370, 373

Penelopina 50, 53, 54

Perturbación 19, 23, 69, 72, 74, 299,
 301, 344

Perú 4, 91, 100, 119, 242

Peso seco 249, 253, 264, 266, 269, 271,
 272, 273, 274, 276, 277, 279, 345

Ph 177, 252, 257, 258, 275, 285, 294,

295, 296, 300, 304, 305, 311, 314, 322,

Phoradendron xxvii, 64, 65, 66, 67,

68, 69, 70, 72, 73, 77, 78, 79, 80, 85,

86, 87, 88

Phyllostomidae 48

Pilostyles 69, 71, 83

Pinus

douglasiana 32, 33, 72, 362,
 363, 380

hartwegii xvi, xxiv, xxv, xxxiv,

27, 31, 34, 35, 38, 42, 43, 46,

47, 84, 85, 209, 210, 226, 236,

237, 238, 240, 241, 242, 244,

245, 249, 250, 293, 317, 318,

377, 378, 383, 384

herreriae 362

lawsonii 380

leiophylla 265, 380

michoacana 380

montezumae 179, 380, 383

ocarpa 362, 363

patula xvii, 209, 210, 253,

265, 266, 267, 268, 270, 271,

272, 273, 274, 276, 277, 278,

279, 280, 377, 380, 383

ponderosa 141, 242, 251, 380,

381, 382, 383, 384

pringlei 68, 71, 73, 82, 380

radiata 328, 331, 381

teocote 253, 266, 267, 276,

279, 380

Piper 108

Pirófilos 376, 379

Pityophthorus 381

Platymisium 50, 53

Plumeria 23, 31, 43, 47

Podas 217, 219, 220, 221, 222

Popocatepetl 25

Potencial de crecimiento 216

Potencial hídrico 201, 378

Potencial osmótico 256

Precipitación 16, 19, 236

Preparación del sitio 228

Procesos ix, , 396

Providencia vii, viii, ix, 14,
Psittacanthus 63, 65, 66, 67, 68, 71, 72,
 73, 77, 82, 87

Q

Quemado 14, 128

Quercus

magnoliifolia 363

obtusata 363

peduncularis 83, 363

praineana 363

scytophylla 363

Químico 396

R

Radical 200, 201, 217, 231, 239, 248,
 264, 269, 286, 288, 322

Radicular 162, 245, 246, 248, 249,
 254, 275

Rafflesiaceae 64, 67, 83

Recreación 351

Regeneración 146, 161, 179, 355, 360,
 361, 364

Regeneración natural 179, 360

Reserva de la Biosfera Sierra de Ma-
 nantlán 48, 359, 362, 363, 374, , 394

Rhamnus 32

Rhizoctonia sp. 227, 240

Rhizophora 156, 159, 160, 163, 179,
 337, 347

Río Santiago xvi, 3, 4, 82, 155, 157,
 159

Rosamorada 182, 184, 205, 217, 338

Rubiaceae 50, 52,

S

Sabana 213, 214

Salvia 363, 394

San Juan Bautista 4, 182, 184, 204

San Sebastián del Oeste 22, 68, 71, 72,
 82, 84

Santa Rosa 13

Santiago Ixcuintla 155, 156, 157, 217,
 218

Schoepfia 62, 68, 82

Scolytidae 379, 381, 382, 384

Scrophulariaceae 62, 67, 68, 83, 87

Selva 14, 98, 218, 219, 222, 223, 293,
 304, 305, 318

mediana subcaducifolia 293,
 304, 318

Semilla 156, 267, 376

Servicios ambientales xxi, 226, 229,
 237, 283, 335, 336, 392

Seymeria 67, 85

Sida 22, 77, 79

Silvicultura 225, 242

Brinzal 263, 264, 376

Brinzales 4, 155, 156, 157,

158, 159, 160, 161, 162, 163,

179, 261, 262, 264, 265, 280

Latizal 376

Latizales 4, 155, 157, 158,

163, 164, 165, 166, 179

Prácticas silviculturales

Rodal 8, 144, 163, 166, 224,

359, 360, 361

Rodal forestal 359, 360, 361

Siparuna 110

Sistema radical 200, 201, 217, 239,

248, 264, 286, 288

Sistemas de información geográfica 4,
 143, 154

Sitios de consumo 364

Sitios de muestreo 4, 7, 16, 21, 143,
 144, 148, 151, 152, 153, 154, 352, 353,
 362

Sobrevivencia 210, 226, 232, 238, 239,
 240, 245, 249, 250, 264

Sotobosque 70, 82, 83, 84, 160, 293,
 304, 317, 362

SSRs 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138,
 139, 140

Struthanthus 63, 65, 68, 71, 72, 73, 75,
 77, 79, 82, 87

Styrax 108

Suelo 218, 219, 220, 221, 223, 237,
 242, 302, 328, 329

Agregados 285

Aireación 255, 260, 286, 300,
 310, 311

Alcalinidad 257

Andosol 291

Arcilla 308

Arena 254, 276, 278, 294,
 337, 338

Arenoso 85, 184

Arenosol 218, 221

Cambisol 218, 220, 221

Conservación de suelo 233,
 239

Control de la erosión 233

Descomposición de la materia

orgánica 289, 307, 310, 354

Edáficas 226, 232, 245, 283,

303, 306, 310, 316, 319, 320,

321, 323, 325, 327, 330

Erosión 233, 234, 235, 287,

293, 295, 307, 310, 318, 320,

322, 324, 325, 342, 344, 378

Estructura del suelo 286, 310

Fertilidad del suelo 201, 283,

285, 308, 312, 350, 354

Franco 15, 184, 294, 320

Hongos del suelo 311

Humedad del suelo 287

Humificación 309, 312, 327

Humus 45, 260, 278, 287

308, 311, 355, 364

Limo 345

Luvisol 218, 219, 220, 223,

Muestra de suelo 319

Organismos del suelo 307,

309, 310

Phaeozem 218, 219, 221, 223,

Regosol 218, 219, 220, 223,

291, 351

Reservas orgánicas 302, 309,

323

Solonchak 157, 218, 223,

Temperatura del suelo 162,

300

Textura del suelo 224, 320,

331

Uso de suelo 314, 317, 324

Superficial 72, 188, 217, 234, 283, 284,
 307, 314, 342, 345, 351, 352, 361

Supervivencia 156, 177, 227, 235, 236,
 237, 241, 242, 245, 248, 249, 264, 276,
 376, 377, 378, 379

Sustrato 237, 238, 265, 280

Capacidad de retención de
 agua 255, 256, 259, 260, 274,
 286, 307

Perlita 210, 252, 253, 254, 261

Porosidad 188, 189, 196, 199,
 252, 255, 256, 259, 260, 261,
 310, 311

Tamaño de partícula 259, 274

Turba 210, 252, 253, 254,

260, 261, 267, 274, 275, 276,

278, 334

Vermiculita 210, 252, 253,

254, 261, 266, 268, 270, 271,

273, 274, 275, 279

Swietenia 212, 214

T

Tabebuia 53, 293, 318

Tajahualpa 50, 51, 52, 53, 54

Talauma 53, 54, 91, 92, 94, 96, 98, 100,
 102, 104, 106, 108, 114, 118, 120, 122,
 124, 127, 128, 130

Talpa xi, xv, 3, 4, 10, 12, 22, 50, 51, 69,
 80, 85, 108, 131, 132, 134, 135, 136,
 137, 138, 139, 140, 142, 207, 394

Tasa fotosintética neta 378

Tecolote 21

Tectona xvi, xxiv, xxxiii, 63, 77, 209, 210,
 211, 212, 213, 214, 216, 223, 224, 225

Temperatura 218, 220, 221, 223, 236,
 369, 370

Ternstroemia 32

Tierra 334, 336, 340

Tilia 32, 46, 293, 317

Tlálloc 25, 34, 49

Tomatlán 69, 80, 81, 144

Toros 13

Tradicional 63, 215, 227, 241, 245,

253, 269, 276

Transpiración 201, 247, 249, 257, 276,

288

Trichilia 50, 53, 54
Triguito 13
Tropical xxv, 22, 27, 48, 49, 50, 120,
121, 122, 141, 145, 204, 205, 206, 225,
302, 331, 343, 347, 351
Trópico xvi, 91, 209, 211
Typha 169, 179

V

Vegetación xxv, 9, 22, 48, 79, 206, 293,
303, 304, 305, 317, 366, 367
 Herbácea 70, 83, 84
 Sabanoide 6,
 Xerofítica de altura 6
Venezuela 91, 128, 206, 302
Verbenaceae 216
Villa Juárez 155, 156, 157, 160, 161,
162, 164, 165, 166, 167, 169, 170, 175,
176, 177, 178
Viscaceae 62, 63, 64, 67, 68, 72, 77, 78,
80, 85, 87
Vivero 228, 238, 245, 246
 Charola xxxiv, 227, 228, 239,
 240, 241, 245, 248, 249, 250,
 269
 Doble trasplante 228, 229,
 238, 239, 240, 241, 250
 Plántula xvii, 209, 228, 229,
 230, 252, 261, 376, 378
 Trasplante 228, 229, 231, 234,
 238, 239, 240, 241, 244, 245,
 249, 250, 251, 268
Volante 228, 229, 231, 232, 238, 239,
245
Volcán de fuego 26, 27, 74, 79, 82, 87

X

Ximena 62, 68, 82, 83

Z

Zacatonal 23, 27, 31, 35, 43, 47
Zapotepetl 26
Zenzontla 15, 19, 22
Zinowiewa 32

Acerca de los editores

EDUARDO SALCEDO PÉREZ (1966-, Guadalajara, Jal., México.). Ingeniero agrónomo fitotecnista, incorporándose desde el tercer año de la ingeniería por invitación de la maestra Luz Ma. Villarreal de Puga y a recomendación del Dr. Jorge A. Pérez de la Rosa, al Instituto de botánica en el área de cactáceas, desempeñando varios años y obteniendo el tema de tesis con los Pitayos (*Stenocereus*) de Techaluta, Jalisco; bajo la dirección del Dr. Eulogio Pimienta Barrios (1990). Posteriormente por invitación del Dr. Montes en 1992 se incorporó al Instituto de Madera, Celulosa y Papel, donde inició estudios relacionados con el arbolado urbano y las áreas verdes. En 1995 realizó trabajos de investigación con el composteo de residuos de desecho de jardinería y principalmente con la evaluación del uso agrícola y forestal de lodos residuales de plantas depuradoras de aguas negras, financiado por diversas empresas obtuvo el título de Maestro en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible de la Universidad Autónoma Chapingo, bajo la dirección del Dr. Hugo Ramírez Maldonado y del Dr. L. Krishnamourthy. En el año 2001 ingresa al programa doctoral en el área de Edafología del Colegio de Postgraduados, donde realizó investigaciones sobre la materia orgánica de suelos agrícolas y forestales de diferentes partes de México bajo la tutela del Dr. Arturo Galvis hasta enero de 2005. A lo largo de su desarrollo académico ha publicado diversas contribuciones científicas en revistas indizadas Nacionales (14) e Internacionales (3), además de varias de divulgación; ha participado como ponente en más de 20 eventos académicos especializados. Ha dirigido más de 10 tesis de Licenciatura y Posgrado, y asesorado a un número similar. Asesor de 5 comunidades ejidales en programas de reforestación, ecoturismo y servicios ambientales. Su labor se centra en estudios de manejo e investigación de los Recursos Forestales enfocados en las áreas de fertilidad de suelos y nutrición vegetal para especies agrícolas y forestales. Actualmente profesor del programa de Doctorado BEMARENA (CUCBA), Maestría en Ciencia de Productos Forestales (CUCBA), Maestría BIMARENA (CUCBA) y Licenciatura en Agronomía (CUCBA). Miembro del SNI Nivel 1 (CONACYT) y con reconocimiento Perfil PROMEP (SEP).

EFRÉN HERNÁNDEZ ÁLVAREZ (1960-, Tlaquepaque, Jalisco, México). Inicio como voluntario (1983-1985) en el hoy Departamento de Madera, Celulosa y Papel de la Universidad de Guadalajara, con el Ing. Karl Augustin Grellmann como director de dicha institución, laboró como colector de semillas, en la producción de plántulas y en plantaciones piloto y experimentales de especies arbóreas forestales en el bosque de la Primavera, así como, en el municipio de Zacoalco de Torres, Jalisco. Se graduó en licenciatura como Ingeniero Agrónomo, especialista en bosques (1990), bajo la tutela del Dr. Agustín Gallegos Rodríguez, Universidad de Guadalajara; obtuvo el grado de Maestro en Ciencias (1994) en silvicultura y manejo forestal, bajo la dirección del Dr. Carlos Rodríguez Franco, Colegio de Postgraduados de Chapingo. Se graduó como *Doctor Rerum Naturalium* (2007) en biometría forestal, dirigido por el Dr. Dieter R. Pelz de la Universidad de Friburgo, Alemania. Su investigación incluye: a) epidometría de la regeneración natural de bosques de coníferas; b) evaluación y monitoreo de bosques tropicales; c) plantaciones forestales comerciales. Ha asesorado y dirigido tesis de posgrado y licenciatura. Ha publicado 1 libro como autor único; 3 como coautor; y más de 10 artículos internacionales y nacionales. Fue becario CONACYT 1992-1994, del PROMEP, y del Deutscher Akademischer Austausch Dienst. Actualmente labora como Profesor Investigador en el Departamento de Producción Forestal de la Universidad de Guadalajara. Es profesor externo del programa de la Maestría en Ciencias de Productos Forestales (CUCEI), Profesor del Programa de Licenciatura Ingeniero Agrónomo con Orientación en Bosques. Desde el año 2008 tiene reconocimiento como Profesor con Perfil deseable por parte del Programa de Mejoramiento del Profesorado (SEP), y es miembro del Cuerpo Académico: CA-538 “Manejo de Ecosistemas Forestales Tropicales” de la Universidad de Guadalajara.

JOSÉ ANTONIO VÁZQUEZ-GARCÍA (1961-, Guadalajara, Jalisco, México). Sus líneas de investigación incluyen: ecología y fitogeografía de bosques mesófilos y tropicales caducifolios en Mesoamérica; sistemática de Magnoliaceae en el Neotrópico y de *Agave* en el Occidente de México; florística de Jalisco, del Occidente de México y de la Sierra de Manantlán; conservación de la biodiversidad en la Costa Norte y Sierra Occidental de Jalisco y bosque de arce (maple) de Talpa de Allende. Sus principales aportaciones o hallazgos científicos, individuales o en coautoría, incluyen: a) La hipótesis de no-equilibrio de efectos en cascada que explica como en bosques tropicales de montaña aumenta la diversidad alfa de especies leñosas hacia las partes de menor elevación; b) el descubrimiento del bosque de arce (maple) de Talpa de Allende, un relictos del Terciario en el que convergen elementos Afro-Asiático-Americanos y Austro-Boreo-Tropicales; c) la descripción de 45 especies nuevas para la ciencia, de México, Centro América y Suramérica, incluyendo 33 especies de árboles del género *Magnolia*, 10 especies de agaves y otras suculentas, una de oyamel y una de álamo tropical; la mayoría de ellas como autor principal y, además, le han dedicado tres especies: *Magnolia vazquezii*, *Agave vazquezgarciae* y *Salvia vazquezii*; d) el desarrollo de las bases de datos VITEX y ReBiOMex (1996-2005), que sistematizan los primeros inventarios multi-autores de biodiversidad de plantas vasculares, algas y hongos del Occidente de México; e) la publicación de la primera familia (Hydrophyllaceae) para la Flora de Jalisco (1983); f) la fundación del Herbario ZEA, CUCSUR (1984); g) la participación en el establecimiento de áreas naturales protegidas: Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y Estación Científica Las Joyas, así como en el Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Jalisco; h) la formación de una escuela de ecólogos de comunidades que han generado la más importante base de datos de muestreos de bosques naturales de Mesoamérica en la escala de 0.1 ha; i) la formación del primer grupo de liderazgo en Florística y Sistemática Vegetal en la Universidad de Guadalajara; j) el inventario de la Flora de Manantán, 13 años de colaboración científica entre la Universidad de Guadalajara y la Universidad de Wisconsin-Madison; y k) el primer estudio ecológico del fitoplancton de Chapala, el lago más grande de México.

Es Profesor-Investigador de la Universidad de Guadalajara, con 31 años de experiencia en el conocimiento de la flora y vegetación de Jalisco, e Investigador Nacional en Nivel I. Ha publicado 30 artículos internacionales indizados (*Science Citation Index* o CONACyT), 8 libros científicos, en cinco de ellos como editor-autor principal, 27 capítulos de libro, 20 artículos nacionales. Ha contribuido a la edición de 4 volúmenes de la Serie Fronteras de Biodiversidad, libros científicos en multi-autoría, interdisciplinarios e interinstitucionales. Cuenta con más de 200 citas a su obra en el *Science Citation Index* y 150 citas adicionales en *Google Scholar*), procedentes de más de 25 países y otras citas son en libros internacionales tanto de texto como de investigación. Ha dirigido 4 doctores (3 más en proceso), varios de ellos extranjeros, 3 maestros en ciencias y 2 de licenciatura; además, ha fungido como receptor de 2 posdoctorantes. Actualmente, imparte la asignatura de Análisis Multivariable de Comunidades Ecológicas en el Doctorado en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas de la Universidad de Guadalajara.

En la Universidad de Guadalajara, incursioné en la botánica desde el bachillerato (1978-1979) con Ismael Romero Alcaráz; laboré como voluntario (1979-1980) en Instituto de Botánica (IBUG) con Luz María Villarreal de Puga (Secretario), siendo Director Enrique Estrada Faudón, luego laboré como técnico-curador del herbario IBUG (1980-1984) siendo Directora la insigne maestra Villarreal de Puga; realicé mi primera publicación (1983) orientado por Servando Carvajal; me gradué de Ingeniero Agrónomo, especialista en suelos (1984), con Arturo Curiel Ballesteros. Ejercí como Jefe del Área de Flora y del Herbario ZEA (1984-1987), del Laboratorio Natural Las Joyas, ahora IMECBIO, siendo Director Rafael Guzmán Mejía. En la Universidad de California-Riverside (1982) cursé el idioma inglés (1982), en estancia con Marcelino Vázquez García. En la Universidad de Birmingham, Reino Unido, (1986) realicé un curso intensivo sobre Conservación In Situ de Recursos Genéticos Vegetales con 'Jack' Hawkes, experto en papas silvestres. En la Universidad de Wisconsin-Madison, EUA, obtuve el grado de Maestría (1990) en sistemática vegetal con Hugh H. Iltis, experto en teosintes, y el grado de Doctor (1995) en ecología con Edward W. Beals, Thomas J. Givnish y Hugh H. Iltis. Recién doctorado, fungí como Director del Instituto de Botánica (1997-1998), siendo Rector del CUCBA Arturo Curiel Ballesteros, luego como Jefe del Departamento de Botánica y Zoología (1998-2001), siendo Rector del CUCBA Salvador Mena Munguía. A todos los antes mencionados mi agradecimiento y reconocimiento sincero.


TEÓFILO ESCOTO GARCÍA (1956-, Guadalajara, Jalisco, México). Inició como prestador de servicio social y tesista (1978-1981), actualmente cuenta con una experiencia laboral de 34 años y se desempeña como Profesor Investigador Titular C en el Centro de investigación de recursos forestales y biotecnología ambiental del Departamento de madera celulosa y papel “Ing. Karl Augustin Grellmann” de la Universidad de Guadalajara. Egresado de la carrera de Químico Técnico Industrial (1980) de la Escuela Politécnica de la Universidad de Guadalajara; tiene una Especialidad en Procesos Papeleros (1983) de la Escuela de Ingeniería Técnica Papelera IPE, Tolosa, España; Diplomado en Métodos Estadísticos para el Control de Calidad Total (1995) CEDUCA Universidad de Guadalajara; Licenciado en Pedagogía (1999) Escuela Normal Superior de Jalisco, y obtuvo el grado de Maestro en Ciencias de la Educación con Especialidad en Planeación Educativa (2002) Instituto Superior de Investigación y Docencia para el Magisterio, SEP.

La gestión de sus proyectos y líneas de investigación se ubican dentro del uso y aprovechamiento de recursos forestales no maderables y desechos agroindustriales, para el desarrollo de Cursos Taller y la implementación de metodologías para el aprovechamiento de malezas vegetales acuáticas y arbustivas en la obtención de fibras celulósicas y su aplicación en papeles artísticos, papel y cartón. Ha dirigido más de 15 tesis de licenciatura, ha publicado 6 libros y más de 30 artículos nacionales e internacionales. Es profesor en programas de licenciatura (Educación e Ingeniería) en el Centro Universitario de los Valles de la Universidad de Guadalajara. Desde el año 2003 tiene reconocimiento como Profesor con Perfil deseable del Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP / SEP), y es miembro del Cuerpo Académico CA-193 “Manejo Forestal” de la Universidad de Guadalajara.

Ha obtenido diferentes premios y reconocimientos; Premio Universitario a la vinculación Universidad – Sociedad 2001; Premio Universitario a la Vinculación Universidad – Sociedad 2002; Presea al Mérito Académico “Enrique Díaz de León” 2004 y como finalista, el Premio Estatal de Ciencia y Tecnología Jalisco 2007.

NANCY DÍAZ ECHAVARRÍA (1987 - Guadalajara, Jalisco, México). Egresada de la Licenciatura en Biología (Universidad de Guadalajara) inició como prestadora de servicio social en el Departamento de Madera, Celulosa y Papel (2009), continuando con las prácticas profesionales (2010) y el trabajo de tesis (2011-2012), todo bajo la tutela del Dr. Eduardo Salcedo Pérez. Se ha desarrollado como asistente de investigador obteniendo por ello un contrato temporal por CONACyT para dicha ocupación (2010). Actualmente labora como asistente y coeditora de la presente obra.



A black and white photograph of a forest floor. In the foreground, a large, detailed leaf is shown, its veins clearly visible. The background is a dense forest with many tree trunks and a ground covered in fallen leaves and twigs. The lighting is soft, creating a serene atmosphere.

Nuestra casa es un árbol.

*El árbol nos da de todo:
barca, techo, enterramiento.*

*El mundo parece un árbol
plantado en el firmamento.
La vida parece un árbol,
en el medio tan sólo el viento.*

Teoría del árbol (fragmento)
Celso Emilio Ferreiro

SERIE FRONTERAS DE BIODIVERSIDAD **4** TOMO I

Recursos Forestales en el Occidente de México

DIVERSIDAD, MANEJO, PRODUCCIÓN, APROVECHAMIENTO Y CONSERVACIÓN

Se terminó de imprimir en 2012 en los Talleres de Editorial Pandora, calle Caña 3657, Colonia La Nogalera, Tlaquepaque, Jalisco, México.

Tiraje de 1,000 ejemplares más sobrantes para reposición.

DISEÑO, CUIDADO DE EDICIÓN Y DIAGRAMACIÓN

Amaya Castellón Ponce

Francisco Castellón Amaya

ASISTENTE EDITORIAL

Denise Moreno



AMAYA EDICIONES S DE RL DE CV
Enrique Díaz de León 514 Interior 2
Colonia Americana, CP 44160
Guadalajara, Jalisco, México
www.amayaediciones.mx
informes@amayaediciones.mx

