

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO

Dr. Enrique Graue Wiechers
Rector

Dr. Leonardo Lomelí Vanegas
Secretario General

Dr. Domingo Alberto Vital Díaz
Coordinador de Humanidades

Dra. Margarita Velázquez Gutiérrez
*Directora del Centro Regional
de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM)*

COMITÉ EDITORIAL
CRIM

Dra. Margarita Velázquez Gutiérrez
PRESIDENTA

Lic. Mercedes Gallardo Gutiérrez
Secretaria Técnica del CRIM
SECRETARIA

Dra. Adriana Ortiz Ortega
*Profesora de la Facultad de Ciencias
Políticas y Sociales, UNAM*

Dra. Verónica Vázquez García
*Profesora-investigadora del Programa
de Postgrado en Desarrollo Rural,
Colegio de Postgraduados*

Dra. Elsa María Cross y Anzaldúa
*Profesora de la Facultad
de Filosofía y Letras, UNAM*

Dr. Carlos Javier Echarri Cánovas
*Profesor-investigador del Centro
de Estudios Demográficos, Urbanos
y Ambientales, El Colegio de México*

Dra. Maribel Ríos Everardo
Secretaria Académica del CRIM
INVITADA PERMANENTE

Mtra. Yuriria Sánchez Castañeda
Jefa del Departamento de Publicaciones del CRIM
INVITADA PERMANENTE

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DEL ESTADO DE MORELOS

Dr. Jesús Alejandro Vera Jiménez
Rector

Dra. Patricia Castillo España
Secretaria General

Dr. Gustavo Urquiza Beltrán
Secretario Académico

Dra. Lydia Elizalde y Valdés
*Directora de Publicaciones
de Investigación*

COMISIÓN NACIONAL
PARA EL CONOCIMIENTO
Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

Dr. José Sarukhán Kermez
Coordinador Nacional

Mtra. Ana Luisa Guzmán
y López Figueroa
Coordinadora General de Proyectos y Enlace

Biól. Hesiquio Benítez Díaz
*Director General
de Cooperación Internacional
e Implementación*

Dra. Andrea Cruz Angón
*Coordinadora de Estrategias
de Biodiversidad
y Cooperación Internacional*

Experiencias
mexicanas
en la restauración
de los **ecosistemas**

Experiencias mexicanas en la restauración de los **ecosistemas**

Eliane Ceccon
Cristina Martínez-Garza
Coordinadoras



Universidad Nacional Autónoma de México
Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias
Universidad Autónoma del Estado de Morelos
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Cuernavaca, 2016

Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas / Eliane Ceccon, Cristina Martínez-Garza, coordinadoras. -- Primera edición. -- Cuernavaca, Morelos : Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Ciudad de México : Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2016. 577 páginas.

ISBN: 978-607-02-8157-0 (UNAM)

ISBN: 978-607-8434-76-3 (UAEM)

ISBN: 978-607-8328-56-7 (Conabio)

1. Conservación de la naturaleza -- México. 2. Manejo de ecosistemas -- México. 3. Conservación de la biodiversidad -- México. 4. Comunidades bióticas -- México.

I. Ceccon, Eliane, editor II. Martínez-Garza, Cristina, editor.

QH77.M4.E96 2016

LIBRUNAM 1902111

Este libro fue sometido a un proceso de dictaminación por pares académicos externos al CRIM, de acuerdo con las normas establecidas en los Lineamientos Generales de la Política Editorial del Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias de la Universidad Nacional Autónoma de México. Investigación realizada gracias a los Programas UNAM-DGAPA-PAPIIT IN 105015, Dinámica de sistemas complejos y física biológica; y 300615, Modelos experimentales para viabilizar la integración de la población local en actividades de restauración

Diseño de forros: Carlos E. F. Suárez Ayala / Add_FACES

Primera edición: 17 de junio de 2016

D.R. © 2016 Universidad Nacional Autónoma de México

Ciudad Universitaria, delegación Coyoacán, 04510, Ciudad de México

Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias

Av. Universidad s/n, Circuito 2, colonia Chamilpa

62210, Cuernavaca, Morelos

www.crim.unam.mx

Universidad Autónoma del Estado de Morelos

Av. Universidad 1001, colonia Chamilpa

62210, Cuernavaca, Morelos

publicaciones@uaem.mx <libros.uaem.mx>

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)

Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, colonia Parques del Pedregal, delegación Tlalpan 14010, Ciudad de México

ISBN: 978-607-02-8157-0 (UNAM)

ISBN: 978-607-8434-76-3 (UAEM)

ISBN: 978-607-8328-56-7 (Conabio)

Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio sin la autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales. Esta edición y sus características son propiedad de la Universidad Nacional Autónoma de México

Impreso y hecho en México

Colaboradores

Aguilar-Dorantes, Karla

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Aguirre Muñoz, Alfonso

Grupo de Ecología y Conservación de Islas A.C. (GECI). Ensenada, Baja California

Aguirre Rivera, Juan Rogelio

Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Aguirre, Armando

Consultor independiente

Alanís Rodríguez, Eduardo

Universidad Autónoma de Nuevo León

Alavez, Mayrén

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Cartago, Turrialba, Costa Rica

Alcalá Rojas, Alejandro Guadalupe

Complejo Siderúrgico de Ternium

Alcalá-Martínez, Raúl E.

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Álvarez-Aquino, Claudia

Instituto de Investigaciones Forestales de la Universidad Veracruzana

Aronson, James Charles

Center for Conservation and Sustainable Development

Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive

Ayala-Azcárraga, Cristina

Instituto de Biología, UNAM

Barrales-Alcalá, Bruno

Facultad de Ciencias, UNAM

Blanco-García, Arnulfo

Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Boege, Karina

Instituto de Ecología, UNAM

Bonfil, Consuelo

Facultad de Ciencias, UNAM

Cantú-Fernández, Mariana

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Carabias, Julia

Facultad de Ciencias, UNAM

Carlón-Allende, Teodoro

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM

Caso Chávez, Margarita

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)

Ceccon, Eliane

Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM

Del Val, Ek

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Díaz-Sánchez, Adriana Abigail

Consultora independiente

Domínguez Álvarez, Alejandra

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)

Douterlungne, David

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT)

Espejel González, Verónica Ernestina

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Ferguson, Bruce G.

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

García Álvarez, Miryam

Pronatura, Veracruz, A. C.

García Méndez, Georgina

Instituto de Ecología, UNAM

García-Barríos, Raúl

Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM

García-Franco, José Guadalupe

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Garduño-Mendoza, Erika

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Gaudry Sada, Karl Heinz

Universidad de Friburgo, Alemania

Gómez-Romero, Mariela

Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, UNAM

González-Espinosa, Mario

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Gutiérrez Sosa, Gabriela

Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY)

Hernández Montoya, Julio

Grupo de Ecología y Conservación de Islas A. C. (GECI). Ensenada, Baja California

Herrera Gloria, Juan Manuel

Asociación Regional de Silvicultores de Pakal Che, A. C., Campeche

Herrera-Silveira, Jorge A.

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (Cinvestav) del Instituto Politécnico Nacional

Jaramillo-López, Pablo F.

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Juan-Baeza, Iris

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Koleff, Patricia

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)

Landa Libreros, Laura

Pronatura, Veracruz, A. C.

Landgrave, Rosario

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Levy Tacher, Samuel I.

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Lindig-Cisneros, Roberto

Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

Lithgow, Debora

Coordinación de Hidráulica, Instituto de Ingeniería, UNAM

López-Barrera, Fabiola

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

López Rosas, Hugo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Lucio-Palacio, César Raziel

Pronatura, Veracruz, A.C.

Luna Mendoza, Luciana

Grupo de Ecología y Conservación de Islas A.C. (GECI). Ensenada, Baja California

Macario Mendoza, Pedro

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Mariano, Néstor

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Marín Solís, Juan Daniel

Geoprospect, S. A. de C. V.

Martínez, María Luisa

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Martínez-Garza, Cristina

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Martínez-Torres, Leonardo

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Martínez-Villegas, Jorge Arturo

Facultad de Ciencias, UNAM

Mehltreter, Klaus

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Méndez Sánchez, Federico

Grupo de Ecología y Conservación de Islas A. C. (GECI). Ensenada, Baja California

Mendoza-Hernández, Pedro Eloy

Facultad de Ciencias, UNAM

Molina Guerra, Víctor Manuel

Geoprospect, S. A. de C. V.

Montes-Hernández, Beatriz

Consultora independiente

Moreno-Casasola, Patricia

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Muñiz-Castro, Miguel-Ángel

Departamento de Botánica y Zoología, Universidad de Guadalajara

Najib Farhat, Fadi

Pronatura, Veracruz, A. C.

Orozco-Segovia, Alma

Instituto de Ecología, UNAM

Ortega-Pieck, Aline

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Cartago, Turrialba, Costa Rica y Universidad de Idaho (programa conjunto de doctorado)

Ortiz Alcaraz, Antonio

Grupo de Ecología y Conservación de Islas A. C. (GECI). Ensenada, Baja California

Osorio-Beristain, Marcela

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Oswald Spring, Úrsula

Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM

Pedraza, Rosa Amelia

Instituto de Investigaciones Forestales de la Universidad Veracruzana

Pedrero-López, Luis

Instituto de Ecología, UNAM

Pequeño Ledezma, Miguel Ángel

Universidad Autónoma de Nuevo León

Perales Rivera, Hugo

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Pérez-Salicrup, Diego R.

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Pignataro, Genoveva

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Rabasa, Alejandra

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

Ramírez Soto, Aníbal F.

Pronatura, Veracruz, A. C.

Ramírez-Marcial, Neptalí

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Rechy Palmeros, Luis

Complejo Siderúrgico de Ternium

Rodríguez Mesa, Rafael

Pronatura, Veracruz, A. C.

Rojas Santiago, Brenda Berenice

Consultor independiente

Rojas-Soto, Octavio

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Román Dañobeitya, Francisco

University of Florida/Madre de Dios Consortium, Perú

Rosete-Rodríguez, Alejandra

Facultad de Ciencias, UNAM

Ruiz, Lucía

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)

Sáenz-Ceja, Eduardo

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Samaniego Herrera, Araceli

Grupo de Ecología y Conservación de Islas A. C. (GECI). Ensenada, Baja California

Sánchez Gonzáles, Antonio

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)

Sánchez Higuero, Lorena

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Sánchez-Coronado, María Esther

Instituto de Ecología, UNAM

Sheseña Hernández, Ixchel

Pronatura, Veracruz, A. C.

Solis, Lizeth

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

Teutli-Hernández, Claudia

Universidad de Barcelona

Tobón, Wolke

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)

Trujillo Santos, Omar

Pronatura, Veracruz, A. C.

Urquiza-Haas, Tania

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)

Valenzuela-Galván, David

Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Vázquez, Gabriela

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Vázquez Benavides, Judith

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Vázquez-Carrasco, Guillermo

Consultor independiente

Vleut, Ivar

Etnobiología para la Conservación, A. C.

Villa Bonilla, Bernardino

Pronatura, Veracruz, A. C.

Williams-Linera, Guadalupe

Instituto de Ecología (Inecol), Xalapa, Veracruz

Zambrano González, Luis

Instituto de Biología, UNAM

Zúñiga Morales, José

Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Campeche

A nuestros hijos

“Aún se habla en términos de conquista. Aún no hemos madurado lo suficiente como para vernos como una parte ínfima de un universo increíblemente vasto. La actitud del ser humano hacia la naturaleza es de fundamental importancia, simplemente porque hemos adquirido el poder funesto de alterar y destruirla. Pero el ser humano es parte de la naturaleza y su guerra contra ella es, inevitablemente, una guerra contra sí mismo”.

Rachel Carson

Agradecimientos

Agradecemos a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), al Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias-UNAM y a la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación-UAEM y la Facultad de Ciencias Biológicas-UAEM. Agradecemos el apoyo recibido por la Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (SIACRE) y a la Red de Restauración Ambiental (Repara). Damos las gracias también a Celia López Miguel en el diseño del mapa de las conclusiones. Eliane Ceccon agradece el apoyo financiero de los proyectos PAPIIT-UNAM IN105015 e IN300615. Cristina Martínez-Garza agradece el apoyo de Conacyt Ciencia Básica #80027, Promep-SEP (103.5/05/1901), al Cuerpo Académico de Ecología Evolutiva, y a la National Geographic Society.

Destacamos que nos solidarizamos con el dolor y la ira de los familiares de los jóvenes de Ayotzinapa; exigimos que los hechos se aclaren en breve, de manera irrefutable, y que los culpables sean castigados con todo el rigor de la ley, independientemente de su jerarquía política y económica. También insistimos en la resolución real y pacífica de los conflictos sociales en nuestra sociedad multinacional y democrática, con una visión de desarrollo regional sustentable con inclusión social.

Contenido

Prólogo	
La restauración ecológica en México: rayos de esperanza	19
Introducción	
La complejidad socio-ecológica de la restauración en México	23
Capítulo 1	
Propuesta metodológica para identificar prioridades de restauración en México	31
Capítulo 2	
El marco legal de la restauración de ecosistemas forestales en México	49

Bosque nublado

Capítulo 3	
Evaluación del éxito de la restauración del bosque nublado en la región de Xalapa, Veracruz	81
Capítulo 4	
Ecología de la restauración del bosque nublado en el centro de Veracruz	103
Capítulo 5	
Contextos socioambientales y opciones para la restauración del bosque nublado en Chiapas	131
Capítulo 6	
Alternativas para la restauración ecológica de los bosques nublados de México: capitalizando la experiencia para un mayor impacto	153

Bosque templado

- Capítulo 7
Restauración de elementos de bosque templado
en sitios severamente erosionados de Michoacán 179
- Capítulo 8
Restauración de arenales de origen volcánico
en zonas templadas: investigación participativa
e implementación comunitaria en Michoacán 199
- Capítulo 9
Restauración de un proceso: el fuego en la Reserva
de la Biosfera Mariposa Monarca
en los estados de México y Michoacán 215

Matorral

- Capítulo 10
Estrategias ecofisiológicas
para la restauración de un pedregal urbano:
el caso del Parque Ecológico de la Ciudad de México 237
- Capítulo 11
Composición, diversidad y supervivencia
de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico
de Ternium, Pesquería, Nuevo León 255

Selva húmeda

- Capítulo 12
Estrategias para el establecimiento de árboles
en pastizales para la restauración
de la selva húmeda en Chiapas 275
- Capítulo 13
Experiencias y perspectivas para la rehabilitación ecológica
en las zonas de amortiguamiento de las áreas naturales
protegidas Montes Azules (Chiapas) y Calakmul (Campeche) 295

Selva estacional

Capítulo 14	
Los límites sociales del manejo y la restauración de ecosistemas: una historia en Morelos	323
Capítulo 15	
La dimensión social de la restauración en bosques tropicales secos: diálogo de saberes con la organización no gubernamental Xuajin Me´Phaa en Guerrero	347
Capítulo 16	
Restauración de poblaciones de invertebrados e interacciones bióticas en selvas estacionales de Jalisco y Morelos	369
Capítulo 17	
Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México	385

Dunas costeras

Capítulo 18	
Diagnóstico de las necesidades y probabilidades de restauración en las dunas costeras de Quintana Roo	409
Capítulo 19	
Restauración de un popal: estado de la vegetación y nivel de inundación después de siete años del manejo de una gramínea invasora en Veracruz	433

Manglar

Capítulo 20	
Estrategias de la restauración de manglares de México: el caso Yucatán	459

Islas

Capítulo 21

La restauración ambiental exitosa de las islas de México:
una reflexión sobre los avances
a la fecha y los retos por venir

487

Humedal urbano

Capítulo 22

El reto de restaurar Xochimilco
en medio de la Ciudad de México

515

Capítulo 23

Manejo integral de la Cuenca
del Río Yautepec en Morelos

533

Conclusiones

555

Glosario

559

Prólogo

La restauración ecológica en México: rayos de esperanza

¿Qué buenas noticias hay de México?

En términos de biodiversidad, la República mexicana es multimillonaria, como se ha mostrado en detalle en el influyente informe *Capital Natural de México* (<http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/capitalNatMex.html>). Infortunadamente, más de la mitad del territorio de México está en una condición “crítica” respecto de la salud de su capital natural, y el capital *social* del país también está mal. Sin capital natural no hay bienes y servicios ecológicos. De la misma manera, sin confianza y capital social, no hay salud y bienestar social...

En particular, este libro merece una fiesta nacional y celebración internacional por su contenido y por el hecho de que es hijo del *Primer Congreso Mexicano sobre la Restauración Ecológica* (Ceccon *et al.*, 2015). Este evento histórico se organizó en Cuernavaca, unos pocos meses después del triste evento ocurrido el 26 de septiembre de 2014, cuando 6 personas fueron asesinadas y 43 estudiantes activistas capturados en Iguala, cerca de Cuernavaca, desaparecieron hasta el día de hoy... Una vergüenza para México, que está pasando por uno de los peores periodos de su historia, sin lugar a dudas.

En este periodo de conflicto armado y terrible situación sociopolítica en el país, es importante recordar la íntima relación entre naturaleza y bienestar humano y la inspiración de colaboración y mejoramiento que significa la restauración ecológica y ambiental. ¿Y si hubiera una actividad que pudiera ayudar de manera significativa a responder a las dos crisis de manera simultánea?

A pesar de que México aún no cuenta con un plan ni con un fondo o política nacionales de restauración ecológica (contrario a Colombia, Ecuador y Brasil), se puede reconocer por los trabajos presentados en este libro, que se

han realizados avances importantes en la generación de conocimiento para restaurar los principales ecosistemas de México. En un contexto de escasos recursos financieros y humanos designados a los temas de medio ambiente, es obvia la importancia de considerar los contextos socioeconómicos particulares de proyectos de restauración y conservación, y de priorizar la participación de las poblaciones locales.

Los trabajos aquí compilados cubren una gran variedad de ecosistemas, escalas, plazos y niveles de intervención, por lo que serán de gran valor para la investigación y práctica de la restauración, así como el desarrollo de la política ambiental.

La importancia de redes

Cuando los gobiernos no toman en serio su rol de liderazgo —o sea, “el arte de motivar y conducir” en los temas ambientales, entre otros—, la sociedad civil debe intervenir. En esta área también hay muy buenas noticias desde México y América Latina. En 2014-2015 se llevaron a cabo eventos similares al simposio de Cuernavaca en varios otros países latinoamericanos, tal como Colombia, Chile y Argentina (Aguilar *et al.*, 2015; Echeverría *et al.*, 2015; Zuleta *et al.*, 2015), sin hablar de Brasil, donde se realizan esfuerzos enormes en la ciencia, la práctica y en la legislación sobre restauración desde hace 30 años (Calmon *et al.*, 2011). Cuba también merece una mención especial por su rol (con Jesús Matos, sobre todo) en la fundación del SIACRE (Sociedad Iberoamerica y Caribe de Restauración Ecológica) y por la organización de dos congresos internacionales en 2007 y 2010. En marzo de 2016, en la ciudad de Loja, se realizó el primer congreso en este tema en la República de Ecuador, y se anunció la creación de una red nacional que viene unirse a la familia de redes nacionales de sus países vecinos. Son todas parte del SIACRE (<http://www.siacre2015.com.ar/>) y colaboran plenamente con la *Society for Ecological Restoration International* (www.ser.org) con sus 26 años de actividad. Con respecto de América Latina, se destaca el hecho de que en cada uno de los países mencionados hay una historia cargada de conflicto social y político.

¿Hay un enlace, tal vez? En otras partes del mundo también hay rayos de esperanza en este sentido (Abu Taleb *et al.*, 2016) y tomamos en cuenta los avances enormes en las tres “Convenciones de Río” de las Naciones Unidas (Convention of Biological Diversity [CBD], 2012). ¿Estamos quizás al borde de un verdadero movimiento para la restauración ecológica a nivel mundial, con núcleos fuertes en países latinoamericanos —entre otros— con el deseo ardiente de salir de un periodo difícil de su historia? No lo sé, pero recuerdo la frase famosa de la antropóloga Margaret Mead en este contexto:

Nunca dudes que un pequeño grupo de ciudadanos reflexivos y comprometidos pueden cambiar el mundo. De hecho, son los únicos que lo han logrado.

Queridos y estimados colegas mexicanos y lectores de este libro: seguimos adelante con esta visión.

James Charles Aronson

Center for Conservation and Sustainable Development,

Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive

Referencias bibliográficas

- Abu Taleb, T., J. Aronson y K. Shaw (and on behalf of the ERA of Botanic Gardens) (2016), “Rays of Hope from Jordan and the Ecological Restoration Alliance of Botanic Gardens”, *Restoration Ecology*, núm. 24.
- Aguilar, M., J. Sierra, W. Ramírez, O. Vargas, Z. Calle, W. Vargas, C. Murcia, J. Aronson y J. I. Barrera Cataño (2015), “Towards a Post-Conflict Colombia. Restoring to the Future”, *Restoration Ecology*, núm. 23, pp. 4-6.
- Calmon, M., P. H. S. Brancalion, A. Paese, J. Aronson, P. Castro, S. Costa da Silva y R. R. Rodrigues (2011), “Emerging Threats and Opportunities for Biodiversity Conservation and Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil”, *Restoration Ecology*, núm.19, pp. 154-158.

- Ceccon, E., J. I. Barrera-Cataño, J. Aronson y C. M. Garza (2015), “The Socio-Ecological Complexity of Ecological Restoration in Mexico”, *Restoration Ecology*, núm. 23, pp. 331-336.
- Convention of Biological Diversity [CBD] (2012), UNEP/CBD/COP Decision XI/16. Ecosystem Restoration, [<http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-11/cop-11-dec-16-en.pdf>].
- Echeverría, C., C. Smith-Ramírez, J. Aronson y J. I. Barrera Cataño (2015), “Good News from Latin America. National and International Restoration Networks are Moving Ahead”, *Restoration Ecology*, núm. 23, pp. 1-3.
- Zuleta, G., A. E. Rovere, D. Pérez, P. I. Campanello, B. G. Johnson, C. Escartín, A. Dalmasso, D. Renison, N. Ciano y J. Aronson (2015), “Establishing the Ecological Restoration Network in Argentina: From Rio 1992 to SIACRE 2015”, *Restoration Ecology*, núm. 23, pp. 95-103.

Introducción

La complejidad socioecológica de la restauración en México

Eliane Ceccon
Cristina Martínez-Garza

En las últimas décadas, un consumismo ilimitado justificado por el progreso económico ha acelerado la destrucción de todos los ecosistemas del planeta. Lamentablemente, México también se encuentra inmerso en este paradigma de desarrollo con escasas muestras de sustentabilidad. De acuerdo con la valoración de los bosques globales de la FAO en 2010, nuestro país se encontraba entre las 10 naciones con mayor pérdida anual de bosques en el periodo 1990-2010, y junto con Brasil, Gabón, Papua, Nueva Guinea e Indonesia, entre los cinco países con la mayor reducción del área de bosques conservados en los últimos 20 años. En 2008, Bollo-Manent y colaboradores (2014) identificaron 145 Unidades Biofísicas Ambientales (UBA) a través de 15 indicadores para la gestión de los recursos naturales, incluyendo variables como las modificaciones antrópicas y el estado socioeconómico. Estos autores encontraron que aproximadamente 48% del área cubierta por vegetación mostró cierto nivel de degradación y desertificación, y 6% de las unidades analizadas tenía sus cuerpos de agua en estado crítico.

Para revertir esta crisis ecológica nacional e internacional, México ha sido firmante de varios convenios que incluyen metas ambiciosas en términos de restauración ecológica. La restauración ecológica busca recrear la estructura, función y durabilidad de los ecosistemas que han sido dañados o destruidos (Higgs, 1997; SER, 2006) y recuperar no sólo la diversidad taxonómica, sino también la genética, filogenética y funcional. En este contexto, el Convenio de la Diversidad Biológica en Aichi busca alcanzar, en el año 2020, la restauración de todos los ecosistemas prioritarios (meta 14) y 15% de todos los ecosistemas degradados del planeta (meta 15; Janishevski *et al.*, 2015). Por su parte, la iniciativa de la restauración mundial Bonn Challenge fijó la meta de restaurar

150 millones de hectáreas de bosques también para 2020 (WRI, 2012). Otros convenios firmados fueron la *Declaración de Nueva York sobre los Bosques* (Climate Summit, 2014) que promueve la restauración de 350 millones de hectáreas a nivel mundial para el año 2030 y la reciente iniciativa 20x20 firmada en la COP 20 en Perú para restaurar 20 millones de hectáreas de bosques en algunos países de América Latina y del Caribe. En México, la Estrategia Mexicana para la Conservación de la Diversidad Vegetal (EMCV), coordinada por el Conabio (Consejo Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad), se ha comprometido a restaurar 50% de los ecosistemas degradados para 2030 (EMCV, 2015).

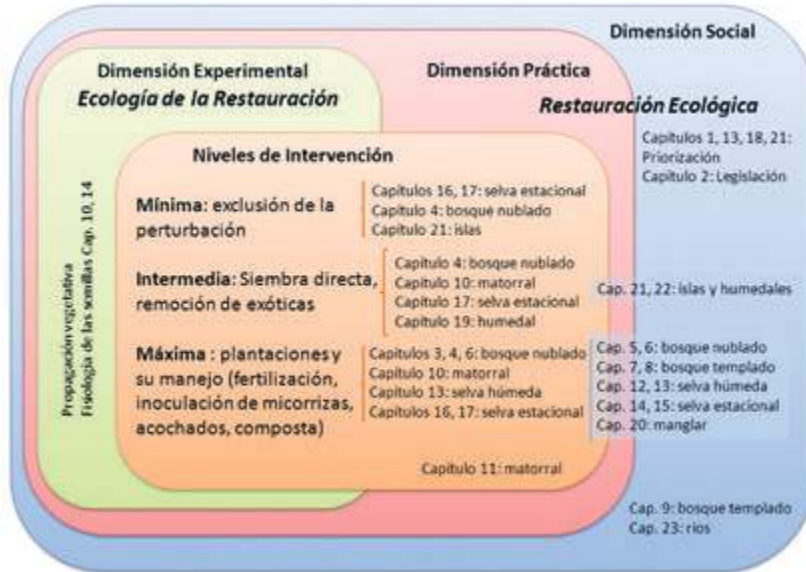
Dentro de este contexto político, social y ecológico, los días 19 y 20 de noviembre de 2014 se celebró el *Primer Simposio Mexicano de Restauración de Ecosistemas* en el *campus* Chamilpa de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, en la ciudad de Cuernavaca, México. A este simposio fueron invitados 25 participantes y dos conferencistas magistrales: Dr. James Aronson, representando a la Sociedad de Restauración Ecológica Internacional (SER, por sus siglas en inglés) y al Dr. José Ignacio Barrera Cataño, representante de la SIACRE (Sociedad Iberoamericana y del Caribe para la Restauración Ecológica). Los objetivos más importantes de este simposio fueron: 1) dar a conocer las actividades de restauración llevadas a cabo actualmente en México como la primera acción del Objetivo 3 de la EMCV, y 2) elaborar un libro con las experiencias presentadas. Es así que la presente obra consta de 23 capítulos relacionados con la restauración de ecosistemas en México desde las perspectivas social, práctica o experimental (figura 1).

Dada la situación en cuanto a la propiedad de la tierra en México, donde cerca de 80% es privado (Ceccon *et al.*, 2015), las condiciones sociales precarias en que viven las poblaciones, principalmente las indígenas, y que los recursos asignados a investigación provienen de fondos públicos (Pérez, 2011), los proyectos de restauración que se realizan en nuestro país siempre están enmarcados en la dimensión social (figura 1); en este contexto, es siempre necesario restaurar tanto el capital natural (Aronson *et al.*, 2007) como el social (Bullock *et al.*, 2011).

Los primeros capítulos de este libro nos muestran, inmersos en la dimensión social, dos pasos fundamentales en la planeación de la restauración de

Figura 1

Los 23 capítulos del libro “Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas” por su perspectiva (social, práctica o experimental), y los niveles de intervención que involucran (mínimo, intermedio o máximo)



Fuente: elaboración propia.

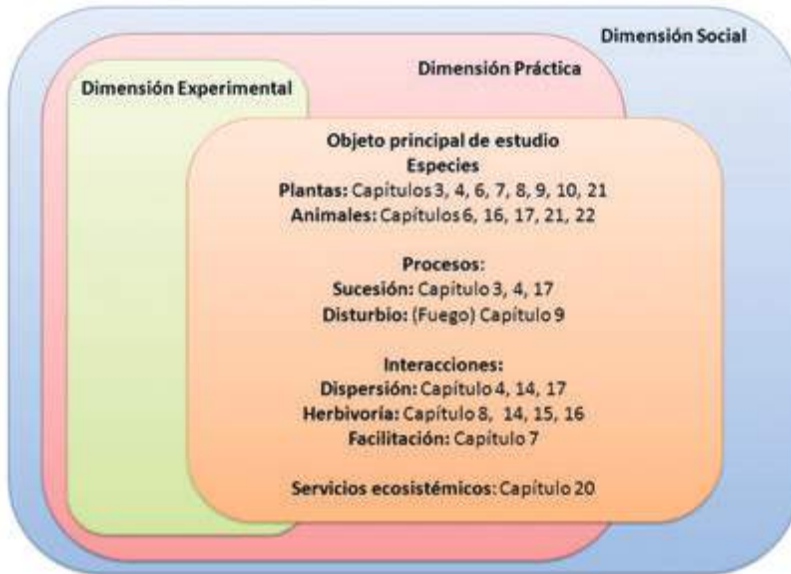
ecosistemas en nuestro país: en el capítulo 1 se propone una metodología para seleccionar áreas prioritarias de restauración cuyos criterios fueron elegidos en un taller con 19 expertos; la herramienta propuesta permite localizar áreas para enfocar los esfuerzos de restauración e indicar dónde iniciar las acciones dada la alta limitación de recursos. Una vez que se localicen estas áreas, la comunicación con los dueños de la tierra será vital para llevar a buen término los proyectos de restauración; en este contexto, el capítulo 2 discute que los instrumentos que faciliten las acciones de restauración deben ser más desarrollados. En el capítulo 2 también se revisa la evolución de las políticas de restauración ambiental para los ecosistemas forestales en nuestro país, indicando puntualmente los avances detectados, la normatividad que debe ser fortalecida y otras omisiones a resolver. Estos primeros capítulos se refuerzan uno al otro: el marco jurídico nacional revisado en el capítulo 2 especifica las características de los sitios que deben ser restaurados, mientras que el capítulo 1 muestra una

propuesta para priorizar las acciones en esos sitios. Una vez discutida la legislación y los sitios prioritarios a restaurar, avanzamos hacia la revisión de las técnicas específicas de restauración desarrolladas en México para cada ecosistema.

Los siguientes capítulos concentran experiencias de restauración en nueve de los 13 ecosistemas reconocidos para México por el Conabio en 13 estados de la República y 37 islas. La restauración, englobada siempre en la dimensión social de nuestro país, puede responder a objetivos científicos a través de la ecología de la restauración (dimensión experimental) o a objetivos prácticos a través de la restauración ecológica (dimensión práctica; figura 1). Las acciones prácticas o experimentales de restauración involucran diferentes niveles de intervención (discutidos a detalle en el capítulo 17 para ecosistemas terrestres): el nivel de intervención mínimo se refiere a detener la perturbación para favorecer que los procesos naturales de recuperación (*i. e.*, sucesión natural) se lleven a cabo; en el caso de los ecosistemas acuáticos, como los humedales, la intervención mínima se refiere al restablecimiento de hidropereodo (también llamado rehabilitación hidrológica; capítulos 19 y 20). Los niveles intermedios y máximos involucran acciones encaminadas a acelerar el proceso de sucesión natural, como remover la presencia de especies exóticas (intermedio) o la reintroducción de especies, mediante plantaciones (máximo). En este contexto, los capítulos del 3 al 6 abordaron la restauración del bosque nublado en Veracruz y Chiapas bajo los tres niveles de intervención (figura 1); estos capítulos cubrieron los tres ejes de aproximación: el experimental (capítulos 3 y 4), práctico (capítulos 3 y 6) y social (capítulos 3 y 6). Además, los estudios fueron a diferentes escalas: paisaje (capítulos 3, 5, 6) y microcuena (capítulo 4), mientras que los periodos de estudio variaron de los 3 a los 16 años. Finalmente, estos estudios se enfocaron en plantas (capítulos 3, 4, 6) o animales (capítulo 6) y también se cubrieron algunos procesos como la sucesión natural (capítulo 3) y la interacción planta-animal, dispersión de semillas (capítulo 4; figura 2).

Los capítulos del 7 al 9 abordaron la restauración de bosques templados presentes principalmente en el estado de Michoacán y una pequeña parte en el Estado de México. Estos capítulos cubrieron estudios de restauración en los tres ejes: el social (capítulos 8 y 9), el práctico y el experimental (capítulos 7 y 8; figura 1); los periodos de estudio fueron de corto (capítulo 9) a mediano plazos (capítulos 6 y 7) y la escala fue de paisaje (capítulos 7 y 8) y en una

Figura 2
Capítulos que incluyeron observaciones a nivel de especies, procesos, interacciones o servicios ecosistémicos



Fuente: elaboración propia.

Reserva (capítulo 9). El nivel de intervención usado fue el máximo: plantaciones de restauración con manejo adicional con fertilizantes, micorrizas (capítulo 7) y acolchados (capítulo 8). Al igual que para el bosque nublado, estos estudios se enfocaron principalmente en plantas (capítulos 7-9), pero además, se analizaron procesos como el de disturbio por fuego (capítulo 9) e interacciones ecológicas como la herbivoría (capítulo 8; figura 2).

Los capítulos 10 y 11 mostraron experiencias de restauración en el matorral xerófilo, uno urbano, en la Ciudad de México, donde este ecosistema es llamado “pedregal”, y otro en Nuevo León. Estos capítulos cubrieron estudios de restauración en los ejes experimental (capítulo 10) y práctico (capítulo 11; figura 1) a escala de parcela. El nivel de intervención usado fue el máximo: trasplante de leñosas rescatadas (capítulo 11) y plantaciones de restauración con acolchados y uso de hidrogel (capítulo 10). Dichos estudios también se enfocaron en las plantas.

Los capítulos del 12 al 17 abordaron la restauración de los bosques tropicales húmedos y estacionales de cinco estados de la República mexicana (Chiapas, Campeche, Guerrero, Jalisco y Morelos). Todos estos capítulos incluyeron los ejes práctico y experimental, mientras que en tres de ellos (capítulos 13-15) se exploró a fondo la dimensión social de la restauración (figura 1). Estos estudios se hicieron a mediano plazo, a escala de paisaje y bajo todos los niveles de intervención: el mínimo (capítulos 16 y 17), el intermedio (capítulo 12) y el máximo, con plantaciones de estacas (capítulo 12) o plantas provenientes de vivero y manejo adicional con fertilizantes químicos y biológicos (capítulo 15), acolchados (capítulos 14, 16 y 17) y compostas (capítulo 14). Por último, estos estudios se enfocaron en plantas (capítulos 12, 15 y 17) o animales (capítulos 16 y 17); también se cubrieron algunos procesos como las interacciones planta-animal de herbivoría (capítulo 16) y dispersión de semillas (capítulo 17; figura 2).

Los últimos seis capítulos (del 18 al 23) exploraron la restauración de ecosistemas acuáticos como dunas, humedales (de herbáceas y árboles-manglares) en cuatro estados de la República (Quintana Roo, Veracruz, Yucatán y Morelos) e islas del Pacífico mexicano, el Golfo de California, el Golfo de México y el Caribe mexicano. Todos estos proyectos exploraron la dimensión práctica, en menor o mayor medida la dimensión social, y dos incluyeron la experimental (capítulos 19 y 20). En estos capítulos destaca que las medidas de intervención mínima (detener la fuente de disturbio) a menudo coinciden con la intervención intermedia (remoción de especies exóticas, capítulos 21 y 22); éstas y otras medidas mínimas (por ejemplo, recuperación del hidroperiodo) distan mucho de ser económicas, como es el caso de la intervención mínima en los ecosistemas terrestres. Por último, estos estudios se enfocaron en plantas (capítulos 19-21) o animales (capítulos 21 y 22). Por tanto, este libro muestra un panorama de gran complejidad socioecológica y avances importantes en varias dimensiones de la restauración de ecosistemas, sin embargo, podemos considerar que aún hay un largo camino por recorrer.

Este libro está dirigido a investigadores, estudiantes o profesionales mexicanos y extranjeros cuyo campo de acción incluya la restauración de ecosistemas. Adicionalmente, este libro es una herramienta para los tomadores de decisión o los elaboradores de políticas públicas. Nuestro objetivo principal

es asentar las bases para el establecimiento de una gobernanza ambiental en términos de restauración de ecosistemas en México donde todos los sectores de la sociedad puedan participar.

Parafraseando a Egan, Hjerpe y Abrams en su libro *La dimensión humana de la restauración ecológica* (2011, p. 1):

Que la restauración en México sea una práctica de la esperanza; porque los restauradores esperan un mejor futuro como resultado de sus esfuerzos. Que la restauración sea una práctica de la fe; porque los restauradores trabajan en un mundo de incertidumbre. Por último, que la restauración sea una práctica de amor; porque los restauradores se preocupan, y dan su vida a los esfuerzos que protejan y mejoren la vida de los seres humanos y otros no humanos por igual. Que la restauración en México sea una práctica humana, porque a final es la gente que importa.

Referencias bibliográficas

- Aronson, J., S. J. Milton y J. Blignaut (eds.) (2007), *Restoring Natural Capital: Science, Business and Practice*, Washington, Island Press.
- Bollo-Manent, M. B., J. R. H. Santana y A. P. M. Linares (2014), “The State of the Environment in Mexico”, *Central European Journal of Geosciences*, núm. 6, pp. 219-228.
- Bullock, J. M., J. Aronson, A. C. Newton, R. F. Pywell y J. M. Rey-Benayas (2011), “Restoration of Ecosystem Services and Biodiversity: Conflicts and Opportunities”, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 26, núm. 10, pp. 541-549.
- Ceccon, E., J. I. Barrera-Cataño, J. Aronson y C. Martínez-Garza (2015), “The Socioecological Complexity of Ecological Restoration in Mexico”, *Restoration Ecology*, vol. 23, núm. 4, pp. 331-336.
- Climate Summit (2014), FORESTS Action Statements and Action Plans, ONU, <http://newsroom.unfccc.int/media/514893/new-york-declaration-on-forests_26-nov-2015.pdf>.

- Egan, D., E. E. Hjerpe y J. Abrams (2011), “Why People Matter in Ecological Restoration”, en D. J. Egan, J. Abrams y E. E. Hjerpe (eds.), *Human Dimensions of Ecological Restoration. Integrating Science, Nature, and Culture*, Washington, Island Press.
- Estrategia Mexicana para la Conservación Vegetal [EMCV] (2015), <<http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/emcv/EMCV.html>> (consultado en enero de 2015).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2010), *Global Forest Resources Assessment 2010*, FAO Forestry Paper 163.
- Higgs, E. S. (1997), “What Is Good Ecological Restoration?”, *Conservation Biology*, núm. 11, pp. 338-348.
- Janishevski, L., C. Santamaria, S. B. Gidda, H. D. Cooper y P. H. S. Brancalion (2015), “Ecosystem Restoration, Protected Areas and Biodiversity Conservation”, *Unasylva*, núm. 66, pp. 19-28.
- Pérez, M. (2011), “Necesidades de información para el manejo de los socio-ecosistemas en la región Chamela-Cuixmala, Jalisco”, tesis de maestría en Ciencias Biológicas, México, Centro de Investigación en Ecosistemas, UNAM.
- Society for Ecological Restoration [SER] (2006), *The SER International Primer on Ecological Restoration*, Tucson, Society for Ecological Restoration Internacional.
- World Resources Institute [WRI] (2012), *First Global Commitment to Forest Restoration Launched*, Nueva York, WRI.

Capítulo 1

Propuesta metodológica para identificar prioridades de restauración en México

Wolke Tobón
wtobon@conabio.gob.mx

Patricia Koleff
Tania Urquiza-Haas
Georgina García Méndez

Abstract

The magnitude of historic and current trends of habitat loss and degradation in Mexico and the consequent threats to biodiversity indicate the importance of formulating and implementing conservation actions and strategies that promote the protection and sustainable management of our natural capital. As land use and cover changes have altered more than two thirds of the original forests in Mexico, ecological restoration has been widely recognized as an essential component for biodiversity conservation offering the opportunity to increase habitat quantity and quality, while promoting ecosystem services and climate change adaptation and mitigation. A necessary first step is to strategically allocate human and financial resources in order to maximize ecological benefits. Systematic restoration planning is a novel approach to determine where to focus the efforts in order to support species and ecosystem persistence in the long term. In this chapter we present a methodological framework to identify priority sites for restoration of terrestrial environments that follows a quantitative, repeatable and transparent process. We propose the use of a spatial multicriteria analysis to incorporate the most recent and relevant information on biological and threat factors in order to develop a first model at 1 km² resolution. The results of this ongoing work will represent a first national guide at a broad scale to identify areas of high biological value for restoration that complements efforts to assess priorities for conservation in Mexico.

Key words: priority sites, systematic restoration planning, spatial multicriteria analysis, biodiversity, ecosystem services, natural capital.

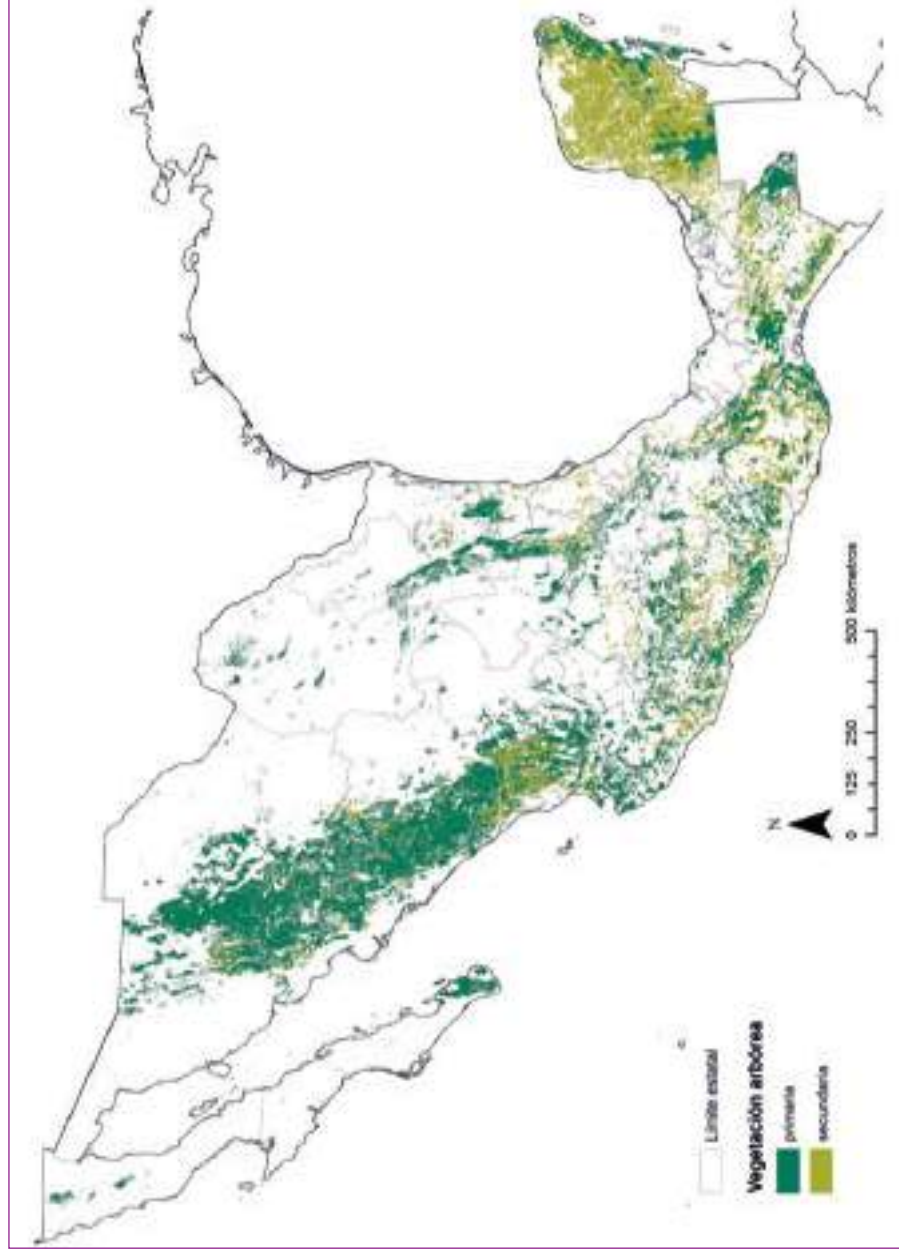
Introducción

El deterioro ambiental de los ecosistemas terrestres y acuáticos y la pérdida de biodiversidad exponen la necesidad de formular e implementar estrategias y acciones de conservación que fomenten la protección y el manejo sustentable del capital natural en México. La principal amenaza para la biodiversidad es el cambio de uso del suelo y la consecuente modificación de la estructura y función de los ecosistemas (Challenger *et al.*, 2009). El decreto de nuevas áreas protegidas es una de las principales estrategias para conservar los ecosistemas y las especies que en ellos habitan, aunque no todas las áreas son efectivas ni son suficientes dada la magnitud de la diversidad biológica, competencia y necesidad de mantener otros usos del suelo. Además, existen otras limitantes de tipo socioeconómico para poder decretar más áreas de protección. En zonas impactadas por intervenciones antropogénicas, los esfuerzos de conservación necesitan ser complementados con acciones de restauración ecológica. Esas acciones deben revertir o mitigar los impactos de la deforestación, fragmentación, degradación de suelos, desequilibrio hidrológico, pérdida de la capacidad productiva, invasiones biológicas y contaminación de agua y aire.

La planeación e implementación de estrategias de restauración dentro del contexto de la conservación de la biodiversidad del país cobran aún mayor importancia al considerar los siguientes puntos:

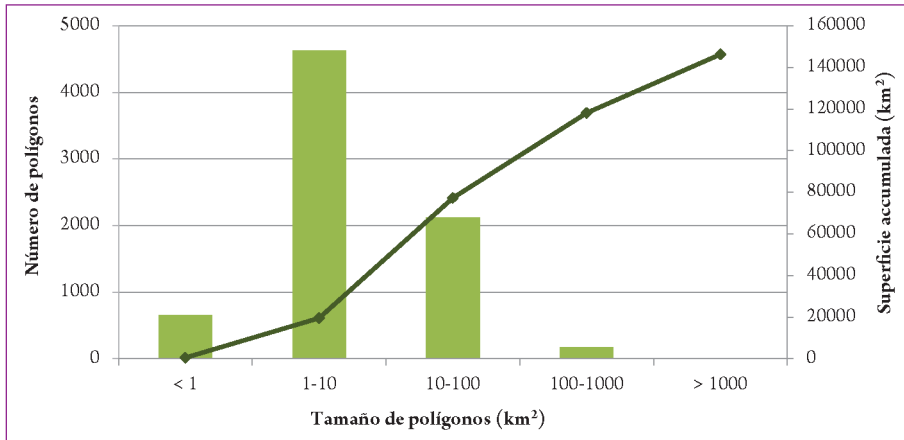
- 1) Prácticamente todos los ecosistemas han sido afectados en mayor o menor grado por actividades antropogénicas. De acuerdo con la información de la cobertura de uso de suelo y vegetación de la serie V (Inegi, 2013), la cobertura clasificada como arbórea (bosques y selvas) en estado primario cubre 16.3% de la superficie continental del país (318 854 km²) y 7.5% en estado secundario (146 122 km²). Los remanentes de vegetación arbórea secundaria continua de mayor tamaño están localizados en la Península de Yucatán, con un área de hasta 57 754 km². Sin embargo, la mayor parte de los bosques y selvas secundarios son fragmentos menores a 10 km² (figuras 1a y 1b). No obstante, todos estos grandes o pequeños fragmentos con vegetación natural pueden ser ecológicamente importantes y representar hábitats críticos para las especies y poblaciones que los habitan. Por ello, es importante promover la conectividad entre los fragmentos remanentes con el propósito de mejorar

Figura 1a
Distribución de bosques y selvas en México



Fuente: elaboración propia con base en datos de la cobertura de uso de suelo y vegetación serie V del Inegi (2013).

Figura 1b
Distribución de frecuencias del tamaño de los polígonos de vegetación secundaria en México

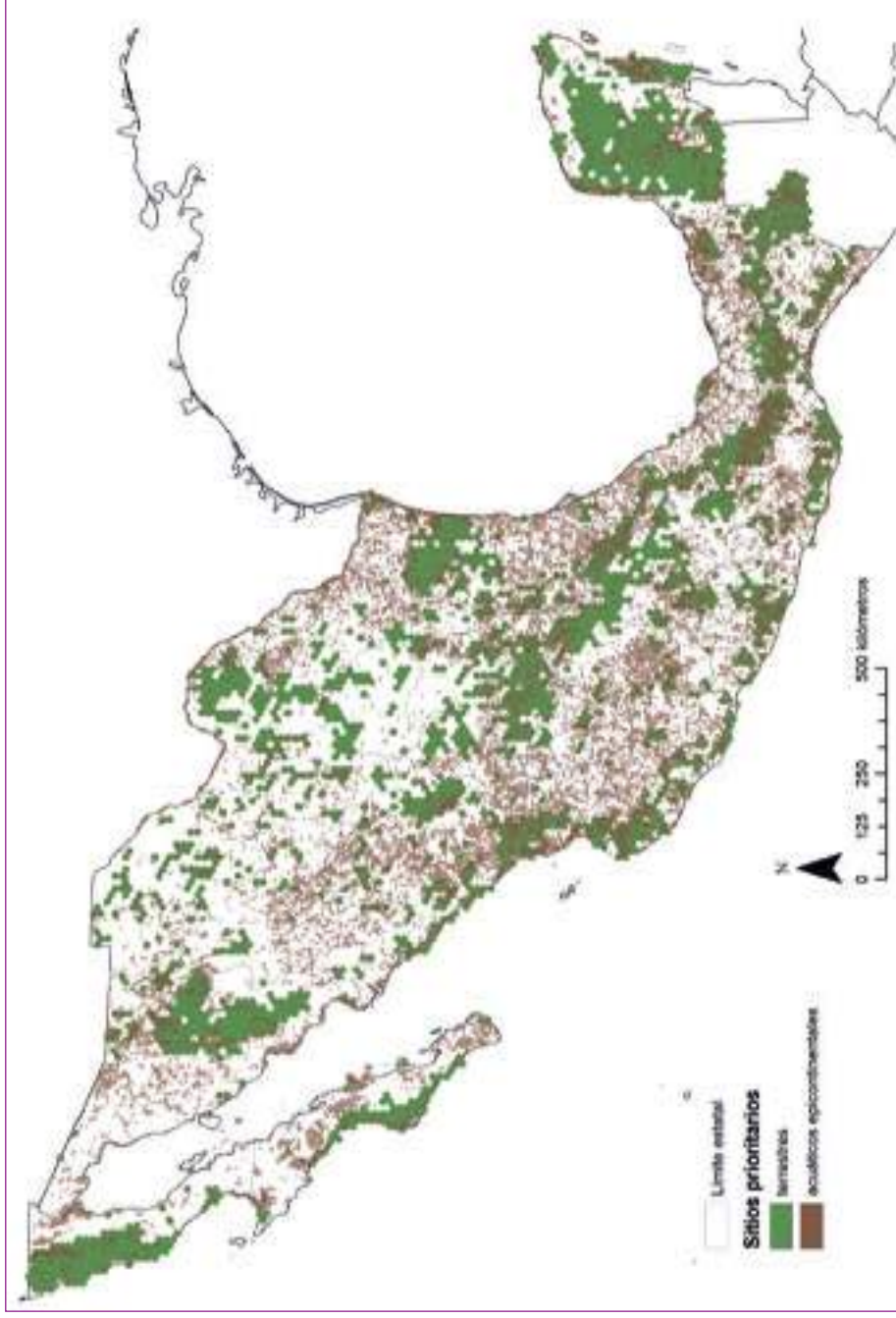


Fuente: elaboración propia con base en datos de la cobertura de uso de suelo y vegetación serie V del Inegi (2013).

la integridad de los ecosistemas. Esto también es fundamental considerando los beneficios para la provisión de bienes y servicios ambientales (Rey Benayas *et al.*, 2009). Además, dados los posibles efectos del cambio climático, es necesario facilitar la movilidad y dispersión de especies en los paisajes productivos que incluyen vegetación natural (Taylor *et al.*, 1993).

2) Las áreas protegidas (AP) de jurisdicción federal que están localizadas en la parte continental cubren cerca de 10% de la superficie de México. Sin embargo, esta superficie es aún insuficiente para proteger la vasta diversidad biológica del país. De acuerdo con los análisis de optimización que permitieron identificar los sitios prioritarios terrestres y acuáticos epicontinentales (Conabio *et al.*, 2007; Koleff *et al.*, 2009; Conabio-Conanp, 2010; Lira-Noriega *et al.*, 2015; figura 2), se requeriría para cada ambiente alrededor de 30% de la superficie continental para representar una porción significativa de las especies y ecosistemas de mayor interés para la conservación y las zonas de elevada riqueza de especies y concentración de endemismos. Por ejemplo, los análisis de la biodiversidad terrestre mostraron que sólo 12.9% de dichos sitios está localizado en AP, señalando los vacíos y omisiones en la conservación de la

Figura 2
Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre y acuática epicontinental de México



Fuente: elaboración propia con base en Conabio *et al.* (2007) y Conabio-Conanp (2010).

biodiversidad (Koleff *et al.*, 2009). Además, cabe mencionar que se ha demostrado que no todas las AP representan un instrumento efectivo para frenar los cambios en el uso del suelo (Sánchez-Cordero *et al.*, 2011). De esa manera, tanto dentro de las AP como fuera de ellas, los distintos elementos de la biodiversidad son vulnerables y están expuestos al cambio de uso del suelo y su consecuente degradación.

3) Dado el incremento en la frecuencia e intensidad de los factores de presión asociados con el cambio y variabilidad climáticos (incendios, sequías, inundaciones, entre otros), la restauración ecológica puede ayudar a incrementar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas y favorecer la adaptación a las nuevas condiciones del clima (Harris *et al.*, 2006). Esto es fundamental para alcanzar los objetivos relativos al mantenimiento de la integridad, diversidad y productividad de los ecosistemas en el largo plazo, así como la protección de los bienes y servicios ecosistémicos para satisfacer las necesidades de las generaciones humanas presentes y futuras. Las estrategias de cambio climático (p. ej., Conanp, 2010) plantean entre sus acciones principales la recuperación de los bosques, las selvas y los humedales para ayudar a disminuir los gases de efecto invernadero, debido a su importante papel en la captura y almacenamiento del carbono atmosférico.

México tiene el compromiso de cumplir con los acuerdos nacionales e internacionales (capítulo 1). Por ejemplo, las Metas de Aichi del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) establecen que “para 2020, se habrá incrementado la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la diversidad biológica a las reservas de carbono, mediante la conservación y la restauración, incluida la restauración de por lo menos el 15% de las tierras degradadas, contribuyendo así a la adaptación al cambio climático y su mitigación, así como a la lucha contra la desertificación” (Meta 15; CDB, 2010). Para poder cumplir con esta meta se requiere: (1) compilar y generar información a una escala apropiada que permita atender las necesidades de conservación y restauración en el ámbito nacional, (2) gestionar con apoyo de la inversión privada o social, la instrumentación efectiva de los programas sectoriales o estatales; algunos de esos programas se refieren a instrumentos de conservación *in situ* como el pago por servicios ambientales, las AP, las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre, los corredores biológicos y la planificación territorial con criterios ecológicos.

Con el fin de alinear la agenda nacional en materia ambiental y diseñar una planeación efectiva para la conservación y restauración de los ecosistemas, se requiere favorecer la integración, coordinación y colaboración entre los diferentes sectores; también es necesario integrar la conservación y el uso sostenible del capital natural en los distintos programas y acciones para promover que las políticas públicas favorezcan el desarrollo sostenible del país. En este sentido, resulta clave contar con una guía para priorizar las acciones de protección *in situ* y la recuperación de hábitats y especies más amenazados, fortalecer el manejo sustentable y mantener y mejorar la provisión de los bienes y servicios ecosistémicos que demanda la población. Sin embargo, en la literatura hay pocos ejemplos que describan propuestas de planeación que aborden una visión nacional de conservación de la biodiversidad que incorpore como parte de ésta la restauración ecológica (Ceballos *et al.*, 1998; Ochoa *et al.*, 2011; Cotler-Ávalos, 2007). La magnitud del reto es evidente si se tiene en cuenta la extraordinaria diversidad biológica, la heterogeneidad ambiental y cultural, los complejos patrones de distribución de ecosistemas y especies, así como la intensidad de los factores de amenaza y las diversas condiciones, intereses y necesidades socioeconómicas de las poblaciones humanas en nuestro país.

La restauración ecológica contribuye a consensuar múltiples objetivos de las partes interesadas en la gestión integral del territorio, lo que incrementa el valor y eficiencia de la planeación. También se debe considerar que el presupuesto para los proyectos destinados a la conservación, incluyendo la restauración, generalmente es reducido. Este bajo presupuesto se debe a que no se ha logrado la transversalización o la integración efectiva del tema ambiental en las distintas agendas. Esta realidad agudiza la necesidad de identificar prioridades para el manejo e inversión efectiva de los recursos económicos y de las capacidades humanas e institucionales. Por tanto, considerando la complejidad ecológica, económica y social, es evidente la necesidad de una planeación sistemática con la mejor información científica que incluya datos actuales, confiables y precisos para brindar elementos sólidos a los tomadores de decisión; ellos podrán, entonces, de manera fundamentada, realizar las acciones de conservación, restauración y manejo sustentable.

La planeación sistemática para la conservación pertenece a una rama de la biología de la conservación que propone el uso de algoritmos de optimización

que permiten identificar redes de áreas prioritarias para la conservación y la restauración de manera replicable, estandarizada y eficiente (Margules y Sarkar, 2009). El uso de estas herramientas permite integrar y estructurar bases de datos geográficas, tanto biológicas como sociales y económicas, en un análisis espacial multicriterio que considera los principales conceptos en los que se basa la planeación sistemática, tales como complementariedad, irremplazabilidad y economía espacial.

El proceso de planeación sistemática es robusto, transparente y repetible. En México, esta planeación se utilizó para llevar a cabo los análisis de vacíos y omisiones para la conservación de la biodiversidad de los ambientes terrestres y acuáticos epicontinentales (Conabio *et al.*, 2007; Conabio-Conanp, 2010), y ha sido usado en estudios regionales y para evaluaciones de ciertos grupos taxonómicos (por ejemplo, Fuller *et al.*, 2006; Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010). Los resultados de los análisis nacionales se han utilizado para evaluar la efectividad del sistema de AP para especies y ecosistemas más vulnerables del país e identificar las prioridades en conservación; estas evaluaciones han permitido orientar las estrategias para la conservación, como el establecimiento de nuevas AP y otros instrumentos de conservación *in situ*.

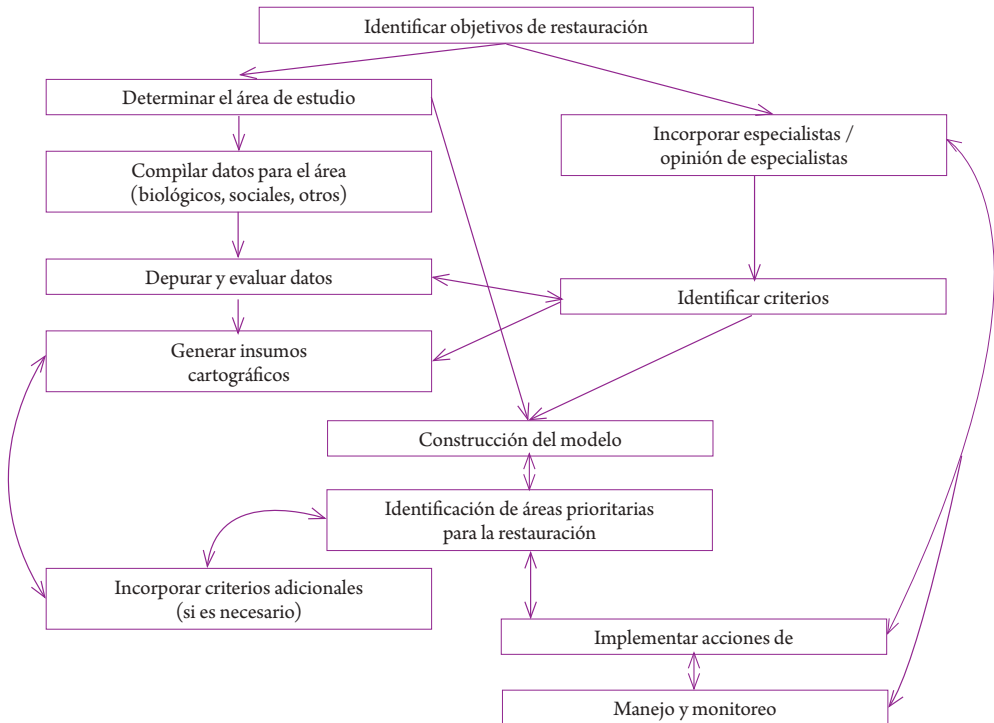
En este capítulo se presenta una propuesta metodológica para identificar los sitios prioritarios para la restauración en áreas de alto valor biológico estratégico para la conservación de los ecosistemas terrestres y acuáticos epicontinentales en el ámbito nacional. Se trata de proveer una guía que permita establecer una agenda de restauración que promueva: *i*) la restauración de ecosistemas y los bienes y servicios ecosistémicos que brindan, *ii*) la restauración de áreas relevantes para la conectividad de ecosistemas, *iii*) la recuperación de ecosistemas alterados, y *iv*) la recuperación de hábitats para especies vulnerables, por ejemplo, aquellas en riesgo de extinción o endémicas. Esta propuesta permitirá fortalecer y complementar los esfuerzos de conservación para reducir la pérdida de la biodiversidad causada por el alto grado de deterioro de los ecosistemas en México, y es un paso esencial para establecer un modelo espacial que ayude a alcanzar la Meta 15 de Aichi del CDB, *i. e.*, restaurar 15% de las tierras degradadas para 2020.

Descripción de la propuesta metodológica

La selección de áreas prioritarias para la restauración de ecosistemas se basa en las herramientas utilizadas en la planeación sistemática para la conservación; esta herramienta permite utilizar criterios espacialmente explícitos para optimizar la selección de sitios en la parte continental de México. El enfoque original plantea diferentes fases que se pueden adaptar a la planeación sistemática para la restauración (Margules y Sarkar, 2009). El esquema metodológico propuesto tiene tres fases (figura 3):

1) *Fase de planeación* para la identificación de las áreas para la restauración. Esta fase incluyó tanto la recopilación de datos (en este caso material

Figura 3
Esquema metodológico para la planeación sistemática de la restauración ecológica



Fuente: elaboración propia.

cartográfico en el ámbito nacional generado por la Conabio, Conanp, Conafor e Inegi, así como la selección y definición de criterios).

Durante un taller, se realizó una consulta a 19 especialistas provenientes de diferentes instituciones (Comisión Nacional Forestal, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Rainforest Alliance, Instituto de Geografía-UNAM, Instituto de Ecología-UNAM, Centro de Investigaciones en Ecosistemas-UNAM). Durante el taller se eligieron los siguientes criterios de selección: *a*) sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre y acuática epicontinental que sintetizan numerosas variables biológicas, por ejemplo, áreas de distribución de vertebrados terrestres y de plantas de interés para la conservación, tipos de vegetación, áreas con mayor riqueza de especies y concentración de especies endémicas (véanse detalles en Koleff *et al.*, 2009; Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Lira-Noriega *et al.*, 2015); *b*) uso de suelo de acuerdo con los datos más recientes del Inegi (2013), como una medida relativa del grado de conservación o disturbio del ecosistema; *c*) fragmentación de la cobertura vegetal como un indicador de los impactos en la diversidad, abundancia, distribución, conducta y tasa de supervivencia de especies en los parches de hábitat (Saunders *et al.*, 1991; Arroyo Rodríguez y Dias, 2010; Dauber *et al.*, 2010); *d*) zonas funcionales de las cuencas para entender el territorio en sus unidades básicas funcionales para la gestión; para este criterio se identificaron las zonas de la cuenca como alta, media y baja.

Durante el taller se decidió agrupar los criterios en los componentes de importancia biológica y de factibilidad para la restauración con el propósito de ser considerados en la construcción del modelo espacial.

2) *Fase de análisis*, en la que con base en los criterios y los diferentes valores de jerarquización asignados por los expertos, se construyeron los modelos espaciales multicriterio con el programa ILWIS 3.3 (ITC-ILWIS 2001). La construcción de los modelos multicriterio permitió integrar y sistematizar la información geográfica de manera jerárquica y ordenarla en un árbol de decisión considerando: *a*) importancia biológica, que se refiere a áreas de importancia para la conservación de especies más vulnerables y que albergan elementos únicos de la biota, pero que requieren acciones de manejo para asegurar a largo plazo su persistencia, su función y los servicios ecosistémicos que proveen; *b*) factibilidad ecológica, que se refiere a las condiciones físicas del

sistema que pueden permitir o limitar el éxito de las acciones de restauración. Cuando el nivel de degradación es bajo y se mantiene cierta estructura y función del ecosistema, las posibilidades de alcanzar los objetivos son elevadas (Thompson, 2010). En cambio, en áreas donde los niveles de degradación son altos, los procesos de degradación avanzados o incluso cuando se alcanzaron estados de degradación irreversibles, se requieren otras técnicas y medidas de manejo. En estos casos, se plantean otras actividades como la remediación y la ingeniería forestal, cuyos objetivos se enfocan principalmente en la mitigación de las condiciones adversas del sistema sin necesariamente retornar el sistema a su estado original.

3) *Fase de generación del modelo espacial.* Esta fase se encuentra actualmente en desarrollo. El resultado del proceso de modelación determinará las zonas de importancia biológica y las áreas que resultan más factibles para la restauración de los ecosistemas. Estas dos capas de información permitirán construir escenarios para identificar los sitios prioritarios para la restauración. La meta se establecerá en detectar 15% de la superficie del país que sea óptima para restaurar con base en los criterios considerados en el análisis.

Alcances y límites

Esta propuesta metodológica es novedosa en el contexto mundial de la planeación sistemática de restauración, ya que se aplica por primera vez en un país megadiverso que tiene las capacidades e información detallada y que ha identificado las prioridades de conservación. Con esta propuesta y el consecuente desarrollo del modelo, damos un paso relevante para complementar la visión estratégica en el ámbito nacional.

Esta metodología permitirá generar herramientas y productos necesarios para la toma de decisiones del más alto nivel para orientar políticas públicas del país con el objetivo de incrementar y reforzar las acciones de conservación de la biodiversidad y la provisión de bienes y servicios ecosistémicos, que tienen una estrecha relación con el bienestar de las poblaciones y comunidades humanas. En ese sentido, se ha dado prioridad a que las acciones de restauración se lleven a cabo en sitios de alta riqueza biológica y en aquellos que albergan especies

únicas y de distribución restringida como sitios y regiones alfa y beta-diversas; también se ha dado prioridad a sitios en los que se distribuyen especies en riesgo de extinción (sitios conocidos como *hotspots*), lo cual es primordial, ya que la conservación *ex situ* es costosa y no siempre viable. Asimismo, se busca favorecer la conectividad del paisaje e incrementar la funcionalidad de los ecosistemas dando prioridad a las partes altas de las cuencas y a sitios con mayor cercanía a los parches de vegetación natural.

Debido a las tasas de fragmentación de nuestros ecosistemas, y considerando que se ha demostrado que los fragmentos menores a 10 ha experimentan tendencias alarmantes de pérdida de biodiversidad al ser demasiado pequeños para mantener poblaciones viables (Lovejoy *et al.*, 1984; Laurance y Cochrane, 2001), es urgente expandir la cobertura de vegetación en los fragmentos, así como la conectividad entre los parches de hábitat remanente. Así, la metodología propuesta permitirá atender preguntas como: ¿en dónde enfocar esfuerzos de restauración de los ecosistemas en México?, y ¿dónde iniciar acciones que contribuyan a la conservación cuando los recursos son limitados?, entre otras. Además, esta propuesta se basa en un diseño que considera la heterogeneidad y diversidad biológica de México y busca optimizar y priorizar áreas para las acciones de restauración. Sin embargo, hay que tener en cuenta los patrones, procesos y mecanismos y los fenómenos de causalidad múltiple que están asociados con diferentes niveles de organización biológica con propiedades emergentes a cada uno y que operan a diferentes escalas espacio-temporales (Vargas y Mora, 2007). La incertidumbre asociada tanto con los patrones y procesos como con las trayectorias naturales que sucederán a futuro es alta, considerando, por ejemplo, los posibles efectos del cambio climático. De la misma manera, los disturbios naturales e impactos por diversas actividades humanas son diferentes en cada región y los procesos de deforestación y degradación son mucho más amplios de lo que es posible considerar en este estudio. Además, cabe mencionar que la deforestación, deterioro y degradación de los ecosistemas también están en función de otros procesos como la producción forestal, la competencia de los mercados en los niveles nacional e internacional, las invasiones biológicas, las actividades y la tala clandestina, entre otros. Esto refleja una realidad ecológica y social altamente compleja y diversa que será necesario considerar al implementar proyectos y acciones de restauración.

Si bien se ha propuesto el umbral de 15% del área conforme a la meta Aichi del CDB, ésta es una meta ambiciosa. Es posible también que el modelo no refleje las características particulares de cada área e incluso los resultados pueden no señalar sitios que a escala local requieran acciones urgentes de restauración. Cabe mencionar que los posibles errores de omisión y comisión que resulten en el modelo estarán en función de los insumos cartográficos disponibles y su escala de representación, por lo cual en un futuro será necesario verificar los resultados idealmente con trabajo de campo, redes de investigadores y monitoreo comunitario.

Por último, debemos tener en cuenta que el modelo propuesto tiene relevancia en el contexto de las estrategias de desarrollo territorial sustentable que se enfocan en alinear las acciones de conservación, establecer sinergias para proteger los sitios en mejor estado de conservación que albergan elementos únicos de la biodiversidad, y promover acciones de restauración o reconversión productiva, junto con un fuerte enfoque social por medio del fortalecimiento del desarrollo de capacidades (Conabio, 2012).

Conclusiones

La metodología propuesta para identificar de manera sistemática sitios prioritarios para la restauración en México permitirá generar una guía con un resultado espacialmente explícito que podrá ser empleado como un indicador, pero sobre todo, para orientar las acciones de restauración con el objetivo principal de contribuir a conservar el capital natural del país, que es la base para el desarrollo de otros capitales (Sarukhán *et al.*, 2015).

El esfuerzo de lograr una visión nacional no sólo destaca en el contexto internacional del CDB, sino también en los ámbitos regional y nacional, como se destaca en la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y en las Estrategias Estatales de Biodiversidad (Sarukhan *et al.*, 2012). Los siguientes pasos serán dar a conocer el modelo y poder verificar su escalabilidad. En ese sentido, la mejor verificación podrá darse con la continuidad del trabajo con las comunidades que realizan numerosas instituciones, y poder incorporar a la escala necesaria otras variables socioeconómicas particulares.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

El uso de las herramientas de planeación sistemática ha probado ser eficiente para orientar y optimizar esfuerzos en el diseño de políticas públicas encaminadas a lograr la conservación del capital natural de México. Es por ello que se utilizó este enfoque para identificar los sitios prioritarios para la restauración. No obstante, el umbral de 15% conforme el CDB no debe verse de manera estática, ya que considerando el grado de pérdida de la vegetación y la degradación y deterioro de los ecosistemas acuáticos apicontinentales, un país megadiverso como México enfrenta grandes desafíos y esta meta podría ampliarse. Afortunadamente, esta metodología puede aplicarse a diferentes escalas y con mayor detalle, considerando otros aspectos socioeconómicos particulares a distintas regiones (Orsi y Geneletti, 2010).

La participación multidisciplinaria durante el proceso de las primeras fases ha permitido integrar diferentes puntos de vista para llegar a consensos respecto de la selección de criterios. Los resultados de esta propuesta metodológica proveen un marco de referencia claramente documentado para gestores de decisiones, consejeros técnicos, y otras personas involucradas e interesadas en la restauración ecológica y la conservación de la biodiversidad.

Agradecimientos

Agradecemos a los participantes del Taller y a quienes han contribuido al desarrollo de la propuesta metodológica y la han enriquecido con sus comentarios y sugerencias.

Referencias bibliográficas

Arroyo Rodríguez, V. y P. A. D. Dias (2010), "Effects of Habitat Fragmentation and Disturbance on Howler Monkeys: A Review", *American Journal of Primatology*, núm. 72, pp. 1-16.

- Ceballos, G., P. Rodríguez y R. A. Medellín (1998), "Assessing Conservation Priorities in Megadiverse Mexico: Mammalian Diversity, Endemicity, and Endangerment", *Ecological Applications*, núm. 8, pp. 8-17.
- Challenger, A., R. Dirzo *et al.* (2009), "Factores de cambio y estado de la biodiversidad", *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, México, Conabio, pp. 37-73.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp/Semarnat] (2010), *Estrategia de Cambio Climático para Áreas Protegidas*, México, Conanp.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2012), *Desarrollo territorial sustentable: programa especial de gestión en zonas de alta biodiversidad*, México, Conabio.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conabio-Conanp] (2010), *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad acuática epicontinental de México: cuerpos de agua, ríos y humedales*, México, Conabio-Conanp.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy, Programa México, Pronatura, A. C., Facultad de Ciencias Forestales/Universidad Autónoma de Nuevo León [Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y UANL] (2007), *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*, México, Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y UANL.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica [CDB] (2010), *Plan estratégico para la diversidad biológica 2011-2020 y las Metas Aichi*, <<http://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-ES.pdf>>.
- Cotler-Ávalos, H. (comp.) (2007), *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*, México, Instituto Nacional de Ecología.
- Dauber, J., J. C. Biesmeijer, D. Gabriel, W. E. Kunin, E. Lamborn, B. Meyer, A. Nielsen, S. G. Potts, S. P. M. Roberts, V. Sober, J. Settele, I. Steffan-Dewenter, J. C. Stout, T. Teder, T. Tscheulin, D. Vivarelli y T. Petanidou (2010), "Effects of Patch Size and Density on Flower Visitation and Seed Set of Wild Plants: A Pan-European Approach", *Journal of Ecology*, núm. 98, pp. 188-196.

- Fuller, T., M. Mayfield, M. Munguía, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar (2006), “Incorporating Connectivity into Conservation Planning: A Multi-criteria Case Study from Central Mexico”, *Biological Conservation*, núm. 133, pp. 131-142.
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs y J. Aronson (2006), “Ecological Restoration and Global Climate Change”, *Restoration Ecology*, núm. 14, pp. 170-176.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2013), *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, serie V (continuo nacional)*, Aguascalientes, Inegi.
- International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation [ITC-ILWIS] (2001), *Ilwis 3.0 Academic User's Guide*, Países Bajos, Enschede.
- Koleff, P., M. Tambutti, I. J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega et al. (2009), “Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México”, *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, México, Conabio, pp. 651-718.
- Laurance, W. F. y M. A. Cochrane (eds.) (2001), “Synergistic Effects in Fragmented Landscapes. Special section”, *Conservation Biology*, núm. 15, pp. 1488-1535.
- Lira-Noriega, A., V. Aguilar, J. Alarcón et al. (2015), “Conservation Planning for Freshwater Ecosystems in Mexico”, *Biological Conservation*, núm. 191, pp. 357-366.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, K. S. Brown, L. H. Emmons y M. E. Van der Voort (1984), “Ecosystem Decay of Amazon Forest Fragments”, en M. H. Niteki (ed.), *Extinctions*, Chicago, University of Chicago Press, pp. 295-325.
- Margules, C. R. y S. Sarkar (2009), *Planeación sistemática de la conservación, México*, UNAM, Conanp, Conabio.
- Ochoa Ochoa, L., L. B. Vázquez, J. N. Urbina-Cardona y O. Flores-Villela (2011), “Priorización de áreas para conservación de la herpetofauna utilizando diferentes métodos de selección”, en P. Koleff y T. Urquiza-Haas (coords.) (2011), *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*, México, Conabio-Conanp, pp. 89-108.
- Orsi, F. y D. Geneletti (2010), “Identifying Priority Areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An Operational Approach Combining

- Ecological and Socioeconomic Criteria, *Landscape and Urban Planning*, núm. 94, pp. 20-30.
- Rey Benayas, J. M., A. Newton, A. Diaz y J. M. Bullock (2009), "Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-analysis", *Science*, núm. 325, pp. 1121-1124.
- Sánchez-Cordero, V., F. Figueroa, P. Illoldi-Rangel y M. Linaje (2011), "Efectividad del sistema de áreas protegidas para conservar la vegetación natural", en P. Koleff y T. Urquiza-Haas (coords.), *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*, México, Conabio-Conanp, pp. 59-88.
- Sarukhán, J., T. Urquiza-Haas, P. Koleff *et al.* (2015), "Strategic Actions to Value, Conserve, and Restore the Natural Capital of Megadiversity Countries: The Case of Mexico", *BioScience*, núm. 65, pp. 164-173.
- Sarukhán, J., J. Carabias, P. Koleff y T. Urquiza-Haas (2012), *Capital natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación*, México, Conabio.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules (1991), "Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review", *Conservation Biology*, núm. 5, pp. 18-32.
- Taylor, P., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam (1993), "Connectivity is a Vital Element of Landscape Structure", *Oikos*, núm. 68, pp. 571-572.
- Thompson, B. A. (2010), "Planning for Implementation: Landscape-level Restoration Planning in an Agricultural Setting", *Restoration Ecology*, núm. 19, pp. 5-13.
- Urbina-Cardona, J. N. y O. Flores-Villela (2010), "Ecological-niche Modeling and Prioritization of Conservation Area Networks for Mexican Herpetofauna", *Conservation Biology*, núm. 24, pp. 1031-1041.
- Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón (2009), "Methodological Approach to Identify Mexico's Terrestrial Priority Sites for Conservation", *Gap Analysis Bulletin*, núm. 16, pp. 60-70.
- Vargas, O. y F. Mora (2007), "La restauración ecológica, su contexto, definiciones y dimensiones", en O. Vargas (2007), *Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque Alto andino*, <http://www.redcre.org/pdf/restauracion_ecologica_cogua_c1.pdf>.

Capítulo 2

El marco legal de la restauración de ecosistemas forestales en México

Julia Carabias
juliacarabias@gmail.com

Lucía Ruiz
Alejandra Rabasa

Abstract

The intervention of human societies on natural systems is unprecedented, resulting in a state of severe degradation. Trends in loss of forest coverage have increased extinction rates, soil erosion, water scarcity and pollution of soil, water, and air. This situation compels us to design appropriate policies aimed at reversing degradation. However, for the Mexican case there is no long-term vision in the field of environmental restoration that combines the ecological, social, and economic dimensions.

This chapter includes an overview of the Mexican legal system, specifically addressing the provisions relating to environmental restoration of forest ecosystems. This legal analysis is performed in the context of the public policies regarding environmental restoration that have been implemented in the country. The review and analysis of the Mexican legal system in environmental restoration allows us to conclude that a legal reform is imperative to eliminate the dispersion of legal provisions, fill gaps, harmonize regulatory instruments, and issue Mexican Official Standards related with the topic. Besides, economic instruments must be defined to foster restoration, identifying who should apply such incentives and which actors could be subject to obtain these benefits. In conclusion, a robust legal framework for environmental restoration is crucial as it is a central component to strengthen national environmental management, recover degraded ecosystems and prevent the loss of national natural heritage.

Key words: environmental politics, Legal System, international treaties, restoration ecology programs.

Introducción

El presente capítulo incluye una descripción general del sistema jurídico mexicano, en lo que corresponde a las disposiciones relacionadas con la restauración ambiental de ecosistemas forestales.¹ Se revisa la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* y los tratados internacionales, así como las leyes, reglamentos y normas derivados de estas disposiciones en dicha materia. El presente análisis jurídico se realiza en el contexto de las políticas públicas que se han implementado en el país sobre restauración ambiental para revertir un problema creciente de deterioro de los ecosistemas forestales y su biodiversidad.

Deterioro de los ecosistemas forestales terrestres

La intervención de las sociedades humanas, sobre todo a partir del último siglo, en los sistemas naturales biológicos, físicos y químicos, no tiene precedentes y ha llevado al planeta a un estado de degradación peligroso.

La mitad de la cobertura forestal del planeta está deforestada, esencialmente para actividades agropecuarias, infraestructura y asentamientos urbanos. Las tendencias se mantienen sobre todo en las selvas tropicales, sistemas ribereños y otros humedales, y en la última década, las plantaciones de palma africana y el cultivo de soya son algunas de las causas de la desaparición de los ecosistemas naturales.

La tasa de extinción de especies se incrementó hasta mil veces por encima de las tasas típicas en la historia de la vida en el planeta. Los estudios demuestran que, en promedio, las especies que se encuentran en peligro de extinción

¹ En este capítulo se utiliza la definición de ecosistemas forestales contenida en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, referida a la interacción de los recursos forestales entre sí y de éstos con el ambiente, en un espacio y tiempo determinados. A la vez, la definición de recursos forestales en la misma ley incluye, además de la vegetación de los ecosistemas forestales, sus servicios, productos y residuos, así como los suelos de los terrenos forestales y preferentemente forestales (Artículo 7º, fracciones XIV y XXVIII de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable).

cada vez lo están más: el grupo más amenazado es el de los anfibios; cerca de la cuarta parte de las especies vegetales está en peligro; la abundancia de individuos en muchas especies de vertebrados se redujo principalmente en los trópicos y en los ecosistemas de agua dulce (PNUMA, 2012).

En América Latina se estima que 22% de los suelos está erosionado. En los sistemas agrícolas convencionales la erosión es tres veces mayor que la de los sistemas que practican agricultura de conservación y 75 veces mayor de la que ocurre en ecosistemas naturales (PNUMA, 2012). Se incrementan las regiones en el mundo que padecen escasez de agua, entre ellas México, por la creciente demanda de este líquido vital debido a la presión demográfica y al mal uso, especialmente en la agricultura de riego. Contaminamos el suelo, el agua y el aire con sustancias nocivas que deterioran los procesos biológicos e imponen altos costos de salud. La alteración de la composición y funcionamiento de los ecosistemas forestales pone en riesgo, o al menos complica de manera progresiva, la obtención de alimentos y agua, el disfrute de una buena salud y de espacios de esparcimiento, entre muchos otros servicios ambientales. El agotamiento del capital natural del planeta es un problema de seguridad alimentaria, de disponibilidad de agua y energía, es decir, de desarrollo y bienestar social (MEA, 2005).

El deteriorado estado de salud del planeta obliga al diseño de políticas, globales y nacionales, que reviertan la degradación y que atiendan de raíz las causas indirectas de estos fenómenos antropogénicos como son la pobreza, el desmedido crecimiento poblacional, la ocupación desordenada del territorio, el desarrollo económico sin considerar los límites planetarios, y los patrones de consumo y producción insustentables, además de las tecnologías inadecuadas y la falta de un marco jurídico e institucional sólido, entre otras.

Evolución de las políticas de restauración ambiental en México

En México, a pesar de que la política ambiental se ha ido consolidando con altibajos de forma paulatina, no ha existido una clara política de restauración ambiental y, dependiendo del sexenio en turno, los énfasis van cambiando sin una continuidad en la visión que realmente permita la reversión del deterioro.

El inicio de las políticas públicas formales, vinculadas con la restauración ambiental, se puede ubicar en el gobierno de Lázaro Cárdenas (1934-1940), gracias a la aportación de Miguel Ángel de Quevedo, quien siendo el director del Departamento Forestal de Caza y Pesca impulsó la forestación de áreas verdes en la Ciudad de México, la reforestación de áreas rurales bajo la figura de Zonas Forestales de Repoblación, y la creación de nuevos viveros y de las escuelas forestales (Simonian, 1999). Ese fue un importante impulso en la reforestación del país, por desgracia, se utilizaron sobre todo especies exóticas, principalmente de eucaliptos.

Entre 1940 y 1960, los esfuerzos giraron hacia el fomento de programas de conservación de suelos establecidos en los distritos de riego; en las siguientes dos décadas, el énfasis radicó en las obras de conservación de suelo y agua y la reforestación se concentró en huertos frutícolas y en plantaciones con especies maderables de interés comercial (Cervantes *et al.*, 2008). Más tarde, en el periodo de 1988 a 1994, se incrementaron sustantivamente los recursos económicos para la reforestación, el número de viveros y de plantas producidas y sembradas con un fin claramente social, pero sin considerar los aspectos ambientales. La reforestación se dirigió principalmente a zonas urbanas y periurbanas mediante el Programa Solidaridad Forestal (PSF) impulsado por la Secretaría de Desarrollo Social, con el involucramiento de la Secretaría de la Defensa Nacional (Carabias *et al.*, 2007).

En 1995, el PSF se transformó en el Programa Nacional de Reforestación. Los primeros años continuó bajo la gestión de la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) y en 1997 el Congreso lo transfirió a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnat). Fue entonces cuando se le dio a la reforestación un nuevo enfoque incorporando criterios ambientales. La restauración de sitios degradados con especies nativas de cada región se priorizó y se le dio énfasis a la supervivencia de la planta. En 1998 se establecieron las primeras Zonas de Restauración Ecológica en áreas incendiadas. Un ejemplo exitoso de este instrumento de política se encuentra en Texocuiupan, Puebla (Arriaga y Fernández, 2010). A partir del año 2001, la responsabilidad de la reforestación se transfirió a la Comisión Nacional Forestal (Conafor) de la Semarnat, en donde ha permanecido desde entonces.

Fue también en 1997 que se impulsaron otros aspectos de la restauración como fueron los programas de erradicación de especies exóticas, principalmente de fauna nociva en las islas del Pacífico (Aguirre, 2010), así como la recuperación de especies amenazadas o en peligro de extinción, mediante los Programas de Recuperación de Especies Prioritarias (Semarnap, 2000).

En los últimos años, el Corredor Biológico Mesoamericano ha impulsado un enfoque más integral sobre la restauración, bajo la lógica de la construcción de conectores que permitan vincular las áreas naturales protegidas y los fragmentos de selva remanentes en los alrededores de éstas. Tales acciones están dirigidas a incrementar la cobertura forestal con especies nativas y productivas para mejorar las condiciones ambientales de terrenos degradados y al mismo tiempo contribuir a incrementar la productividad de las unidades de producción agropecuarias (Obregón y Ramírez, 2010).

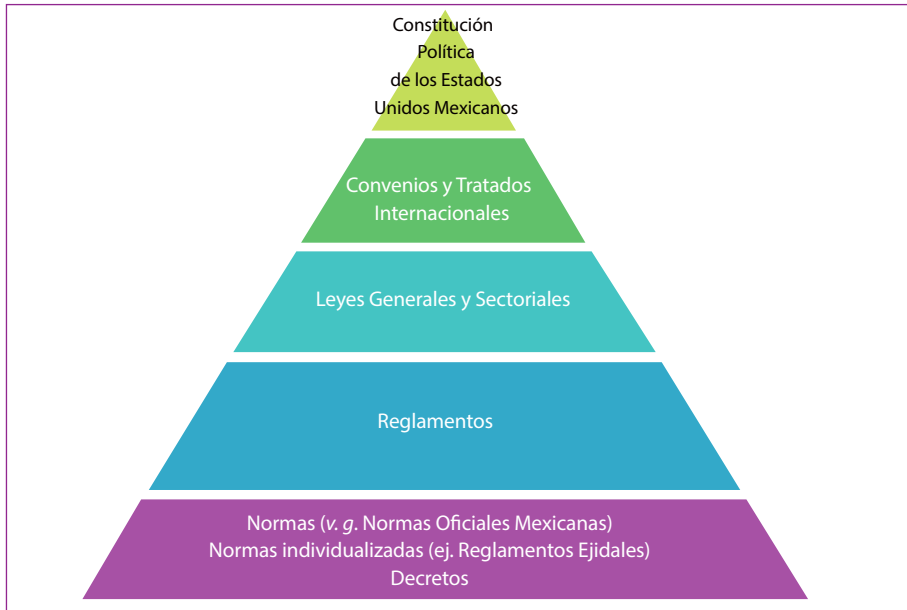
Si bien la restauración ambiental ha estado presente en las políticas públicas desde principios del siglo pasado, este tema no ha logrado consolidar una visión integral de largo plazo, que conjugue las dimensiones ambiental, social y económica; más bien se ha tratado de acciones dispersas, con costos multimillonarios y con muy baja efectividad.

Sistema jurídico mexicano en materia de restauración ambiental

La *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* es la norma jurídica por excelencia, a la cual todas las demás normas están sujetas y subordinadas (López-Sela y Ferro-Negrete, 2006). En ésta se definen las competencias y la concurrencia de los tres órdenes de gobierno (federal, estatal y municipal) y el régimen de propiedad de los recursos naturales.

Además de la Constitución, el marco jurídico para la protección ambiental en México se integra por los tratados internacionales suscritos por el Estado mexicano que van de acuerdo con ella, las leyes federales y estatales, los reglamentos y los instrumentos regulatorios que establecen las modalidades de aprovechamiento de los recursos naturales, como las normas oficiales mexicanas o las declaratorias de áreas naturales protegidas. A la vez, los estados

Figura 1
Representación gráfica de la pirámide de Kelsen
sobre la jerarquía de las normas en México



Fuente: elaboración propia.

expiden sus propias leyes locales en las mismas materias, determinando la política y gestión ambiental de las entidades federativas y los municipios.

Artículos de la Constitución que se refieren al medio ambiente

La Constitución contiene cuatro artículos fundamentales que sientan las bases del derecho ambiental mexicano, a saber:

Artículo 4º, párrafo cuarto, reconoce el derecho humano a “un *medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar*” y establece la responsabilidad que debe asumir quien genere daño o deterioro ambiental.

Artículo 25º, párrafo primero, plantea que el Estado deberá garantizar que “*el desarrollo nacional sea integral y sustentable*”.

Artículo 27°, establece que:

La propiedad de las tierras y aguas comprendidas dentro de los límites del territorio nacional, corresponde originariamente a la Nación, la cual ha tenido y tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a los particulares, constituyendo la propiedad privada...

La nación tendrá el derecho de imponer a la propiedad privada las modalidades que dicte el interés público, así como el de regular, en beneficio social, el aprovechamiento de los elementos susceptibles de apropiación con objeto de... cuidar de su conservación. En consecuencia, se dictarán las medidas necesarias... para preservar y restaurar el equilibrio ecológico..., y para evitar la destrucción de los elementos naturales y los daños que la propiedad pueda sufrir en perjuicio de la sociedad.

Artículo 73°, fracción XXIX-G, le confiere al Congreso facultad “*Para expedir leyes que establezcan la concurrencia del Gobierno Federal, de los gobiernos de los Estados y de los municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, en materia de protección al ambiente y de preservación y restauración del equilibrio ecológico*”.

Es a partir de este marco general que se desprende el resto de los preceptos jurídicos que establecen la conservación del medio ambiente, incluyendo la restauración ambiental.

La restauración ambiental en los tratados internacionales suscritos por el Estado mexicano

Los tratados internacionales suscritos por el Estado mexicano son parte fundamental del sistema jurídico nacional para la protección del ambiente. La Suprema Corte de Justicia de la Nación (SCJN) ha identificado incluso que instrumentos internacionales como el Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas son tratados que protegen el derecho humano a un medio ambiente sano y deben ser aplicados por todos los operadores jurídicos

en el país. En este apartado se describen brevemente los principales tratados internacionales que incluyen la materia de restauración ambiental.

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)

La suscripción de este Convenio por el Estado mexicano conlleva el reconocimiento del valor intrínseco de la diversidad biológica (Prámbulo) y el compromiso de llevar a cabo las acciones necesarias para su conservación y para el uso sustentable de sus componentes (Art. 1º). Estas acciones incluyen, entre otras, la creación de áreas naturales específicas para la conservación de la biodiversidad, y medidas generales para la rehabilitación y restauración de los ecosistemas degradados, así como la recuperación de especies amenazadas (Art. 6º).

El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica con una perspectiva para 2011-2020 proporciona un marco general en el que se incluyen las Metas de Aichi. En materia de restauración ambiental, las metas 14 y 15 plantean restaurar los ecosistemas que proporcionan servicios ecosistémicos esenciales y la restauración de por lo menos 15% de las tierras degradadas, contribuyendo a la mitigación y adaptación ante el cambio climático. Aunque a nivel global se ha avanzado en desarrollar actividades de restauración, sigue existiendo incertidumbre, pues continúa la pérdida y la degradación de ecosistemas naturales (SCDB, 2014). En México, es incierta la tendencia para alcanzar estas metas y dentro de las propuestas nacionales se plantea necesario generar un diagnóstico de áreas prioritarias para la restauración (véase capítulo 2 de la presente obra) y revisar el marco legal y los instrumentos de política para identificar vacíos y fortalecer los programas existentes, así como construir indicadores que permitan evaluar tendencias con información y diagnósticos robustos (Conabio, 2014).

Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC)

El CMNUCC tiene por objeto estabilizar las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropógenas peligrosas en el sistema climático (Art. 2º). Como Parte del CMNUCC, el

Estado mexicano se ha comprometido a formular programas nacionales que contengan medidas orientadas a mitigar el cambio climático, así como promover la gestión sustentable, la conservación y el reforzamiento de los sumideros de gases de efecto invernadero, incluyendo los bosques (Art. 4º). La restauración ecológica se ha identificado como una medida de mitigación que aporta co-beneficios ambientales al aumentar la biodiversidad y los servicios ambientales (IPCC, 2014). Como se verá más adelante en este capítulo, la Ley General de Cambio Climático instrumenta los compromisos del CMNUCC en el ámbito nacional, incluyendo provisiones importantes para la restauración ambiental como medida de mitigación y adaptación al cambio climático.

Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD)

El objetivo de la CNULD es luchar contra la desertificación y mitigar los efectos de la sequía mediante el desarrollo de “estrategias integradas a largo plazo para el aumento de la productividad de las tierras, su rehabilitación, la conservación y el aprovechamiento sustentable de los recursos de tierras y recursos hídricos, todo ello con miras a mejorar las condiciones de vida, especialmente a nivel comunitario” (Art. 2º).

Es importante notar que bajo la CNULD, las “tierras” incluyen “*el sistema bioproductivo terrestre que comprende el suelo, la vegetación, otros componentes de la biota y los procesos ecológicos e hidrológicos que se desarrollan dentro del sistema*” (Art. 1e). Así, la restauración de los ecosistemas forestales ejerce un papel importante para las estrategias y acciones que deben realizarse para luchar contra la desertificación, incluyendo la prevención y reducción de la degradación de las tierras; la rehabilitación de las tierras parcialmente degradadas, y la recuperación de las tierras desertificadas (Art. 1b).

La restauración ambiental en las leyes reglamentarias de la Constitución

Diversas leyes en el sistema jurídico mexicano establecen criterios e instrumentos para la restauración de los ecosistemas forestales, aplicables a dife-

rentes contextos. En este apartado se analizan las principales disposiciones jurídicas en esta materia.

Ley General del Equilibrio Ecológico
y Protección al Ambiente (LGEEPA)

La LGEEPA es considerada una ley marco para la política ambiental, la cual “incorpora a la legislación ambiental una visión holística y sistemática del ambiente, mediante reglas que regulan los elementos y efectos ambientales desde una perspectiva que considera al ambiente como un todo organizado a la manera de un sistema” (Brañes, 2000). Al igual que las demás leyes generales sobre protección al ambiente y restauración del equilibrio ecológico, la LGEEPA intenta establecer un marco concurrente para la actuación de las autoridades de los tres órdenes de gobierno con el objeto de propiciar el desarrollo sustentable y establecer las bases para, entre otros elementos, la preservación, la restauración y el mejoramiento del ambiente (Art. 1º). Esta Ley define la restauración como el “conjunto de actividades tendientes a la recuperación y restablecimiento de las condiciones que propician la evolución y continuidad de los procesos naturales” (Art. 3º, fracción XXXIV). La LGEEPA regula la restauración principalmente a través de dos instrumentos específicos:

Programas de restauración ecológica. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) deberá formular programas de restauración ecológica en áreas que presenten procesos de degradación o desertificación o graves desequilibrios ecológicos. El objetivo de estos programas será la recuperación y restablecimiento de las condiciones que propicien la evolución y continuidad de los procesos naturales que en ella se desarrollaban (Art. 78). Aunque esta figura se incluyó en la LGEEPA en 1996, a la fecha, estos programas no han sido desarrollados en el país.

Zonas de restauración ecológica. La aportación más importante de la LGEEPA, novedosa en su momento (reforma de la LGEEPA en 1996), fue la inclusión de la figura de Zonas de Restauración Ecológica (ZRE). Este instrumento está diseñado para ser aplicado en “aquéllos casos en que se estén produciendo procesos acelerados de desertificación o degradación que impliquen la pérdida de recursos de muy difícil regeneración, recuperación o restablecimiento, o

afectaciones irreversibles a los ecosistemas o sus elementos” (Art. 78 Bis). Las ZRE se crean mediante declaratorias expedidas por Ejecutivo federal (a propuesta de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) y pueden comprender, de manera parcial o total, predios sujetos a cualquier régimen de propiedad. Estas declaratorias deberán contener lineamientos para la elaboración de un programa de restauración ecológica que deberá llevarse a cabo con la participación de propietarios, poseedores, organizaciones sociales, públicas o privadas, pueblos indígenas, gobiernos locales y demás personas interesadas.

Esta es una figura de gran importancia, ya que le otorga certidumbre, en el largo plazo, a los terrenos decretados como ZRE para su recuperación. Incluso está pensada para que se desestime degradar, deforestar o incendiar intencionalmente un terreno forestado con la finalidad de obtener un permiso de cambio de uso de suelo, que de otra manera no podría autorizarse. Infortunadamente, es un instrumento que sólo se ha aplicado una vez en México para recuperar los terrenos forestales dañados por los masivos incendios forestales de 1998 (Arriaga y Fernández, 2010).

Por otro lado, la LGEEPA regula la restauración ambiental como un objetivo que debe lograrse a través de otros instrumentos de política ambiental como los programas de ordenamiento ecológico del territorio, la evaluación del impacto ambiental, las áreas naturales protegidas y las normas oficiales mexicanas.

Restauración ambiental en el Ordenamiento Ecológico del Territorio (OET). Este es un instrumento de política ambiental para la planeación organizada del desarrollo nacional que incluye, entre otros elementos, los lineamientos y estrategias ecológicas para la preservación, protección, restauración y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, según el ámbito de alcance, ya sea general del territorio, marino, regional o local. En el caso de los dos últimos, además, se deben definir los criterios de regulación ecológica, entre los que se incluyen los de restauración ambiental (arts. 19 a 20 bis 5).

Restauración ambiental en la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA). La Semarnat, a través del procedimiento de EIA, deberá establecer las condiciones a que se sujetará la realización de obras y actividades que puedan causar desequilibrio ecológico o rebasar los límites y condiciones establecidos en las disposiciones aplicables para proteger el ambiente y preservar y restaurar los ecosistemas, a fin de evitar o reducir al mínimo sus efectos negativos sobre el

medio ambiente (Art. 28). La EIA debe, además, sujetarse a las disposiciones de los programas de OET y las declaratorias y los programas de manejo de áreas naturales protegidas aplicables en las zonas donde se llevarán a cabo las obras y actividades evaluadas (Art. 35), por lo cual, deben respetarse los lineamientos para la restauración ambiental que se establezcan en dichos instrumentos.

Restauración ambiental en las áreas naturales protegidas (ANP). Las ANP se decretan por el Ejecutivo federal en las zonas cuyos ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas (Art. 3º, fracción II). Estas áreas también pueden incluir predios bajo cualquier régimen de propiedad, que quedarán sujetos a las modalidades establecidas en los decretos de creación y programas de manejo respectivos. Dentro de las zonas de amortiguamiento de las ANP, los programas de manejo pueden incluir subzonas de recuperación en aquellas superficies donde los recursos naturales han resultado severamente alterados o modificados, en las cuales no pueden continuar las actividades que causaron el deterioro y que deben ser objeto de programas de recuperación y rehabilitación (Art. 47bis, fracción II, inciso f).

La LGEEPA también contiene diversos criterios ecológicos para la restauración, aplicables al aprovechamiento sustentable del suelo, estableciendo que “en las zonas afectadas por fenómenos de degradación o desertificación, deberán llevarse a cabo las acciones de regeneración, recuperación y rehabilitación necesarias, a fin de restaurarlas” (Art. 98). Este criterio debe observarse obligatoriamente en actividades como la creación de centros de población, la determinación de límites en los coeficientes de agostadero o los programas de protección y restauración de suelos en las actividades agropecuarias, forestales e hidráulicas (Art. 99).

En las zonas selváticas, la LGEEPA dispone que el gobierno federal deberá atender, en forma prioritaria, entre otras cosas, la regeneración, recuperación y rehabilitación de las zonas afectadas por fenómenos de degradación o desertificación, a fin de restaurarlas y que se introducirán “cultivos compatibles con los ecosistemas y que favorezcan su restauración cuando hayan sufrido deterioro” (Art. 101). Asimismo, en el Artículo 103 se establece que “Quienes realicen actividades agrícolas y pecuarias deberán llevar a cabo las prácticas de preservación, aprovechamiento sustentable y restauración necesarias para

evitar la degradación del suelo y desequilibrios ecológicos y, en su caso, lograr su rehabilitación...”.

Cabe resaltar que el Artículo 21 establece que para cumplir con los objetivos de restauración, entre otros, se otorgarán incentivos económicos a quien realice acciones relacionadas con esta actividad.

A pesar de que la restauración es uno de los objetos centrales de la LGEEPA, las disposiciones legales de los escasos artículos que se refieren a este tema están dispersas, poco articuladas y son insuficientes. Se enfocan fundamentalmente en el tipo de sitios que deben ser intervenidos, pero no se orienta sobre la forma de lograrlo ni cómo recuperar las funciones ecosistémicas, como lo señala la LFRA. La LGEEPA es un marco normativo confuso y con muchas omisiones en materia de restauración.

Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS)

La LGDFS incluye entre sus objetivos específicos regular la protección, conservación y restauración de los ecosistemas, recursos forestales y sus servicios ambientales, así como recuperar y desarrollar bosques en terrenos preferentemente forestales para que cumplan con la función de conservar suelos y aguas, además de dinamizar el desarrollo rural (Art. 3º, fracciones II y VIII).

La LGDFS define la restauración de manera conceptualmente distinta a la LGEEPA. En la LGDFS, la restauración forestal se entiende como el “conjunto de actividades tendientes a la rehabilitación de un ecosistema forestal degradado, para recuperar parcial o totalmente las funciones originales del mismo y mantener las condiciones que propicien su persistencia y evolución” (Art. 7º, fracción XXXV).

Para implementar estos objetivos, la Ley define como terrenos forestales aquellos que están cubiertos por vegetación forestal y como terrenos preferentemente forestales los que habiendo estado forestados, en la actualidad no se encuentran cubiertos por vegetación forestal, pero por sus condiciones de clima, suelo y topografía resultan más aptos para el uso forestal que para otros usos alternativos, excluyendo aquellos ya urbanizados (Art. 7º, fracciones XLII y XLIII).

La manera en que están definidos los terrenos preferentemente forestales es muy importante en materia de restauración ambiental porque significa que los terrenos que se encuentran en esta categoría deberían ser restaurados. Esta definición se refuerza con el Artículo 119 del Reglamento de esta Ley, en el que se indica que los terrenos forestales seguirán considerándose como tales aunque pierdan su cubierta forestal por acciones ilícitas, plagas, enfermedades, incendios, deslaves, huracanes o cualquier otra causa. Otra disposición de la LGDFS que ilustra el énfasis que debe ponerse en la restauración forestal, está contenida en el Artículo 117, que prohíbe el otorgamiento de autorizaciones de cambio de uso de suelo en terrenos incendiados antes de 20 años, a menos de que se acredite fehacientemente ante la Semarnat que el ecosistema se ha regenerado en su totalidad.

El capítulo IV del título quinto de la Ley se refiere específicamente a la conservación y restauración forestal. Estos objetivos se promueven a través de los siguientes instrumentos:

Programas e instrumentos económicos para la conservación de los recursos forestales y las cuencas hídricas. Deben promoverse por la Semarnat y la Comisión Nacional Forestal (Conafor) tomando en cuenta los requerimientos de recuperación para zonas degradadas y las condiciones socioeconómicas de sus habitantes, quienes tendrán preferencia en su implementación. Estas acciones e instrumentos económicos deberán, además, incorporarse al Programa Especial Concurrente para el Desarrollo Rural y deberán considerar las previsiones presupuestarias de corto y mediano plazos necesarias para su aplicación (Art. 126).

Programas de restauración ecológica. Deben ser formulados por la Conafor en coordinación con los habitantes de las zonas que presenten procesos de degradación o desertificación, o graves desequilibrios ecológicos en terrenos forestales o preferentemente forestales. Su objetivo será identificar las acciones necesarias “para la recuperación y restablecimiento de las condiciones que propicien la evolución y continuidad de los procesos naturales que en ellos se desarrollaban, incluyendo el mantenimiento del régimen hidrológico y la prevención de la erosión y la restauración de los suelos forestales degradados” (Art. 127).

Este artículo coincide con el 78 de la LGEEPA, con la diferencia de que en la LGDFS se circunscribe al ámbito forestal y señala que es obligación de

los propietarios, poseedores, usufructuarios o usuarios de terrenos forestales o preferentemente forestales realizar las acciones de restauración, a menos de que demuestren carecer de recursos, en cuyo caso la Semarnat apoyará su realización. En contraste, la LGEEPA no establece esta obligación, sino que señala que la misma Secretaría promoverá la participación de todos los actores interesados y su ámbito de aplicación es para todos los ecosistemas degradados y no únicamente en los terrenos forestales o preferentemente forestales.

Áreas de protección forestal. Bajo la LGDFS y con fines de restauración y conservación, la Semarnat puede declarar áreas de protección forestal en aquellas franjas, riberas de los ríos, quebradas, arroyos permanentes, riberas de los lagos y embalses naturales, riberas de los lagos o embalses artificiales, áreas de recarga y los mantos acuíferos. Las especificaciones y los criterios para la creación de estas áreas deberán determinarse en normas oficiales mexicanas. Cuando se encuentren deforestadas, independientemente del régimen jurídico a que se encuentren sujetas, las áreas de protección forestal deberán ser restauradas mediante la ejecución de programas especiales (Art. 129).

Tanto la LGDFS como la LGEEPA consideran la figura de vedas. En el caso de la primera se acota a las forestales y, en la segunda, a la flora y fauna silvestres. Las vedas son un instrumento para conservar la vegetación terrestre amenazada o en proceso de degradación y en ambas leyes se define que... “las vedas tendrán como finalidad la preservación, repoblación, propagación, distribución, aclimatación o refugio de los especímenes, principalmente de aquellas especies endémicas, amenazadas, en peligro de extinción o sujetas a protección especial”.

Zonificación forestal. Es un instrumento de política forestal a través del cual se busca identificar, agrupar y ordenar los terrenos forestales y preferentemente forestales, dependiendo de funciones y subfunciones como las de restauración (Art. 35, fracciones IV y Art. 48). El Reglamento de la Ley establece las categorías de zonificación de las zonas de restauración que se enumeran en la tabla 1.

En conjunto, estos artículos de la LGDFS y de su reglamento constituyen un marco jurídico más sólido en materia de restauración de ecosistemas forestales, aunque adolece de orientaciones precisas que ni el reglamento ni las normas resuelven aún.

Tabla 1
Categorías de zonificación en zonas de restauración

- Categorías de zonificación en zonas de restauración definidas en el reglamento de la LGDFS:
- a) Terrenos forestales con degradación alta y que muestren evidencia de erosión severa con presencia de cárcavas;
 - b) Terrenos preferentemente forestales, caracterizados por carecer de vegetación forestal y mostrar evidencia de erosión severa, con presencia de cárcavas;
 - c) Terrenos forestales o preferentemente forestales con degradación media, caracterizados por tener una cobertura de copa menor al veinte por ciento y mostrar evidencia de erosión severa, con presencia de canalillos;
 - d) Terrenos forestales o preferentemente forestales con degradación baja, caracterizados por tener una cobertura de copa inferior al veinte por ciento y mostrar evidencia de erosión laminar, y
 - e) Terrenos forestales o preferentemente forestales degradados que se encuentren sometidos a tratamientos de recuperación, tales como forestación, reforestación o regeneración natural.

Fuente: elaboración propia con base en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable.

Ley General de Vida Silvestre (LGVS)

La LGVS tiene como objeto “la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre y su hábitat en el territorio de la República Mexicana y en las zonas en donde la Nación ejerce su jurisdicción”.

Dentro de la LGVS están reguladas las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) destinadas a la conservación del hábitat natural, poblaciones y ejemplares de especies silvestres. Entre sus varios objetivos específicos se incluye la restauración, recuperación, reproducción, repoblamiento y reintroducción (Art. 39) y se requiere de un plan de manejo (Art. 40) para su registro y operación. La LGVS prevé también la elaboración de listas de especies y poblaciones prioritarias para la conservación y programas para su recuperación (arts. 61 y 62).

En cuanto a las especies y poblaciones en riesgo, es decir, aquellas en peligro de extinción, amenazadas o sujetas a protección especial, la LGVS establece que la Semarnat deberá promover e impulsar su protección por medio de proyectos de conservación y recuperación, como el establecimiento de medidas especiales de manejo y conservación de hábitat críticos (arts. 58 y 60). En

relación con las especies probablemente extintas en el medio y reintroducción en su hábitat de especies y poblaciones prioritarias (Art. 62), los ejemplares confinados serán destinados exclusivamente a proyectos de conservación, restauración, repoblación y reintroducción (Art. 59).

Con respecto de la protección de los manglares, la LGVS prohíbe la remoción, relleno, trasplante, poda, o cualquier obra o actividad que afecte, entre otros supuestos, la integralidad de su flujo hidrológico, así como del ecosistema y su zona de influencia; también prohíbe aquellas actividades que provoquen cambios en sus características y servicios ecológicos. Las obras y actividades dirigidas a la protección, restauración y conservación de las áreas de manglar no están comprendidas dentro de esta prohibición general (Art. 60 TER).

El Título VI de la LGVS, referente a la conservación de la vida silvestre, dedica el capítulo IV a la restauración y contiene un solo artículo (Art. 70) en el que se señala que cuando se presenten problemas de destrucción, contaminación, degradación, desertificación o desequilibrio del hábitat de la vida silvestre, se deberán formular y ejecutar programas de prevención, de atención de emergencias y de restauración para la recuperación y restablecimiento de las condiciones que propician la evolución y continuidad de los procesos naturales.

Ley General de Cambio Climático (LGCC)

La LGCC contribuye a la instrumentación nacional del CMNUCC y entre los objetivos se incluyen la regulación de las acciones para la mitigación y adaptación, así como la reducción de la vulnerabilidad de la población y los ecosistemas del país frente a los efectos adversos del cambio climático.

En el contexto de la LGCC, la restauración de los ecosistemas, recursos forestales y suelos es considerada una acción tanto de adaptación (Art. 29, fracción III) como de mitigación en cuanto a la captura de carbono, haciendo énfasis en los manglares (Art. 34, fracción III, inciso d) y en la vegetación riparia (Art. 34, fracción III, inciso i).

Entre los principios rectores de la política nacional de cambio climático contenidos en la LGCC resultan de especial importancia el de sustentabilidad en el aprovechamiento o uso de los ecosistemas y el de responsabilidad ambiental, que obliga a quien realice obras o actividades que afecten o puedan

afectar al medio ambiente, a la restauración de los daños causados (Art. 26, fracciones I y VIII).

La LGCC contiene además dos conceptos clave para la restauración ambiental. Esta Ley es la única en el sistema jurídico nacional que define los *corredores biológicos*, cuya función es mantener la conectividad de los procesos biológicos para evitar el aislamiento de las poblaciones (Art. 30, fracción IX). Los corredores biológicos se consideran en la Ley como acciones clave para la adaptación climática que deben ser promovidos por diversas acciones, incluyendo el otorgamiento de recursos del Fondo Verde (Art. 29, fracción X; Art. 30, fracción XXII y 82).

Asimismo, la LGCC establece que las políticas para la mitigación climática a cargo de los tres órdenes de gobierno deberán, entre otros elementos: promover la alineación de programas y presupuestos para revertir la deforestación y la degradación de los ecosistemas forestales (Art. 33, fracción VI); incrementar los sumideros de carbono; frenar y revertir la deforestación y la degradación de ecosistemas forestales y ampliar las áreas de cobertura vegetal y el contenido de carbono orgánico en los suelos; fortalecer la restauración de bosques, selvas y humedales; incorporar gradualmente más ecosistemas a esquemas de conservación como el pago por servicios ambientales, las ANP y las UMA; y diseñar políticas y realizar acciones para la protección, conservación y restauración de la vegetación riparia en el uso, aprovechamiento y explotación de las riberas o zonas federales (Art. 34).

Otra disposición relevante de la LGCC es la meta nacional para la mitigación que pone a cargo de la Conafor el diseño de las estrategias necesarias para alcanzar una tasa de cero por ciento de pérdida de carbono en los ecosistemas originales (Artículo Tercero Transitorio, fracción II, inciso a). El desarrollo de programas de restauración de los ecosistemas forestales degradados puede ser un elemento central para su cumplimiento.

Ley Federal de Responsabilidad Ambiental (LFRA)

La LFRA determina las obligaciones de reparación derivadas de los daños ocasionados al ambiente, que incluyen la restitución de los hábitats, ecosistemas y servicios ambientales a su estado base, mediante la restauración,

restablecimiento, tratamiento, recuperación o remediación en el mismo lugar donde fue causado el daño (Art. 13).

En su Artículo 15, la LFRA determina también un mecanismo de compensación ambiental que podrá utilizarse únicamente por excepción, cuando, entre otros supuestos, la reparación del daño sea material o técnicamente imposible (Art. 14). La compensación podrá ser total o parcial (Art. 15) y deberá lograr una mejora ambiental, sustitutiva de la reparación total o parcial del daño causado. Cuando sea materialmente imposible realizar la compensación en la región ecológica o el ecosistema donde el daño fue producido podrá llevarse a cabo en un sitio alternativo “vinculado ecológica y geográficamente al sitio dañado y en beneficio de la comunidad afectada” (Art. 17).

Las Normas Oficiales Mexicanas (NOM)

Las NOM son regulaciones técnicas de observancia obligatoria que, entre otros fines, establecen reglas y especificaciones para cumplir con fines de protección ambiental o preservación de los ecosistemas (LFMN, Art. 3º, fracción XI y Art. 40, fracción X). Dentro de las NOM existentes en materia ambiental, tres hacen referencia a la restauración ambiental, aunque esta materia no sea el objeto específico de dichas norma: la NOM-152-SEMARNAT-2006 que regula los programas de manejo forestales, la NOM-060-ECOL-1994 para mitigar los efectos adversos del aprovechamiento forestal y la NOM-022-SEMARNAT-2003 que regula los humedales costeros (tabla 2).

Análisis del conjunto de instrumentos jurídicos para la restauración ambiental

El conjunto de ordenamientos legales incluidos en las leyes, reglamentos y normas analizados ofrece una base jurídica incipiente para las acciones de restauración. Una laguna importante del sistema jurídico para la restauración es la desarticulación de los conceptos que deberían enmarcar las políticas y acciones en esta materia. Como puede advertirse de la información presentada en los apartados anteriores, las definiciones de restauración contenidas en la LGEEPA

Tabla 2
Normas Oficiales Mexicanas
que contienen especificaciones sobre restauración ambiental

NOM-152-SEMARNAT-2006 (NOM-152)

Regula los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables y/o no maderables, en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. En materia de restauración, lo importante de esta norma es que incluye como uno de los objetivos específicos de los programas de manejo a la restauración de áreas que presentan procesos erosivos severos y están afectadas por incendios, plagas y enfermedades forestales, así como sitios de baja densidad o parcialmente deforestadas (especificación 5.2.2.d). Las acciones encaminadas a la rehabilitación en las zonas de restauración pueden incluir todas o alguna de las siguientes: reforestación; conservación de suelo y agua; gestión de recursos para la realización de acciones de rehabilitación; tratamiento de suelos, control de pastoreo y mantenimiento de obras ya establecidas. Para todas ellas deben indicarse en los programas de manejo las especificaciones técnicas de cada acción a desarrollar, su programación a lo largo del año y la ubicación de ésta dentro del predio (especificación 5.2.14).

NOM-060-ECOL-1994 (NOM-060)

Tiene por objeto establecer las especificaciones para mitigar los efectos adversos ocasionados en los suelos y cuerpos de agua por el aprovechamiento forestal. No utiliza el concepto de restauración, pero hace referencia a una de sus medidas: la reforestación. Se especifica que la reforestación debe procurarse con especies nativas de la región como medida preventiva de la erosión. Además, esta *NOM* se dirige de manera particular a la reforestación de la vegetación ribereña cuando presente signos de deterioro.

NOM-022-SEMARNAT-2003

Establece las especificaciones que regulan el aprovechamiento sustentable en humedales costeros para prevenir su deterioro, fomentando su conservación y, en su caso, su restauración. Reconoce el valor de los humedales, así como la implementación de acciones de protección y restauración de éstos, considerando la estructura forestal original con el propósito de evitar su pérdida y su dinámica hidrológica.

Esta norma incluye dos definiciones relacionadas con la restauración de humedales: restauración activa y restauración pasiva. La restauración activa se aplica a sitios perturbados que requieren las acciones del hombre, mediante técnicas de ecología e ingeniería, para recuperar de alguna manera su situación preexistente. En contraste, la restauración pasiva se refiere a humedales costeros donde los mismos procesos naturales son capaces de retornar, en lo posible, a su condición previa al disturbio una vez que las alteraciones humanas son eliminadas del sitio.

Entre las actividades relacionadas con la restauración incluidas en esta *NOM*, está la construcción de canales e infraestructura marina fija, sólo en el caso de obras diseñadas para restaurar la circulación y que promuevan la regeneración del humedal costero, así como la restauración de áreas de manglar en bahías, estuarios, lagunas costeras y otros cuerpos de agua que sirvan como corredores biológicos. En estas actividades requieren de estudios de impacto ambiental y deben utilizar especies nativas dominantes. Además, se requiere de acciones de monitoreo (tres a cinco años), con el fin de que el humedal alcance la madurez y desempeño óptimo.

Fuente: elaboración propia.

y la LGDFS son conceptualmente diferentes. En ambas se reconoce que se trata de acciones de intervención humana; sin embargo, en un caso, en la LGEEPA, las acciones son para la recuperación y el restablecimiento, es decir, volver a la condición original, y el objeto de interés es muy amplio: los procesos naturales; mientras que en el caso de la LGDFS, las acciones son para la rehabilitación, lo cual no forzosamente implica la resiliencia al sistema original y el objeto es muy puntual: los ecosistemas forestales degradados.

Como también se vio en los apartados 2 y 3 de este capítulo, lamentablemente, ninguna de estas dos definiciones ha sido el eje conceptual que oriente a las políticas públicas de la restauración ambiental en nuestro país.

Asimismo, el marco jurídico para la restauración abunda más sobre los sitios que deben ser restaurados que sobre los instrumentos que faciliten la forma de hacerlo. La ausencia de un marco legislativo integral desde la LGEEPA, y la ausencia de disposiciones reglamentarias que lo desarrollen técnicamente, garantizando la aplicación coherente y transversal de los diferentes instrumentos de política ambiental que se refieren a la restauración en diversas leyes, evita la consolidación en esta materia. Las normas se limitan a unas pocas situaciones específicas sin adentrarse a los detalles de cómo debe realizarse la restauración. En la tabla 3 se presentan los principales instrumentos, las instituciones responsables de expedirlos y de hacerlos cumplir.

En términos más generales, la definición de la LGDFS sobre los terrenos preferentemente forestales es de suma importancia porque, en sentido estricto, se establece la obligación de restaurar todos aquellos terrenos que carecen de cobertura vegetal, pero que son considerados terrenos forestales. Sin embargo, la definición redactada de manera tan laxa y sin una articulación puntual con los instrumentos de política a partir de los cuales debe aplicarse, no ayuda a su cumplimiento.

En cuanto a los sitios que deben ser restaurados, las Zonas de Restauración Ecológica que define la LGEEPA son el instrumento más certero para garantizar la restauración, ya que al implicar un decreto presidencial, podrían dar una mayor certidumbre en el largo plazo. Para el caso de la vegetación ribereña y de los sitios de recarga de mantos acuíferos, el equivalente son las áreas de protección forestal que se definen en la LGDFS, aunque no requieren de un decreto presidencial.

Tabla 3
Instrumentos establecidos en el marco jurídico mexicano
en materia de restauración ambiental e instituciones que los expiden
y que son responsables de su cumplimiento

Instrumento	Institución que lo expide o decreta	Institución encargada de hacerlo cumplir
Terrenos preferentemente forestales	Semarnat/Conafor	Conafor
Zonas de Restauración Ecológica	Ejecutivo federal	Semarnat
Áreas de protección forestal	Semarnat/Conafor	Semarnat
Programas de restauración	Conafor y propietarios	Conafor
Zonificación forestal	Semarnat/Conafor	Semarnat/Conafor
Normas Oficiales Mexicanas	Secretaría correspondiente en DOF (Semarnat/Conagua/Conafor)	Secretaría correspondiente en DOF (Semarnat/Conagua/Conafor)
Vedas forestales	Ejecutivo federal	Semarnat
Vedas de flora y fauna	Semarnat	Semarnat
Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre	Semarnat	Semarnat
Ordenamiento ecológico (general y marino)	Semarnat	Semarnat
Ordenamiento ecológico (regional o local)	Gobiernos estatales, gobierno de la Ciudad de México y autoridades municipales	Gobiernos estatales, gobierno de la Ciudad de México y autoridades municipales
Instrumentos económicos	Semarnat/Conafor/SHCP	Semarnat/Conafor

Fuente: elaboración propia.

En los tres casos de sitios degradados mencionados es necesario elaborar un *programa de restauración ecológica*. Las especificaciones de las acciones de estos programas deberían regularse mediante NOM; sin embargo, esta vinculación no está definida en la LGEEPA, lo cual es una omisión, y tampoco existen suficientes NOM. Las vigentes son sólo para el caso de los programas de manejo forestal, para mitigar los efectos adversos en el suelo por el manejo forestal, y para la restauración de humedales costeros, aunque ninguna de ellas contiene detalles técnicos suficientes. Para estos programas resulta importante la definición de la zonificación forestal que se establece en el reglamento de la LGDFS y en la cual se detallan las diferentes categorías de terrenos forestales y preferentemente forestales según su nivel de degradación, aunque tampoco se especifica

qué debe hacerse en cada una de ellas. Éste es otro ejemplo de la necesidad de vincular el marco de restauración ambiental en la LGEEPA con la regulación específica en materia forestal.

Dos instrumentos más que contribuyen a la restauración son: las vedas forestales (LGDFS) y de flora y fauna (LGEEPA y LGVS) que favorecen la recuperación de las especies y de los ecosistemas; y las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) que pueden establecerse para recuperar las condiciones de los hábitats naturales, y por tanto, de sus poblaciones de flora y fauna. Cabe hacer notar que sólo estos dos instrumentos incorporan a la fauna en su objeto de restauración y no sólo a la vegetación, como los demás.

El ordenamiento ecológico del territorio podría convertirse en un instrumento clave de planeación para identificar las áreas que deben ser restauradas y los lineamientos y estrategias para la restauración, así como los criterios que la regulen. Sin embargo, es un instrumento que infortunadamente no está siendo efectivo por motivos que rebasan a este análisis y son ajenos a esta materia. Baste mencionar, por ejemplo, que la jurisdicción sobre los terrenos forestales y preferentemente forestales es de competencia federal, mientras que los programas de ordenamiento ecológico del territorio que inciden realmente en el uso del suelo (regionales y locales) son de competencia estatal y municipal, lo que impone dificultades adicionales a la concurrencia de acciones territoriales para la restauración de los ecosistemas forestales.

Para incentivar el cumplimiento de los objetivos de esta normatividad, la LGEEPA y la LGDFS establecen que se aplicarán instrumentos económicos. Sin embargo, estos incentivos no son suficientes para hacer cumplir las leyes; es indispensable establecer sanciones claras por el incumplimiento.

El reconocimiento de que las acciones de restauración son parte de la adaptación y mitigación contra el cambio climático, ayuda a la movilización de recursos económicos en esta materia. Sin embargo, su aplicación efectiva requiere también de la definición de mecanismos transversales que articulen eficazmente los instrumentos marco contenidos en la LGEEPA (impacto ambiental, áreas naturales protegidas, ordenamiento ecológico), los instrumentos de política forestal y los de vida silvestre, con las políticas y acciones para la mitigación y adaptación del cambio climático enfocados en la restauración ambiental.

Además, gracias a la LFRA, en la actualidad se extienden las posibilidades de reparar los daños al ambiente, aunque se debe cuidar de no abusar de la válvula de escape que en esta materia abre la Ley con el mecanismo de compensación ambiental por daños al entorno natural. Este mecanismo debe ser aplicado por excepción, como lo establece la LFRA, con suma cautela para no eximir de la responsabilidad de restaurar los daños a quien los provoque. Sin duda, siempre será más barato compensar en otro espacio que remediar el dañado, lo cual puede convertirse en un incentivo perverso. Además, la pérdida de ecosistemas o de sus funciones no se compensa con acciones en otros sitios; no son atributos canjeables. Éste debe ser un mecanismo aplicable sólo bajo excepciones muy justificadas técnicamente y con estudios que lo sustenten. Es indispensable, para lograr la efectividad del sistema de responsabilidad ambiental, que la Semarnat emita las normas oficiales mexicanas requeridas por la LFRA para otorgar certidumbre e inducir a los agentes económicos a asumir los costos de los daños ocasionados al ambiente.

Conclusiones

La revisión y análisis del sistema jurídico mexicano en relación con la temática de restauración ambiental realizado en este capítulo nos permite concluir que, en contraste con otras materias ambientales, el caso de la restauración ambiental se encuentra muy rezagado. Esta situación pone en riesgo el cumplimiento de la responsabilidad constitucional del Estado mexicano de garantizar el derecho a un medio ambiente sano, el desarrollo sustentable e integral, la obligación a reparar a quien genera daño ambiental, el cumplimiento de las políticas en restauración y los compromisos internacionales en esta materia.

Ha sido una tradición de la legislación ambiental mexicana su carácter de vanguardia, lo cual ha permitido orientar, fomentar y consolidar las políticas públicas y, en muchas ocasiones, incluso la acción de la sociedad; sin embargo, no es tal el caso en materia de restauración ambiental.

Como se ha mencionado, la normatividad es insuficiente, está dispersa y poco articulada; es un marco normativo confuso, con muchas omisiones y desigual entre las distintas leyes secundarias, siendo la LGDFS la menos omisa.

La normatividad se concentra más sobre los sitios que deben ser restaurados que sobre los instrumentos que faciliten cómo hacerlo para que las políticas sean eficaces y eficientes.

Un avance importante detectado es el reconocimiento de que las acciones de restauración están articuladas con las de adaptación y mitigación contra el cambio climático, lo cual abre un gran potencial a esta materia. Asimismo, el reconocimiento de la responsabilidad que deberá asumir quien genere daño o deterioro ambiental en la Constitución federal, como un aspecto correlativo del derecho humano a un medio ambiente sano, representa una oportunidad valiosa para avanzar en la construcción de un marco jurídico eficaz para la restauración de los ecosistemas del país. La Suprema Corte de Justicia de la Nación ha dado un paso importante al resolver un caso sobre la protección de los manglares y los límites al derecho de propiedad, en el cual estableció que la preservación de la biodiversidad y los ecosistemas es esencial para el ejercicio del derecho humano a un medio ambiente sano, que debe ser garantizado por el Estado a través de políticas y acciones eficaces en beneficio social, tanto de las generaciones presentes como futuras (Amparo en Revisión 410/2013).

La LFRA define el daño ambiental de manera integral, considerando los impactos a los ecosistemas, así como a las relaciones de interacción entre sus elementos y los servicios ambientales que proporcionan. En este contexto, la redefinición del marco conceptual de la restauración ambiental y el desarrollo de lineamientos claros para su aplicación con un enfoque igualmente integral desde la LGEEPA, coherentemente articulado con las demás leyes sectoriales en materia forestal, de cambio climático, de vida silvestre y aguas nacionales, entre otras, es un elemento indispensable para lograr la efectiva reparación de los daños al ambiente y la protección del derecho humano a un medio ambiente sano.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

Una laguna importante del sistema jurídico para la restauración es la desarticulación de los conceptos que deberían enmarcar las políticas y acciones en esta materia. Es urgente e inaplazable abrir un debate amplio, conducido por el Legislativo, en el que se incluya a los grupos académicos expertos y las

organizaciones no gubernamentales con experiencia en el tema, las organizaciones de productores vinculadas con el tema y el gobierno, incluyendo los tres órdenes de representación, para elaborar un nuevo capítulo de restauración ambiental que sustituya al capítulo II (actualmente nombrado Zonas de Restauración) del Título Segundo sobre Biodiversidad de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

En este capítulo deberán incorporarse los conceptos básicos del tema y las disposiciones generales; mandar la necesidad de mantener un inventario nacional actualizado y accesible de áreas prioritarias para la restauración (véase capítulo 1 de la presente obra), de formular los programas de restauración ecológica en dichas áreas, identificar indicadores que permitan evaluar las tendencias de cambio y definir los mecanismos obligatorios de seguimiento y evaluación y la responsabilidad de la autoridad verificadora. Para garantizar la restauración de los ambientes deteriorados es necesario establecer las responsabilidades tanto de los ciudadanos como de las autoridades.

La LGEEPA, que enmarca transversalmente la política ambiental nacional, debe incluir una definición de ecosistemas y de restauración que sea capaz de reflejar realmente la integralidad, interdependencia y unidad de los elementos naturales y los servicios ambientales que deben ser objeto de las políticas y acciones en esta materia.

De igual forma, deberán definirse los instrumentos económicos que incentiven y hagan viable esta actividad, identificando a la autoridad responsable de la aplicación de dichos incentivos y los actores sujetos de este beneficio. Es una necesidad imperiosa establecer los compromisos de quienes son los dueños de los terrenos restaurados que han recibido recursos económicos del erario para dicha acción, de mantener las áreas restauradas en el largo plazo sin volverlas a deforestar y las sanciones a aplicarse en caso de incumplimiento.

Asimismo, se requiere revisar el resto de las leyes secundarias para compatibilizar los lineamientos, evitar las contradicciones y fomentar sinergias entre los instrumentos de las diferentes leyes. Por ejemplo, la Ley General de Cambio Climático puede ser un importante impulsor de la restauración ambiental, ya que la concibe como un instrumento de mitigación. Este instrumento puede contribuir de manera significativa al cumplimiento de los compromisos globales que México ha establecido ante el Convenio Marco de las Naciones

Unidas para el Cambio Global, ante el Convenio de Diversidad Biológica, particularmente con las metas de Aichi del Protocolo de Nagoya y ante el Convenio de Lucha Contra la Desertificación y Degradación.

El instrumento de Zonas de Restauración Ecológica debe ser revisado para obligar a su aplicación en todos los casos que amerite hacerlo e incluso definir las responsabilidades que deben fincarse a las autoridades competentes cuando no se lleva a cabo el decreto de este instrumento en las áreas que lo requieren. No debe ser un instrumento de política ambiental voluntario.

La normatividad jurídica debe ser fortalecida mediante los reglamentos respectivos de cada ley secundaria y la promulgación de numerosas normas oficiales mexicanas que consideren las especificidades de las distintas condiciones de los ecosistemas nacionales, la historia de uso al que fueron sometidos, las diferentes metodologías de restauración, las condiciones socioeconómicas de los dueños de los predios a restaurar, las medidas de seguimiento y las salvaguardas para su permanencia, entre muchos otros factores. El desarrollo de esta normatividad es además imperativo para lograr la aplicación efectiva del sistema de responsabilidad para la reparación del daño ambiental y para orientar la interpretación de los jueces que han adquirido un papel relevante en esta materia. Esta tarea debe ser realizada tomando en cuenta todos los elementos técnicos y científicos robustos al alcance, para lo cual será indispensable la participación de todos quienes han adquirido experiencia y conocimiento en el tema.

Un instrumento clave que contribuiría de manera importante a la restauración de ecosistemas degradados es, como se mencionó en el análisis de este capítulo, el ordenamiento ecológico del territorio, el cual, debido a su debilidad jurídica, no le permite ser eficaz ni efectivo. Su reforzamiento es una tarea pendiente y de suma importancia. En síntesis, es necesaria una reforma a fondo en materia legal sobre los temas de la restauración para eliminar la dispersión de las disposiciones jurídicas, completar las lagunas, armonizar los preceptos entre las leyes reglamentarias, expedir los reglamentos correspondientes y promulgar más normas oficiales mexicanas que ofrezcan los detalles del quehacer.

Un marco jurídico robusto en materia de restauración ambiental es primordial, ya que se trata de uno de los objetos centrales de la gestión ambiental nacional para recuperar los ecosistemas degradados del país y para evitar la pérdida del patrimonio natural nacional.

Referencias bibliográficas

- Aguirre, A. (2010), “Restauración de islas mexicanas”, en J. Carabias, J. Sarukhán, J. De la Maza y C. Galindo (coords.), *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*, México, Conabio, pp. 158-159.
- Arriaga, V. y J. D. Fernández (2010), “Restauración ecológica de bosques incendiados”, en J. Carabias, J. Sarukhán, J. De la Maza y C. Galindo (coords.), *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*, México, Conabio, pp. 148-149.
- Brañes, R. (2000), *Manual de Derecho Ambiental Mexicano*, 2ª ed., México, Fondo de Cultura Económica.
- Carabias, J., V. Arriaga y V. Cervantes (2007), “Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 80 (Suplemento), pp. 85-100.
- Cervantes, V., J. Carabias, V. Arriaga et al. (2008), “Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental”, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], *Capital natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*, México, Conabio, pp. 155-226.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2014), *Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*, México, Conabio.
- Convención sobre Diversidad Biológica (1992), *Convención sobre Diversidad Biológica*, Río de Janeiro, 5 de junio.
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [CMNUCC] (1992), Nueva York, 9 de mayo de 1992.
- Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación en los países afectados por sequía o desertificación, en particular en África (1994), París, 12 de octubre de 1994.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2014), *Chapter 11: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)*, Working Group III-Mitigation of Climate Change.
- López-Sela, P. L. y A. Ferro-Negrete (2006), *Derecho Ambiental*, volumen 2, México, IURE.

Capítulo 2 El marco legal de la restauración de ecosistemas forestales en México

- Millennium Ecosystem Assessment [MEA] (2005), *Ecosystem and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, Washington, World Resources Institute.
- Obregón, R. y X. Ramírez (2010), “Conservación y desarrollo en la Selva Lacandona”, en J. Carabias, J. Sarukhán, J. De la Maza y C. Galindo (coords.), *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*, México, Conabio, pp. 144-145.
- Programa de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente [PNUMA] (2012), *GEOS. Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Medio ambiente para el futuro que queremos*, Kenia, PNUMA.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica [SCDB] (2014), *La Perspectiva sobre la Diversidad Biológica 4*, Montreal, SCDB.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [Semarnap] (2000), *La Gestión Ambiental en México*, México, Semarnap.
- Simonian, L. (1999), *La defensa de la Tierra del Jaguar: una historia de la conservación en México*, México, Instituto de Ecología, Semarnap.

Referencias jurídicas consultadas

- Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* (DOF, 05/02/1917).
- Decreto por el que se declara reformado el párrafo quinto y se adiciona un párrafo sexto recorriéndose en su orden los subsecuentes, al artículo 4º de la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* (DOF, 08/02/2012).
- Decreto por el que se declara la adición de un párrafo quinto al artículo 4º Constitucional y se reforma el párrafo primero del artículo 25 de la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* (DOF, 28/06/1999).
- Decreto por el que se reforma el párrafo tercero del artículo 27; y se adiciona una fracción XXIX-G al artículo 73 de la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* (DOF, 10/08/1987).
- Decreto de promulgación del Convenio sobre la Diversidad Biológica (DOF, 07/05/1993).
- Decreto de promulgación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (DOF, 07/05/1993).

- Decreto de promulgación de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación en los Países afectados por Sequía Grave o Desertificación (DOF, 01/06/1995).
- Decreto por el que se declaran zonas de restauración ecológica diversas superficies afectadas por los incendios forestales de 1998 (DOF 23/09/1998).
- Ley Federal sobre Metrología y Normalización (DOF, 01/07/1992).
- Ley Federal sobre Responsabilidad Ambiental (DOF, 07/07/2013).
- Ley General de Cambio Climático (DOF, 06/06/2012).
- Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (DOF, 25/02/2003).
- Ley General de Vida Silvestre (DOF, 03/07/2000).
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (DOF, 28/01/1998).
- Norma Oficial Mexicana (NOM-060-SEMARNAT-1994) que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos ocasionados en los suelos y cuerpos de agua por el aprovechamiento forestal (DOF, 13/05/1994).
- Norma Oficial Mexicana (NOM-022-SEMARNAT-2003) que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar (DOF, 10/04/2003).
- Norma Oficial Mexicana (NOM-152-SEMARNAT-2006) que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas (DOF, 17/10/2008).
- Reglamento de Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (DOF, 21/02/2005).
- Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Evaluación del Impacto Ambiental (DOF, 30/05/2000).



bosque nublado



Foto: Guadalupe Williams Linera

Capítulo 3

Evaluación del éxito de la restauración del bosque nublado en la región de Xalapa, Veracruz

Guadalupe Williams-Linera
guadalupe.williams@inecol.mx

Claudia Álvarez-Aquino
Miguel-Ángel Muñiz-Castro
Rosa Amelia Pedraza

Abstract

An important part of ecological restoration is the periodic evaluation of its success. The objective was to evaluate restoration success in the short and medium term of cloud forest restoration trails established since 1998 around Xalapa, Veracruz. Plantings of native tree species with pioneer, intermediate and late successional tree species were established in old fields and abandoned pastures representing a gradient of disturbance. The development of the assays was compared with natural successional trajectories of vegetation structure, the proportion of species of functional groups and biodiversity of the ecosystem of reference. The first two years were critical to the performance of the plantings; survival increased with age at transplanting time. In a short term (4-6 years), species planted overcame limiting barriers to the successional process such as dominance of exotic grass and bracken fern, herbivory by gophers and stressful microenvironmental conditions. In the medium term (10-16 years), the trail with intermediate and late species had a structure with two canopy layers, understory, epiphytes, lianas, and recruitment of species characteristic of the reference ecosystem. When only pioneer species were planted, the successional process was not accelerated; *Trema micrantha* formed monodominant stands that inhibited the establishment of other species. Secondary succession may indicate the trajectory that keep following the trials, progress towards the reference forest and towards the restoration of this ecosystem.

Key words: cloud forest, disturbance gradient, restoration success, secondary succession, vegetation structure.

Introducción

La evaluación del éxito de los proyectos de restauración ecológica es un asunto crucial, ya que la mayor parte de los estudios ha reportado datos a corto y mediano plazos (< 5 años, y de 5 a 10 años, Wortley *et al.*, 2013), mientras que la recuperación de un ecosistema toma más tiempo. Existe un número creciente de estudios enfocados en la restauración ecológica, pero muchos más estarán madurando en los próximos años; para cuando los datos a mediano plazo de experiencias de restauración ecológica estén disponibles, será conveniente contar con indicadores que permitan evaluar su éxito.

Para reconocer cuándo las acciones de restauración ecológica han sido exitosas, idealmente se puede corroborar a través de la expresión de nueve atributos propuestos por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER, por sus siglas en inglés) (SER, 2004). Algunos de esos atributos implican que el ecosistema restaurado debe contener un conjunto de especies características del ecosistema de referencia, los grupos funcionales, el ambiente físico, funcionar normalmente e integrarse de manera adecuada a un paisaje ecológico. Otros indicadores pueden considerar que el ecosistema restaurado provea bienes y servicios naturales, brinde hábitat para especies raras, protección de la diversidad genética de especies seleccionadas, e incluso que ofrezca amenidad estética o acomodo a actividades de valor social (SER, 2004).

En toda evaluación del éxito de la restauración se deben incluir al menos dos de tres parámetros importantes: diversidad (riqueza, abundancia de especies y grupos funcionales), estructura de la vegetación (densidad, área basal, altura) o procesos ecológicos (reciclaje de nutrientes, micorrizas, interacciones). Otro requisito es que se debe comparar la recuperación del bosque con uno o varios sitios de referencia (Ruiz-Jaen y Aide, 2005; Wortley *et al.*, 2013).

Diversos ensayos de restauración ecológica del bosque nublado o mesófilo de montaña (BMM) se han llevado a cabo en la región de Xalapa desde hace más de 15 años (Pedraza y Williams-Linera, 2003; Álvarez-Aquino *et al.*, 2004; Muñoz-Castro *et al.*, 2015). Desde esta perspectiva surgen las siguientes preguntas: ¿se puede considerar que 12 o 16 años es un plazo

razonable para medir el éxito de la restauración cuando se trata de árboles? ¿Cómo evaluar la restauración a mediano plazo? ¿Cuáles pueden ser los indicadores de éxito?

Una parte importante de la restauración ecológica consiste en entender las bases ecológicas que indican si las acciones de restauración están dirigiendo al bosque a un estado maduro. Para el caso del bosque mesófilo de montaña de la región son: 1) el ecosistema de referencia, y 2) la trayectoria del proceso sucesional que esperamos seguir durante el largo proceso de restauración.

Ecosistema de referencia

El paisaje del centro de Veracruz, México, consiste de fragmentos de bosque mesófilo de montaña aislados por diferentes usos del suelo. El bosque mesófilo de montaña ha sido reducido a 10% de su área original y se distribuye en fragmentos rodeados por bosque perturbado y plantaciones de café de sombra (17%), vegetación secundaria (17%), pastizales para la alimentación de ganado (37%) y asentamientos humanos (18%) (Williams-Linera, 2002). El clima es húmedo y templado, se caracteriza por presentar tres estaciones bien definidas: relativamente seca y fría (noviembre a marzo), seca y cálida (abril a mayo) y húmeda y cálida (de junio a octubre). La temperatura media anual es de 14-18°C. La precipitación media anual es de 1 500-1 650 mm. Dada la heterogeneidad natural del bosque mesófilo, la riqueza de especies arbóreas en los fragmentos de bosque cambia de un sitio a otro (15 a 28 especies), pero en general, algunas de las especies comunes incluyen *Carpinus tropicalis*, *Clethra macrophylla*, *Liquidambar styraciflua*, *Ostrya virginiana*, *Quercus germana*, *Q. lancifolia*, *Q. xalapensis*, *Oreopanax xalapensis*, *Palicourea padifolia*, *Miconia glaberrima*, *Ocotea psychotrioides* y *Turpinia insignis*. Hay fragmentos dominados por una especie, como aquellos de *Fagus grandifolia*. La estructura de la vegetación también es muy heterogénea entre sitios y se refleja en un área basal que varía entre 20.9 y 103.1 m²/ha y densidades de 760 a 1 800 árboles/ha para individuos ≥ 5 cm de diámetro (Williams-Linera, 2002; Williams-Linera *et al.*, 2013).

Sucesión secundaria

Las trayectorias sucesionales en estructura de la vegetación y riqueza de especies de árboles ≥ 5 cm diámetro se determinaron a partir de analizar una cronosecuencia de 15 sitios sucesionales con edades de 0.25-80 años y dos bosques más viejos como referentes históricos. Las especies de árboles se agruparon en grupos funcionales de acuerdo con su modo de dispersión, tolerancia a la sombra y afinidad fitogeográfica. Además, se identificaron especies indicadoras de diferentes etapas de la cronosecuencia. La altura media del dosel indicó una recuperación rápida de este parámetro, alcanzando valores similares a los de los bosques maduros en 35 años (figura 1a). En contraste, los modelos para la altura máxima, el área basal y la densidad de árboles indican que se requieren 80 años para alcanzar valores similares a los del bosque. La riqueza y diversidad de árboles se alcanzaron en 15 y 25 años, respectivamente. Las regresiones logísticas indicaron que la proporción de especies y de individuos pioneros disminuyó de 100% a 4%, mientras que la proporción de árboles con tolerancia intermedia aumentó de 0% a 53%. Las especies de árboles del dosel tolerantes a la sombra fueron raras durante la sucesión (figura 1b) (Muñiz-Castro *et al.*, 2012).

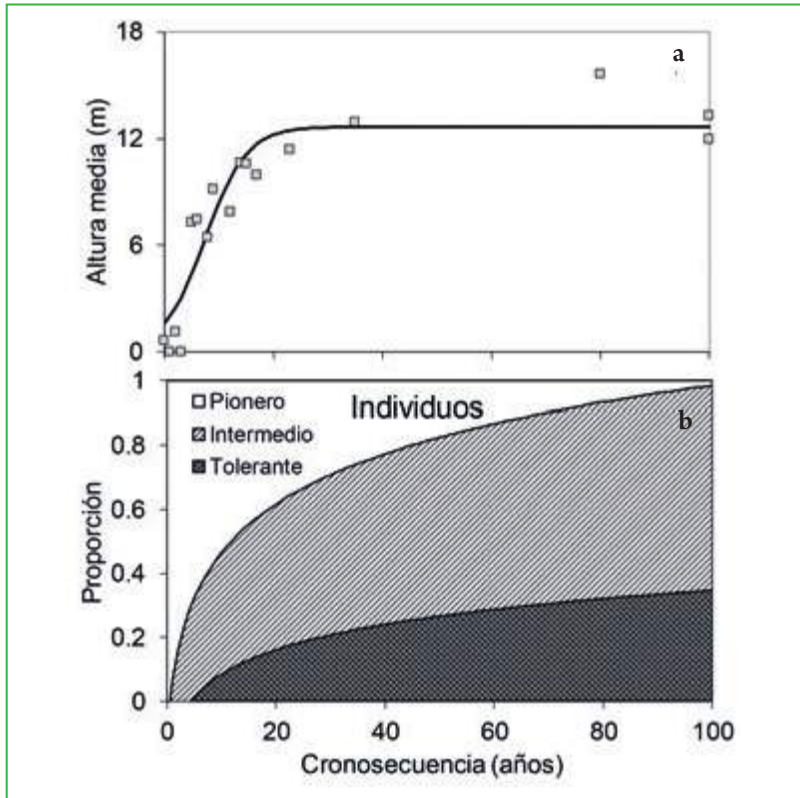
Objetivos

Tratándose de un proyecto de mediano plazo e inmerso en un paisaje que incluye diversos usos del suelo que deben coexistir, el objetivo general del proyecto fue la restauración ecológica de fragmentos de bosque para reintegrarlos al paisaje de la región de bosque mesófilo de los alrededores de Xalapa, Veracruz. Los objetivos particulares fueron determinar el éxito a corto y mediano plazos mediante la evaluación de atributos estructurales, prevalencia en una etapa del proceso sucesional, y aumento en la riqueza por el reclutamiento de especies características del ecosistema de referencia.

Durante el desarrollo de la investigación se generó una serie de estudios con metas sucesivas. A finales de la década de 1990, la meta era recuperar el dosel forestal a través de la implementación de plantaciones multiespecíficas

Figura 1

Ejemplo de trayectorias sucesionales utilizadas para evaluar el progreso de la restauración ecológica. a. Altura media del dosel. b. Proporción de árboles pioneros, intermedios y tardíos (tolerante) a lo largo de una cronosecuencia donde los sitios de 100 años son la referencia



Fuente: elaboración propia.

de árboles nativos en terrenos abandonados. Durante los primeros años, el enfoque de los experimentos de restauración fue determinar la manera en que las plantas superan las condiciones ambientales adversas de un sitio abierto y lograr el establecimiento temprano de especies arbóreas (Pedraza y Williams-Linera, 2003; Álvarez-Aquino *et al.*, 2004). A esto le siguió estudiar la supervivencia y el crecimiento en los ensayos de restauración ya establecidos (Álvarez-Aquino *et al.*, 2008; Williams-Linera *et al.*, 2010). La meta para los siguientes años fue evaluar el desarrollo de la estructura vegetal, el reclutamiento de nuevas especies

como indicador de incremento en biodiversidad y el cambio en las condiciones microambientales (Muñiz-Castro *et al.*, 2015).

Área de estudio

En la región de Xalapa se han establecido experimentos de restauración ecológica en sitios que representan un gradiente de perturbación y de usos del suelo. Este gradiente incluye la variación del paisaje y la conectividad de diferentes usos del suelo que lo caracterizan con la intención de integrar la heterogeneidad para un diseño de restauración que puede durar décadas (Howe y Martínez-Garza, 2014).

Los sitios se distribuyen en los municipios de Tlalnahuayocan, Acajete, Banderilla y Coatepec. El presente capítulo se enfocó en los ensayos establecidos en un gradiente entre áreas abiertas y pastizales recién abandonados (tabla 1; figura 2). Al momento de establecerse los ensayos de restauración ecológica, los sitios tenían las siguientes condiciones:

MY (Acajete). El sitio fue deforestado en 1990 para extracción de madera y después abandonado; nunca fue usado como pastizal, las características del suelo fueron similares a las de un bosque cercano de *Fagus grandifolia*. El proceso de sucesión no se llevó a cabo debido a la presencia de una especie agresiva de helecho llamado pezma (*Pteridium aquilinum*).

XO (Tlalnahuayocan) era un bosque secundario (acahual) de unos 10 años con algunos árboles del bosque original. El terreno fue deforestado en 1980 para usarlo como pastizal: se introdujeron pastos y *Acacia pennatula* para sombra del ganado.

CO (Tlalnahuayocan) se encuentra entre un fragmento de bosque y una plantación de *Macadamia*. Anteriormente fue pastizal.

MA (Banderilla) y CA (Tlalnahuayocan) eran pastizales abandonados por nueve meses que se encuentran adyacentes a fragmentos de bosque. Estos dos pastizales estuvieron dominados por pastos nativos de baja estatura como *Axonopus compressus*, *Paspalum conjugatum*, *P. notatum*, *P. variable*, y *Panicum laxiflorum*.

Tabla 1

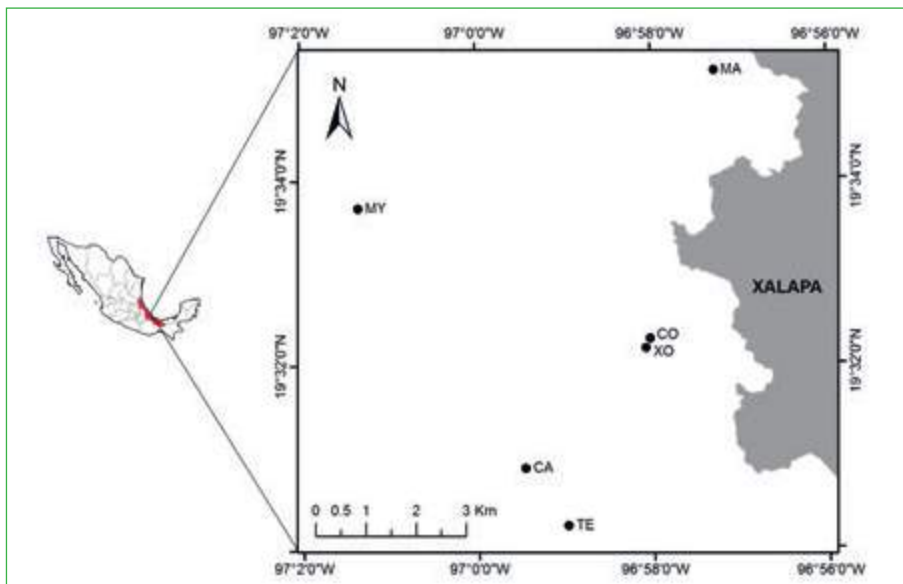
Características de los sitios donde se establecieron ensayos de restauración ecológica en 1998 (MY, XO, CO) y 2002 (MA, CA, TE) en la región de Xalapa, Veracruz. Las variables son altitud (m), coordenadas geográficas, precipitación (mm), temperatura media (°C) y pendiente (°); las variables edáficas son pH, materia orgánica (%) y compactación del suelo (kg/cm²)

Sitios	1	2	3	4	5	6
Localidad	MY	XO	CO	MA	CA	TE
Altitud (m)	1 900	1 430	1 400	1 450	1 405	1 385
Latitud N	19° 33' 42"	19° 32' 13"	19° 32' 19"	19°35'5"	19°30' 58"	19° 30' 15"
Longitud W	97° 01' 21"	96° 58' 06"	96° 58' 03"	96°57' 2"	96° 59' 28"	96° 58' 59"
Precipitación	1 607	1 637	1 637	1 585	1 650	1 650
T media (°)	14	18	18	17	17	17
Pendiente (°)	37	24	24	16	26	4
pH	4.2	5.6	5.6	5.6	5.5	5.7
Materia orgánica	12.4	10.2	8.9	19.6	15.9	13.9
Compactación	13.2	16.0	16.0	12.5	12.1	12.8

Fuente: elaboración propia.

Figura 2

Localización de los sitios donde se establecieron plantaciones de restauración de bosque mesófilo de montaña en la región de Xalapa, Veracruz



Fuente: elaboración propia.

Bosque nublado

TE (Coatepec) era un pastizal recién abandonado dominado por una mezcla de gramas, hierbas y por el pasto exótico estrella africana (*Cynodon plectostachyus*); este pasto exótico cubrió el sitio alcanzando una altura de 1 metro a los 4 meses.

Imagen 1



Sitios donde se establecieron las plantaciones de restauración de bosque mesófilo de montaña en la región de Xalapa, Veracruz. Las fotografías del lado izquierdo muestran las plantaciones en la época inicial (1998-2002): MA; CA y MY.

Las fotografías de la derecha muestran las plantaciones 16 años después: XO, XO y MY. Véase texto para descripción de las condiciones de cada sitio.

Fotos: autores del estudio.

Especies seleccionadas

Las 12 especies de árboles nativos del bosque mesófilo de montaña que fueron seleccionadas para probar su desempeño en plantaciones de restauración ecológica se presentan en la tabla 2. Las especies se seleccionaron de acuerdo con su estatus sucesional (pioneras, intermedias y tardías) y de los diferentes estratos del bosque (Williams-Linera, 2002; Muñiz *et al.*, 2012; Williams-Linera *et al.*, 2013).

Las especies pioneras de rápido crecimiento y vida corta fueron *Heliocarpus donnellsmithii*, *Myrsine coriacea* y *Trema micrantha*, la primera tiene frutos pequeños que se dispersan por viento (anemócora-epizoócora) y las otras dos presentan drupas pequeñas dispersadas por aves. Las especies características de etapas intermedias en la recuperación del bosque fueron *Carpinus tropicalis* y *Liquidambar styraciflua*, que tienen semillas aladas que se dispersan por viento. Otras especies intermedias que tienen frutos grandes (> 3 cm) fueron *Juglans pyriformis*, que es una especie del dosel, y *Symplocos coccinea*, que crece en el

Tabla 2
Especies y familias seleccionadas para los ensayos de restauración ecológica en la región del bosque mesófilo de Xalapa, Veracruz

Especie	Familia	Edad	Altura	Ss
<i>Carpinus tropicalis</i> (Donn. Sm.) Lundell	Betulaceae	8-23	22-40	i
<i>Fagus grandifolia</i> var. mexicana (Martínez) Little	Fagaceae	12-18	11-43	t
<i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose ex Don. Sm.	Malvaceae	4	37	p
<i>Juglans pyriformis</i> Liebm.	Juglandaceae	17	71	i
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Altingiaceae	11	21	i
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae	3	11	p
<i>Podocarpus matudae</i> Lundell	Podocarpaceae	16	73	t
<i>Quercus lancifolia</i> Schltld. & Cham.	Fagaceae	14	85	i
<i>Quercus germana</i> Schltld. & Cham.	Fagaceae	10	33	i
<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	Fagaceae	10	24	i
<i>Symplocos coccinea</i> Bonpl.	Symplocaceae	6	18	i
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	4	51	p

Edad (meses) y altura inicial (cm) al momento del trasplante, Ss es el estatus sucesional representando especies pioneras (p), intermedias (i) y tardías (t).

Fuente: elaboración propia.

sotobosque y subdosel. *Podocarpus matudae* es una especie característica de bosque maduro, tolerante a la sombra, con semillas desnudas adheridas a un epitamio rojo y carnoso que puede atraer aves. Elegimos varias *Fagaceae* como *Quercus xalapensis*, *Q. lancifolia* y *Q. germana* que tienen bellotas que se dispersan por gravedad. *Fagus grandifolia* se encuentra como monodominante en escasos rodales en la región y es la especie más tolerante a la sombra. De aquí en adelante, las especies se referirán utilizando el género, excepto para *Quercus*, en cuyo caso se utiliza la primera letra del nombre específico.

Resultados

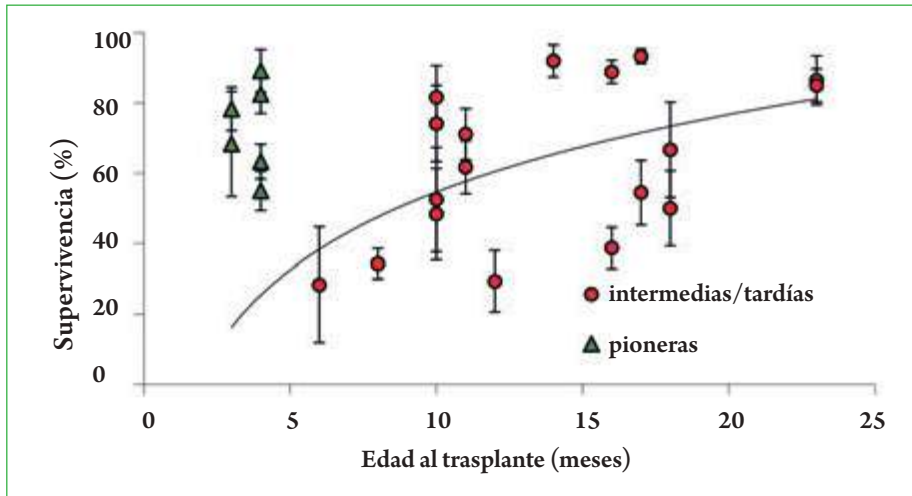
Se presentan los resultados de acuerdo con las etapas monitoreadas, *inicio* son los primeros 2 años de establecimientos de los ensayos de restauración, a *corto plazo* son los resultados encontrados a 4-6 años, y a *mediano plazo* son resultados a 12-16 años, monitoreados en 2014.

Inicio

¿Cómo afecta la edad inicial el desempeño durante los primeros meses? La edad de las plantas al momento de ser trasplantadas a los ensayos de restauración fue de 6 a 23 meses, mientras que la altura a este tiempo fue de 11 a 85 cm (tabla 2). Con esta variabilidad inicial era importante determinar si la edad y la altura afectaban el desempeño temprano de las plantas. Durante 14-18 meses se monitoreó la supervivencia y el crecimiento en altura. La supervivencia de las plantas se incrementó con la edad de la planta al trasplante (figura 3).

El porcentaje de individuos que sobrevivieron durante el primer año y medio de establecimiento fue relativamente alta (72%). La supervivencia en acahuales varió entre 50% y 82%. También hubo variación entre las especies, la mayor supervivencia fue de *Quercus l* (98%), seguido por *Juglans*, *Carpinus* y *Fagus* (69%, 60% y 57%, respectivamente). Las especies con supervivencia cercana a 50% fueron *Symplocos*, *Liquidambar* y *Podocarpus*.

Figura 3
Supervivencia inicial después de 14-18 meses de las especies
intermedias/tardías y pioneras y la edad que tenían
al momento de ser trasplantadas a condiciones de campo



Fuente: elaboración propia.

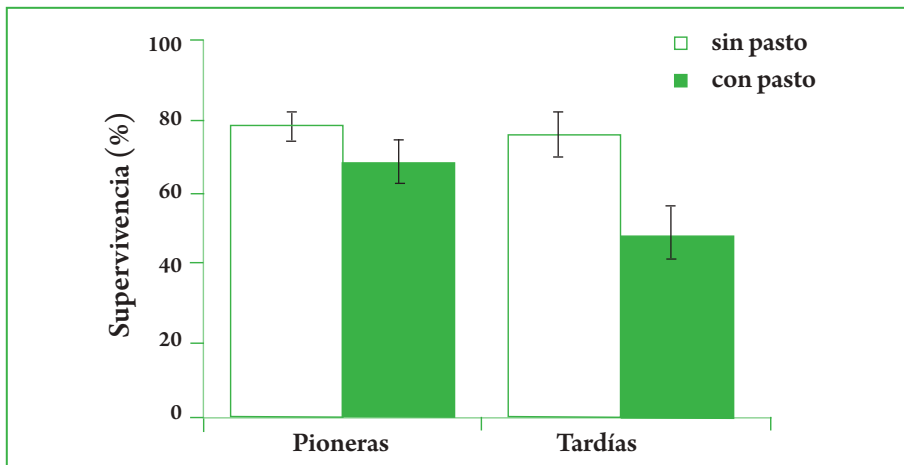
La supervivencia en los primeros años de las especies arbóreas tardías plantadas en sitios deforestados estuvo relacionada con la edad y el tamaño inicial al momento del trasplante. Sin embargo, el crecimiento tanto en altura como en diámetro no estuvo relacionado con la edad o altura inicial de la planta (Williams-Linera *et al.*, 2010). Las principales causas de la mortalidad temprana fueron la desecación y depredación por tuzas en todos los sitios (Pedraza y Williams-Linera, 2003; Álvarez-Aquino *et al.*, 2004).

Una vez superada la etapa crítica de establecimiento de los árboles en los primeros dos años, las especies y los individuos que sobrevivieron después de 4-6 años, en general, se mantuvieron vivos. A corto plazo (< 6 años), la supervivencia continuó siendo relativamente alta en los acahuales de MY y XO (69.9%) y fue menor en CO (36.2%). La supervivencia entre las especies varió desde alta en *Podocarpus* (80%) y *Juglans* (71%), intermedia en *Carpinus* (54%) y *Liquidambar* (50%), a baja en *Symplocos* (20.4%) y *Fagus* (17.9%) (Williams-Linera *et al.*, 2010).

Corto plazo

En esta etapa, las preguntas fueron más específicas y relacionadas con la posibilidad de acelerar la recuperación del bosque al superar diversas barreras identificadas como dilatadoras o limitantes del proceso de sucesión o de recuperación de un bosque. A corto plazo, la monodominancia de especies pastos como *Cynodon* sp. o helechos como *Pteridium* sp., la depredación por tuzas o las condiciones microambientales adversas afectaron el establecimiento temprano de las especies pioneras y tardías (Pedraza y Williams-Linera, 2003; 2005; Ortega-Pieck *et al.*, 2011; Muñiz-Castro *et al.*, 2015). Por tanto, se incluyeron experimentos en pastizales recientemente abandonados para determinar si el estrato herbáceo limitaba el establecimiento de plántulas de especies arbóreas pioneras y tardías. Los tratamientos fueron la remoción de pasto y un testigo y se seleccionaron tres especies típicas del dosel del BMM (*Fagus*, *Quercus* g y *Quercus* x) y tres especies pioneras (*Heliocarpus*, *Trema* y *Myrsine*). A corto plazo, la supervivencia fue similar entre especies pioneras y tardías, aunque fue mayor en el tratamiento donde hubo remoción de pasto: 70% para pioneras y 50% para tardías (figura 4) (Muñiz-Castro y Williams-Linera, en preparación).

Figura 4
Supervivencia de especies pioneras y tardías en potreros recién abandonados bajo dos tratamientos de remoción de pasto y testigo sin remoción



Fuente: elaboración propia.

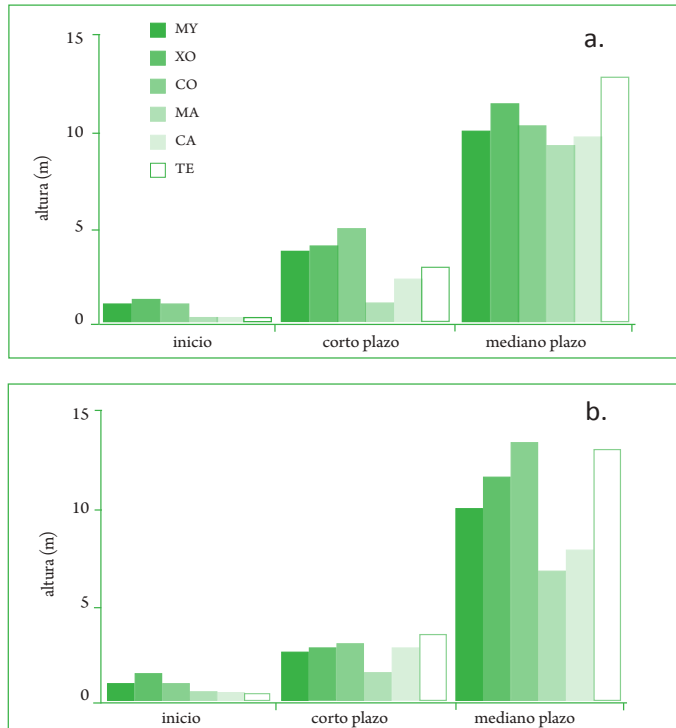
La siguiente pregunta estuvo relacionada con el uso de especies intermedias y tardías de la sucesión para proyectos de restauración. ¿Se puede restaurar la vegetación del bosque nublado en pastizales con especies tardías? El desempeño de especies tardías (*Fagus*, *Quercus g* y *Quercus x*) se evaluó en pastizales recién abandonados y en acahuales con 9-17 años de edad. El crecimiento en altura fue significativamente mayor en pastizales que en acahuales; *Quercus x* tuvo la tasa de crecimiento más alta, seguido de *Quercus g* y *Fagus*. Sin embargo, la supervivencia de las plántulas fue mayor en los acahuales que en los pastizales. Los resultados indicaron que las especies tolerantes a la sombra e intermedias pueden sobrevivir y crecer en pastizales abandonados, por tanto, se pueden utilizar para acelerar la recuperación del bosque mesófilo en diferentes etapas sucesionales (Muñiz-Castro *et al.*, 2015).

Mediano plazo: monitoreo de altura y diámetro

Después de 10 años de establecimiento, los resultados pueden ser diferentes a los reportados a corto plazo (< 10 años) y aun a las observaciones iniciales (1-2 años). La tendencia en altura y diámetro a corto plazo fue diferente a la tendencia que registramos a mediano plazo. A los 4-6 años, las especies intermedias y tardías presentaron una altura mayor en acahuales (4.0 ± 0.3 m; promedio \pm error estándar) que en pastizales (2.0 ± 0.5 m; figura 5a), aunque los diámetros fueron similares (acahuales = 3.7 ± 0.2 cm; pastizales = 3.4 ± 0.8 cm; figura 5b). En contraste, a mediano plazo, la altura de los árboles fue similar en las seis plantaciones: la altura media en acahuales fue de 10.1 ± 1.3 m y en pastizales alcanzó 10.1 ± 1.5 m (figura 5a). Sin embargo, el diámetro medio fue mayor en acahuales (15.2 ± 2.4 cm) que en pastizales (12.2 ± 2.5 cm; figura 5b).

Especies intermedias y tardías. Cada especie tuvo su propia trayectoria a lo largo del tiempo. Algunas especies mantuvieron una posición estructural similar con respecto de las demás especies a corto y a mediano plazos. Algunos encinos alcanzaron tamaños que les permitieron formar parte del dosel superior. Los encinos rojos (*Quercus x*, *Quercus l*) crecieron más rápido que los encinos blancos (*Quercus g*), y por tanto, *Quercus x* y *Quercus l* destacaron por alcanzar altura y diámetro mayores que las otras especies y a mediano plazo se

Figura 5
Altura media del dosel (a) y diámetro promedio (b) registrado en tres periodos
monitoreados en las plantaciones establecidas
con especies sucesionales tardías en la región de Xalapa, Veracruz



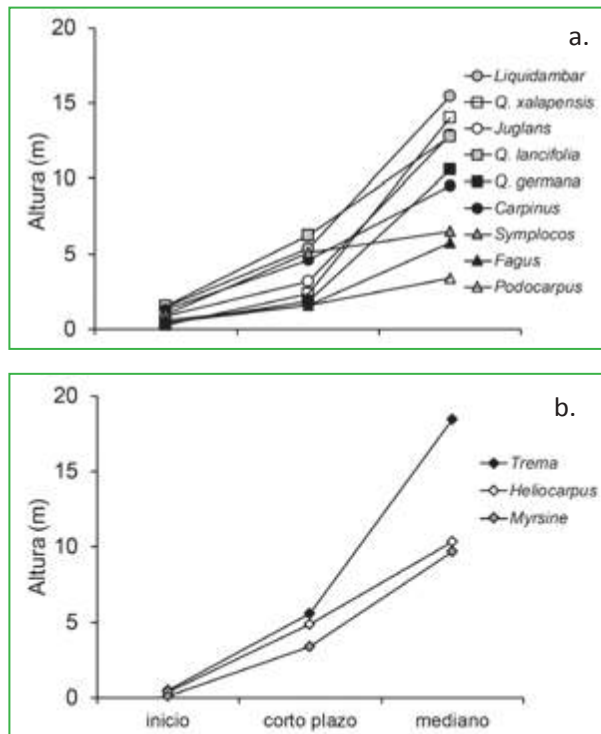
Fuente: elaboración propia.

situaron en el dosel superior, mientras que *Quercus g* se mantuvo en el subdosel (figura 6a).

A corto y mediano plazos, *Liquidambar* tuvo un crecimiento mayor que otras especies. Mientras que *Carpinus* y *Symplocos* se mantuvieron en el subdosel, *Fagus* y *Podocarpus*, por ser tolerantes a la sombra, permanecieron en el estrato bajo, pero con el potencial de llegar a alcanzar, en algunos años, el dosel del bosque (figura 6a). La tendencia del crecimiento en diámetro de las especies a corto plazo fue similar en todos los sitios y correspondió proporcionalmente a su crecimiento en altura.

Especies pioneras. A corto plazo, las especies pioneras se comportaron de manera similar a las intermedias y tardías, alcanzando unos 5 m de altura. Sin embargo, a mediano plazo, las especies pioneras alcanzaron dimensiones promedio mayores con una altura media de 13.1 m (SE = 1.8) y diámetro medio de 16.7 cm (SE = 4.0) (figura 6b). Las especies pioneras crecen más rápido que las tardías y pronto superan la herbivoría por roedores, aunque algunas como *Heliocarpus* presentan mayor mortalidad debido a la competencia con las otras pioneras o a que completaron su ciclo de vida más rápido (Muñiz-Castro *et al.*, 2015; Muñiz-Castro y Williams-Linera, en preparación).

Figura 6
Altura (m) alcanzada en los tres periodos monitoreados
por las especies tardías e intermedias (a) establecidas en plantaciones
de restauración ecológica y especies pioneras (b) en potreros
abandonados en la región de Xalapa, Veracruz



Fuente: elaboración propia.

Varios propietarios corroboraron que para las plantaciones establecidas en la región, en algún tiempo entre 6 y 10 años, el tamaño inicial y los tratamientos ya no afectaban a las plantas que sobrevivieron, pero que las características de la especie sí son importantes. Por ejemplo, en TE, a los cuatro años de establecidas, *Trema* (altura 10.4 ± 0.3 m) y *Heliocarpus* (altura 7.3 ± 2.8 m) tuvieron el mejor desempeño. Pero a los 12 años, el rodal estaba dominado por *Trema* (alcanzando una altura de 22.5 m y diámetro de 41.7 cm), *Heliocarpus* había desaparecido y aparentemente *Myrsine* crecía suprimido. Los individuos de *Heliocarpus* murieron entre 2010 y 2013, ya que en el otoño de 2014 todavía se observaron restos de los troncos. Aunque es posible que su ciclo de vida fuese de sólo 10 años, el dueño considera que la vida corta pudo deberse a la sombra impuesta por *Trema*. De acuerdo con las observaciones de propietarios, alrededor de 2008-2010, *Heliocarpus* se cubría de flores rojas, pero entre esos años empezaba a morir, y junto con *Myrsine* comenzó “a tirar más ramas”.

El estudio de sucesión secundaria, mediante una cronosecuencia en la cual se utilizaron algunos de los sitios a restaurar, indica que sin las acciones de restauración ecológica activa, tendríamos que esperar 35-50 años para recuperar la estructura y > 35 años para recuperar algunas de las especies arbóreas indicadoras de sitios sucesionales tardíos (Muñiz-Castro *et al.*, 2012). Los resultados de los experimentos de restauración activa que se presentan claramente sugieren que el proceso sucesional en potreros recién abandonados y en acahuals de 10 años, se puede acelerar mediante la introducción de especies intermedias y tardías.

Evaluación del éxito

Los atributos funcionales se han utilizado para desarrollar un marco conceptual de estrategias ecológicas que sirva de base para seleccionar grupos de especies en restauración ecológica (Martínez-Garza *et al.*, 2005; Muñiz-Castro *et al.*, 2012). La mayoría de las evaluaciones empíricas del éxito de la restauración ecológica se enfocan en tres tipos de atributos ecológicos: diversidad y abundancia, estructura de la vegetación y funcionamiento ecológico (Wortley *et al.*, 2013). Nuestros indicadores se relacionan con la prevalencia en una etapa del

proceso sucesional, la estructura de la vegetación, y el aumento en diversidad por el reclutamiento de especies características del ecosistema de referencia.

Prevalencia en una de las etapas de sucesión secundaria

Los estudios de sucesión secundaria pueden ser una referencia de la trayectoria que van siguiendo nuestros ensayos de restauración y ser una guía de que la restauración del sistema está avanzando hacia el bosque de referencia. Según el estudio de sucesión secundaria, aún se tiene un buen trecho por avanzar para recuperar el bosque, pero se espera que la restauración ecológica reduzca considerablemente el tiempo de recuperación al acelerar el proceso de sucesión secundaria.

La utilización en los ensayos de restauración ecológica de especies características del bosque maduro ha hecho que la proporción de individuos intermedios y tolerantes a la sombra se equipare a varios años adelante en la cronosecuencia (figura 1). De hecho, el tiempo sucesional ha avanzado casi 40 años en proporción de especies intermedias y tardías, y ha llegado a 18 años en la cronosecuencia de altura del dosel, al alcanzar una altura media de 10 m (figura 1).

Estructura

Las diferentes alturas alcanzadas por las especies hasta este momento sugieren que se ha promovido el desarrollo de una estructura vegetal semejante a la de los bosques jóvenes. El dosel ya no presenta una altura uniforme, sino varios estratos: un estrato alto con especies como *Liquidambar* o *Quercus* spp., después un estrato de árboles del dosel con *Juglans* y *Carpinus* y bajo el dosel crecen las especies de árboles tolerantes a la sombra (*Podocarpus* y *Fagus*), que en muchos años más alcanzarán el dosel superior. En el sotobosque se encuentran especies características como *Symplocos*. Lo anterior implica que la complejidad estructural de la vegetación se está recuperando en los sitios que tienen ya 16 años de edad, mientras que los experimentos de 12 años con especies tardías mantienen esa misma trayectoria.

Incremento en la biodiversidad

Desde los primeros años se observó un efecto positivo de restauración en la composición de la vegetación. A corto plazo, en todos los sitios se registraron especies leñosas de rápido crecimiento y vida corta (*Cnidoscylus* sp., *Lippia* sp., *Rhamnus* spp., *Rubus* spp.) y de árboles de más lento crecimiento y vida larga (*Clethra* spp., *Quercus* spp.), creciendo bajo las plantaciones. A mediano plazo, los sitios presentan gran riqueza de especies de sotobosque (*Conostegia arborea*, *Hoffmania* sp., *Miconia* spp., *Palicourea padifolia*, *Piper* spp., *Senecio* sp., *Xylosma* sp.); las especies registradas representan cerca de 50% de las especies características del sotobosque del BMM maduro de la región. Los árboles de dosel como *Alnus acuminata*, *Brunellia mexicana*, *Carpinus tropicalis*, *Clethra macrophylla*, *Cornus* spp., *Hedyosmum mexicanum*, *Liquidambar styraciflua*, *Myrsine coriacea* y *Quercus* spp. están establecidos, aunque aún faltan muchas de las especies características. Por otro lado, las epífitas y las lianas ya están presentes en los bosques jóvenes en abundancia de especies e individuos. Es notable que donde sólo se plantaron pioneras, no hubo reclutamiento de otras especies o sólo de unas pocas especies en los rodales sin pasto estrella.

A partir de los resultados, a plazo medio, encontramos que plantar sólo especies pioneras en potreros abandonados no resulta en una promoción de la sucesión secundaria. Estos resultados sugieren que con presencia de pasto estrella, *Trema* puede ser más competitiva que otras especies pioneras llegando a formar rodales monodominantes, por lo que conviene plantar desde un inicio árboles del bosque y no sólo introducir especies de rápido crecimiento (De la Peña-Domene *et al.*, 2013).

Conclusiones

La evaluación del éxito de la restauración debe llevarse a cabo periódicamente: primeros dos años, a corto plazo (4-6 años), a mediano plazo (12-16 años), y a largo plazo (> 20 años). La evaluación debe incluir la comparación con el ecosistema de referencia; dada la heterogeneidad natural del bosque mesófilo de montaña, la referencia podría incluir las diferentes condiciones del bosque

maduro en la región. Cada periodo puede compararse con el desarrollo de la trayectoria sucesional de variables de estructura de la vegetación, la proporción de especies clasificadas en atributos funcionales, especies indicadoras y recuperación de la biodiversidad.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

1) Claramente donde la plantación de restauración ecológica se estableció, la dominancia de *Pteridium* (pezma) disminuyó a corto plazo, y a mediano plazo un bosque joven está establecido con un sotobosque abierto y con una composición que incluye especies características del ecosistema de referencia. La dominancia de pezma continúa alrededor de la plantación de restauración después de 16 años.

2) En los acahuales, el bosque se extendió y a 16 años presenta una estructura del dosel parecida a un bosque joven, con dos estratos de árboles, epífitas, sotobosque y reclutamiento de especies nativas.

3) En el potrero donde sólo se plantaron especies pioneras, el proceso sucesional no se aceleró, ya que *Trema* formó rodales monodominantes con individuos muy grandes (altura = 20.3 ± 0.9 m; diámetro = 40.6 ± 2.2) que inhiben el establecimiento de otras especies. En contraste, las parcelas donde se establecieron especies intermedias y tardías, aunque tienen menor altura, presentan una diversidad estructural y específica con reclutamiento de numerosas especies características del ecosistema de referencia.

4) Las especies intermedias y tardías deben incorporarse en actividades de restauración ecológica activa, ya que aceleran el proceso sucesional y la recuperación del bosque.

Agradecimientos

A los dueños de los predios por permitir establecer las plantaciones y por su paciencia para esperar su conversión en bosques (Roberto Ruiz, Eustaquio, José Ramos Melo, Antonio Cazazza, Argel Alatorre y Pablo Valderrama).

Agradecemos los comentarios y sugerencias de un revisor anónimo, y la ayuda en campo y laboratorio de Víctor Vázquez y Javier Tolome.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A. C. Newton (2004), “Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest”, *Restoration Ecology*, núm. 12, pp. 412-418.
- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y R. A. Pedraza (2008), “Experiencias sobre restauración ecológica en la región del bosque de niebla del centro de Veracruz”, en L. R. Sánchez-Velásquez, J. Galindo-González y F. Díaz Flesicher (eds.), *Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México*, México, Conabio, Universidad Veracruzana, Mundi Prensa, pp. 125-145.
- De la Peña-Domene, M., C. Martínez-Garza y H. F. Howe (2013), “Early Recruitment Dynamics in Tropical Restoration”, *Ecological Applications*, núm. 23, pp. 1124-1134.
- Howe, H. F. y C. Martínez-Garza (2014), “Restoration as Experiment”, *Botanical Sciences*, núm. 92, pp. 459-468.
- Martínez-Garza, C., V. Peña, M. Ricker, A. Campos y H. F. Howe (2005), “Restoring Tropical Biodiversity: Leaf Traits Predict Growth and Early Survival of Late-successional Trees in Early-successional Environments”, *Forest Ecology and Management*, núm. 217, pp. 365-379.
- Muñiz-Castro, M. A., G. Williams-Linera y J. Benítez-Malvido (2015), “Restoring Montane Cloud Forest: Establishment of Three Fagaceae Species in the Old-fields of Central Veracruz, Mexico”, *Restoration Ecology*, núm. 23, pp. 26-33.
- , G. Williams-Linera y M. Martínez-Ramos (2012), “Dispersal Mode, Shade Tolerance, and Phytogeographical Affinity of Tree Species During the Secondary Succession in Tropical Montane Cloud Forest”, *Plant Ecology*, núm. 213, pp. 339-353.
- Ortega-Pieck, A., F. López-Barrera, N. Ramírez-Marcial y J. G. García-Franco (2011), “Early Seedling Establishment of Two Tropical Montane Cloud

- Forest Tree Species: The Role of Native and Exotic Grasses”, *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1336-1343.
- Pedraza, R. A. y G. Williams-Linera (2005), “Microhabitat Conditions for Germination and Establishment of Two Native Temperate Tree Species in a Mexican Montane Cloud Forest”, *Agrociencia*, núm. 39, pp. 457-467.
- y G. Williams-Linera (2003), “Evaluation of Native Tree Species for the Rehabilitation of Deforested Areas in a Mexican Cloud Forest”, *New Forests*, núm. 26, pp. 83-99.
- Ruiz-Jaen, M. C. y T. M. Aide (2005), “Restoration Success: How is it Being Measured?”, *Ecological Restoration*, núm. 13, pp. 569-577.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group [SER] (2004), *The ser International Primer on Ecological Restoration*, www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Williams-Linera, G. (2002), “Tree Species Richness Complementarity, Disturbance and Fragmentation in a Mexican Tropical Montane Cloud Forest”, *Biodiversity and Conservation*, núm. 11, pp. 1825-1843.
- , M. Toledo-Garibaldi y C. Gallardo-Hernández (2013), “How Heterogeneous are the Cloud Forest Communities in the Mountains of Central Veracruz, Mexico?”, *Plant Ecology*, núm. 214, pp. 685-701.
- , C. Álvarez-Aquino y R. A. Pedraza (2010), “Forest Restoration in the Tropical Montane Cloud Forest Belt of Central Veracruz, Mexico”, en L. A. Bruijnzeel, F. N. Scatena y L. S. Hamilton (eds.), *Tropical Montane Cloud Forests. Science for Conservation and Management*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 618-627.
- , R. H. Manson y E. Isunza-Vera (2002), “La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México”, *Madera y Bosques*, núm. 8, pp. 73-89.
- Wortley, L., J. M. Hero y M. Howes (2013), “Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature”, *Restoration Ecology*, núm. 21, pp. 537-543.

Capítulo 4

Ecología de la restauración del bosque nublado en el centro de Veracruz

Fabiola López-Barrera

fabiola.lopez@inecol.mx

José Guadalupe García-Franco

Klaus Mehltreter

Octavio Rojas-Soto

Armando Aguirre

Rosario Landgrave

Aline Ortega-Pieck

Beatriz Montes-Hernández

Karla Aguilar-Dorantes

Adriana Abigail Díaz-Sánchez

Guillermo Vázquez-Carrasco

Brenda Berenice Rojas Santiago

Abstract

The ongoing degradation, fragmentation and loss of natural forests, makes management activities for ecological restoration a priority. To recover the structure and function of these natural ecosystems, basic scientific knowledge is needed urgently. Minimal restoration intervention (Passive restoration) aims to halt anthropogenic disturbance and to monitor natural succession, while stronger efforts of intervention (active restoration) aims to accelerate and to align processes for natural recovery. The decision where to apply different levels of restoration depends on factors such as the landscape matrix and the historic land use. In the current project, we conducted several restoration experiments in pastures of different initial stages to restore the cloud forest. In 2009, 24 plots of 10 x 10 m arranged in pairs, were monitored for changes of the woody vegetation during three years. Two native tree species, *Quercus xalapensis* and *Alnus acuminata*, were planted in one plot of each pair. Simultaneously, we performed studies to understand the processes that regulate natural succession such as the role of the seed bank and seed dispersal by birds. An experimental plantation of *Q. insignis*, a dominant species of this ecosystem was evaluated. Control methods for the invasive *Pteridium arachnoideum* were developed and methods of epiphyte enrichment of isolated trees were tested. The survival of planted and naturally established trees and shrubs was negatively affected by the initial presence of invasive species. Passive restoration is more cost efficient than reforestation, if pastures are still dominated by native grass species. However, if exotic species dominate the pastures, removal techniques of those species are required to assist forest recovery.

Key words: passive restoration, exotic grass, degraded forest enrichment, forest regeneration.

Introducción

El bosque mesófilo de montaña (BMM) o bosque de niebla (Rzedowski, 1996; Williams-Linera, 2007) es un conjunto de comunidades complejas y heterogéneas que comparten algunas características fisonómicas, ecológicas y climáticas. Se componen de especies de afinidad neárticas y neotropicales, y una gran proporción de autóctonas endémicas (Luna *et al.*, 2001). El BMM tiene una distribución restringida y aunado a ello ha sufrido continuos procesos de pérdida, fragmentación y degradación (Toledo-Aceves *et al.*, 2011). Estos procesos han generado en muchos casos paisajes donde domina el uso agrícola repercutiendo en una pérdida en cascada de biodiversidad y servicios ambientales (Martínez *et al.*, 2009), bajo estos escenarios la restauración del paisaje forestal se convierte en una prioridad (Williams-Linera, 2007).

La restauración ecológica es un proceso que demanda gran cantidad de recursos humanos y financieros, de ahí la importancia de priorizar los sitios y las estrategias de restauración para optimizar dichos recursos. La decisión de sólo proteger un sitio del disturbio y permitir que se recupere naturalmente (restauración pasiva, también llamada intervención mínima) o intervenir en un sitio para acelerar su recuperación (restauración activa, que corresponde a intervención intermedia o máxima) debe estar fundamentada en conocimiento ecológico sobre la resiliencia de los ecosistemas o capacidad de recuperación. Los aspectos ecológicos que determinan la capacidad de recuperación son: 1) la historia de uso de suelo que afecta las condiciones iniciales después del abandono (p. ej., vegetación, microambiente, banco de semillas, dispersión de semillas), y 2) la calidad de la matriz del paisaje (p. ej., disponibilidad de propágulos dispersados por viento y animales). El marco teórico de este proyecto se fundamentó en la evaluación de los factores que determinan la necesidad y factibilidad de la restauración por intervención mínima *vs.* máxima (Holl y Aide, 2011; capítulo 17 de la presente obra) del BMM. Adicionalmente, se realizaron estudios específicos para conocer los factores que modulan el establecimiento temprano de árboles en las primeras etapas de la restauración.

Métodos

Paisaje de estudio

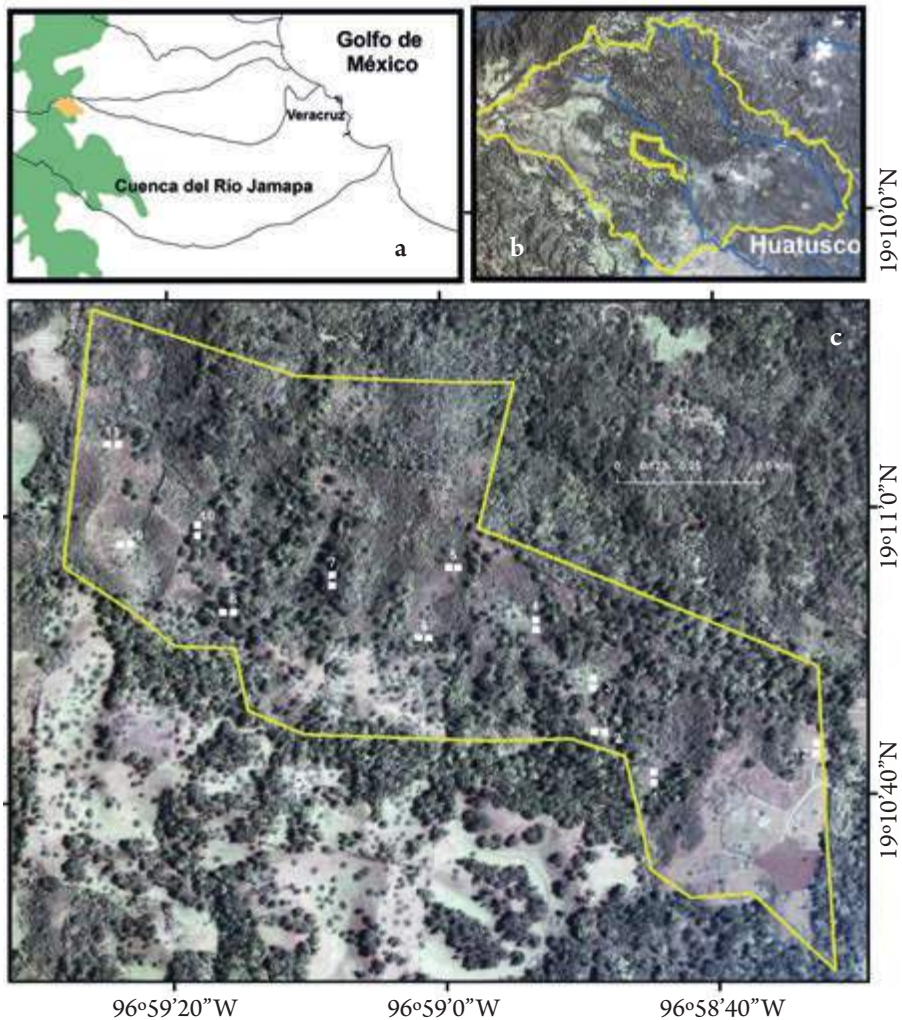
El estudio se realizó dentro de las microcuencas de los ríos Citlalapa y Dos Puentes situadas en la parte alta de la cuenca del Río Jamapa (cuenca prioritaria con degradación extrema; figura 1a). Las microcuencas cubren una superficie de 4352 ha, presentan una altitud entre los 1078-1961 msnm y están conformadas por lomeríos y pequeños cañones por donde pasan algunos arroyos, con pendientes que varían desde 0 a 55% (Inegi, 2013). La temperatura media anual es de 12-18°C y la precipitación anual acumulada es de 1988 mm, con una temporada de lluvias de julio a septiembre. El tipo de suelo presente es acrisol órtico con presencia en el sur de andosol úmbrico (Geissert e Ibáñez, 2008). Engloba a 17 localidades de 4 municipios que en el año 2010 tenían un total 2636 habitantes (Inegi, 2010).

La vegetación original de las microcuencas ha sido transformada principalmente en agricultura de temporal y pastizales para ganadería extensiva que en 1995 ocupaban casi la mitad de la microcuenca (42%) (Flores-Lot, 2011). Los bosques, que en 1995 ocupaban sólo 26%, formaban un mosaico con diferentes grados de degradación, los cafetales principalmente de sombra nativa cubrían una extensión similar. Los bosques más conservados se localizan en zonas con mucha pendiente y de poca accesibilidad.

Ecosistema de referencia

El BMM se caracteriza por su distribución discontinua, su gran diversidad alfa y su alta complementariedad entre fragmentos (Williams-Linera *et al.*, 2005) y aun entre parches dentro de un mismo fragmento (García-Franco *et al.*, 2008). Para contar con un ecosistema de referencia del BMM es necesario considerar la variación en la estructura y función de varios fragmentos en el paisaje que rodea a los sitios en proceso de restauración. Flores-Lot (2011) caracterizó las especies leñosas en bosques maduros, secundarios y cafetales dentro de las microcuencas. En 16 fragmentos de bosque se reportaron 129 especies

Figura 1



a. Ubicación de las microcuencas de estudio (polígono amarillo) en la cuenca del Río Jamapa en el centro de Veracruz. En verde se muestra la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (Rzedowski, 1990). b. Ubicación del sitio de estudio (pastizal abandonado de 135 ha) dentro de las microcuencas de los ríos Citlalapa y Dos Puentes (líneas azules). c. Sitio de estudio con el diseño experimental, 12 parcelas (los cuadros blancos indican los lotes pareados de 10 x 10 m separados por 5 m).

Fuente: elaboración propia con imágenes de IKONOS 2004 (propiedad del proyecto).

leñosas nativas (76 árboles y 53 arbustos) con un área basal promedio de $52 \pm 6 \text{ m}^2/\text{ha}$. Las especies dominantes de árboles fueron *Quercus insignis*, *Q. lancifolia*, *Q. sapotifolia*, *Clethra macrophylla*, *Cinnamomum effusum*, *Beilschmiedia mexicana*, *Turpinia insignis* y de arbustos *Palicourea padifolia*, *Myrsine coriacea*, *Psychotria trichotoma* y *Solanum schlechtendalianum*. Los bosques en este paisaje son secundarios o están empobrecidos debido a la extracción selectiva; estos bosques pueden contener entre 12 y 22 especies de árboles y arbustos, una alta densidad (2862 ± 249 árboles/ha), una baja área basal y un sotobosque dominado por especies pioneras o intermedias. Todas estas características son de bosques de sucesión temprana e intermedia. El ecosistema de referencia más conservado y cercano al sitio de restauración corresponde al fragmento de bosque (97 ha) llamado “Las Cañadas”, que alberga 51 especies de árboles (684 ± 78 árboles/ha) con una altura promedio de 26 m y árboles emergentes de hasta 35 m. Las especies dominantes en el dosel son *Q. insignis* y *Q. leiophylla* (Williams-Linera y López-Gómez, 2008).

Participación social

Todos los experimentos de ecología de la restauración contaron con la participación activa y comprometida de los propietarios del sitio y de sus trabajadores. En las microcuencas de estudio se encuentra la Cooperativa “Las Cañadas”, área designada como la primera servidumbre ecológica del país, la cual ha tenido experiencias importantes de restauración pasiva y de restauración productiva (www.bosquedeniebla.com.mx). También se encuentra la organización Microcuenca del Río Citlalapa, A. C., la cual, en 2007, realizó un diagnóstico participativo y detectó la necesidad de restaurar con especies de árboles útiles para la extracción de leña. Estas dos organizaciones construyeron un vivero comunitario y 95 viveros caseros en cinco comunidades rurales, donde produjeron 40 000 árboles que sembraron en 100 parcelas en diferentes sitios de la microcuenca. También construyeron 202 estufas ahorradoras de leña en 5 comunidades e instalaron 50 huertos orgánicos, sembrando 350 árboles frutales.

Sitio de estudio y diseño experimental

El proyecto se desarrolló en el Rancho “Las Bellotas”, predio privado de 135 ha (figura 1b). Este sitio se utilizó como pastizal por al menos 25 años con densidad de una cabeza de ganado por hectárea y en el año 2005 el ganado fue excluido. Los propietarios tienen como meta destinar entre 90-100 ha a la restauración del bosque de niebla. Se estableció un diseño de 12 parcelas, cada una con lotes pareados de 10 x 10 m y separados por 5 m, el tamaño de las parcelas y los lotes se determinó por la alta heterogeneidad del sitio (figura 1c). La cercanía de los lotes permitió comparar la restauración pasiva y la activa, ya que ambos fueron ambiental y ecológicamente similares. Los lotes se caracterizaron ambientalmente y toda la vegetación leñosa presente fue marcada e identificada. Uno de los lotes fue seleccionado al azar para sembrar plántulas de *Q. xalapensis* (especie intermedia en la sucesión secundaria) y *Alnus acuminata* (especie pionera) en el año 2009 (restauración activa); el otro lote se dejó intacto (restauración pasiva). Se monitoreó la sucesión natural y el desempeño de la plantación. De manera paralela, se realizaron estudios con diseños particulares con el objetivo de conocer cuáles son los factores que aceleran o inhiben la restauración del ecosistema. Cada una de estas investigaciones se presenta a continuación en la sección de resultados como casos de estudio y finalmente se presenta una integración de los resultados de restauración pasiva vs. restauración activa.

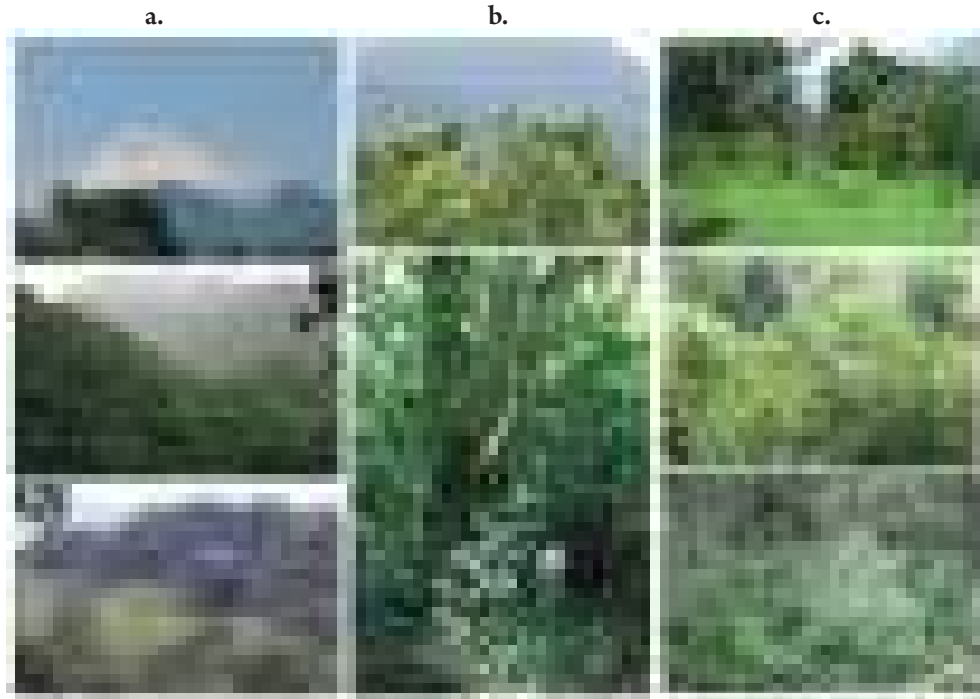
Resultados

Restauración pasiva

La vegetación inicial como modulador de la sucesión natural

En el año 2009, se caracterizó la vegetación inicial y factores ambientales de los 24 lotes (10 x 10 m; figura 1c). Fue evidente la alta heterogeneidad tanto ambiental como florística a pesar de haber pertenecido a una sola unidad productiva (figura 2). Se registró un total de 64 especies, 33 especies herbáceas pertenecientes a 19 familias y 31 especies leñosas de 20 familias.

Figura 2
Sitios de estudio



Sitios de estudio. a. Se muestran los alrededores al sitio de restauración donde existen remanentes de bosques con distinto grado de conservación, así como potreros activos con árboles aislados. b. Se muestran dos acercamientos a los árboles remanentes de *Quercus insignis* en el sitio de estudio. Esta especie es clave para la restauración debido a su presencia en el sitio, su dominancia en todos los bosques conservados de la microcuenca y la biodiversidad que se asocia con su establecimiento (la especie de ave en su dosel es *Ptilognys cinereus*). c. Estas imágenes muestran (de arriba abajo) los tres estados de deterioro más comunes en el sitio: parches dominados por pasto exótico (*Cynodon plectostachyus*), parches dominados por *Pteridium arachnoideum* y parches dominados por pastos y arbustos nativos.

Fuente: elaboración propia con fotografías de los autores.

Bosque nublado

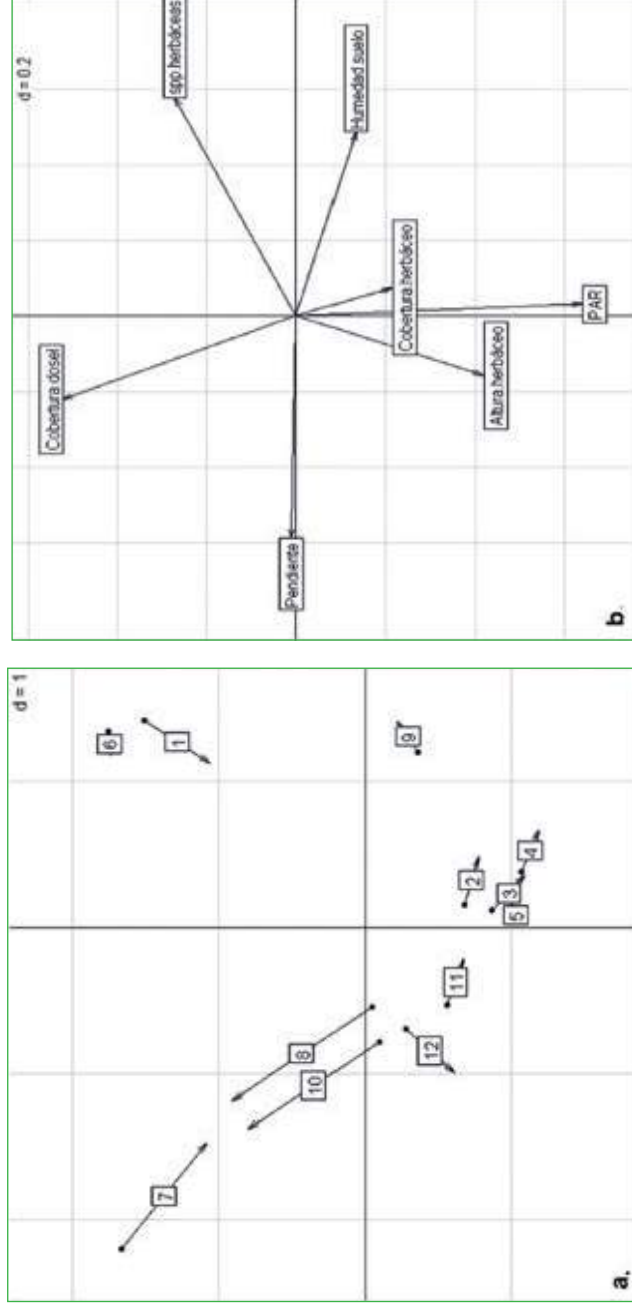
A partir del análisis de co-inercia se obtuvo un ordenamiento de los sitios muestreados (figura 3). El coeficiente de correlación (R^2) fue de 0.64, y la prueba de Monte Carlo fue significativa ($P = 0.001$). El primer grupo estuvo conformado por las parcelas 2, 3, 4 y 5, que tenían un mayor porcentaje de humedad de suelo, mayor cobertura del estrato herbáceo, alta incidencia de luz fotosintéticamente activa (PAR, Photosynthetically Active Radiation) y dominancia del pasto exótico *Cynodon plectostachyus*. La parcela 11, además de contar con la presencia de *Cynodon plectostachyus*, presentaba invasión de *Pteridium arachnoideum*. El segundo grupo se conformó por las parcelas 7, 8 y 10, con mayor cobertura de dosel, mayor pendiente y las hierbas dominantes nativas *Panicum pilosum* y *P. glutinosum*, así como algunas especies leñosas como *Conostegia xalapensis*, *Liquidambar styraciflua*, *Vernonia patens* y *Xylosma flexuosa*. La parcela 12 presentaba dominancia de la herbácea nativa *Axonopus compressus*, tenía baja cobertura del dosel, pero presenta un estrato arbustivo dominado por *Rubus pringlei*. Las parcelas 1 y 6 presentaban pasto exótico, pero en baja densidad, ya que había una alta diversidad de hierbas nativas, un estrato arbustivo diversificado y una cobertura del dosel intermedia. La parcela 9 se separó de las demás parcelas al presentar casi nula cobertura del dosel, una alta diversidad del estrato herbáceo dominando por *Sida acuta*, así como un estrato arbustivo en desarrollo con la dominancia de *Crataegus mexicana*.

El análisis de la vegetación inicial mostró que hay áreas sin vegetación leñosa hasta sitios con 31 individuos en 100 m². La luz fotosintéticamente activa varió de 20% en sitios con dosel, hasta 98% de la luz disponible en sitios sin dosel. La cobertura de herbáceas varió de 10 hasta 60% con sitios dominados por una sola especie de pasto, hasta aquellos con hasta 18 especies de herbáceas. Toda esta heterogeneidad debe ser considerada para el diseño de estrategias de restauración económicamente viables y ecológicamente eficientes.

Caracterización del banco de semillas
como base de la restauración pasiva

Cuando las áreas agropecuarias se abandonan, la composición y estructura del banco de semillas puede determinar la restauración pasiva y tener una estrecha

Figura 3
Prueba de co-inercia



a. Mapa factorial de los sitios, donde el agrupamiento de las parcelas en los ejes se basa en la longitud de los vectores que indican la magnitud de la relación que hay en las parcelas con las variables ambientales y florísticas. b. Correlación de las variables ambientales: cobertura del estrato herbáceo, PAR (Photosynthetically Active Radiation; incidencia de luz fotosintéticamente activa a nivel del suelo), altura del estrato herbáceo, humedad del suelo y cobertura del dosel.

Fuente: elaboración propia.

relación con la vegetación en pie (Garwood, 1989; Hopfensperger, 2007). En este trabajo se caracterizó y comparó la germinación (120 muestras) del banco de semillas presente en 12 lotes bajo restauración pasiva y 12 bajo plantaciones de restauración en el año 2010 (Díaz-Sánchez, 2012; figura 1c). Se analizó la similitud entre el banco de semillas y la vegetación dentro de las parcelas. Del total de las 4423 semillas que germinaron (86% hierbas, 13% arbustos, 1% árboles) se registraron semillas de 61 especies en el suelo de restauración pasiva y 62 especies en las plantaciones de un año de edad. *Jaegeria hirta* (Asteraceae), *Sida acuta* (Malvaceae) y *Scleria pterota* (Cyperaceae) fueron las especies más abundantes (1416, 369 y 364 plántulas, respectivamente) y frecuentes (21, 23 y 21 parcelas, respectivamente). La similitud promedio entre parcelas no fue alta (0.41 ± 0.09 ; Índice de Similitud de Jaccard) y no hubo diferencias entre los tipos de lotes de restauración. La riqueza y composición de especies en el banco de semillas de las parcelas no reflejó la composición de la vegetación en pie en la restauración pasiva (35 especies) ni en las de restauración activa (41 especies), y sólo 9 especies de hierbas fueron compartidas (0.076, Índice de Similitud de Jaccard). Los resultados muestran que el banco de semillas está compuesto principalmente por especies herbáceas de amplia distribución (Álvarez-Aquino *et al.*, 2005), y que no tiene relación con la vegetación en pie. El tipo, la frecuencia y la intensidad del disturbio son factores importantes en determinar la composición y viabilidad del banco de semillas (Ortiz-Arrona *et al.*, 2008). Las parcelas estudiadas fueron un pastizal activo por al menos 20 años, lo que es un factor determinante en la composición de especies registradas en el banco de semillas. La contribución del banco de semillas en la restauración se limita al establecimiento de especies herbáceas nativas resistentes a las condiciones agrestes de los campos abandonados; las herbáceas nativas pueden competir con los pastos exóticos, modificando el microclima para permitir el arribo de especies leñosas de los estadios sucesionales intermedios.

Dispersión de semillas por aves y su importancia en la restauración pasiva

Las aves desempeñan un papel determinante en la recuperación de las comunidades vegetales a través de la dispersión de semillas (Salvande *et al.*, 2011),

particularmente durante el inicio de la restauración; por ejemplo, las aves depositan semillas de especies arbóreas en áreas perturbadas (Fink *et al.*, 2008). En este trabajo se analizó la ingesta y dispersión de semillas por aves frugívoras en el Rancho “Las Bellotas” (Hernández-Ladrón de Guevara *et al.*, 2012). Se registraron las semillas transportadas por las seis especies de aves frugívoras más capturadas y se evaluó el efecto de la ingesta de semillas por aves sobre la germinación con el total de las semillas obtenidas en las excretas. Se obtuvieron 93 excretas de 23 especies de aves; en ellas se encontraron 2 699 semillas de 17 especies, siendo el arbusto *C. xalapensis* la especie más abundante, que además es importante durante la sucesión secundaria (Gómez-Pompa, 1971). Germinó 59% del total de especies de semillas de 78% de excretas obtenidas. Este trabajo mostró que las aves son agentes dispersores importantes de plantas de bosques secundarios y también dispersores de algunas plantas del bosque primario, por lo que facilitan el proceso de sucesión forestal y, por ende, su recuperación.

Restauración activa

Establecimiento temprano de dos especies de árboles para la restauración del bosque de niebla

Los pastos exóticos africanos han sido introducidos para la producción de forraje en los paisajes tropicales, y una vez que los pastizales son abandonados, producen parches monodominados con alta producción de biomasa que inhiben el avance de la sucesión secundaria y la regeneración arbórea. El propósito de este estudio fue evaluar el efecto del pasto nativo *vs.* el exótico en el establecimiento temprano de dos especies nativas de árboles *Alnus acuminata* y *Quercus xalapensis* en un pastizal abandonado y en donde se excluyó el pastoreo (Ortega-Pieck *et al.*, 2011; figura 4a). En junio de 2008 se sembraron en 12 parcelas 30 plántulas de *Q. xalapensis* y 30 de *A. acuminata* de manera aleatoria con un arreglo de plantación tresbolillo (1.5 m de separación). Se introdujeron 60 plántulas por parcela, con un total de 720 en toda el área de estudio. Previo a la siembra, se eliminó el componente herbáceo alrededor de cada

Bosque nublado

Figura 4
Restauración activa

a.



b.



a. Propagación y plantaciones del roble Chicalaba (*Quercus insignis*). Se muestran con flechas rojas los individuos sembrados en diferentes microambientes. El mejor desempeño de la especie se da bajo la sombra intermedia debajo de árboles aislados en el sitio, puede alcanzar hasta 4 m en 5 años. b. Diferentes especies arbóreas nativas (*Alnus acuminata*, *Liquidambar styraciflua*, *Quercus xalapensis*, *Clethra macrophilla*) sembradas y monitoreadas en el sitio bajo diferentes condiciones experimentales.

Fuente: elaboración propia con fotografías de los autores.

planta (1 m de diámetro). La supervivencia y el crecimiento de las plántulas fueron monitoreados por 46 semanas en relación con la cobertura y altura de los pastos, así como con la incidencia de luz fotosintéticamente activa (PAR). Sobrevivieron más plántulas con la presencia del pasto nativo *Panicum glutinosum* que con el pasto exótico *Cynodon plectostachyus* (92 vs. 48%). La causa de mortalidad varió entre especies; *Q. xalapensis* estuvo afectada por la herbivoría de ratones en los parches invadidos de pasto exótico, mientras que la mortalidad de *A. acuminata* probablemente se debió a la competencia directa con el pasto exótico. Las plántulas de *A. acuminata* alcanzaron una mayor altura máxima en parches dominados por el pasto exótico (102 ± 7.8 cm) que en parches dominados por el pasto nativo (51 ± 4.7 cm). La altura del estrato herbáceo y la incidencia de luz (PAR) a nivel del suelo disponible estuvieron correlacionados (Pearson $r = 0.41$, $P < 0.05$). En los parches dominados por pasto exótico, la altura del estrato herbáceo se correlacionó con la tasa de crecimiento de *Q. xalapensis* (Pearson $r = 0.56$, $P < 0.05$). Los resultados muestran que el pasto exótico afecta el establecimiento de los árboles por la competencia directa e indirectamente por las mayores tasas de herbivoría.

Supervivencia y crecimiento de árboles para la restauración del bosque de niebla

En el año 2009 se evaluó la supervivencia y la tasa de crecimiento anual de una plantación establecida entre 2006-2007 con 27 especies por los propietarios del Rancho “Las Bellotas” (figura 4b). Cada plántula sembrada se había marcado con una estaca, por lo que se realizó una búsqueda exhaustiva de éstas y se registró la supervivencia de los árboles (Vázquez-Carrasco, 2012). Se localizó y midió 14.6% de las plantas de 10 especies. Dado que algunas plantas pudieron haber estado en zonas poco accesibles o se perdió la estaca, es posible que una proporción de plantas no haya sido reubicada. Las plantas se encontraron tanto en plantaciones monodominadas (p. ej., *Acacia pennata*) como en plantaciones mixtas (hasta con nueve especies). De las plantas reubicadas, 93.3% sobrevivió el siguiente año, lo que muestra que una vez establecidas, estas especies tienen una baja mortalidad. Los pocos individuos

recontrados de *Clethra macrophilla* tuvieron un mayor crecimiento anual y los de *Juglans pyriformis* mostraron el menor crecimiento durante el último año. Cada área de establecimiento podía tener diferentes combinaciones de factores para modular la supervivencia y crecimiento de las especies; por ejemplo, algunas áreas eran dominadas por el helecho *Pteridium arachnoideum* o por el pasto exótico *Cynodon plectostachyus*, mientras que otras áreas estaban dominadas por pastos nativos o vegetación secundaria más avanzada. Las diferentes áreas dentro del predio mostraban una variación en la cobertura del dosel de 43 a 98%. Así, 35% de las plantas reubicadas fueron *Liquidambar styraciflua*, éstas se establecieron en sitios dominados por *Pteridium* y el pasto exótico. Las plantas reubicadas de *Quercus insignis* y *Q. xalapensis* mostraron gran plasticidad al crecer bien en todos los micrositos, excepto en un área con gran exposición a las heladas y con poca humedad del suelo. Los esfuerzos de propietarios privados por lograr plantaciones diversificadas son muy importantes, pero un esfuerzo de siembra dirigido a conciliar los requerimientos de las especies con las condiciones locales optimizará su desempeño aumentando su impacto en la restauración ecológica del bosque.

Establecimiento de Q. insignis para la restauración del bosque de niebla

Quercus insignis es la especie dominante del dosel de bosques de referencia en el paisaje y por ello la importancia de establecer plantaciones de esta especie para acelerar la sucesión. Adicionalmente, esta especie se identifica como críticamente amenazada en México, de acuerdo con la *Lista Roja* (González-Espinosa *et al.*, 2011), y cercana a la amenaza en Guatemala y Panamá. En el Rancho “Las Bellotas” (figura 1c), *Q. insignis* se encuentra en los remanentes de vegetación ribereña. En este estudio se introdujo un total de 1 044 plántulas de un año de edad producidas en vivero a partir de semillas de estos árboles remanentes (figura 4b). La supervivencia y crecimiento fueron monitoreados durante 4 años (Montes-Hernández y López-Barrera, 2013). Se estableció un experimento para evaluar los efectos relativos al área de siembra (abierto *vs.* cobertura del dosel intermedia) y de suelo (suelo nativo *vs.* suelo con

composta). Después de 50 meses, sólo 26% de las plántulas sembradas sobrevivió. Las plantas que crecieron bajo un dosel tuvieron una mayor supervivencia (34.4 vs. 18.6%) y tuvieron mayores tasas de crecimiento relativo en altura (0.0264 ± 0.010 vs. 0.0207 ± 0.011 cm cm⁻¹ mes¹, respectivamente), que las plántulas creciendo en áreas sin dosel ($F = 12.10$, g.l. = 1, 215, $P < 0.05$). Las plántulas creciendo bajo sol murieron con mayor rapidez que aquellas bajo la sombra intermedia ($X^2 = 50.17$, g.l. = 2, $P < 0.001$). La mortalidad se debió a la interacción de varios factores, principalmente la herbivoría por ratones y tuzas, y la desecación por la variación extrema de la temperatura. Se registró una alta proporción de daño por tuzas en el área abierta en comparación con la zona con dosel intermedio, mostrando el efecto sinérgico de factores abióticos y bióticos (véase capítulo 3 de la presente obra). *Q. insignis* debe ser plantada en áreas con sombra intermedia y protegerse de tuzas y ratones para incrementar su supervivencia.

Técnicas de control de Pteridium arachnoideum

Pteridium arachnoideum (pesma) es de las especies de helechos más problemáticas en México por su potencial de establecerse en pastizales poco intensivos y por aumentar su abundancia causando el abandono del pastizal. Una vez establecido, los rizomas subterráneos de esta especie penetran el suelo hasta 1 m de profundidad y llegan a crecer hasta 1 m por año. Las hojas de 2 a 3 m de altura forman una capa densa de vegetación y acumulan una capa de hojarasca que suprime cualquier otra especie vegetal (Aguilar-Dorantes *et al.*, 2014). Los campesinos utilizan principalmente tres estrategias para el control de *P. arachnoideum*: incendios, herbicidas y cortes, todas con poco éxito. Típicamente, los tres métodos se aplican 1-2 veces por año, sólo remueven las hojas del helecho mientras que eliminan el resto de la vegetación alledaña, inclusive de las especies deseadas para la restauración. Los incendios producen ceniza que cambia el pH del suelo, favoreciendo la germinación vigorosa de las esporas de *P. arachnoideum*, lo que promueve la dominancia del helecho (Gliessman, 1978). Algunos herbicidas pueden reducir el *P. arachnoideum* a 5% de su cobertura original en un año, pero dañan toda la vegetación (Ghorbani *et al.*, 2007).

En el presente estudio se investigó el efecto de la sombra artificial y del corte de hojas de *P. arachnoideum* para afectar negativamente las reservas de su rizoma subterráneo. Se realizaron cortes selectivos y programados de *P. arachnoideum* de acuerdo con el rebrote de las hojas, dejando la vegetación remanente a partir del segundo corte para adicionar competencia al control de *P. arachnoideum*. Después de 6 cortes repetidos y selectivos del helecho cada 2 meses, la cobertura de *P. arachnoideum* quedó por debajo de 1%. Aunque este método significó una disminución importante de *P. arachnoideum* comparado con otras estrategias de control, el corte de hojas requiere de una gran inversión inicial, especialmente en la mano de obra, pero como la cobertura restante de helechos es cada vez menor, el tiempo invertido en el corte de control también va siendo menor (Aguilar-Dorantes *et al.*, 2014). Por otro lado, la combinación de cortes repetidos y sombra artificial por medio de malla sombra aumentó significativamente la diversidad de especies de hierbas, lo que ha contribuido a la supresión del helecho, pero significa mayor inversión en la construcción de estructuras que soporten la malla sombra. En consecuencia, se recomienda para un control a largo plazo de *P. arachnoideum* aumentar la cobertura arbórea en los pastizales o establecer plantaciones de especies maderables que una vez que logren superar una altura de 3 m suprimirán y controlarán a *P. arachnoideum*.

Técnicas de enriquecimiento con especies epífitas

La introducción de especies clave en un ecosistema en restauración supuestamente puede acelerar la sucesión y permitir el establecimiento de un mayor número de otras especies (Conway, 1989; Mills *et al.*, 1993). Tres especies de helechos detectados como los primeros colonizadores de hábitats perturbados y de gran abundancia en el bosque mesófilo podrían ser especies clave: *Campyloneurum angustifolium*, *Phlebodium areolatum* y *Pleopeltis crassinervata*. Como primer paso se debe investigar el mejor método para trasplantar estas especies exitosamente (Rojas-Santiago, 2012). Así, se evaluó el efecto del largo del rizoma trasplantado y la adición de sustrato (musgo de *Sphagnum*) que conserva la humedad sobre el rebrote de los trasplantes. Después de nueve meses, un bajo porcentaje de trasplantes rebrotó, posiblemente por la fuerte sequía

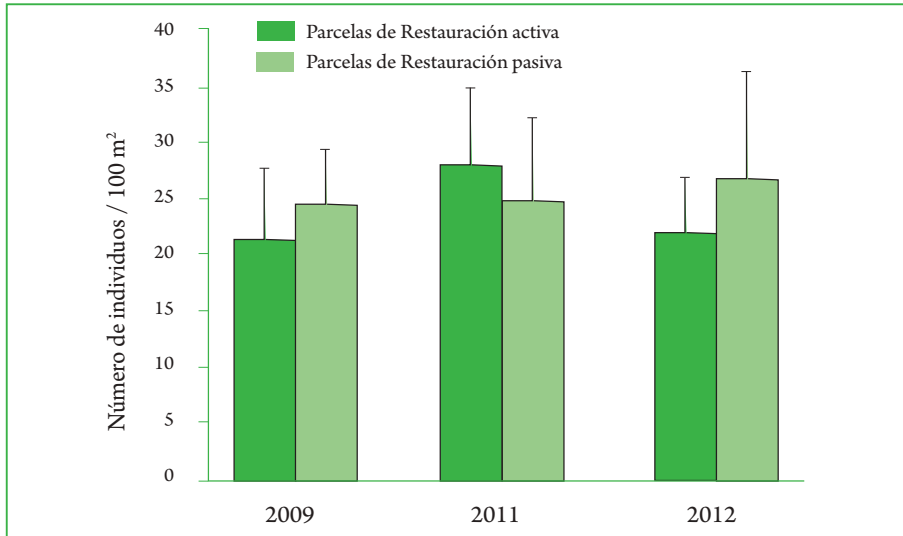
durante los primeros meses del experimento. La especie que mejor rebrotó fue *C. angustifolium*, con 26%; esta especie tiene las hojas muy gruesas y un rizoma de grosor intermedio, mientras que para *P. crassinervata* fue de 16%, esta especie tiene hojas de grosor intermedio y un rizoma más delgado. Finalmente, de *P. areolatum* sólo rebrotó 2%; esta especie tiene hojas de menor grosor y rizoma más grueso. Los trasplantes de *P. crassinervata* incrementaron su porcentaje de rebrote en la época de lluvias a 33%. La combinación de trasplantes de rizoma más largo y la adición de sustrato tampoco pudieron mejorar el éxito de rebrote. Para futuros estudios se recomienda: 1) seleccionar para los trasplantes las especies con hojas más gruesas y no las de rizoma grueso, 2) realizar el trasplante en la época de lluvias, 3) aumentar la cantidad de sustrato, y 4) experimentar con otros tipos de sustrato que pueden retener más agua.

Restauración activa vs. pasiva

La densidad de especies leñosas (árboles y arbustos) reclutadas de 2009 a 2012 no cambió entre los años (figura 5). En 2012, se puede ver una mayor densidad de árboles y arbustos reclutados en las parcelas de intervención mínima de restauración con respecto de las parcelas con plantaciones (intervención máxima). En el año 2012 se registraron 57 especies de leñosas en todas las parcelas, entre las que destacan las especies pioneras *Myrsine coriacea*, *Conostegia xalapensis*, *Heliocarpus donnell-smithii*, y *Trema micrantha* y las especies intermedias *Quercus* spp., *Liquidambar styraciflua*, *Ocotea psychotroides*, *Styrax glabrescens* y *Fraxinus uhdei*.

La tasa de cambio en la densidad de leñosas varió de acuerdo con la vegetación y el microambiente inicial. En las parcelas del grupo 1 con dominancia de pasto exótico (2, 3, 4 y 5) y con dominancia de *Pteridium* (11) se registró una alta mortalidad de leñosas de 2009 a 2012 (figura 6). El grupo 2 correspondió a las parcelas 1 y 6 (con alta diversidad de herbáceas y arbustos) en las cuales se muestra un alto reclutamiento en las parcelas de intervención mínima, y por último el grupo 3, que engloba a las parcelas con dominancia de pasto nativo (7, 8, 10 y 12), mostró gran variación predominando el incremento en la densidad de leñosas. La parcela 9 no se muestra en este análisis.

Figura 5



Densidad promedio (± 1 EE) de individuos de especies leñosas (excluyendo los individuos sembrados en 2009) bajo intervención de restauración mínima y máxima.

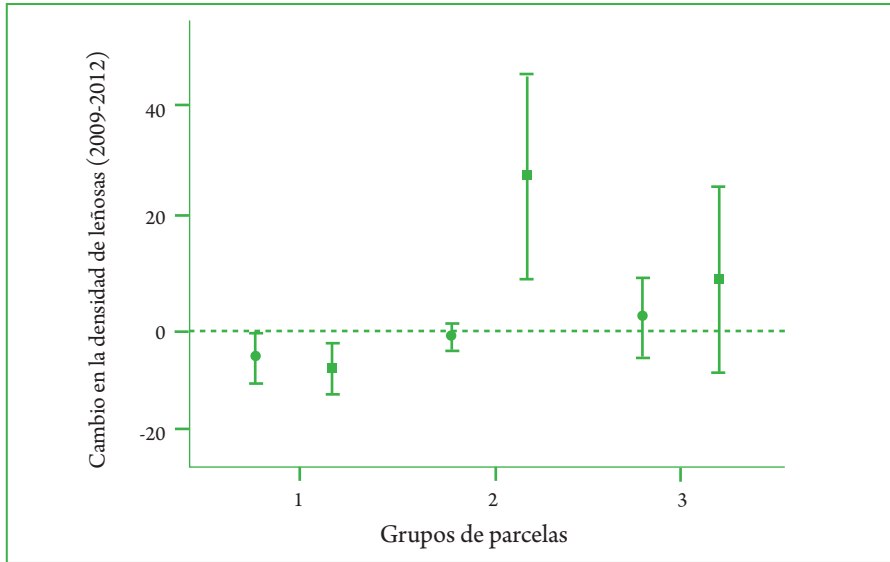
Fuente: elaboración propia.

La plantación de restauración después de 4 años de establecida presentó una supervivencia de $39.9 \pm 4.9\%$, siendo similar para *Q. xalapensis* ($42.8 \pm 7.7\%$) y *A. acuminata* ($36.9 \pm 6.2\%$). Si agrupamos la supervivencia de las especies de acuerdo con el tipo de vegetación inicial (véase figura 6), podemos observar que la supervivencia varió principalmente en la especie intermedia *Q. xalapensis* (figura 7).

Conclusiones

Los resultados presentados muestran que aun dentro de un mismo sitio, como el pastizal abandonado, hay hábitats con gran heterogeneidad florística y ambiental que son determinantes en el éxito de las estrategias de restauración pasiva o activa. La restauración ecológica es un proceso con altos costos, por lo que conocer las ventajas y limitaciones de la restauración pasiva en cada tipo de hábitat perturbado es fundamental.

Figura 6



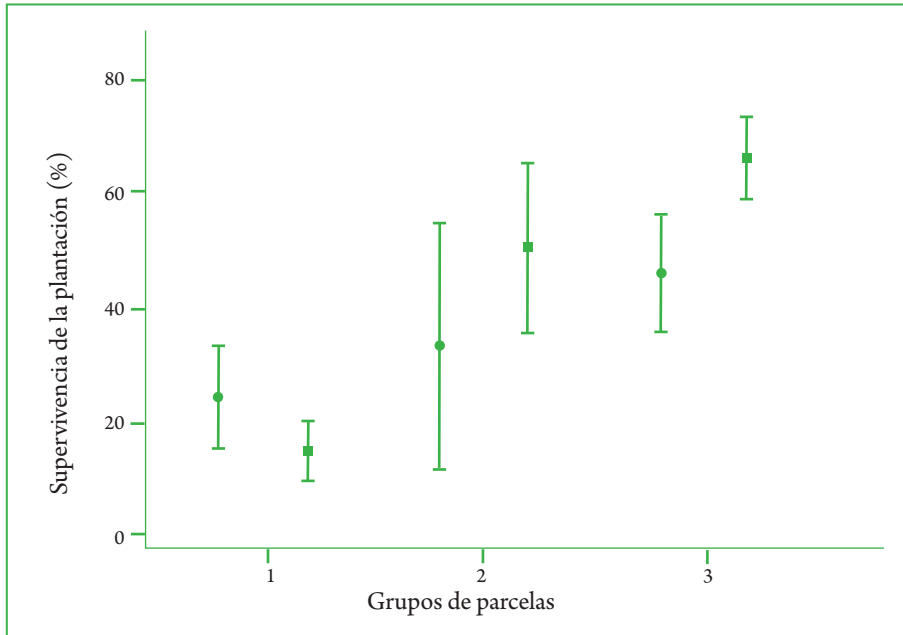
Cambio en la densidad de leñosas (ind/100 m² ± 1 EE) de 2009 a 2012 de acuerdo con el grupo de las parcelas (1= parcelas con dominancia de vegetación exótica, 2= parcelas con alta diversidad de herbáceas y arbustos, y 3= parcelas dominadas por pasto nativo) y con el tipo de restauración (activa = círculos; pasiva= cuadros).

Fuente: elaboración propia.

La regeneración natural fue relativamente alta en áreas dominadas por pastos y hierbas nativas, mientras que en los sitios dominados por especies exóticas o invasoras que arrestan la sucesión ocurrió la pérdida de especies leñosas con el tiempo (figura 8). Si bien la restauración pasiva es eficiente para la recuperación estructural del bosque, debe analizarse la composición de especies que se mantiene en los sitios experimentales y compararlos con el sitio de referencia.

El banco de semillas y las semillas que son dispersadas por aves (Hernández-Ladrón de Guevara *et al.*, 2012) y por murciélagos (Hernández-Montero *et al.*, 2011) no resultaron ser fuentes de especies de árboles intermedios o maduros sucesionalmente. Estos animales dispersan semillas de especies pioneras como *Conostegia xalapensis* y *Solanum schlechtendalianum* que, de establecerse, pueden competir con el pasto exótico y con *Pteridium arachnoideum*,

Figura 7



Supervivencia (% \pm 1 EE) de plántulas de *Alnus acuminata* (círculos) y *Quercus xalapensis* (cuadros) en los lotes de restauración activa en tres tipos de parcelas; 1= dominancia de vegetación exótica, 2= alta diversidad de herbáceas y arbustos, y 3= parcelas dominadas por pasto nativo. Fuente: elaboración propia.

dando como resultado la creación de “microhábitats o núcleos” más favorables para la sucesión secundaria.

La restauración activa tuvo como limitante la competencia con el pasto exótico, la abundancia de roedores en estos sitios y la variación extrema de temperatura en algunos micrositos. Sin embargo, de esta experiencia se concluye que la selección de especies a sembrar tiene que ser acorde con las características del sitio y el tipo de perturbación. Una especie pionera como *A. acuminata* tuvo una mortalidad de 60% después de 4 años, sin embargo, sobrevivió en la misma proporción en los diferentes hábitats. Por otro lado, la especie intermedia *Q. xalapensis* tuvo una mortalidad similar a *A. acuminata*, pero su menor supervivencia (< 20%) se registró en hábitats invadidos por pastos exóticos comparado con los sitios con vegetación inicial nativa (> 60%). Esto resalta

la importancia de seleccionar especies de diferentes grupos ecológicos (sucesionales, atributos funcionales, entre otros) y sembrarlos diferencialmente, de acuerdo con las condiciones ambientales en cada hábitat.

Quercus insignis (encino Chicalaba) se encuentra críticamente amenazado y es la especie más importante del ecosistema de referencia. Los estudios mostraron que su establecimiento temprano fue más exitoso bajo la sombra intermedia que brindan árboles en los sitios abiertos. Las acciones de reintroducción en su área de distribución deben intensificarse e incorporar estudios genéticos de la especie para mantener una población ecológicamente viable a largo plazo.

El conocimiento de la heterogeneidad del paisaje y el considerar los procesos que ocurren a nivel de sitio, así como los que ocurren a mayores escalas, puede incrementar el éxito en la restauración y la disminución de la vegetación exótica o de comportamiento invasivo. Es necesario realizar más estudios para conocer las necesidades específicas de las especies tomando en cuenta la heterogeneidad de la vegetación inicial de los sitios. Esta investigación exploró la pérdida y ganancia de cobertura arbórea en la microcuenca con el objetivo de conocer cómo y a qué tasa se están recuperando los sitios a partir del abandono. Aunque queda mucho por hacer, este tipo de investigaciones sirve como guía para las prácticas de restauración de este ecosistema tan importante y altamente amenazado.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

En los pastizales abandonados donde se introdujeron especies exóticas o existe colonización de especies invasoras, la restauración activa por medio de plantaciones de especies pioneras de árboles, en conjunto con técnicas de remoción directa de especies exóticas, serán fundamentales para lograr la recuperación de un dosel forestal en los primeros años del establecimiento. Por lo contrario, en pastizales abandonados dominados por pastos nativos y rodeados de remanentes forestales, la restauración pasiva o sucesión natural puede ser más eficiente y menos costosa. En ambas estrategias de restauración se debe excluir la fuente de disturbio antropogénico y realizar un monitoreo continuo. Sin duda,

Bosque nublado

Figura 8
Sitio de estudio en 2006 y 2015



Sitio de estudio antes y después. Se muestra el sitio de trabajo de 100 ha en 2006 (un año después de sacar las vacas) y en 2015, después de los procesos de restauración pasiva y activa en el sitio.

Fuente: Google Earth: Image @ 2016 DigitalGlobe. Fecha exacta de las imágenes: 26 de octubre de 2006 y 12 de octubre de 2015.

la restauración pasiva no podrá ser la única estrategia en el tiempo, el posterior enriquecimiento con especies raras o amenazadas podría aumentar el valor de conservación de estos sitios, ya que muchos de estos bosques secundarios tienen una composición diferente y quedan florísticamente empobrecidos. Al respecto, se recomienda en este sitio la introducción de *Quercus insignis* en bosques degradados o debajo de árboles aislados, esta especie es clave en el ecosistema de referencia.

Agradecimientos

Proyecto financiado por el Conacyt (CB 2007-1-82284), la Beca L'Óreal para las Mujeres en la Ciencia Edición 2011 y el Instituto de Ecología, A. C. (Inecol). Gracias a Fernando Puebla-Olivares y Neptalí Ramírez Marcial, quienes fungieron como miembros de comités tutoriales de los estudiantes. Muy particularmente se agradece a Alan y Paula Wright, quienes han estado comprometidos y entusiasmados con la investigación desde el año 2009. Gracias a Anja E. Lyngbaeky y Gisela Illescas-Palma, miembros de la Microcuenca del Río Citlalapa, A. C., por compartir sus experiencias en la microcuenca. También agradecemos a Ivette Hernández-Ladrón de Guevara.

Referencias bibliográficas

- Aguilar-Dorantes, K., K. Mehlreter, H. Vibrans, M. Mata-Rosas y V. A. Esqueda-Esquivel (2014), "Repeated Selective Cutting Controls Neotropical Bracken (*Pteridium arachnoideum*) and Restores Abandoned Pastures", *Invasive Plant Science and Management*, núm. 7, pp. 580-589.
- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A. C. Newton (2005), "Disturbance Effects on the Seed Bank of Mexican Cloud Forest Fragments", *Biotropica*, núm. 37, pp. 337-342.
- Conway, W. G. (1989), "The Prospects for Sustaining Species and Their Evolution", en D. Western y M. C. Pearl (eds.), *Conservation for the Twenty-first Century*, Oxford, Oxford University Press, pp 199-209.

- Díaz-Sánchez, A. A. (2012), “Caracterización del banco de semillas como base de la restauración pasiva del Bosque Mesófilo de Montaña en Huatusco, Veracruz, México”, tesis de licenciatura, Altamira, Instituto Tecnológico de Altamira, Subsecretaría de Educación Superior, Dirección General de Educación Superior Tecnológica.
- Fink, R. D., C. A. Lindell, E. B. Morrison, R. A. Zahawi y K. D. Holl (2008), “Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica”, *Restoration Ecology*, núm. 7, pp. 479-486.
- Flores-Lot, C. (2011), “Cartografía de la vegetación y relaciones vegetación-ambiente en la microcuenca del río Cintalapa, Huatusco, Veracruz”, tesis de maestría, Xalapa, Instituto de Ecología, A. C.
- García-Franco, J. G., G. Castillo-Campos, K. Mehltreter, M. L. Martínez y G. Vázquez (2008), “Composición florística de un bosque mesófilo del centro de Veracruz”, México, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 83, pp. 37-52.
- Garwood, N. C. (1989), “Tropical Soil Seed Banks: A Review”, en M. A. Leck, V. T. Parker y R. L. Simpson (eds.), *Ecology of Soil Seed Banks*, Londres, London Academic Press, pp. 149-209.
- Geissert, D. y A. Ibáñez (2008), “Calidad y ambiente físico-químico de los suelos”, en R. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter (eds.), *Agrosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*, México, Instituto de Ecología, A. C. (Inecol) e Instituto Nacional de Ecología (INE/Semarnat), pp. 213-221.
- Ghorbani, J., M. G. Le Duc, H. A. McAllister, R. J. Pakeman y R. Marrs (2007), “Effects of Experimental Restoration on the Diaspore Bank of an Upland Moor Degraded by *Pteridium aquilinum* Invasion”, *Land Degradation y Development*, núm. 18, pp. 659-669.
- Gliessman, S. R. (1978), “The Establishment of Bracken Following Fire in Tropical Habitats”, *American Fern Journal*, núm. 68, pp. 41-44.
- Gómez-Pompa, A. (1971), “Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical”, *Biotropica*, núm. 3, pp. 125-135.

- González-Espinosa, M., J. A. Meave, F. G. Lorea-Hernández, G. Ibarra-Manríquez y A. C. Newton (2011), *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees*, Cambridge, Fauna and Flora International (FFI).
- Hernández-Ladrón de Guevara, I., O. R. Rojas-Soto, F. López-Barrera, F. Puebla-Olivares y C. Díaz-Castelazo (2012), “Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque mesófilo en el centro de Veracruz, México: Su papel en la restauración pasiva”, *Revista Chilena de Historia Natural*, núm. 85, pp. 89-100.
- Hernández-Montero J. R., O. R. Rojas-Soto y R. A. Saldaña-Vázquez (2011), “Consumo y dispersión de semillas de *Solanum schlechtendalianum* (Solanaceae) por el murciélago frugívoro *Sturnira ludovici* (Phyllostomidae)””, *Chiroptera Neotropical*, núm. 17, pp. 1017-1021.
- Holl, K. D. y T. M. Aide (2011), “When and Where to Actively Restore Ecosystems?”, *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1558-1563.
- Hopfensperger, K. N. (2007), “A Review of Similarity between Seed Bank and Standing Vegetation across Ecosystems”, *Oikos*, núm. 116, pp. 1438-1448.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2013), *Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0), 15m/pix. Actualizado a partir de CEM 2.0 usando imágenes de satélite y topografía escala 1:20,000*, México, Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010), *Censo de Población y Vivienda 2010*, México, Inegi.
- Luna, I., A. Velázquez y E. Velázquez (2001), “México”, en K. Kappelle y A. D. Brown (eds.), *Bosques nublados del neotrópico*, Costa Rica, INBio, FUA, CN-UICN, UVA, LIEY, pp. 183-229.
- Martínez, M. L., O. Pérez-Maqueo, G. Vázquez, G. Castillo-Campos, J. G. García-Franco, K. Mehlreter, M. E. Equihua y R. Landgrave (2009), “Effects of Land Use Change on Biodiversity and Ecosystem Services in Tropical Montane Cloud Forests of Mexico”, *Forest Ecology and Management*, núm. 258, pp. 1856-1863.
- Mills, L. S., M. E. Soule y D. F. Doak (1993), “The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation”, *Bioscience*, núm. 43, pp. 219-224.
- Montes-Hernández, B. y F. López-Barrera (2013), “Seedling Establishment of *Quercus insignis*: A Critically Endangered Oak Tree Species in Southern Mexico”, *Forest Ecology and Management*, núm. 310, pp. 927-934.

- Ortega-Pieck, A., F. López-Barrera, N. Ramírez-Marcial y J. G. García-Franco (2011), "Early Seedling Establishment of Two Tropical Montane Cloud Forest Tree Species: The Role of Native and Exotic Grasses", *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1336-1343.
- Ortíz-Arrona, C., A. Saldaña-Acosta, L. R. Sánchez-Velasquez y B. J. Castillo-Navarro (2008), "Banco de semillas en el suelo de un bosque mesófilo de montaña en la sierra de Manantlán, México", *Scientia*, núm. 10, pp. 81-94.
- Rojas-Santiago, B. (2012), "Restauración de la diversidad epifítica de helechos en un proyecto de reforestación en Huatusco, Veracruz", tesis de licenciatura, Xalapa, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana.
- Rzedowski, J. (1996), "Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México", *Acta Botánica Mexicana*, núm. 35, pp. 25-44.
- (1990), *Vegetación Potencial. IV.8.2. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1:4 000 000*, México, Instituto de Geografía/UNAM.
- Salvande, M., J. A. Figueroa y J. A. Armesto (2011), "Quantity Component of the Effectiveness of Seed Dispersal by Birds in the Temperate Rainforest of Chiloé, Chile", *Bosque*, núm. 32, pp. 39-45.
- Toledo-Aceves, T., J. A. Meave, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial (2011), "Tropical Montane Cloud Forests: Current Threats and Opportunities for their Conservation and Sustainable Management in Mexico", *Journal of Environmental Management*, núm. 92, pp. 974-981.
- Vázquez-Carrasco, G. (2012), "Las plantaciones forestales como una herramienta útil para la restauración ecológica. Un estudio de caso en el municipio de Huatusco, Veracruz, México", tesis de licenciatura, Puebla, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Williams Linera, G. (2007), *El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático*, Xalapa, Instituto de Ecología, Conabio.
- y A. M. López-Gómez (2008), "Estructura y diversidad de la vegetación leñosa", en R. H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehlreter (eds.), *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad*,

Capítulo 4 Ecología de la restauración del bosque nublado

manejo y conservación, México, Instituto de Ecología, A. C. (Inecol) e Instituto Nacional de Ecología (INE- Semarnat), pp. 55-68.

Williams-Linera, G., A.. M. López-Gómez y M. A. Muñoz-Castro (2005), “Complementariedad y patrones de anidamiento de especies de árboles en el paisaje de bosque de niebla del centro de Veracruz (México)”, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, m3m-Monografías Tercer Milenio, vol 4. Zaragoza, SEA, Conabio, Grupo Diversitas y Conacyt, pp. 153-164.

Capítulo 5

Contextos socioambientales y opciones para la restauración del bosque nublado en Chiapas

Neptalí Ramírez-Marcial
nramirez@ecosur.mx

Mario González-Espinosa

Abstract

Some experiences on the design and implementation of forest restoration strategies in different socio-environmental contexts of Chiapas are presented. Forest restoration is a process that should involve the social construction of agreements and strategies. These actions legitimize both the needs of restoring part of the structure and function of ecosystems, as well as the needs, interests and aspirations of the different stakeholders involved to promote their full development. Through participatory biological and social research, it was found that although forest restoration is recognized as a necessity in the local and regional context, the required ecological knowledge is usually limited. Local knowledge is mostly restricted to utilitarian or production of certain species due to high levels of degradation of the composition, structure and function of the forests. Many of the forest restoration actions depend on the socio-environmental context and may include a range of stakeholders from those interested in solving their economic and immediate production needs, to more organized groups that drive their actions more consistently and may provide economic viability in the long term. From an ecological perspective, it is proposed to strengthen community capacity by recognizing local and regional species richness of trees that can and should be preserved in their territories. Some of the strategies for forest landscape restoration arising from the Community's own interests are related to the identification of priorities for the sustainable production of wood, soil protection and rehabilitation of agricultural productivity, protection of riparian flora, and enrichment of tree plantings in areas of secondary forests, among other schemes of Community forest management. **Key words:** diversity, ecosystem services, local knowledge, rehabilitation, social participation.

Introducción

La situación socioambiental de gran parte de las regiones montañosas del sur-sureste de México es muy compleja y dinámica (Manuel-Navarrete *et al.*, 2006; Bonilla-Moheno *et al.*, 2012). En primer lugar, la heterogeneidad geográfica, climática y cultural implica que los patrones de cambio de uso del suelo tienen un efecto directo e inmediato a escala local, mientras que otras peculiaridades son detectables a escala regional (Cayuela *et al.*, 2006; Vaca *et al.*, 2012). Entre los efectos más notables de la degradación ambiental se encuentran la deforestación y la fragmentación del bosque, los cuales provocan cambios en su cobertura, composición, estructura y función, reduciendo su capacidad para proporcionar bienes y servicios a la sociedad. En los territorios montañosos del centro y norte de Chiapas, el patrón de deforestación se ha explicado con base en diferentes factores socioeconómicos, demográficos y ecológicos (Ochoa-Gaona y González-Espinosa, 2000; Ochoa-Gaona *et al.*, 2010; Vaca *et al.*, 2012). La transformación de paisajes forestales en las montañas del sureste de México no es un proceso reciente, sino que data de varios siglos (Collier, 1975; González-Espinosa *et al.*, 2009; 2012), aunque la tasa de transformación se ha acelerado a partir del último medio siglo (Vaca *et al.*, 2012). Conjuntamente con otras regiones del país, los bosques de montaña en Chiapas se consideran de alta prioridad para la conservación debido al alto nivel de riqueza biológica y cultural (Conabio, 2010; Toledo-Aceves *et al.*, 2011; González-Espinosa *et al.*, 2012).

La gravedad de la degradación de los bosques de montaña ha motivado varios esfuerzos a diferentes escalas de intervención, poniendo en marcha numerosos programas oficiales de reforestación y restauración con éxitos limitados o nulos (Cervantes *et al.*, 2008). Lo anterior se ha atribuido no a la falta de recursos económicos ni a la planificación estratégica de las actividades, sino a la falta de un marco normativo y armónico de la política gubernamental que integre tanto aspectos de conservación como el desarrollo de la población (Carabias *et al.*, 2007; Lezama, 2010; véase capítulo 2 de la presente obra). Por otro lado, también se ha reconocido la falta de integración y participación institucional y de los distintos actores de la sociedad para incidir en una política pública que atienda eficazmente la degradación de los ecosistemas forestales,

tal como ya está ocurriendo en otros contextos tropicales (Brancalion *et al.*, 2013; Pinto *et al.*, 2014). Por ejemplo, en Brasil, el marco normativo considera la complejidad socioecológica de los ecosistemas desde el diseño, establecimiento y evaluación de las diferentes estrategias de restauración previamente definidas entre instituciones de gobierno, de investigación, de desarrollo y los propietarios de la tierra (Brancalion *et al.*, 2013; Pinto *et al.*, 2014).

Aunque se han apreciado tendencias de recuperación de la vegetación en algunas regiones específicas del sureste de México (Vaca *et al.*, 2012), las causas no se deben necesariamente a la aplicación de estrategias de restauración de bosques, sino a otras variables socioeconómicas. Estos cambios no son permanentes y se anticipa que en algunas localidades específicas la deforestación y degradación seguirán ocurriendo en tanto no sean resueltas otras necesidades básicas de los modos de vida locales (García-Barrios *et al.*, 2009; González-Espinosa *et al.*, 2014). Además, los estudios sobre la llamada transición forestal sólo consideran los cambios de cobertura y no evalúan los cambios estructurales o de composición de especies, aun en los casos donde se observan cambios positivos en la cobertura de la vegetación. Lo más importante es que aunque este fenómeno incipiente de recuperación de cobertura forestal no es el resultado de una política de fomento de protección forestal, sí constituye una oportunidad para comenzar su vinculación con programas de restauración y protección forestal (Manuel-Navarrete *et al.*, 2006). Para avanzar decididamente en esta dirección, es importante reconocer las necesidades e intereses de los diferentes contextos socioambientales en los que cada estrategia pueda ser más efectiva (Manuel-Navarrete *et al.*, 2006; Soto-Pinto *et al.*, 2011).

Ya se han documentado diversos aspectos biológicos y ecológicos inherentes a la restauración de bosques a nivel de pequeñas parcelas en Chiapas (Ramírez-Marcial *et al.*, 2006; 2008; 2010a; 2010b; González-Espinosa *et al.*, 2009). En esta oportunidad, se exponen algunas lecciones aprendidas de los esfuerzos más recientes por elaborar, desde la perspectiva local, un marco de colaboración para construir conjuntamente modelos o esquemas de restauración de bosques a diferentes escalas, desde el nivel de predio hasta el del paisaje forestal. Más que presentar las acciones concretas de intervención, se indican las principales limitaciones y oportunidades que se perciben bajo diferentes contextos socioecológicos. Los grupos de interés convergen en sus deseos y

aspiraciones para desarrollar alternativas de manejo de los recursos forestales que les permitan la conservación de sus recursos y su desarrollo humano pleno. Por ello, el propósito de este capítulo es identificar algunas dificultades y oportunidades para el fortalecimiento de capacidades locales con los participantes en actividades de restauración de bosques, utilizando como ejemplo cuatro situaciones de contexto socioambiental (cuadro 1). Se finaliza con una reflexión acerca de las perspectivas de la restauración de bosques en regiones de alta diversidad biológica y cultural y sus posibles consecuencias para la definición de mecanismos de gobernanza ambiental.

Situación política, socioeconómica y ecológica de los bosques de montaña

Aunque México se ha distinguido por su participación activa en la adopción de políticas internacionales de conservación y en general de política para corregir sus problemas ambientales, hay aún fuertes limitaciones de diversa índole: política, económica, social y ecológica, que no han permitido utilizar la alta diversidad biológica de nuestro país como palanca de desarrollo nacional (Lezama, 2010). Desde la perspectiva de la restauración ecológica convencional (SER, 2004), se pretende intervenir un ecosistema degradado para regresarle a sus condiciones iniciales de composición y estructura; esta visión es de poco significado e interés para varios grupos en numerosos contextos socioecológicos, precisamente porque no se incorporan de manera explícita los diferentes intereses y aspiraciones de amplios sectores de la sociedad. En cambio, el concepto de rehabilitación funcional de los sistemas actuales de manejo de la vegetación es más compatible con los actuales esquemas de manejo de los bosques en las regiones montañosas de Chiapas (Ramírez-Marcial *et al.*, 2012; 2014a). Estos esquemas parecen viables, legítimos e incluyentes porque favorecen la organización y cohesión social, al tiempo que permiten la permanencia de especies, así como la estructura y función de algunos sistemas naturales (Levy-Tacher *et al.*, 2012). Entendemos como paisajes socioambientales al conjunto de elementos biológicos, económicos y culturales que pueden coexistir dentro de un territorio (*sensu* Harker *et al.*, 2000; Van Oosten, 2013).

En este sentido, la restauración del paisaje forestal implica la restauración ecológica de los fragmentos forestales degradados interrelacionados, con el objetivo de recuperar la composición, estructura y función del sistema forestal al mismo tiempo que permita el bienestar humano (Genin *et al.*, 2013).

Los bosques de montaña del centro y norte de Chiapas (cuadro 1) incluyen varias asociaciones del Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) y del Bosque de Pino-Encino (BPE). Los BMM del centro-norte de Chiapas se han subdividido en cuatro subregiones fisiográficas a partir de su ubicación geográfica y por la identidad de los grupos indígenas que se localizan alrededor (Conabio, 2010). Se presenta información para las subregiones: Archipiélago Selva Negra, Archipiélago de Los Altos y Montañas de los choles y tojolabales, en transición con las Montañas de Ocosingo (Conabio, 2010).

Las dos primeras subregiones incluyen intervalos altitudinales de >1 500 metros de altitud hasta altitudes máximas de 2 800 m en la Altiplanicie Central. En estas subregiones se ha documentado la distribución de poco más de 350 especies arbóreas nativas típicas del BMM, lo que les confiere un alto valor de riqueza distribuida de forma heterogénea a lo largo del paisaje altamente fragmentado (González-Espinosa y Ramírez Marcial, 2013). Los bosques han estado expuestos durante siglos a numerosas actividades productivas, provocando con ello la reducción de su superficie y el número de individuos a niveles críticos para el mantenimiento de poblaciones viables de algunas especies (Ramírez-Marcial *et al.*, 2001). Los escasos fragmentos de bosque son de extensión variable, de 1 a 100 ha, y con mayor frecuencia fragmentos más pequeños con vegetación en diferentes estados sucesionales. La diversidad local en estos tipos de bosque está constituida por una predominancia de especies de *Pinus* y otras secundarias, así como varias especies raras o poco frecuentes (Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; González-Espinosa *et al.*, 2006). Estos bosques presentan un alto estado de degradación, por lo que la calidad e integridad ecológica se ha evaluado como crítica y de alta prioridad para propósitos de conservación y restauración (Conabio, 2010). En pocas áreas del norte de Chiapas se registran niveles intermedios de degradación y fragmentación y las mayores amenazas a la permanencia del BMM son la ganadería, la tala ilegal y la alta densidad poblacional (Ramírez-Marcial, 2003; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001). En estas áreas se han identificado varias oportunidades para

Bosque nublado

Cuadro 1
Características de cuatro contextos socioambientales
donde se realizan actividades de restauración de bosques de montaña en Chiapas

Atributos/ variables	Contexto 1	Contexto 2	Contexto 3	Contexto 4
Subregión de Conabio, 2010	Archipiélago de Los Altos	Archipiélago Selva Negra	Archipiélago de Los Altos	Montañas de Ocosingo
Municipios	Teopisca, San Cristóbal de Las Casas, Huistán, Tenejapa, Larráinzar	Chenalhó, Pueblo Nuevo Solista-huacán, Jitotol de Zaragoza, Rayón	San Cristóbal de Las Casas, Chamula	La Trinitaria
Grupo étnico	Tsotsiles, tzeltales	Tsotsiles, zoques	Mestizos	Tojolabales
Tipo de vegetación de referencia	Bosque de <i>Pinus-Quercus</i>	Bosque de <i>Quercus-Liquidambar</i>	Bosque de <i>Cupressus-Pinus</i>	Bosque de <i>Pinus-Quercus-Liquidambar</i>
Factores de disturbio	Agricultura, extracción, pastoreo, incendios forestales	Cultivo de café y maíz, extracción, deslaves	Minería, pisoteo, contaminación del aire	Pastoreo, extracción e incendios forestales
Variación altitudinal (m)	1 500-2 450	1 500-1 900	2 200-2 500	1 400-1 500
Tipos de clima	Templado sub-húmedo	Templado-húmedo	Templado sub-húmedo	Cálido sub-húmedo
Suelos	Someros e infértiles	Profundos y fértiles	Somero e infértil	Profundos e infértiles
Superficie intervenida	100 ha	20 ha	18 ha	300 ha
Tipo de restauración	Asistida: plantaciones de enriquecimiento	Especies de sombra y protección del suelo	Enriquecimiento y recreación	Pasiva y activa: plantaciones de enriquecimiento
Número de especies de árboles empleados en la restauración	5-66	6-13	9	16
Variables de respuesta	Supervivencia y crecimiento, cobertura, hojarasca	Cobertura, hojarasca	Supervivencia y crecimiento, cobertura, materia orgánica	Supervivencia, crecimiento, materia orgánica, macrofauna edáfica
Éxito de las prácticas de rehabilitación y restauración	Variables y bajo presión para su mantenimiento en el largo plazo (hasta 25 años)	Exitosas y localizadas	Incipiente (tres años)	Exitosas, pero localizadas
Referencias	Camacho-Cruz y González-Espinosa, 2002; Quintana-Ascencio <i>et al.</i> , 2004; Ramírez-Marcial <i>et al.</i> , 2006; 2008; Jiménez-Vázquez, 2012; Camacho-Cruz, 2013	Ramírez-Marcial, 2003; Ramírez-Marcial <i>et al.</i> , 2006, 2008, Ramírez-López <i>et al.</i> , 2012; Soto-Pinto <i>et al.</i> , 2007	Fernández-Pérez <i>et al.</i> , 2013; Ruiz-Montoya y Ramírez-Marcial, 2014; Ramírez-Marcial <i>et al.</i> , 2014b; Ruiz-Montoya <i>et al.</i> , 2014	Ramírez-Marcial <i>et al.</i> 2010; Jiménez-Vázquez, 2012

Fuente: elaboración propia.

la conservación a través del establecimiento de áreas protegidas comunitarias, cultivos perennes como el café de sombra, y estrategias de manejo integral de cuencas (Soto-Pinto *et al.* 2007; Conabio, 2010; Ramírez-López *et al.*, 2012).

En la subregión de las montañas choles y tojolabales, la condición de los BMM se considera en menor estado de degradación con respecto de las montañas del centro y norte de Chiapas. En términos absolutos, hay una mayor riqueza por unidad de superficie (Conabio, 2010). Las principales amenazas a la permanencia del bosque son la densidad de población y de caminos, la ganadería, la tala ilegal y los conflictos por la propiedad de la tierra, por lo que se consideran de prioridad crítica para promover su conservación y/o restauración. Las principales oportunidades se visualizan dentro de los programas de pago por servicios ecológicos y la caficultura de sombra (Conabio, 2010).

Oportunidades y limitaciones para la restauración forestal

El proceso completo de la restauración de bosques no puede ser abordado en su totalidad sólo por un grupo de investigación, al margen de la motivación y participación de las comunidades y otras organizaciones para diseñar y ejecutar la mayoría de sus etapas. Se propone que una de las estrategias más viables para enfrentar la actual degradación de los bosques comienza con el fortalecimiento de las capacidades locales en la búsqueda de esquemas efectivos y eficientes para el manejo de sus sistemas productivos, sin dejar de considerar como punto de origen su propio conocimiento local.

Una de las mayores presiones que sufren los ecosistemas forestales en los cuatro contextos socioambientales propuestos proviene del cambio de uso del suelo asociado al aumento de la densidad de la población humana. El crecimiento poblacional 1) aumenta la presión sobre los bosques y esto se refleja en los crecientes valores de la deforestación e incremento de las actividades productivas, 2) genera conflictos por la tenencia de la tierra, y 3) provoca disputas por el acceso a ciertas áreas de aprovechamiento de los productos de los bosques y del agua. Respecto de la noción de las condiciones del sistema forestal, se identifica una notable reducción en la riqueza y en la edad sucesional de los bosques: la mayor parte de la vegetación es secundaria y predominan los

estados incipientes de desarrollo sucesional. Los suelos presentan bajos índices de fertilidad y altos riesgos de pérdida por deslaves, así como pérdida de manantiales y altas variaciones en la cantidad y la calidad del agua en corrientes permanentes o semipermanentes. Esta degradación ambiental resulta en la pérdida de la capacidad productiva de la tierra y en la variabilidad climática asociada con la escasa capacidad regulatoria de los flujos de agua de los pocos fragmentos residuales de vegetación. La población humana está expuesta a una mayor vulnerabilidad tanto ecológica como económica. En estos escenarios e independientemente del contexto socioambiental, se emprenden acciones para mejorar la calidad del ambiente local y mitigar las tendencias actuales de degradación a través de prácticas como la revegetación de las laderas, la protección de la vegetación ribereña, la aplicación de modelos de producción diversificada que incluyan un componente agroforestal (Roncal-García *et al.*, 2008), y la gestión integral del agua y de los desechos sólidos.

Cada contexto posee una alta diversidad de especies que ha servido para reconocer el reto que implicaría el manejo de toda la diversidad regional (cuadro 2). Por ejemplo, en muchas localidades del centro y norte de Chiapas, el incremento en la dominancia de *Pinus* se asocia con factores antropogénicos (González-Espinosa *et al.*, 1991; 2006; 2007a, 2007b; 2009; Galindo-Jaimes *et al.*, 2002). La tala selectiva de componentes coexistentes en el dosel como *Quercus* y otras latifoliadas pueden favorecer el incremento de los pinos, así como la disminución de los otros componentes. Los pinares resultantes a menudo contienen una menor diversidad de leñosas, el suelo es menos fértil con menor contenido de materia orgánica y de nitrógeno, y presentan un microclima con condiciones más extremas (Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Camacho-Cruz y González-Espinosa, 2002; Galindo-Jaimes *et al.*, 2002; Camacho-Cruz, 2013).

Acciones locales hacia la restauración de paisajes forestales

Durante los últimos 10 años se han realizado diversos esfuerzos para discutir mediante pláticas informales, reuniones de asamblea y talleres comunitarios con diferentes grupos, las principales causas que han modificado la capacidad

Cuadro 2
Relación de principales especies de árboles utilizadas por la población local en diferentes condiciones socioambientales en Chiapas a partir de observaciones directas, diálogo con campesinos, talleres comunitarios e inventarios forestales y de uso

Usos principales	Contexto 1	Contexto 2	Contexto 3	Contexto 4
Madera	<i>Pinus</i> spp., <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Juniperus gamboana</i>	<i>Pinus</i> spp.	<i>Pinus</i> spp., <i>Cupressus lusitanica</i>	<i>Pinus</i> spp., <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Juniperus gamboana</i>
Leña y carbón	<i>Quercus</i> spp., <i>Clethra chiapensis</i> , <i>Cleyera theoides</i> , <i>Ostrya virginiana</i>	<i>Quercus</i> spp., <i>Acacia pennatula</i> , <i>Weinmannia pinnata</i>	Ramas muertas de <i>Pinus</i> spp., <i>Cupressus lusitanica</i>	<i>Quercus</i> spp., <i>Carpinus tropicalis</i>
Abono orgánico (hojarasca)	<i>Quercus</i> spp., <i>Alnus acuminata</i>	<i>Quercus</i> spp., <i>Alnus acuminata</i>		<i>Quercus</i> spp., <i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Clethra suaveolens</i>
Protección de cauces de agua y manantiales	<i>Acer negundo</i> , <i>Alnus acuminata</i> , <i>Cornus excelsa</i> , <i>Fraxinus uhdei</i>	<i>Acer negundo</i> , <i>Alnus acuminata</i> , <i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Platanus mexicana</i>	<i>Fraxinus uhdei</i> , <i>Salix</i> spp.	<i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Chiococca mexicana</i>
Regulación del microclima (por ej., sombra)	<i>Buddleja</i> spp., <i>Inga</i> spp., <i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Rhamnus sharpii</i>	<i>Pinus chiapensis</i> , <i>Cornus disciflora</i> , <i>Myrsine coriacea</i> , <i>Quercus</i> spp., <i>Rhamnus caprifolia</i> , <i>Vernonia</i> spp.	<i>Pinus</i> spp., <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Quercus</i> spp.	<i>Acacia pennatula</i> , <i>Quercus</i> spp., <i>Rhamnus caprifolia</i> , <i>Vernonia</i> spp.
Recreación y ornamentales	<i>Magnolia sharpii</i> , <i>Chiranthodendron pentadactylon</i> , <i>Myrsine juergensenii</i>	<i>Oecopetalum mexicanum</i> , <i>Myrsine juergensenii</i>	<i>Fraxinus uhdei</i> , <i>Pinus</i> spp., <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Ligustrum japonicum</i> (exótica)	<i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Casuarina equisetifolia</i> (exótica), <i>Podocarpus matudae</i>
Alimenticias	<i>Litsea guatemalensis</i> , <i>Persea americana</i> , <i>Oecopetalum mexicanum</i> , <i>Prunus serotina</i>	<i>Juglans</i> spp., <i>Litsea guatemalensis</i> , <i>Oecopetalum mexicanum</i> , <i>Persea americana</i>	<i>Prunus</i> spp., <i>Eriobotrya japonica</i>	<i>Persea americana</i>
Forrajeras	<i>Acaciella angustissima</i> , <i>Erythrina</i> spp.	<i>Calliandra houstoniana</i> , <i>Montanoa leucantha</i> , <i>Acacia pennatula</i>		<i>Acacia</i> spp.
Cortezas y fibras	<i>Quercus</i> spp., <i>Chiranthodendron pentadactylon</i> , <i>Daphnopsis radiata</i>	<i>Quercus</i> spp., <i>Daphnopsis selerorum</i>		<i>Daphnopsis americana</i> , <i>Hampea montebellensis</i>

Fuente: elaboración propia.

Bosque nublado

de los bosques para proveer bienes y recursos. En las diversas etapas de este proceso se ha intentado avanzar en la definición de una visión colectiva acerca de las dimensiones naturales, sociales, culturales, técnicas y económicas de la restauración de bosques y de selvas y de su importancia para sus modos de vida (González-Espinosa *et al.*, 2007a; 2014; Ramírez-Marcial *et al.*, 2014a). En los ensayos locales de restauración mediante establecimiento de plantaciones se ha empleado entre 55-77% de la riqueza regional de especies de gimnospermas (principalmente *Pinus* spp.), 47-70% de los encinos, 16-32% de otras latifoliadas tolerantes a la sombra y 4-9% de las latifoliadas intolerantes a la sombra disponibles en el acervo regional de árboles (cuadros 2 y 3).

Imagen 1



Medición del crecimiento de *Magnolia sharpii*, especie endémica de Chiapas y amenazada de extinción. Actualmente hay un interés local para recuperar sus poblaciones debido al uso medicinal que tienen sus flores para aliviar afecciones cardíacas y la madera para fabricar juguetes.

Foto: Neptalí Ramírez Marcial.

Cuadro 3

	1 500-2 000 m		> 2 000 m	
	Riqueza regional	Riqueza local	Riqueza regional	Riqueza local
Gimnospermas	9	5	9	7
Encinos	17	8	10	7
Latifoliadas tolerantes	71	12	68	22
Latifoliadas intolerantes	307	12	220	19

Relación de la riqueza regional y riqueza local de árboles utilizados en diferentes ensayos de restauración de bosques. Los conjuntos de especies están diferenciados por cuatro grupos ecológicos a lo largo de dos pisos altitudinales.

Fuente: elaboración propia con base en datos de González-Espinosa *et al.* (2004, 2006); Ramírez Marcial *et al.* (2005, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014b).

Existe un mayor interés por parte de los participantes para utilizar como primera opción las especies de árboles maderables, principalmente *Pinus* y *Cupressus* o *Quercus* para leña y carbón. En cambio, no existe un interés equivalente para incorporar la alta diversidad de árboles tanto del interior del bosque como especies intolerantes a la sombra dentro de sus actuales sistemas productivos y en pocos casos es usada únicamente para los ensayos de enriquecimiento de áreas degradadas (por ej., Jiménez-Vázquez, 2012; Camacho-Cruz, 2013).

Conclusiones

Manejar los bosques para satisfacer las múltiples necesidades de las comunidades locales y foráneas es sin duda un reto pendiente. La visión de múltiples realidades socioambientales nos indica que el uso de especies particulares con alto valor económico es la práctica más común, aunque la identidad de las especies cambie. Al mismo tiempo, aún hace falta evaluar si dicha práctica ha servido efectivamente para impulsar el desarrollo sostenible de la población local, y si la restauración de bosques podría incrementar dicha tendencia. Los límites geográficos y climáticos en las montañas del centro y norte de Chiapas se corresponden con una heterogeneidad de ambientes propicia para la expresión de una alta diversidad biológica y cultural. Por lo mismo, cada situación local merece un conocimiento propio de las formas de aprovechamiento y

manejo de los recursos forestales previo a la aplicación de alguna estrategia de rehabilitación y/o restauración. El entendimiento de las relaciones entre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas en distintos paisajes es importante y necesario para hacer de la restauración una acción colectiva, y por tanto, efectiva. Una actitud basada en el diálogo abierto y constructivo puede ser viable para construir los acuerdos correspondientes para la acción colectiva que propicie un cambio verdadero en las políticas actuales de restauración de bosques adecuada a cada contexto social y ambiental de cada una de las regiones montañosas del país.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

El éxito de la restauración está ligado a la participación de las comunidades locales, las que deben tener un papel protagónico en todas las etapas del proceso de restauración. Aunque los pobladores locales reconocen la necesidad de modificar sus medios de vida para hacerlos más sustentables y de incorporar la conservación de las áreas arboladas en sus sistemas de producción, ellos no disponen de suficientes elementos técnicos y financieros que aseguren proyectos de largo aliento. La comunidad reflexiona sobre las relaciones entre el uso de la tierra, la pérdida de los bosques y la disminución o desaparición de determinadas especies. Los participantes mantienen un diálogo respetuoso que ayuda a definir las necesidades de capacitación en temas específicos que se identifican conjuntamente como la delimitación de los objetivos de la restauración, el área a intervenir, el número de participantes y, sobre todo, la distribución de tareas y responsabilidades (Holz *et al.*, 2012).

Hay necesidad de complementar las acciones locales con múltiples aspectos técnicos para el conocimiento y el manejo de las especies vegetales de su interés, así como con el reconocimiento de las condiciones ambientales en que podrían hacerse algunos ensayos de rehabilitación y restauración de los bosques en sus territorios. Con los grupos que muestran una mayor organización comunitaria es necesario mantener una discusión dentro y entre los miembros de las comunidades para definir las opciones de la restauración de bosques; dichas acciones deben incluir el manejo de las especies y áreas a restaurar, con

Imagen 2



Participación colectiva de comuneros, organismos gubernamentales y no gubernamentales para el establecimiento de una plantación diversificada con nueve especies de árboles nativos en la comunidad de Las Ollas, Altos de Chiapas.

Foto: Neptalí Ramírez Marcial.

base en los intereses comercial, de rehabilitación de áreas degradadas para protección de cultivos o delimitación de territorios.

En los diferentes contextos descritos resalta una característica común: la alta dependencia de sus prácticas productivas, en su mayoría de subsistencia, por lo que no puede desligarse el componente de producción con el de la conservación. Una construcción social en torno de la restauración de bosques implica procesos incluyentes para la generación de conocimientos, experiencias y aspiraciones para que las diferentes visiones sean parte de la misma realidad. Con la participación de los sectores interesados y el mutuo aprendizaje, el conocimiento biológico y ecológico se incorpora al proceso social de fortalecimiento de capacidades locales (Reyers *et al.*, 2010; Menz *et al.*, 2013).

Agradecimientos

A Miguel Martínez Icó, Alfonso Luna Gómez y Henry E. Castañeda Ocaña por su apoyo constante durante distintas etapas de trabajo con las comunidades locales. Al Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación (Fordecyt) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) a través del convenio 143303: “Gestión y estrategias de manejo sustentable para el desarrollo regional en la cuenca hidrográfica transfronteriza Grijalva”, apoyado por fondos concurrentes de la Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental (Sernapam) del estado de Tabasco, además de otros recursos fiscales otorgados a través de Ecosur.

Referencias bibliográficas

- Bonilla-Moheno, M., T. M. Aide y M. L. Clark (2012), “The Influence of Socioeconomic, Environmental, and Demographic Factors on Municipality-scale Land-cover Change in Mexico”, *Regional Environmental Change*, vol. 12, pp. 543-557.
- Brancalion, P. H. S., R. A. G. Viani, M. Calmon, H. Carrascosa y R. R. Rodrigues (2013), “How to Organize a Large-scale Ecological Restoration Program? The Framework Developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil”, *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 32, pp. 728-744.
- Camacho-Cruz, A. (2013), “Restauración forestal de campos abandonados en ambientes tropicales montanos al sur de México”, tesis doctoral, Madrid, Universidad Complutense.
- Camacho-Cruz, A. y M. González-Espinosa (2002), “Establecimiento temprano de árboles nativos en bosques perturbados de Los Altos de Chiapas, Méjico”, *Ecosistemas*, vol. 11, pp. 1-9.
- Carabias, J., V. Arriaga y V. Cervantes Gutiérrez (2007), “Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, rezagos, avances y retos”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, vol. 80 (Suplemento), pp. 80-100.

- Cayuela, L., D. Golicher, J. M. Rey-Benayas, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial (2006), "Fragmentation, Disturbance and Tree Diversity Conservation in Tropical Montane Forests", *Journal of Applied Ecology*, vol. 43, pp. 1172-1181.
- Cervantes, V., J. Carabias y V. Arriaga (2008), "Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental", *Capital Natural de México*, vol. III: *Políticas Públicas y Perspectivas de Sustentabilidad*, México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, pp. 155-226.
- Collier, G. A. (1975), "Fields of the Tzotzil: The Ecological Bases of Tradition in Highland Chiapas", Austin, The University of Texas Press.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2010), *El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible*, México Conabio.
- Fernández-Pérez, L., N. Ramírez-Marcial y M. González-Espinosa (2013), "Reforestación con *Cupressus lusitanica* y su influencia en la diversidad del bosque de pino-encino en Los Altos de Chiapas, México", *Botanical Sciences*, vol. 91, pp. 207-216.
- Galindo-Jaimes, L., M. González-Espinosa, P. Quintana-Ascencio y L. García-Barrios (2002), "Tree Composition and Structure in Disturbed Stands with Varying Dominance by *Pinus* spp. in the Highlands of Chiapas, Mexico", *Plant Ecology*, vol. 162, pp. 259-272.
- Galindo-Jaimes, L., M. Martínez-Icó, M. López-Carmona, A. Camacho-Cruz, N. Ramírez-Marcial y J. A. Santiago-Lastra (2008), *Humedales de montaña en Chiapas. Reconocimiento de la flora y fauna asociada*, México, Biocores-Ecosur.
- Gann, G. D. y D. Lamb (eds.) (2006), *Ecological Restoration: A Mean of Conserving Biodiversity and Sustaining Livelihoods*, Tucson, Society for Ecological Restoration International.
- García-Barrios, L., Y. M. Galván-Miyoshi, A. Valdivieso-Pérez, O. R. Maser, G. Bocco (2009), "Neotropical Forest Conservation, Agricultural Intensification, and Rural Out-migration: The Mexican Experience", *BioScience*, vol. 59, pp. 863-873.
- Genin, D., Y. Aumeeruddy-Thomas, G. Balent y R. Nasi (2013), "The Multiple Dimensions of Rural Forests: Lessons from a Comparative Analysis",

Ecology and Society, vol. 18, núm. 1, p. 27, <<http://dx.doi.org/10.5751/ES-05429-180127>>.

González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial, E. Gómez-Pineda, M. R. Parra-Vázquez, B. M. Díaz-Hernández y K. Musálem-Castillejos (2014), “Vulnerabilidad ambiental y social. Perspectivas para la restauración de bosques en la Sierra Madre de Chiapas”, *Investigación Ambiental*, núm. 6, pp. 89-108.

————— y N. Ramírez-Marcial (2013), “Comunidades vegetales terrestres”, *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*, México, Conabio y Gobierno del Estado de Chiapas, pp. 21-42.

—————, J. A. Meave, N. Ramírez-Marcial, T. Toledo-Aceves, F. G. Lorea-Hernández, G. Ibarra-Manríquez (2012), “Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo”, *Ecosistemas*, vol. 21, núm. 1, enero-septiembre, <<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=706>>.

—————, N. Ramírez-Marcial, L. Galindo-Jaimes, A. Camacho-Cruz, D. Golicher, L. Cayuela y J. M. Rey-Benayas (2009), “Tendencias y proyecciones del uso del suelo y la diversidad florística en Los Altos de Chiapas, México”, *Investigación Ambiental*, vol. 1, pp. 40-53.

—————, N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz y J. M. Rey-Benayas (2008), “Restauración de bosques en montañas tropicales de territorios indígenas de Chiapas, México”, en M. González-Espinosa, J. M. Rey-Benayas y N. Ramírez-Marcial (eds.), *Restauración de bosques en América Latina*, México, Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas, Mundi-Prensa, pp. 137-162.

—————, N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz, S. C. Holz, J. M. Rey-Benayas y M. R. Parra-Vázquez (2007a), “Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 80 (Suplemento), pp. 11-23.

—————, N. Ramírez-Marcial, A. C. Newton, J. M. Rey-Benayas, A. Camacho-Cruz, J. J. Armesto, A. Lara, A. Premoli, G. Williams-Linera, A. Altamirano, C. Alvarez-Aquino, M. Cortés, L. Galindo-Jaimes, M. A. Muñiz, M. C. Núñez-Ávila, R. A. Pedraza, A. E. Rovere, C. Smith-Ramírez,

- O. Thiers y C. Zamorano (2007b), "Restoration of Forest Ecosystems in Fragmented Landscapes of Temperate and Montane Tropical Latin America", en A. C. Newton (ed.), *Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America*, Oxfordshire, CAB International, Wallingford, pp. 335-369.
- González-Espinosa, M. y N. Ramírez-Marcial (2006), "El disturbio antrópico y la conservación y restauración de bosques de las montañas del centro y norte de Chiapas, México", en K. Oyama y A. Castillo (eds.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: Perspectivas desde la investigación científica*, México, UNAM, Siglo XXI, pp. 278-291.
- , N. Ramírez-Marcial y L. Galindo-Jaimes (2006), "Secondary Succession in Montane Pine-Oak Forests of Chiapas, México", en M. Kappelle (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forest*, Heidelberg, Springer, Ecological Studies 185, pp. 209-221.
- , J. M. Rey-Benayas, N. Ramírez-Marcial, M. A. Huston y D. Golicher (2004), "Tree Diversity in Northern Neotropics: Regional Patterns in Highly Diverse Chiapas, Mexico", *Ecography*, vol. 27, pp. 741-756.
- , P. F. Quintana-Ascencio, N. Ramírez-Marcial, M. Martínez-Icó y P. Gaytán-Guzmán (1991), "Secondary Succession in Disturbed *Pinus-Quercus* Forests of the Highlands of Chiapas, México", *Journal of Vegetation Science*, vol. 2, pp. 351-360.
- Harker, D., G. Libby, K. Harker, S. Evans y M. Evans (eds.) (2000), *Landscape Restoration Handbook*, 2ª ed., Boca Ratón, Florida, CRC Press.
- Holz, S., N. Ramírez-Marcial, M. Martínez Icó, A. Luna Gómez y H. E. Castañeda-Ocaña (2012), "Recuperación de bosques desde la construcción participativa", en E. Bello, E. J. Naranjo y R. Vandame (eds.), *La otra innovación para el ambiente y la sociedad en la frontera sur de México*, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur, pp. 236-247.
- Jiménez-Vázquez, R. E. (2012), "Assessing Success of Forest Restoration Efforts in Degraded Montane Cloud Forests in Southern Mexico", tesis de Maestría en Ciencias, Houghton, Michigan Technological University.
- Keenleyside, K. A., N. Dudley, S. Cairns, C. M. Hall y S. Stolton (2012), *Ecological Restoration for Protected Areas: Principles, Guidelines and Best Practices*, Gland, Suiza, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

- Levy-Tacher, S., N. Ramírez-Marcial y M. González-Espinosa (2012), “Rehabilitación ecológica de áreas agropecuarias degradadas en la Selva Lacandona: una alternativa fincada en el conocimiento ecológico tradicional maya”, en E. Bello, E. J. Naranjo y R. Vandame (eds.), *La otra innovación para el ambiente y la sociedad en la frontera sur de México*, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur, pp. 248-258.
- Lezama, J. L. (2010), “Sociedad, medio ambiente y política ambiental 1970-2000”, en J. L. Lezama y B. Graizbord (coords.), *Los grandes problemas de México*, vol. IV: *Medio ambiente*, México, El Colegio de México.
- Manuel-Navarrete, D., S. Slocombe y B. Mitchell (2006), “Science for Place-based Socioecological Management: Lessons from the Maya Forest (Chiapas and Petén)”, *Ecology and Society*, vol. 11, núm. 1, p. 8, <<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art8/>>.
- Menz, M. H. M., K. W. Dixon y R. J. Hobbs (2013), “Hurdles and Opportunities for Landscape-scale Restoration”, *Science*, vol. 339, pp. 526-527.
- Ochoa-Gaona, S., K. Kampichler, B. H. J. de Jong, S. Hernández, V. Geissen, E. Huerta (2010), “A Multi-criterion Index for the Evaluation of Local Tropical Forest Conditions in Mexico”, *Forest Ecology and Management*, vol. 260, pp. 618-627.
- y M. González-Espinosa (2000), “Land Use and Deforestation in the Highlands of Chiapas, Mexico”, *Applied Geography*, vol. 20, pp. 17-42.
- Pinto, S. R., F. Melo, M. Tabarelli, A. Padovesi, C. A. Mesquita, C. A. de Matos Scaramuzza, P. Castro, H. Carrascosa, M. Calmon, R. Rodrigues, R. Gomes César, P. H. S. Brancalion (2014), “Governing and Delivering a Biome-wide Restoration Initiative: The Case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil”, *Forests*, vol. 5, pp. 2212-2229.
- Quintana-Ascencio, P. F., N. Ramírez-Marcial, M. González-Espinosa y M. Martínez-Icó (2004), “Sapling Survival and Growth of Conifer and Broad-leaved Trees in Successional Habitats in the Highlands of Chiapas, Mexico”, *Applied Vegetation Science*, vol. 7, pp. 81-88.
- Ramírez-López, J. M., N. Ramírez-Marcial, H. S. Cortina-Villar y M. A. Castillo-Santiago (2012), “Déficit de leña en comunidades cafetaleras de Chenalhó, Chiapas”, *Ra Ximhai*, vol. 8, pp. 27-39.

- Ramírez-Marcial, N. (2003), "Survival and Growth of Tree Seedlings in Anthropogenically Disturbed Mexican Montane Rain Forests", *Journal of Vegetation Science*, vol. 14, pp. 881-890.
- , M. González-Espinosa, K. Musálem-Castillejos, E. Noguera-Savelli y E. Gómez-Pineda (2014a), "Estrategias para una construcción social de la restauración forestal en comunidades de la cuenca media y alta del río Grijalva", en M. González-Espinosa y C. Brunel (eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva*, México, Juan Pablos, pp. 518-554.
- , A. Luna-Gómez y T. A. Guillén-Díaz (2014b), "Composición florística y estructura del Cerrito de San Cristóbal, ¿Parque o bosque urbano?", en L. Ruiz-Montoya (ed.), *Diversidad biológica y enriquecimiento florístico del bosque urbano del Cerrito de San Cristóbal*, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur, pp. 13-37.
- , A. Luna-Gómez, H. E. Castañeda-Ocaña, M. Martínez-Icó, S. C. Holz, A. Camacho-Cruz y M. González-Espinosa (2012), *Guía de propagación de árboles nativos para la recuperación de bosques*, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur.
- , A. Camacho-Cruz, M. Martínez-Icó, A. Luna-Gómez, D. Golicher y M. González Espinosa (2010), *Árboles y arbustos de los bosques de montaña en Chiapas*, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur.
- , M. González-Espinosa, A. Camacho-Cruz y D. R. Ortiz-Aguilar (2010a), "Forest Restoration in Lagunas de Montebello National Park, Chiapas, Mexico", *Ecological Restoration*, vol. 28, pp. 354-360.
- , A. Camacho-Cruz, M. Martínez-Icó, A. Luna-Gómez, D. Golicher y M. González Espinosa (2010 b), *Árboles y arbustos de los bosques de montaña en Chiapas*, Chiapas, El Colegio de la Frontera Sur.
- , A. Camacho-Cruz y M. González-Espinosa (2008), "Clasificación de grupos funcionales vegetales para la restauración del Bosque Mesófilo de Montaña", en L. R. Sánchez-Velázquez, J. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds.), *Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México*, México, Mundi-Prensa, pp. 51-72.

- Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz, M. González-Espinosa y F. López-Barrera (2006), “Establishment, Survival and Growth of Tree Seedlings under Successional Montane Oak Forests in Chiapas, Mexico”, en M. Kappelle (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forest*, Heidelberg, Springer, Ecological Studies 185, pp. 177-189.
- , A. Camacho-Cruz y M. González-Espinosa (2005), “Potencial florístico para la restauración de bosques en Los Altos y Montañas del Norte de Chiapas”, en M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y L. Ruiz-Montoya (eds.), *Diversidad biológica en Chiapas*, México, Plaza y Valdés, Ecosur, Cocyttech, pp. 325-369.
- , M. González-Espinosa y G. Williams-Linera (2001), “Anthropogenic Disturbance and Tree Diversity in Montane Rain Forest in Chiapas, Mexico”, *Forest Ecology and Management*, vol. 154, pp. 311-326.
- Reyers, B., D. J. Roux, R. M. Cowling, A. E. Ginsburg, J. L. Nel y P. O’Farrell (2010), “Conservation Planning as a Transdisciplinary Process”, *Conservation Biology*, vol. 24, pp. 957-965.
- Roncal-García, S., L. Soto-Pinto, J. Castellanos-Albores, N. Ramírez-Marcial y B. H. J. de Jong (2008), “Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México”, *Interciencia*, vol. 33, pp. 200-206.
- Ruiz-Montoya, L., T. A. Guillén-Díaz, A. Luna-Gómez y N. Ramírez-Marcial (2014), “Plantación de enriquecimiento con especies arbóreas nativas para la restauración del Cerrito de San Cristóbal”, en L. Ruiz-Montoya (ed.), *Diversidad biológica y enriquecimiento florístico del bosque urbano del Cerrito de San Cristóbal*, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur, pp. 109-122.
- y N. Ramírez-Marcial (2014), *Los bosques urbanos, refugios de biodiversidad: El Cerrito de San Cristóbal*, San Cristóbal de Las Casas, El Colegio de la Frontera Sur.
- Society for Ecological Restoration. Science and Policy Working Group [SER] (2004), *The SER International Primer on Ecological Restoration*, Tucson, Society for Ecological Restoration International.

- Soto-Pinto, L., M. R. Parra-Vázquez, N. Ramírez-Marcial, L. Mondragón, D. Álvarez y S. Levy (2011), “Experiencias vivas de innovación con poblaciones rurales”, *Ecofronteras*, vol. 43, pp. 10-14.
- , V. Villalvazo-López, G. Jiménez-Ferrer, N. Ramírez-Marcial, G. Montoya y F. L. Sinclair (2007), “The Role of Local Knowledge in Determining Shade Composition of Multistrata Coffee Systems in Chiapas, Mexico”, *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, pp. 419-436.
- Toledo-Aceves, T., J. A. Meave, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial (2011), “Tropical Montane Cloud Forests: Current Threats and Opportunities for Their Conservation and Sustainable Management in Mexico”, *Journal of Environmental Management*, vol. 92, pp. 974-981.
- Vaca, R. A., D. J. Golicher, L. Cayuela, J. Hewson y M. Steininger (2012), “Evidence of Incipient Forest Transition in Southern Mexico”, *PLoS ONE*, vol. 7, núm. 8, e42309.
- Van Oosten, C. (2013), “Restoring Landscapes-Governing Place: A Learning Approach to Forest Landscape Restoration”, *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 32, pp. 659-676.

Capítulo 6

Alternativas para la restauración ecológica de los bosques nublados de México: capitalizando la experiencia para un mayor impacto

César Raziel Lucio-Palacio
clucio@pronaturaveracruz.org
Aníbal F. Ramírez Soto

Bernardino Villa Bonilla
Ixchel Sheseña Hernández
Omar Trujillo Santos
Rafael Rodríguez Mesa

Laura Landa Libreros
Gabriela Gutiérrez Sosa
Fadi Najib Farhat
Miryam García Álvarez

Abstract

Cloud Forests, also called Tropical Montane Cloud Forests, are one of the types of vegetation that faces greater threats, both globally and nationally. In the state of Veracruz, Zongolica and Coatepec regions still present significant areas of preserved cloud forests. Nonetheless, they face several threats from anthropogenic activities. In this chapter, we present the experience of the NGO Pronatura Veracruz, which have been working in the ecological restoration of cloud forest in both areas. This organization has implemented diversification strategies in nurseries, nucleation (tree islands) and barrier-removal techniques to accelerate natural succession. Pronatura Veracruz has documented her experience and expanded its range of impact through a strategy of voluntary land protection and a professional training program in ecological restoration. The results are notorious in several regions of Mexico and Latin America.

Key words: nucleation, tree islands, diversification strategies, monitoring, professional training.

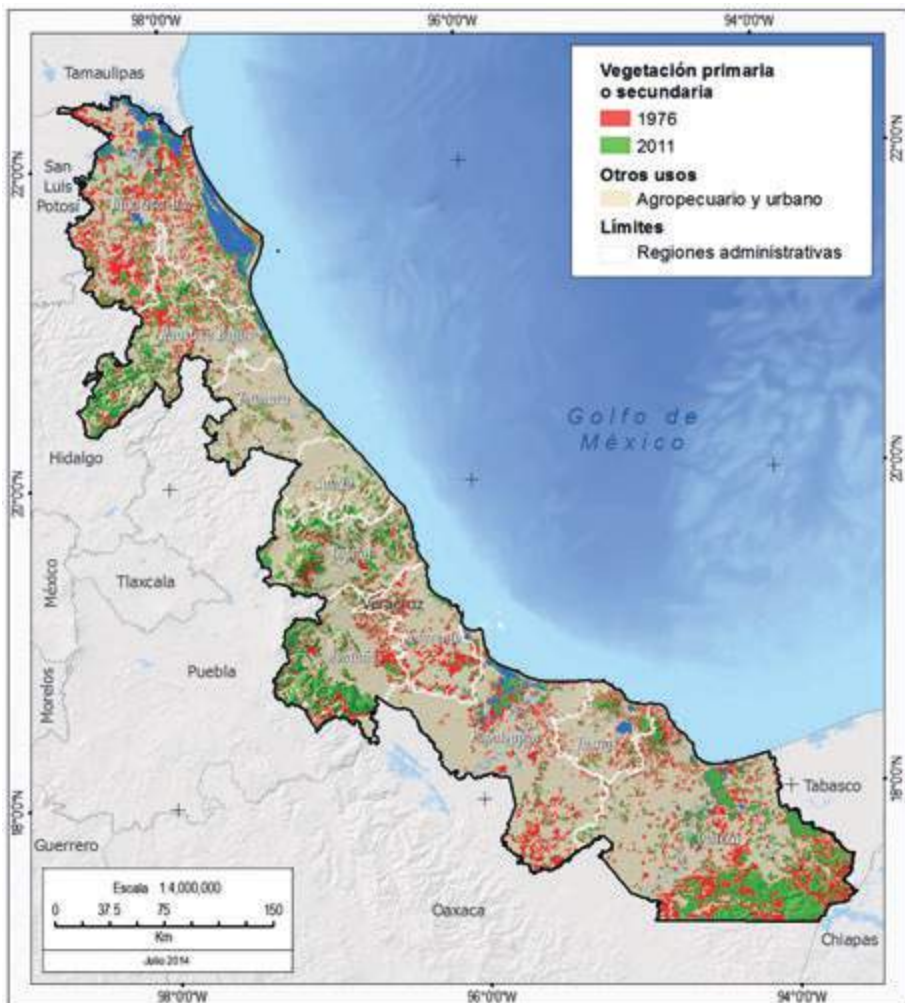
Factores de degradación inicial

Las principales amenazas que enfrenta el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) o bosque nublado en Veracruz son el cambio climático, la presión por el aumento de la densidad poblacional, la densidad de caminos y la apertura de espacios dentro del bosque para dedicarlos a actividades agrícolas y ganaderas

Bosque nublado

(Conabio, 2010; Granados Ramírez *et al.*, 2014). La pérdida de este ecosistema ocasionada por estos factores a nivel estatal fue de 253 km² de 1976 a 2007 (figura 1).

Figura 1
Mapa de pérdida de BMM en Veracruz de 1976 a 2007



Fuente: elaboración propia con base en datos del Inegi (2010a; 2010b).

Las principales amenazas para este ecosistema se acentúan con el uso ineficiente del gasto público que se aplica en el manejo y recuperación forestal (CCMSS, 2014); los programas públicos han favorecido la sustitución de los bosques nublados por monocultivos silvícolas (Colpos y Conafor, 2008; Velázquez Hernández, 2010).

Estrategia

Pronatura Veracruz, A. C. (PV, de ahora en adelante), es una organización de la sociedad civil (OSC) dedicada a la protección de ecosistemas y especies en el estado de Veracruz. Perteneció al grupo de organizaciones Pronatura, con presencia en seis regiones del país. Cada organización tiene un consejo directivo independiente y líneas de trabajo propias.

Los proyectos de restauración ecológica de PV asumen que la composición, la estructura y las funciones de los ecosistemas restaurados deben adaptarse a diferentes grados de disturbio existentes en los bosques locales (Elliott *et al.*, 2013). De igual manera, la organización considera que la restauración ecológica puede apoyar la conservación biológica en zonas conservadas (Elliott *et al.*, 2013), pero que debe ser prioritaria en aquellas en que la destrucción de ecosistemas ha sido drástica.

Los proyectos de PV buscan recuperar especies nativas y una fisonomía similar a la de un bosque de referencia. Estos proyectos no excluyen incrementar la capacidad productiva y la identificación de opciones de aprovechamiento de recursos, en tanto se considere la recuperación de parte de las funciones y la estructura de ecosistemas típicos (Martínez y López-Barrera, 2008), con lo que se integran ideas de los conceptos de “Restauración del Capital Natural” (Aronson *et al.*, 2007) y “Restauración Productiva” (Ceccon, 2013).

Pronatura Veracruz utiliza una serie de herramientas en sus proyectos de restauración entre los que se cuenta 1) el diagnóstico ambiental de sitios, 2) producción de plantas de calidad con bajo nivel de mortandad, resistentes a condiciones adversas y sanas en “viveros de diversidad”, 3) nucleación aplicada, 4) priorización espacial, 5) seguimiento de desempeño mediante indicadores estructurales, taxonómicos y ecológicos, y 6) entrenamiento orientado a

tomadores de decisiones, técnicos forestales y enlaces gubernamentales. Estas herramientas son usadas en cuatro líneas básicas: Restauración Ecológica, Enriquecimiento, Protección de Hábitats y Entrenamiento. A continuación se describe cada herramienta utilizada.

Diagnóstico ambiental de los sitios

Esta herramienta consiste en el análisis espacial de características ambientales para evaluar la vocación de las áreas para la restauración ecológica. Se basa en el uso de al menos 15 cartas topográficas de escala 1:50,000. Genera mapas imprimibles en los que el área mínima cartografiada es de 2.25 hectáreas. A partir de este análisis se calculan el ángulo de inclinación de las pendientes, la disección vertical del relieve, la disección horizontal del relieve, la radiación solar y un mapa climático local. Lo anterior se integra en un mapa final que indica el potencial de restauración a escalas 1:20,000 o menores y que puede asociarse con características de diferente tipo: fenología de poblaciones de árboles de interés, características de uso de suelo local y amenazas a los BMM y calidad de hábitat para aves residentes y migratorias.

Viveros de diversidad

Los viveros están orientados a producir plantas de alta calidad; la alta calidad de las plantas se mide mediante su baja mortalidad, alta resistencia ante factores adversos como enfermedades y condiciones climáticas, estado de salud y su aspecto general. El inventario incluye especies de árboles nativos y especies adaptables a los BMM. Las semillas provienen de poblaciones naturales saludables que son detectadas mediante una red de contactos estratégicos. El seguimiento y la recolecta adecuada se garantiza mediante un calendario fenológico elaborado *ex profeso*. Todas las poblaciones veracruzanas conocidas de las especies presentes en los viveros se encuentran georreferenciadas. Los datos se alojan en una base de datos que también incluye aspectos de manejo, salida y destino de ejemplares.

Nucleación aplicada

En esta estrategia se establecen grupos pequeños de arbustos o árboles para establecer interacciones biológicas entre un núcleo de vegetación y el entorno (Reis *et al.*, 2010); estos núcleos favorecen la colonización de paisajes no forestados por vegetación leñosa, la dispersión de semillas y el movimiento de animales silvestres en paisajes fragmentados (Reis *et al.*, 2010; Holl y Aide, 2011; Corbin y Holl, 2012). Las técnicas de nucleación que utiliza PV son las siguientes: transposición de suelo, madrigueras artificiales, perchas artificiales y grupos Anderson. Los sitios en donde se establecen núcleos primero son tratados con curvas de nivel. Posteriormente, se aplican combinaciones de técnicas de acuerdo con la disponibilidad de materiales locales y plantas de vivero. Los núcleos se colocan de 5 a 10 m de distancia entre sí. Una explicación detallada de cada técnica puede encontrarse en Reis y colaboradores (2010) (figuras 2 a y b).

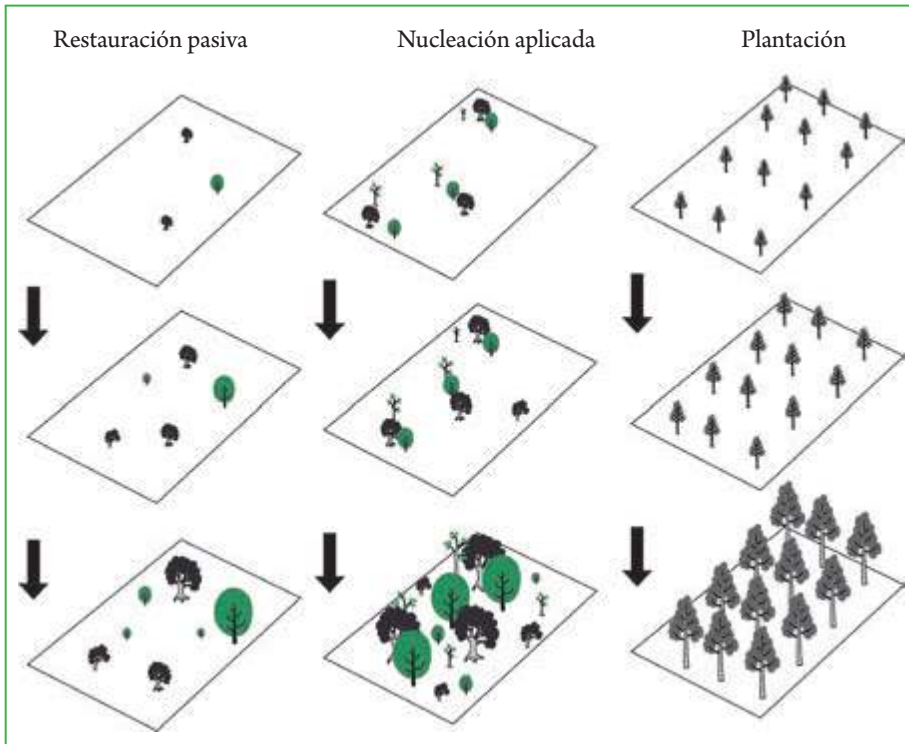
Algunos de los resultados de la nucleación son evidentes a corto plazo. Por ejemplo, las plantas sembradas en núcleos llegan a desarrollar alturas de más de 4 m en dos años y tienen una supervivencia mayor a 80 por ciento.

Protección de hábitat

La principal estrategia en este rubro consiste en promover decretos de Áreas Privadas de Conservación (APC). Las APC son una figura legal contemplada en la Ley de Protección Ambiental del Estado de Veracruz y que tiene equivalentes legales en otras partes de América Latina (Ladle *et al.*, 2014). Las APC son terrenos privados con poco disturbio cuyos propietarios desean protegerlos de manera voluntaria (GOE, 2000). Las APC potenciales se localizan mediante una red de contactos clave compuesta por autoridades ejidales, municipales y organizaciones cafetaleras. PV realiza el contacto directo con los posibles interesados ofreciendo apoyo logístico en los trámites correspondientes y dando seguimiento al proceso hasta obtener y entregar el certificado correspondiente, emitido por la autoridad estatal.

Figura 2a

Secuencias de sucesión en tres diferentes estrategias de recuperación de bosques.
La nucleación aplicada produce una mayor cobertura forestal
en comparación con la restauración pasiva, y mayor diversidad
de especies en comparación con una plantación forestal



Fuente: elaboración propia, con información de Corbin y Holl (2012).

Formación de recursos humanos

Desde 2011, PV imparte anualmente un diplomado en restauración ecológica de los BMM. La primera edición fue totalmente presencial, mientras que las tres siguientes se han orientado a la modalidad en línea y se apoyan en una plataforma en línea (*E-learning*) con actividades prácticas en campo. Este diplomado sigue el modelo pedagógico de aprendizaje por proyecto, por lo que el objetivo es que cada asistente genere una línea de trabajo que pueda ayudar a

Figura 2b

Fotografía de un grupo Anderson establecido en los alrededores de Jalacingo, Veracruz. La marca amarilla señala especies de rápido crecimiento, la marca azul, una especie de lento crecimiento



Foto: Aníbal Ramírez-Soto.

la toma de decisiones respecto del manejo y conservación de los BMM o que pueda ser implementada y financiada al término del diplomado.

Seguimiento de las aves en los proyectos de restauración

Pronatura Veracruz tiene más de 20 años de experiencia en el conocimiento de la avifauna local. Esto ha permitido diagnosticar los ensambles de aves presentes en las zonas de intervención y distinguir patrones de diversidad y de uso de hábitat. Actualmente, se han desarrollado herramientas de

análisis para determinar el valor de indicación de especies y ensambles de aves en relación con el potencial de restauración de bosques de la Sierra Madre Oriental (SMO).

Especies

Se utilizan alrededor de 76 especies nativas de árboles y arbustos en las plantaciones de restauración (anexo 1). También se emplean algunas especies que se consideran exóticas y son apreciadas por la población local; estas especies no generan problemas ambientales (*Azadirachta indica*, *Eriobotrya japonica*, *Jacaranda mimosifolia*, *Litchi chinensis*, *Macadamia integrifolia*, *Mimosa scabrella*).

Área que abarca el proyecto

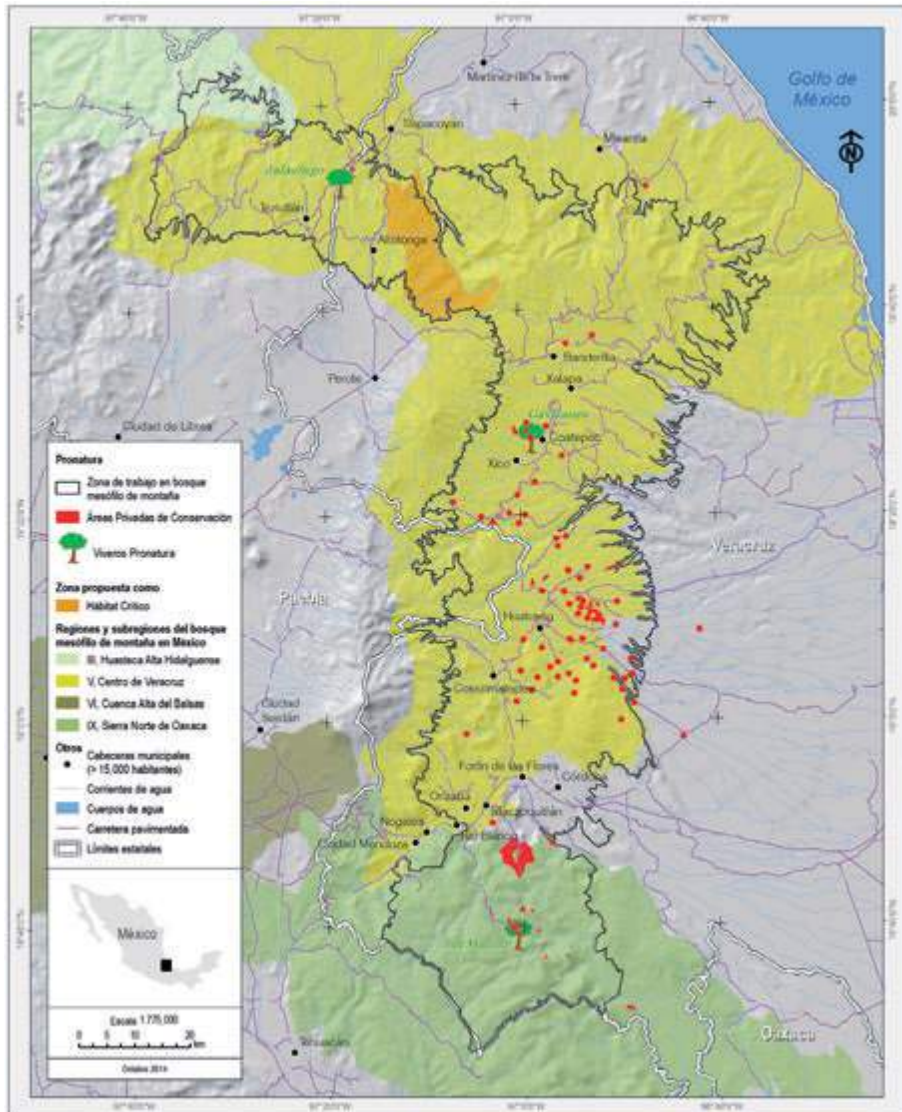
Los bosques nublados del estado de Veracruz se encuentran en las regiones Sierra Madre Oriental Plegada, Huasteca Hidalguense, Centro de Veracruz, Sierra Norte de Oaxaca y Los Tuxtlas (Conabio, 2010) (figura 3).

El área de trabajo de pv en los bosques mesófilos de Veracruz corresponde en su mayoría a la Región V, Centro de Veracruz, aunque en su porción más septentrional limita con la Región III, Alta Huasteca Hidalguense, y en el extremo austral abarca la porción veracruzana de la Región IX, Sierra Norte de Puebla (figura 4).

Participación social (tipo y grupo social)

La participación social de pv ocurre de cinco formas: vinculación comunitaria y con pequeños propietarios para acciones específicas, vinculación con sociedades productoras para enriquecimiento de cafetales, colaboración con pequeños propietarios para establecer Áreas Privadas de Conservación y colaboración institucional (dependencias gubernamentales e instituciones académicas).

Figura 3
Mapa de áreas de trabajo de Pronatura Veracruz
en los BMM de Veracruz, México



Fuente: elaboración propia con base en información de Conabio (2008) e Inegi (2009; 2010a; 2010b).

Figura 4
Fotografías de zonas de trabajo de Pronatura Veracruz: a. Coatepec, b. Zongolica, c. Jalacingo



Fotos: Aníbal Ramírez Soto, Rafael Rodríguez Mesa, Bernardino Villa Bonilla.

Resultados

Enriquecimiento y protección

Se distingue que existen tres líneas de trabajo principales: Zongolica (ZON), Centro de Veracruz (CV) y Diplomado en Restauración Ecológica del Bosque de Niebla (DRE) (figura 5). La línea Centro de Veracruz comenzó en el año 2008. A partir de entonces, el principal esfuerzo de restauración benefició a 6 Unidades de Restauración Ecológica (URE), con lo que se han restaurado 28.6 ha. Otros 110 000 árboles han sido destinados a labores de enriquecimiento de predios, lo cual ha beneficiado a más de 100 pequeños propietarios y cafecultores. El acercamiento a estos actores locales ha garantizado la protección de cerca de 5 500 hectáreas de bosque mesófilo y cafetales, repartidas en 332 APC. Para conseguir esto se creó el vivero “Gavilanes”, ubicado en el municipio de Coatepec, con una capacidad de producción de 50 000 plantas anuales.

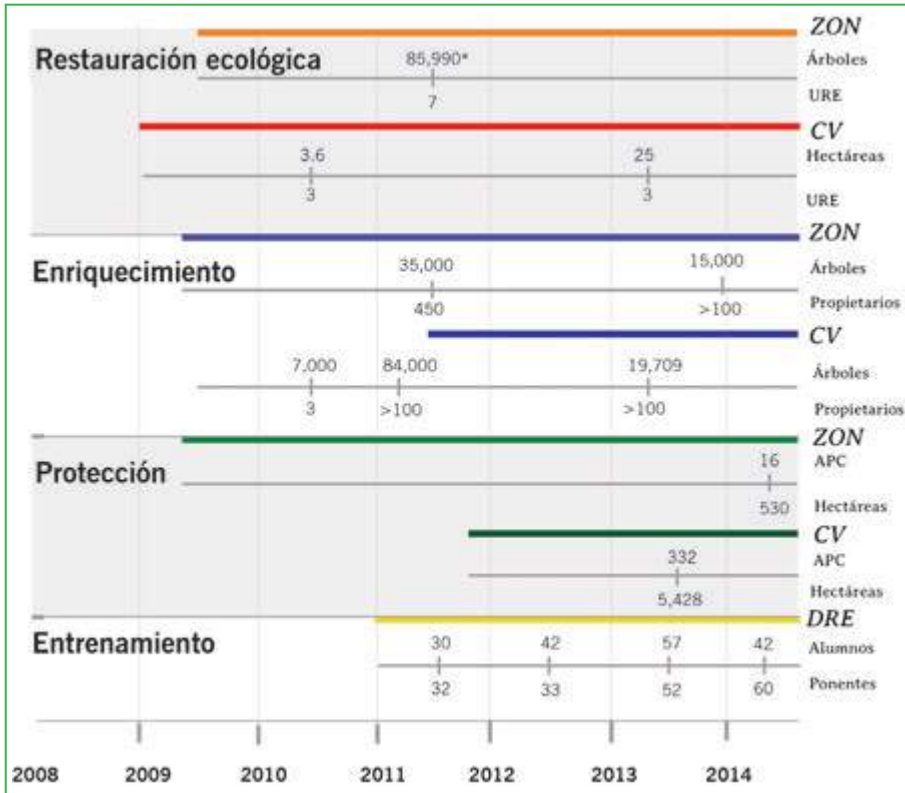
La línea de trabajo Zongolica comenzó sus labores en el año 2009. Para mediados del año 2011, siete URE ya había sido beneficiadas con la siembra de 85 990 árboles bajo técnicas de restauración por nucleación. La entrega de otros 50 000 árboles ha beneficiado a más de 450 pequeños propietarios y cafecultores, quienes los han destinado a enriquecimientos de cafetales diversificados y terrenos abandonados. El apartado de protección territorial en Zongolica ha tenido resultados más modestos que los del Centro de Veracruz: 530 hectáreas protegidas, distribuidas en 16 APC. Infortunadamente, no se ha desarrollado un sistema de seguimiento que permita la evaluación del desempeño de los árboles. Hasta donde se ha podido verificar, la supervivencia de los árboles a la fecha excede 60 por ciento.

Entrenamiento

Las labores de entrenamiento comenzaron a principios del año 2011. En la primera edición del Diplomado en Restauración del Bosque de Niebla se reclutaron 30 estudiantes y 32 ponentes de diversas instituciones. Al menos 10 propuestas de proyecto generadas por los asistentes se consideraron viables.

Figura 5

Líneas de tiempo de los principales proyectos de PV para la restauración ecológica y protección de los BMM de Veracruz. ZON: Zongolica, CV: Centro de Veracruz, DRE: Diplomado en Restauración Ecológica del Bosque Mesófilo de Montaña, URE: Unidades de Restauración Ecológica



Fuente: elaboración propia.

Destaca que 15 alumnos (50%) procedieron del ámbito académico, mientras que 9 (30%) representaron a dependencias del gobierno federal.

En la segunda versión del diplomado y primera en línea, se aceptaron 42 solicitudes de profesionistas provenientes de 4 países (37 de México, 3 de Colombia, 1 de Argentina y 1 de Guatemala). La influencia de esta versión del diplomado se extendió a profesionistas de 10 estados de la República donde se distribuye el bosque de niebla. Los proyectos viables que se presentaron en esta versión tuvieron que ver con esquemas y políticas de restauración en las

zonas que históricamente han albergado este tipo de ecosistema. La modalidad en línea ha permitido que el Diplomado en Restauración del Bosque de Niebla de Pronatura Veracruz reciba alumnos de diferentes partes del país y del extranjero.

La tercera edición del diplomado en Restauración se distinguió por el aumento súbito en el número de alumnos y de ponentes. Acorde con esta tendencia, el diseño de la plataforma y las ayudas visuales se actualizaron. Para la cuarta edición del diplomado, el número de alumnos disminuyó, pero el número de ponentes acumulados siguió en aumento. También incrementó el equipo de asesores, con el propósito de mejorar la retroalimentación de los proyectos individuales (figura 6).

Entre los principales socios del Diplomado en Restauración del Bosque de Niebla se encuentran el Instituto de Ecología, A. C. (Inecol), y NatureServe.

Figura 6
Mapa de influencia geográfica acumulada del Diplomado en Restauración del Bosque de Niebla hasta la convocatoria de 2014



Fuente: elaboración propia con base en información de Inegi (2013).

Otros socios cuya participación ha sido relevante son Ecosur, Citro, Inifap y Unicach, y destaca la participación de empresas y de organizaciones de la sociedad civil, como Pladeyra, S. C., Holcim y Sendas, Asociación Civil.

Viveros de diversidad

Pronatura Veracruz sostiene tres viveros que producen especies para restaurar el BMM (figura 2). Los viveros se ubican estratégicamente a lo largo de la zona de trabajo, de manera que es posible abastecer fácilmente a los proyectos de restauración o a las solicitudes de árboles destinados a enriquecimiento de cafetales y predios. En estos tres viveros se reproducen 86 especies de árboles.

El vivero de la zona de Zongolica se denomina “TecMazates” y se ubica en el terreno del *campus* Zongolica del Instituto Tecnológico de Zongolica (Itezo). Recientemente, acabó un ciclo de actividad de este vivero, pero se espera que pronto se reactive. El vivero de la porción central de la zona de trabajo se ubica en el municipio de Coatepec y se llama “Gavilanes”. Entre las actividades que ahí se desarrollan se encuentra el procesamiento y beneficiado de semilla, la venta de árboles directamente al público general, y la docencia y demostración de técnicas durante los diplomados en Restauración. El tercer vivero, en la porción norte del área de trabajo, es el de más reciente creación. Este vivero fue instalado para abastecer la demanda local de árboles que se usarán en medidas de compensación ambiental a las que está obligado un proyecto minihidroeléctrico en el municipio de Jalacingo, Veracruz. La empresa en cuestión solicitó un plan de trabajo para restaurar una zona de BMM en el área de influencia de la minihidroeléctrica. El plan presentado incluye la aplicación de técnicas de nucleación y el seguimiento de los proyectos de restauración a mediano plazo. Todos los ejemplares de vivero son reproducidos a partir de semillas recolectadas en poblaciones de la SMO. Cada población está georreferenciada y es visitada al menos una vez por año, con el objetivo de registrar cambios fenológicos. Estos datos se integran a calendario fenológico, en el cual es posible distinguir la etapa de desarrollo en que se encuentra la especie por mes.

Seguimiento de la restauración ecológica

El seguimiento de los proyectos de restauración permite evaluar el grado de éxito de los proyectos y tomar decisiones de manejo (Herrick *et al.*, 2006), de forma que le confiere características adaptativas a la gestión de las líneas de acción. El seguimiento básico de las URE es principalmente a nivel de paisaje y se basa en la toma sistemática de fotografías de los sitios y la georreferenciación de árboles selectos. Por su parte, el estudio de la distribución y abundancia de aves migratorias y residentes en bosques nubosos y cafetales en la porción veracruzana de la SMO ha permitido encontrar asociaciones entre los ensambles de aves y los estados sucesionales presentes a nivel de paisaje. Los bosques veracruzanos son de especial importancia para este grupo de organismos debido a que son una fuente esencial de recursos para las aves migratorias que recorren el trayecto que atraviesa el estado, el más importante en su tipo (Newton, 2008).

Los ensambles de aves se estudian mediante captura con redes de niebla y puntos de conteo durante las temporadas con mayor flujo migratorio (otoño, invierno y primavera) (Ralph *et al.*, 1996; Sutherland *et al.*, 2004). Se ha descubierto que los ensambles de aves de cada cafetal son muy similares entre sí. En cambio, los ensambles de aves de cada sitio de BMM en buen estado de conservación son muy distintos entre sí, y hay poblaciones de algunas especies que sólo se encuentran en uno o dos sitios en toda la SMO. Si se pierden zonas de cafetal, las restantes alojarán especies similares, por lo que se considera que son sitios con alta reemplazabilidad. Por lo contrario, de perderse zonas de bosques conservados, algunas especies de aves migratorias o residentes perderán hábitats valiosos e irremplazables en la SMO. Debido a la importancia de algunos taxones a nivel nacional e internacional se usan especies “focales” (*sensu lato*), de las que se investigan sus patrones de distribución local y su asociación a cafetales y bosques mesófilos (figura 7). Algunas especies de aves están asociadas con especies de árboles que son clave para el funcionamiento de los BMM locales (cuadro 1). La relación varía según las especies involucradas, y es necesario realizar más análisis para detectar qué recursos son los que las aves aprovechan de cada especie de árbol.

La evaluación y el seguimiento de las zonas de trabajo también se llevan a cabo mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). El uso de cartas topográficas de escalas pequeñas (1:50,000), fotografías históricas y validación de condiciones *in situ* ha conducido a la generación de cartas y mapas de gran calidad, muy útiles para la planeación de las siguientes etapas de intervención en la restauración de predios y en la protección de hábitat. Por ejemplo, los corredores ribereños de la región de Zongolica tienen el más alto potencial de restauración (figura 8).

Gestión y vinculación social

Esta área de apoyo a las actividades de protección y restauración permite detectar oportunidades de proyectos, contrapartes y propietarios-aliados de los proyectos. La vinculación también hace visible las actividades de la organización y permite el acercamiento con actores no usuales de actividades de restauración ecológica, como empresas constructoras o de generación. Entre los actores con quienes PV se asocia con mayor frecuencia se encuentran la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz (Sedema), el Instituto de Ecología, A. C. (Inecol), la Universidad Veracruzana (UV), el Consejo Regional del Café de Coatepec, A. C., la Coordinadora de Asociaciones Cafetaleras de Huatusco, A. C., la OSC Sendas, A. C., el Instituto Tecnológico Superior de Zongolica (ITSZ), la asociación civil Fondo para Paz, planteles del Colegio de Bachilleres de Estado de Veracruz (Cobaev), propietarios privados y ayuntamientos locales. Las relaciones ganar-ganar con estos actores permiten que existan interacciones positivas con organizaciones no asociadas, por ejemplo, autoridades ejidales o asociaciones pecuarias.

Conclusiones

Pronatura Veracruz es una organización que cuenta con un abanico amplio de opciones para la restauración ecológica de los bosques mesófilos. La experiencia hasta el momento indica que los proyectos de restauración pueden ser más

Figura 7

Especies de aves migratorias típicas de los bosques mesófilos y cafetales de la SMO



Cardellina pusilla (arriba izquierda), *Mniotilta varia* (arriba derecha), *Dendroica chrysoparia* (centro izquierda) e *Hylocichla mustelina* (abajo derecha).

Foto: Rafael Rodríguez Mesa.

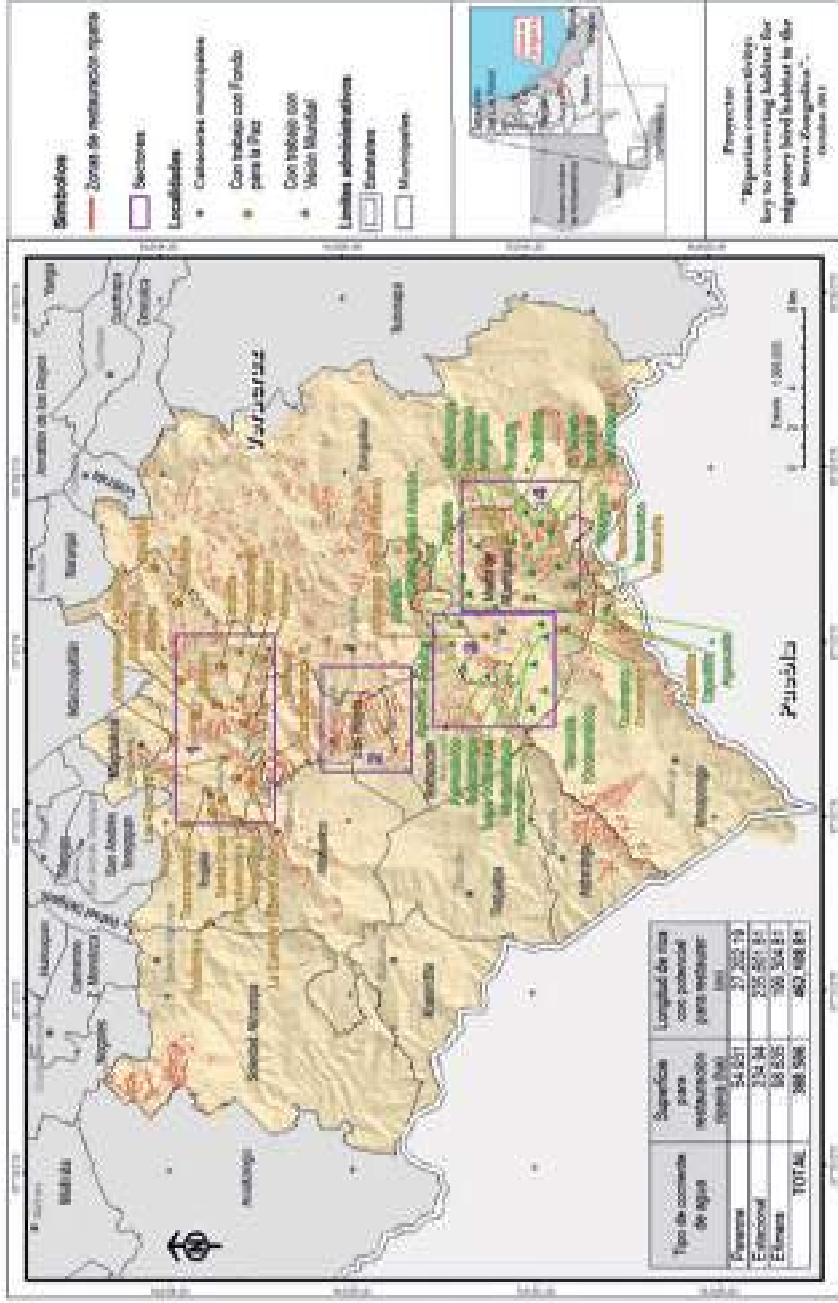
Cuadro 1

Especies de árboles y aves asociadas en los BMM de la porción central de la SMO en Veracruz

Árbol	Especies de aves
Aguacate (<i>Persea americana</i>)	Primavera (<i>Turdus grayi</i>), Tángara Ala Blanca (<i>Piranga leucoptera</i>), Vireo verdeamarillo (<i>Vireo flavoviridis</i>), Luis gregario (<i>Myiozetetes similis</i>), el Chipec trepador (<i>Mniotilta varia</i>)
Zapote Blanco (<i>Casimiroa edulis</i>)	Tángara Azul-gris (<i>Trhaupis episcopus</i>), Tángara aliamarilla (<i>Trhaupis habbas</i>), Eufonia garganta negra (<i>Euphonia affinis</i>), Eufonia capucha azul (<i>Euphonia elegantissima</i>)
Madroño (<i>Arbutus xalapensis</i>)	(<i>Turdus migratorius</i>), Picogordo tigrillo (<i>Pheucticus melanocephalus</i>), Capulinero gris (<i>Ptilonotus cinereus</i>)
Ilite (<i>Alnus jorullensis</i>)	Reyezuelo de rojo (<i>Regulus caléndula</i>), Chipec de Tolmie (<i>Geothlypis tolmiei</i>), Carbonero Mexicano (<i>Poecile esclateri</i>)
Nogal (<i>Juglans pyriformis</i>)	Pibí tengo frío (<i>Contopus pertinax</i>), Pibí boreal (<i>C. cooperi</i>), Tángara encinera (<i>Piranga flava</i>)

Fuente: elaboración propia.

Figura 8
 Mapa de zonas con potencial de restauración ribereña en la región de Zongolica, Veracruz



Fuente: elaboración propia con base en información de Inegi (2010a; 2010b).

eficientes si desde el principio existen herramientas adecuadas de diagnóstico y de vinculación. Los actores interesados en los proyectos de restauración de Pronatura Veracruz han sido decisivos para orientar los esfuerzos, dar forma a proyectos y difundir los alcances y logros de las herramientas usadas. Entre ellas destacan el uso de SIG, la diversificación de viveros, la caracterización fenológica de especies arbóreas nativas, el uso de técnicas de nucleación aplicada y el seguimiento de proyectos a nivel de paisaje.

Un punto culmen de la estrategia de restauración es ofertar diplomados especializados en modalidad a distancia. Las experiencias positivas de Pronatura Veracruz en proyectos de restauración son mostradas a actores clave de la gestión y el cuidado de los BMM de diversas partes de México y América. El seguimiento de los proyectos también ha permitido saber cuáles han sido errores de planeación o de manejo de los proyectos propios, lo que ayuda a mostrar a los asistentes a los diplomados algunas trampas metodológicas y conceptuales que deben evitar en sus respectivos proyectos. Al respecto, destacan los seis errores en los planes de la conservación detallados por Game y colaboradores (2013) y la falta de vinculación con tomadores de decisiones locales. A la vez, la retrospectiva a la que obliga la organización de los diplomados ha sido valiosa para afianzar las redes de socios y contactos y para recapitular los logros y planear nuevos alcances y metas a corto y mediano plazos.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

La experiencia actual revela que se requiere fortalecer la eficiencia de la búsqueda de proyectos y de zonas para establecer APC, el aseguramiento de fondos para la ejecución, aumentar el acervo de especies que se encuentran en los viveros y profundizar en el conocimiento de su fenología. También es necesario fortalecer las estrategias de seguimiento de proyectos para tener medidas y estrategias a nivel local y no sólo a nivel de paisaje. Por último, hace falta mejorar el seguimiento de los proyectos propuestos por alumnos de los diplomados, ya que pueden ser oportunidades de colaboración y revelar oportunidades insospechadas que puedan ser aprovechadas para manejar y conservar mejor los bosques mesófilos de montaña de Veracruz y de México.

En cuanto a los aportes de Pronatura Veracruz al panorama de la restauración ecológica en México, los perfiles de quienes han tomado el diplomado en Restauración Ecológica de Bosques de Niebla permiten considerarlos actores importantes a nivel nacional. La organización aspira a que algunos de los elementos que se muestran en el diplomado puedan ser incorporados a políticas nacionales referentes al manejo y restauración de los bosques nublados, entre los que destacan el uso de técnicas de nucleación aplicada y la diversificación de producción en viveros forestales.

Referencias bibliográficas

- Aronson, J., S. J. Milton y J. N. Blignaut (2007), “Restoring Natural Capital: Definition and Rationale”, en J. Aronson, S. J. Milton y J. N. Blignaut (eds.), *Restoring Natural Capital: Science, Business, and Practice*, Washington, Island Press-SER, pp. 3-8.
- Ceccon, E. (2013), *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*, México, Díaz de Santos.
- Colegio de Postgraduados, Comisión Nacional Forestal [Colpos y Conafor] (2008), *Evaluación externa de los apoyos de Reforestación 2007*, México, Colpos y Conafor.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2010), *El Bosque Mesófilo de Montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible*, México, Conabio.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2008), *Principales regiones y subregiones del bosque mesófilo de montaña en México*, escala: 1:250000, México, Conabio.
- Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible [ccmss] (2014), “Presupuesto forestal 2015, un ejercicio de opacidad”, *Red de Monitoreo de Políticas Públicas*, núm. 39, octubre, pp. 1-7.
- Corbin, J. D. y K. D. Holl (2012), “Applied Nucleation as a Forest Restoration Strategy”, *Forest Ecology and Management*, núm. 265, pp. 37-46.
- Elliott, S. D., D. Blakesley y K. Hardwick (2013), *Restauración de Bosques Tropicales: un manual práctico*, Kew, Royal Botanic Gardens.

- Gaceta Oficial del Estado de Veracruz* (GOE) (2000), Ley Estatal de Protección Ambiental, Veracruz (última modificación: 16 de julio de 2014).
- Game, E. T., P. Kareiva y H. P. Possingham (2013), “Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting”, *Conservation Biology*, vol. 27, núm. 3, pp. 480-485.
- Granados Ramírez, R., M. de la P. Medina Barrios y V. Peña Manjarrez (2014), “Variación y cambio climático en la vertiente del Golfo de México: impactos en la cafecultura”, *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, vol. 5, núm. 3, pp. 473-485.
- Gual-Díaz, M. y F. González-Medrano (2013), “Los Bosques Mesófilos de Montaña en México”, en M. Gual-Díaz y A. Rendón-Correa (comps.), *Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo*, México, Conabio, pp. 27-59.
- Herrick, J., G. E. Schuman y A. Rango (2006), “Monitoring Ecological Processes for Restoration Projects”, *Journal for Nature Conservation*, núm. 14, pp. 161-171.
- Holl, K. D. y T. M. Aide (2011), “When and Where to Actively Restore Ecosystems?”, *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1588-1563.
- Holl, K. D., R. A. Zahawi, R. J. Cole, R. Ostertag y S. Cordell (2011), “Planting Seedlings in Tree Islands versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy”, *Restoration Ecology*, núm. 19, pp. 470-479.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2013), *Marco geostadístico municipal v 6.0 Uso de suelo y vegetación*, Serie IV, México, Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010a), *Cartas topográficas vectoriales*, 1:50000, México, Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010b), *Censo de Población y vivienda*, México, Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2009), *Marco geostadístico municipal*, México, Inegi.
- Ladle, R. J., C. Bragagnolo, G. M. Gama, A. C. M. Malhado, M. Root-Bernstein y P. Jepson (2014), “Private Protected Areas: Three Key Challenges”, *Environmental Conservation*, vol. 41, núm. 3, pp. 239-240.
- Martínez, M. L. y F. López-Barrera (2008), “Special Issue: Restoring and Designing Ecosystems for a Crowded Planet”, *Ecoscience*, núm. 15, pp. 1-5.

- Newton, I. (2008), *The Migration Ecology of Birds*, Londres, Academic Press.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. Desante y B. Milá (1996), “Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres”, General Technical Report, PSW-GTR-159, Albany, California, United State Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Reis, A., F. Campanha-Bechara y D. R. Tres (2010), “Nucleation in Tropical Ecological Restoration”, *Scientia Agricola*, vol. 67, núm. 2, pp. 244-250.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group [SER] (2004), *The SER International Primer on Ecological Restoration*, www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Sutherland, W. J., I. Newton y R. Green (2004), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*, Oxford, Oxford University Press.
- Velázquez Hernández, E. (2010), “Los retos de la política forestal en zonas indígenas de México: un estudio de caso en el Istmo veracruzano”, *Revista Estudios Agrarios*, t/v 44, pp. 125-140.

Anexo 1

Lista de especies nativas que se utilizan
en los proyectos de restauración de Pronatura Veracruz

Género	Especies
<i>Acacia</i>	<i>A. angustissima</i> , <i>A. pennatula</i>
<i>Acer</i>	<i>A. negundo</i> , <i>A. skutchii</i>
<i>Acrocarpus</i>	<i>A. fraxinifolius</i>
<i>Alchornea</i>	<i>A. latifolia</i>
<i>Alnus</i>	<i>A. acuminata</i>
<i>Annona</i>	<i>A. cherimola</i>
<i>Brunellia</i>	<i>B. mexicana</i>
<i>Bursera</i>	<i>B. simaruba</i>
<i>Capsicum</i>	<i>C. pubescens</i>
<i>Carpinus</i>	<i>C. caroliniana</i>
<i>Casimiroa</i>	<i>C. edulis</i>
<i>Cecropia</i>	<i>C. obtusifolia</i>
<i>Cedrela</i>	<i>C. odorata</i>
<i>Ceiba</i>	<i>C. pentandra</i>
<i>Chamaedora</i>	Varias especies
<i>Clethra</i>	<i>C. mexicana</i>
<i>Coffea</i>	<i>C. arabica</i> , distintas variedades
<i>Cordia</i>	<i>C. alliodora</i>
<i>Cornus</i>	<i>C. florida</i>
<i>Croton</i>	<i>C. draco</i>
<i>Cyphomandra</i>	<i>C. betacea</i>
<i>Dendropanax</i>	<i>D. arboreus</i>
<i>Diospyros</i>	<i>D. digyna</i>
<i>Diphysa</i>	<i>D. robinoides</i>
<i>Erythrina</i>	<i>E. americana</i>
<i>Ficus</i>	<i>F. aurea</i>
<i>Fraxinus</i>	<i>F. uhdei</i>
<i>Heliocarpus</i>	<i>H. appendiculatus</i> , <i>H. donnellsmithii</i>
<i>Inga</i>	<i>I. jinicuil</i> , <i>I. paterna</i> , <i>I. pavoniana</i> , <i>I. vera</i>
<i>Jatropha</i>	<i>J. curcas</i>

Bosque nublado

Anexo 1 (continuación) Lista de especies nativas que se utilizan en los proyectos de restauración de Pronatura Veracruz

Género	Especies
<i>Juglans</i>	<i>J. piryformis</i>
<i>Leucaena</i>	<i>L. leucocephala</i>
<i>Liquidamar</i>	<i>L. styraciflua</i>
<i>Lonchocarpus</i>	<i>L. guatemalensis</i>
<i>Licania</i>	<i>L. platypus</i>
<i>Magnolia</i>	<i>M. dawsoniana, M. mexicana, M. schiedeana</i>
<i>Nyssa</i>	<i>N. sylvatica</i>
<i>Oreomunea</i>	<i>O. mexicana</i>
<i>Ostrya</i>	<i>O. virginiana</i>
<i>Passiflora</i>	<i>P. ligularis</i>
<i>Persea</i>	<i>P. americana, P. schiedeana</i>
<i>Phyllonoma</i>	<i>P. laticuspis</i>
<i>Pimenta</i>	<i>P. dioica</i>
<i>Pinus</i>	<i>P. cembroides, P. patula, P. pseudostrobus</i>
<i>Platanus</i>	<i>P. mexicana</i>
<i>Pouteria</i>	<i>P. zapota</i>
<i>Prunus</i>	<i>P. serotina</i>
<i>Psidium</i>	<i>P. guajava</i>
<i>Quercus</i>	<i>Q. candicans, Q. insignis, Q. laurina, Q. orizabae, Q. polymorpha, Q. sartorii, Q. xalapensis</i>
<i>Rapanea</i>	<i>R. myricoides</i>
<i>Schizolobium</i>	<i>S. parahyba</i>
<i>Spondias</i>	<i>S. mombin</i>
<i>Stemmadenia</i>	<i>S. galeottiana</i>
<i>Tapirira</i>	<i>T. mexicana</i>
<i>Temstroemia</i>	<i>T. sylvatica</i>
<i>Trema</i>	<i>T. micrantha</i>
<i>Ulmus</i>	<i>U. mexicana</i>
<i>Vaccinium</i>	<i>V. leucanthum, V. vitis-idaea</i>

Fuente: elaboración propia.



bosque templado



Foto: Leonardo Martínez Torres

Capítulo 7

Restauración de elementos de bosque templado en sitios severamente erosionados de Michoacán

Mariela Gómez-Romero
margrbiol3@hotmail.com

Roberto Lindig-Cisneros

Abstract

In severely degraded sites, under conditions of extreme soil loss and the presence of gullies, with extremely low fertility levels, particularly of phosphorus, that prevent natural vegetation recovery, restoration programs are needed to guarantee the establishment of vegetation cover and soil protection. With the goal of restoring this type of sites, experiments were done involving local communities. Initially an essay was done with pine species. *P. cembroides* was the species with the highest survival but the lowest growth. *P. pseudostrobus* had lower survival. *P. greggii* had higher growth. *P. devoniana* had survival of 80%. Overall, *P. pseudostrobus* was the most sensitive species. In a second experiment, the fertilization effect and association with pioneer species on the performance of *P. pseudostrobus*, was studied. Two understory herbaceous species were used, *Lupinus mexicanus* and *Tithonia tubiformis* together with a fertilization gradient. Results showed that *L. mexicanus* had the highest influence on the growth and survival of *P. pseudostrobus* whereas fertilization had no effect. In eroded acrisols, biological agents are needed to solubilize phosphorus, such as mycorrhizic interactions. Lastly, *P. pseudostrobus* establishment was evaluated under three conditions. The first corresponds to plants of known origin, germinated and propagated under controlled conditions, to have a lot without inoculation and a second with *Pisolithus tinctorius*. The third was a conventional plantation. Results showed that pines planted under the first conditions had a better performance and survival. Survival of inoculated pines was 86%, without inoculation 62% and the conventional plantation 30%. Organized communities are fundamental actors to restore severely degraded sites.

Key words: erosion, phosphorus, inoculation, *Pinus pseudostrobus*, restoration.

Introducción

En México, el bosque templado es uno de los ecosistemas más susceptibles a la alta deforestación por el interés de los recursos forestales que éste alberga. En muchas ocasiones, la explotación forestal causa pérdida de suelos debido a la eliminación de la protección que daba la cobertura vegetal, lo que genera fenómenos erosivos por viento y agua (Serrano, 2002). La actividad forestal en nuestro país se centra principalmente en especies del género *Pinus*, debido a que representan 60% de las especies maderables comerciales por su amplia distribución geográfica y su alto valor económico. En México, la cosecha legal anual de madera y celulosa equivale a 6.9 millones de m³, de los cuales 85% proviene de especies de pinos. La cosecha anual total legal o ilegal de madera representa 43 millones de m³, de los cuales 66% es cosechado informalmente para leña combustible (Caballero-Deloya, 2010), causando serios problemas de deforestación. El estado de Michoacán posee importantes recursos forestales por su cantidad, diversidad e importancia económica. Este estado ocupa el tercer lugar nacional en producción de madera, aproximadamente 1 x 10⁶ m³/año, después de Chihuahua y Durango, y ocupa el primer lugar nacional en producción de resina (35 000 t/año); también ocupa el sexto lugar nacional en existencias maderables y el quinto lugar nacional en riqueza de especies (Cofom, 2001). Sin embargo, Michoacán tiene graves problemas de cambio de uso de suelo, como los incendios forestales de gran intensidad y la tala ilegal. La deforestación ha provocado pérdidas de 260 000 ha por año en estos bosques templados (Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004). Por lo que este ecosistema, en gran parte de su extensión, se ha visto fuertemente afectado por la pérdida de estructura y funcionalidad, de modo que las plantaciones forestales convencionales, en la mayoría de las ocasiones, ya no son suficientes, sobre todo, en condiciones de pérdida extrema de suelo. En estas superficies se requiere del desarrollo de estrategias y programas de restauración ecológica más complejos que 1) optimicen el establecimiento exitoso de la cubierta vegetal y protección de suelos, 2) que puedan contribuir con la restauración de sitios severamente degradados con altos niveles de erosión y con presencia de numerosas cárcavas; las cárcavas son también un problema a nivel global (Nagasaka *et al.*, 2005; Zhang y Dong, 2010).

Los suelos protegidos por vegetación mantienen su integridad, ya que la vegetación puede minimizar la acción del viento y dispersar las gotas de lluvia. La cobertura vegetal contribuye a la conservación y formación del suelo (Smith y Read, 2000; Ruiz-Reyes *et al.*, 2009; Acevedo-Sandoval *et al.*, 2003). La presencia de los distintos estratos vegetales permite: 1) mayor diversidad estructural en los ecosistemas, 2) ofrece protección contra la erosión del suelo, 3) crea regímenes locales favorables de temperatura y humedad, 4) permite la reposición constante de materia orgánica del suelo, y 5) son albergue para gran cantidad de especies de fauna (Suárez-Pérez *et al.*, 2012; Gómez-Romero *et al.*, 2013a).

Aquí se presentan los resultados de un ensayo con especies de pino, posteriormente se menciona un experimento en condiciones de sombra sobre la asociación de especies pioneras para el crecimiento de pinos, y finalmente, otro experimento de campo sobre el establecimiento de *Pinus pseudostrobus* en cárcavas, siendo la especie nativa más sensible.

Objetivo general

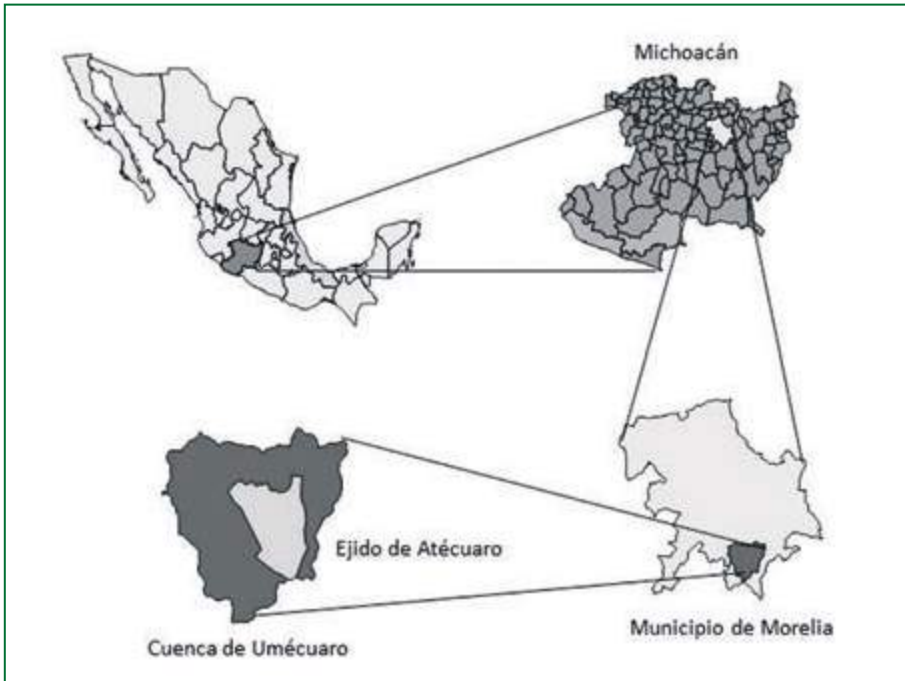
Contribuir con el desarrollo de estrategias para la restauración de sitios severamente erosionados de bosque templado, con participación de la comunidad.

Materiales y métodos

Área de estudio y descripción del sitio

La microcuenca de Atécuaro comprende una superficie de 4 348 ha, está situada a 15 km al sur de la ciudad de Morelia, Michoacán, fisiográficamente se localiza dentro de la subprovincia Mil Cumbres, perteneciente a la provincia Eje Neovolcánico, a la Región Hidrológica No. 12 Lerma-Santiago de la Cuenca de Cuitzeo, subcuenca Presa de Coitzio y municipio de Morelia. Se ubica entre los paralelos 19°33'05" y 19°37'08" de latitud norte y los meridianos 101°05'07" y 101°09'03" de longitud, con altitudes de 2 150 a 2 450 msnm. Clima subhúmedo,

Figura 1
Ubicación del área de estudio, Atécuaro, municipio de Morelia, Michoacán



Fuente: tomado de Gómez-Romero *et al.*, 2013b.

con lluvias en verano y una temperatura media anual de 13.8°C y precipitación de más de 1 000 mm. El tipo de suelo es acrisol ócrico (Duvert *et al.*, 2010). La vegetación predominante corresponde a Bosque Templado de pino encino (figura 1).

Historia de uso del suelo

El sitio de estudio ha sufrido una historia compleja de degradación ambiental que ha llevado a que en la actualidad en el paisaje prevalearan numerosas cárcavas. Los primeros reportes sobre la vegetación del municipio y de este sitio se remontan a los informes de catastro de los bosques y montes del estado que se formó cumpliendo lo dispuesto en la fracción II del Artículo 2° de la

ley número 50 del 18 de diciembre de 1882; contenido en el primer inventario de bosques y montes en Michoacán, 1885, de Francisco Pérez Gil (SUMA *et al.*, 2002), donde mencionan que las principales especies de árboles eran pino, encino y madroño, y en ese tiempo eran utilizadas como vigas, tablas, tejamanil, rodados, útiles de labranza, leña y carbón. Los dueños actuales de las parcelas tienen conocimiento, por tradición oral, de que en la zona prevalecía un dosel cerrado de bosque de encino-pino, y entre las décadas de 1940 a 1960 se dio una deforestación masiva, primero de los encinos para la elaboración de durmientes para los ferrocarriles, la elaboración de carbón como combustible y en mucho menor medida para el consumo familiar de leña. Posteriormente, se realizó el cambio de uso de suelo para la agricultura y la ganadería. A partir de la década de 1980, se observa que los suelos ya presentaban problemas de fertilidad, pero que además existían ya problemas severos de erosión por la ausencia de vegetación en los suelos de *charanda* (acrisol ócrico). Para tratar de resolver el problema, se decidió plantar diversas especies, entre ellas eucaliptos, fresno, capulín, maguey y nopal, además de apilar costales rellenos de suelo como retranques. Infortunadamente, estas técnicas no mejoraron las condiciones del sitio ni disminuyeron la tasa de erosión, ya que la supervivencia de los árboles fue muy baja y el crecimiento casi nulo; sólo sobrevivieron algunos eucaliptos.

Iniciativas para la recuperación del suelo

En el año de 2002 inician los trabajos de la Comisión Forestal del Estado de Michoacán reconociendo que la erosión presente en esta zona está vinculada con el cambio de uso del suelo de forestal a agrícola, con las prácticas agropecuarias inadecuadas y con el sobrepastoreo. Cabe mencionar que estas acciones no solventan la economía familiar, incluso, se da la venta de madera en baja cantidad a la ciudad. Estos factores dificultan la aplicación de programas de restauración y de mejoramiento agronómico (Cofom, 2011). Adicionalmente a esta problemática, la zona de estudio vierte sus escurrimientos a la presa de Cointzio, que es uno de los principales abastecedores de agua de la ciudad de Morelia, la cual se está azolvando y, por tanto, presenta ya reducción en la capacidad de almacenamiento.

En 2002 iniciaron trabajos con familias de la comunidad, con la finalidad de recuperar los suelos erosionados por medio del programa de Restauración de Suelos Forestales de la Comisión Forestal del Estado de Michoacán (Cofom, 2011). Se utilizaron distintos materiales para tratar de retener el suelo, como son piedra, gavión, madera, desperdicio de coco, llantas, costales de polipropileno, acículas de pino en red de hilo de cáñamo. Además, se plantaron algunos árboles como *Pinus greggii*, *P. devoniana*, *P. montezumae*, *P. leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Fraxinus uhdei* y herbáceas como *Eragrostis curvula* y *Vetiveria zizanioides*. Se sugirió que uno de los resultados de estas acciones fue la estabilización de los cauces de las cárcavas mejorando el sustrato al retener mayor humedad para el desarrollo de la vegetación.

La Comisión Forestal del estado reconoció que para lograr la restauración de áreas degradadas era necesario dar un seguimiento durante varios años. Además, otro de los aspectos importantes que se ha logrado reconocer por la parte gubernamental es que para las especies de estadio cespitoso del género *Pinus* el trasplante al campo debe hacerse a la edad de dos o tres años, con altura de aproximadamente 25 cm. En los trabajos de la Cofom, las especies con mayor supervivencia fueron *Pinus greggii*, *P. devoniana* y el pasto *Eragrostis curvula*. Esta última especie también se ha utilizado en la zona para la estabilización de taludes junto con *Vicia villosa* por el Inifap en trabajos reportados en 2002 y 2003. En esos trabajos se han utilizado llantas para formar presas y retener azolve (Bravo y Medina, 2003). Estas acciones no han representado un avance significativo, ya que se ha observado un desprendimiento de estas llantas en toda el área. También se ha sugerido que las presas de piedra acomodada son las más recomendadas por ser permanentes (Cofom, 2011), sin embargo, realizar estas acciones a gran escala presenta altos costos debido a que en la región no hay depósitos de piedra y hay que transportarla por grandes distancias.

Otro de los aspectos importantes a considerar es que los trabajos que se han desarrollado desde el año 2002 por parte de la Comisión Forestal del estado, se han realizado sin diseño ni plan de monitoreo a mediano o largo plazos. Adicional a esto, con los cambios de gobierno se pierde continuidad en los proyectos por falta de asignación de recurso a estas obras, como en el año 2011, cuando no se realizaron acciones en la zona por no haber presupuesto. Se reconoció también la falta de planeación y de viveros especializados para producir

planta adecuada para estos sitios. La falta del monitoreo del desempeño de las plantaciones evita que se pueda crear un esquema para el replanteamiento de las acciones y la toma de decisiones a largo plazo.

Acciones participativas y experimentación para la restauración

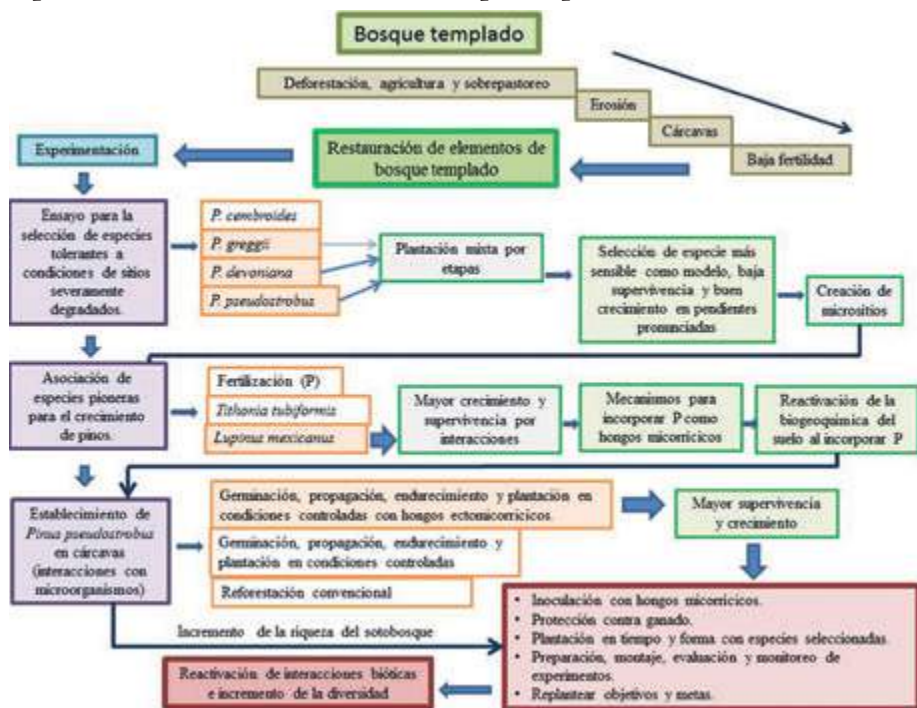
Con la preocupación de algunas familias por restablecer la cobertura vegetal en las cárcavas cercanas a parcelas agrícolas, donde la producción ya sólo era utilizada para complementar la dieta del ganado, se iniciaron en 2004 distintos experimentos con un enfoque de restauración ecológica. Los análisis de suelo indicaron la baja fertilidad y severa pobreza de fósforo disponible, ya que sólo se encuentra en trazas. La cuantificación y determinación de barreras a la restauración ecológica es fundamental para entender la dinámica natural en sitios severamente degradados (Hobbs y Norton, 1996; Suding *et al.*, 2004). Así, se detectó que la principal barrera para la restauración de estos sitios eran los bajos niveles de fósforo; el fósforo es fundamental en la dinámica de los ecosistemas terrestres, así como en los procesos sucesionales y aquellos que determinan la productividad de los ecosistemas. En estos sitios, los objetivos de la restauración ecológica fueron: 1) tratar de detener la erosión, y 2) fomentar la acumulación de materia orgánica para reponer en parte el suelo orgánico. El primer paso fue la selección de especies capaces de tolerar las condiciones de sitios severamente degradados; la selección de especies idóneas se puede hacer a través de ensayos en el campo (Zobel y Talbert, 1992).

Resultados

Ensayo de especies de pino

Con el objetivo de restaurar sitios severamente erosionados con presencia de numerosas cárcavas, se estableció un ensayo de especies con *Pinus cembroides*, *P. greggii*, *P. devoniana* (también conocida como *P. michoacan*) y *P. pseudostrobus*.

Figura 2
Resumen de la metodología de los experimentos
para la restauración de elementos de bosque templado severamente erosionado



Fuente: elaboración propia.

Las especies se seleccionaron con base en características deseables como su capacidad de sobrevivir en un sitio altamente degradado y crecer satisfactoriamente. Se probaron especies que se sabe son resistentes a la sequía, como *P. cembroides*, que se encuentra distribuido en regiones semiáridas (Farjón *et al.*, 1997; Constante-García *et al.*, 2009), puede crecer en suelos pobres y es resistente al estrés hídrico (Constante-García *et al.*, 2009); además, esta especie es común en sitios con pérdida de suelo (Ferrari y Wall, 2004). Otra especie usada fue *P. greggii* var. *australis* (Donahue y López-Upton, 1999), que aunque no es una especie nativa de Michoacán, crece en sitios con precipitación baja (López-Upton y Muñoz, 1991; López-Upton *et al.*, 2005), puede crecer en suelos pobres (López-Upton *et al.*, 2004). Por otro lado, se ensayó con *P. pseudostrobus*, que resiste poco el estrés por sequía, pero en sitios apropiados

presenta tasas elevadas de crecimiento (López-Upton, 2002) y además es la especie más deseada por las comunidades humanas locales. Una especie intermedia en cuanto a resistencia al estrés es *P. devoniana*, conocida como *P. michoacana*, que se distribuye localmente en Michoacán (Semarnap, 2000). En la zona de estudio, *P. devoniana* y *P. pseudostrobus* se encuentran distribuidas de manera natural.

En el experimento se evaluó supervivencia, altura y diámetro del año 2005 a 2011. Se consideraron tres condiciones de pendiente: testigo (0-5°), suave (5°-30°) y fuerte (> 30°); adicionalmente, se realizaron tres tratamientos de fertilización (fosfato de potasio, nitrato de amonio, fosfato diamónico y un testigo), se analizó la clorofila a, b y total de cada planta. El diseño experimental fue bloques completos al azar, con parcelas divididas y las especies plantadas en cuadro latino. En total, se utilizaron 144 plantas por especie.

Los resultados indicaron que *Pinus cembroides* fue la especie que presentó la mayor supervivencia (81%), pero también el menor crecimiento en altura (76 cm); *P. pseudostrobus* mostró menor supervivencia (38%) y *P. devoniana* supervivencia de 80%. *Pinus greggii* fue la especie que presentó mayor crecimiento (332 cm) ($F_{(3,371)}=144.61$, $P<0.0001$). El fertilizante favoreció un aumento de clorofila para *P. greggii*, mostrando valores mayores en la clorofila a, b y total con la presencia de fósforo y nitrógeno. Las plantas de *P. pseudostrobus* y *P. greggii* fertilizadas con fósforo crecieron más. El análisis de resultados sugirió que una plantación mixta (*Pinus devonianana* y *P. greggii*) podría representar la mejor opción para restaurar este tipo de sitios. *P. greggii*, aunque exótica en el área de estudio, se puede usar en las primeras etapas de la restauración por su rápido crecimiento para lograr la creación de micrositios favorables para el establecimiento de especies endémicas como es *P. devoniana*; *P. pseudostrobus* crece mejor en pendientes mayores a 30°; la pendiente no afectó a las otras especies. Con la plantación de estas especies se podría revertir el grave problema de erosión, reducir la pérdida de suelo y la formación de cárcavas al aumentar la supervivencia y desempeño de las plantas (Gómez-Romero *et al.*, 2012; figuras 3a y 3b). A partir de 2004 se realizó un estudio sobre el efecto de especies de leguminosas sobre la capacidad de retener el suelo bajo condiciones de restauración ecológica; este grupo de plantas fue importante y útil como herramienta en la restauración de suelos (Aureoles-Celso, 2006).

Asociación con especies pioneras para el crecimiento de pinos

P. pseudostrobus es una especie sensible a la degradación por presentar baja supervivencia, pero crecimiento considerable, por lo que se decidió, en una segunda etapa, evaluar el efecto de la fertilización y la asociación con especies herbáceas pioneras en su crecimiento y supervivencia. Este experimento se realizó en condiciones de casa de sombra con sustrato del sitio de estudio en contenedores rígidos de plástico con capacidad de 4 000 cm³. Se utilizaron las herbáceas pioneras *Lupinus mexicanus* (Fabaceae) y *Tithonia tubiformis* (Asteraceae) en tres tratamientos experimentales y un control. Para la fertilización se utilizaron cuatro concentraciones de KH₂PO₄. La combinación de ambos factores generó 16 tratamientos. Los resultados indicaron que los tratamientos de fertilización no presentaron efecto alguno en la supervivencia ni en el crecimiento de las plantas de *P. pseudostrobus*, mientras que la presencia de herbáceas pioneras sí tuvo efecto. La presencia de la leguminosa *Lupinus mexicanus* incrementó significativamente la supervivencia del pino (98%) en comparación con los pinos control (78%) (Gómez-Romero *et al.*, 2013b; figura 3c). En este estudio resaltó la importancia de las interacciones positivas entre plantas y, por otro lado, la necesidad de explorar mecanismos que les permitan incorporar el fósforo de manera más eficiente; por ejemplo, la utilización de hongos micorrícicos (Clark y Zeto, 2000). La disponibilidad de fósforo es muy importante para el establecimiento inicial de la vegetación (Oliet *et al.*, 2005) y posterior desempeño de las plantas (McGrath *et al.*, 2001). Por otro lado, el acrisol ócrico presenta condiciones que dificultan el desarrollo de las plantas; en ese tipo de suelo, el fósforo se encuentra unido a minerales de aluminio y hierro, lo que lo hace insoluble, y por tanto, no disponible para las plantas. El fósforo es uno de los nutrientes esenciales para las plantas, pero también es uno de los elementos que con mayor frecuencia resulta limitante por su alta interacción con la matriz del suelo (Oliet *et al.*, 2005). La presencia de hongos micorrícicos podría, entonces, reactivar en parte la biogeoquímica de suelos incorporando el fósforo a las plantas y depositarlo de nuevo en el suelo con la pérdida de hojas y adición de hojarasca.

Establecimiento de *Pinus pseudostrobus* en cárcavas

También se evaluó el establecimiento de *Pinus pseudostrobus* en tres condiciones de propagación y trasplante en cárcavas desprovistas de vegetación. La primera condición correspondió a plantas de procedencia conocida (semillas colectadas en el interior del estado), germinadas y propagadas en condiciones controladas (estratificadas a 4°C, germinadas a 25°C con 12 h luz y propagadas con riego cada tercer día) para contar con dos lotes de plantas, el primero con inóculo del hongo ectomicorrízico *Pisolithus tinctorius* y el segundo en las mismas condiciones de germinación y propagación, pero sin inóculo. A los 15 meses de edad se llevó a cabo el endurecimiento de las plantas durante 15 días mediante su exposición a una insolación directa. Posteriormente, las plantas fueron transportadas al sitio de estudio y aclimatadas por un día; ambos lotes fueron trasplantados con adición de sustrato fértil (fibra de coco, corteza de árbol y agrolita) en las cepas. En otro sitio muy cercano (177 m de distancia en línea recta), una tercera condición fue una plantación convencional con plantas de la misma especie, pero sin controlar las variables antes descritas. Para todas las condiciones, se evaluó la altura, el diámetro a la altura de la base, cobertura del dosel, número de ramas y porcentaje de supervivencia de las plantas.

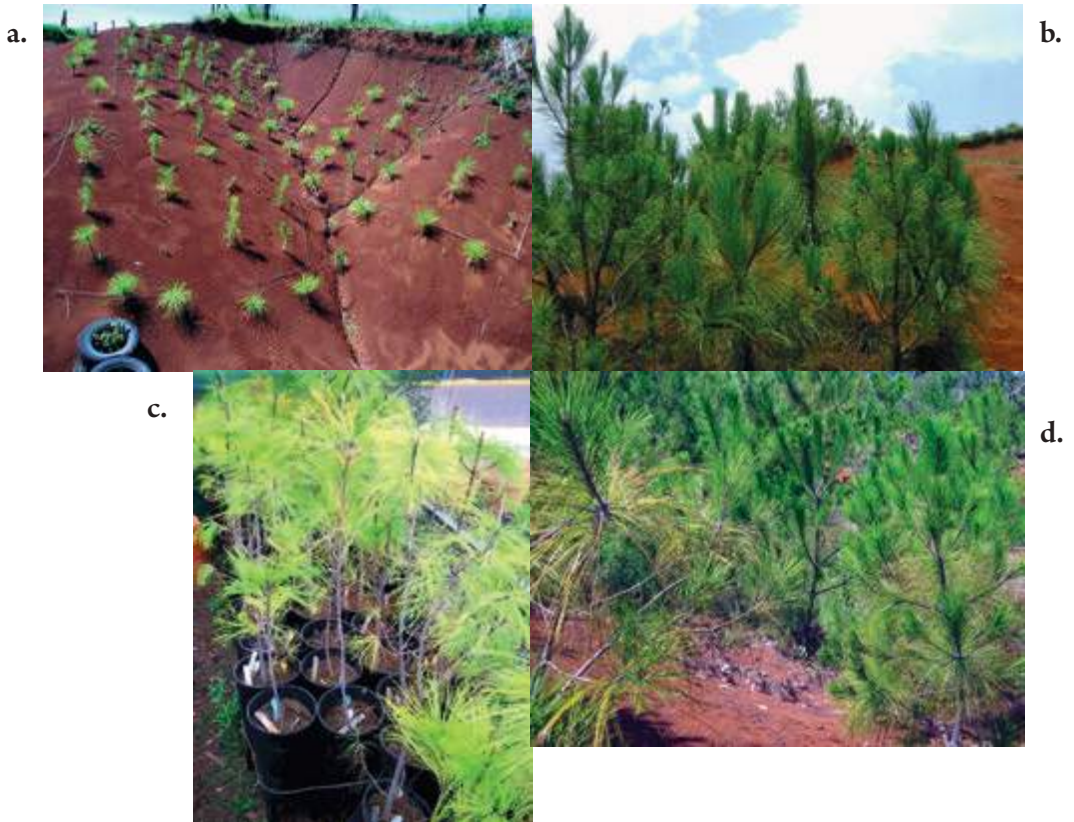
Los resultados mostraron que hubo un efecto de la forma de germinación, propagación y trasplante. Al comparar las plantas que fueron propagadas en condiciones más controladas en función de la presencia/ausencia de inoculación con el hongo ectomicorrízico *Pisolithus tinctorius*, no se obtuvieron diferencias significativas para las variables crecimiento. Por otra parte, se presentó un incremento significativo en supervivencia de las plantas inoculadas. Al hacer la comparación de las plantaciones de ambos sitios, se presentaron diferencias estadísticamente significativas en todas las variables de crecimiento y en supervivencia.

Se ha reconocido que la supervivencia de plantas puede estar asociada con las variables ambientales del micrositio, como puede ser el nivel de nutrientes (Price *et al.*, 2001). Los pinos que fueron plantados bajo las primeras condiciones presentaron mayor crecimiento y supervivencia que los pinos de la tercera condición, que se refiere a las plantaciones convencionales ($F_{(2,267)}=87.87$,

Bosque templado

$P < 0.0001$). La supervivencia de los pinos inoculados fue de 86%, la de los pinos de la misma plantación sin inóculo 62% y la de la segunda reforestación 30%. Con la interacción de los hongos micorrícicos, el establecimiento de los pinos se incrementa. El aumento en la supervivencia de los pinos podría permitir el establecimiento de otras especies bajo condiciones microambientales más propicias (Gómez-Romero *et al.*, 2013a; figuras 3c y 3d).

Figura 3



Secuencia de experimentos para la restauración de sitios severamente degradados de bosque templado. a. y b. Experimento de ensayo de especies; c. Experimento sobre la asociación de especies pioneras para el crecimiento de pinos; d. Experimento sobre el establecimiento de *Pinus pseudostrobus* en cárcavas.

Fotografías: Mariela Gómez-Romero.

Discusión

Los resultados indican que la inoculación con hongos formadores de micorrizas se recomienda como una estrategia a aplicar en proyectos de restauración de sitios severamente degradados y erosionados. Además, ésta podría ser una técnica exitosa para mejorar los resultados de los proyectos de plantación convencional (reforestación), ya que en estos programas existen serios problemas en cuanto al proceso de plantación y mantenimiento de las plantaciones (Lindig-Cisneros *et al.*, 2005; Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004). Entre los principales problemas a resolver para el establecimiento de plantaciones se encuentra la técnica de plantación, por ejemplo, hay una falta de capacitación del personal de campo, falta de herramientas adecuadas y falta de preparación del terreno previo a la plantación; también existen problemas con la fecha de plantación, por ejemplo, al plantar en la temporada de lluvias avanzada se limita a las plantas para establecer un sistema radical suficiente, antes del inicio de la temporada de sequía. Finalmente, la pobre calidad de la planta que se usa en los proyectos convencionales representa hasta 15% de la mortalidad (Nienstaedt, 1994; Sáenz-Romero y Martínez-Palacios, 2000).

Cabe mencionar que todos los experimentos reportados en campo fueron protegidos contra ganado, ya que su exclusión es uno de los aspectos fundamentales para poder llevar a cabo el establecimiento de la vegetación (intervención mínima; véase la introducción de esta obra). En sitios deforestados, el proceso erosivo continúa debido al sobrepastoreo y el daño al suelo puede ser irreversible (Betancourt-Yáñez *et al.*, 2000). Otro de los aspectos importantes a resaltar aquí, es la participación de los dueños de los terrenos, ya que con ayuda de ellos es como se ha logrado: 1) el mantenimiento de las cercas para la exclusión del ganado, 2) la preparación del terreno, 3) las cepas para las plantaciones de las medidas adecuadas para las plantas de las diferentes especies en los distintos experimentos, y 4) la evaluación y monitoreo a largo plazo de los experimentos; la participación de los dueños desde la planeación, preparación y montaje de los experimentos permite que se involucren con el desarrollo de éstos. De tal manera, se ha dado la difusión entre las familias de la comunidad y ellas mismas han propuesto terrenos de su propiedad para el montaje de más experimentos.

Bajo condiciones severas de degradación, se requiere de la implementación de técnicas de restauración para recuperar la vegetación, y, en consecuencia, reducir la erosión de los suelos y propiciar su recuperación. En la mayoría de las superficies muy alteradas no es posible restaurar la vegetación original, pero es posible inducir el desarrollo de una vegetación protectora que permita conservar e incrementar la fertilidad del suelo (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Por lo general, el proceso de revegetación de sitios severamente degradados se ha concentrado sobre todo en el uso de pastos, en la mayoría de los casos de especies exóticas y en menor medida de otras herbáceas, ignorando casi en su totalidad a arbustos y árboles (Suárez, 1998; Rivera-Posada y Sinisterra-Reyes, 2005). Por otro lado, la vegetación arbórea y arbustiva permite que se presenten sistemas radicales de mayor anclaje, aumentando la resistencia del suelo (Waldron, 1977; Rivera-Posada y Sinisterra-Reyes, 2005). Una gran extensión del territorio nacional presenta graves problemas de deforestación y, como consecuencia, de erosión. Se ha calculado que México registra entre 60 y 80% de su territorio con algún problema de erosión. El estado de Michoacán presenta tasas de deforestación de 35 000 ha anuales (Cofom, 2011). En este contexto, la participación social es fundamental en la restauración de sitios degradados. En gran parte del territorio la agricultura ya no es redituable, ya que en algunos sitios las tierras están tan empobrecidas, que la gente ya no obtiene beneficios económicos y en ocasiones ni siquiera el producto de consumo familiar; en estas tierras se pueden usar técnicas de restauración para convertirlas a terrenos forestales, que era su vocación original.

Los bosques contienen alrededor de tres cuartas partes de la biomasa terrestre de la tierra (Aitken *et al.*, 2008). Si sumamos a esto la problemática de la dispersión de semillas de muchas especies, como es el caso de los pinos, que no lograrán desplazarse a grandes distancias, la migración asistida es la forma en que se podría facilitar la nueva colonización (McLachlan *et al.*, 2007). Basado en los diferentes modelos climáticos, los datos predicen la necesidad de realizar migración asistida de especies de árboles (Malcolm *et al.*, 2002). Los bosques de pino de México ocupan principalmente las regiones montañosas con clima templado (Rzedowski, 1998), estos bosques son vulnerables al clima a largo plazo debido al calentamiento global.

Conclusiones

La restauración de bosques templados puede durar decenas o centenas de años; en este ecosistema, las evaluaciones constantes son necesarias para replantear los objetivos. En muchos casos es necesario redirigir las metas cuando se está trabajando en sitios altamente degradados; en este sentido, el monitoreo a largo plazo es fundamental.

Con la selección de especies tolerantes a sitios severamente degradados mediante el ensayo de especies en campo, se logró entender que la restauración debería darse por etapas: al inicio con una plantación de *P. greggi*, que no es una especie nativa, pero que es resistente al estrés por sequía y presenta un rápido crecimiento, lo que podría contribuir a la generación de una cobertura vegetal y la creación de micrositios. En una segunda etapa se sugiere el establecimiento de especies nativas como *P. devoniana* y *P. pseudostrobus*, siendo esta última una especie sensible por presentar baja supervivencia, pero buen crecimiento una vez que se establece. El resultado más importante del segundo experimento es que las interacciones bióticas, en este caso entre plantas, incrementan la supervivencia y el crecimiento de las plantas de *P. pseudostrobus*. Finalmente, para incorporar fósforo al sistema, se utilizaron hongos ectomicorrízicos, siendo éstos un factor determinante en el incremento de la supervivencia y el crecimiento de la especie, a diferencia de las plantaciones convencionales.

En el presente trabajo se muestra un poco de lo que se ha realizado a lo largo de diez años, tanto en los experimentos de campo como en experimentos en condiciones más controladas que ayudan a dilucidar efectos que en campo se dificultan. Actualmente, se continúa con la evaluación de los experimentos, así como con la evaluación de la composición de las especies del sotobosque: especies que se han reclutado de manera natural con el cambio de condiciones bajo el dosel establecido. Un aspecto importante de resaltar es que cada sitio presenta características distintas por el historial de la degradación, por su intensidad, por la resiliencia y resistencia.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

En sitios con problemas severos de erosión y presencia de cárcavas es necesario implementar programas de restauración ecológica; los programas deben optimizar el establecimiento de cobertura vegetal y protección de suelos. Se requiere seleccionar especies tolerantes a condiciones extremas de sitios degradados, evaluando aquellas con capacidad de crear condiciones microambientales que favorezcan estas condiciones extremas. De este modo, es posible contribuir con el desarrollo de estrategias para restaurar la vegetación y, como consecuencia, lograr la disminución de la erosión a mediano plazo. En casos como éste, la sucesión no ocurre de manera lineal con el establecimiento de herbáceas, arbustos y finalmente árboles. El establecimiento de especies arbóreas, germinadas y propagadas en condiciones controladas, endurecidas, aclimatadas e inoculadas con hongos micorrícicos ha funcionado mejor. Las plantaciones ayudan a crear un microambiente mejorando las condiciones para el establecimiento de especies herbáceas, arbustivas y otras arbóreas al amortiguar cambios extremos de temperatura, insolación, incrementando la capacidad de retención de humedad, cantidad de materia orgánica del suelo, microorganismos del suelo y, en general, la reactivación de los ciclos biogeoquímicos. Sin duda, las comunidades organizadas son actores fundamentales para llevar a cabo cualquier acción para la restauración de sitios altamente degradados.

Referencias bibliográficas

- Acevedo-Sandoval, O., L. Ortiz-Hernández, D. Flores-Román, A. Velásquez-Rodríguez y K. Flores-Castro (2003), "Caracterización física y química de horizontes endurecidos (tepetates) en suelos de origen volcánico del Estado de México", *Agrociencia*, vol. 37, núm. 5, pp. 435-449.
- Aitken, S. N., S. Yeaman, J. A. Holliday, T. Wang y S. Curtis-McLane (2008), *Adaptation, Migration or Extirpation: Climate Change Outcomes for Tree Populations*, Blackwell Publishing, pp. 95-111.
- Aureoles-Celso, E. (2006), "Efecto de la riqueza de especies de leguminosas sobre la capacidad de retener el suelo, bajo condiciones de restauración

- ecológica”, tesis de maestría, Morelia, Facultad de Biología/Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Betancourt-Yáñez, P., J. L. Oropeza-Mota, B. Figueroa-Sandoval, V. Ordaz-Chaparro, C. Ortiz-Solorio y A. Hernández-Garay (2000), “Pérdida de suelo y potencial hidrológico en parcelas con coberturas vegetativas de especies forrajeras”, *Terra*, vol. 18, núm. 3, pp. 263-275.
- Bravo, E. M. y O. L. Medina (2003), “Presas construidas con llantas de desecho para la retención de azolves y control de cárcavas”, Folleto núm. 8. Morelia, Inifap-Cenapros.
- Caballero-Deloya, M. (2010), “La verdadera cosecha maderable en México”, *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, vol. 1, núm. 1, pp. 5-16.
- Clark, R. B. y S. K. Zeto (2000), “Mineral Acquisition by Arbuscular Mycorrhizal Plants”, *Journal of Plant Nutrition*, núm. 23, pp. 867-902.
- Comisión Forestal del Estado de Michoacán [Cofom] (2011), *Proceso de restauración forestal en áreas extremadamente degradados en la subcuenca de Cointzio, Michoacán*, Morelia, Cofom.
- (2001), *Atlas Forestal del Estado de Michoacán*, Morelia, Cofom.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2009), *Manual de obras y prácticas, Protección, Restauración y Conservación de Suelos Forestales*, México, Conafor.
- Constante-García, V., J. Villanueva-Díaz, J. Cerano-Paredes, E. H. Cornejo-Oviedo y S. Valencia-Manzo (2009), “Dendrocronología de *Pinus cembroides* Zucc. y reconstrucción de precipitación estacional para el Sureste de Coahuila”, *Ciencia Forestal Mexicana*, vol. 34, núm. 106, pp. 1-39.
- Development Core Team (2011), *A Language and Environment for Statistical Computing*, Viena, Foundation for Statistical Computing, <<http://www.R-project.org>>.
- Donahue, J. K. y J. López-Upton (1999), “A New Variety of *Pinus greggii* (Pinaceae) in Mexico”, *SIDA*, vol. 18, núm. 4, pp. 1083-1093.
- Duvert, C., N. Gratiot, O. Evrard, O. Navratil, J. Némery, C. Prat y M. Esteves (2010), “Drivers of Erosion and Suspended Sediment Transport in Three Headwater Catchments of the Mexican Central Highlands”, *Geomorphology*, núm. 123, pp. 243-256.
- Farjón, A., J. A. Pérez de la Rosa y B. T. Styles (1997), *Guía de campo de los pinos de México y América Central*, Kew, The Royal Botanic Gardens,

- producido en auspicio con el Instituto Forestal de Oxford/Universidad de Oxford.
- Ferrari, A. E. y L. G. Wall (2004), "Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados", *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, vol. 105, núm. 2, pp. 63-87.
- Gómez-Romero, M., J. Villegas, C. Sáenz-Romero y R. Lindig-Cisneros (2013a), "Efecto de la micorrización en el establecimiento de *Pinus pseudostrobus* en cárcavas", *Madera y Bosques*, vol. 19, núm. 3, pp. 51-63.
- , E. de la Barrera Montpellier, J. Villegas y R. Lindig-Cisneros (2013b), "Fertilización y asociación con especies pioneras herbáceas en el crecimiento de *Pinus pseudostrobus*", *Phyton*, núm. 82, pp. 135-143.
- , J. C. Soto-Correa, J. A. Blanco-García, C. Sáenz Romero, J. Villegas y R. Lindig Cisneros (2012), "Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados", *Agrociencia*, núm. 46, pp. 795-807.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton (1996), "Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology", *Restoration Ecology*, núm. 4, pp. 93-110.
- Lindig-Cisneros, R., A. Blanco-García y C. Sáenz-Romero (2005), "Estrategias para la restauración ecológica de bosques", *Biológicas*, núm. 7, pp. 13-21.
- López-Upton, J. J. K. Donahue, F. O. Plascencia-Escalante y C. Ramírez-Herrera (2005), "Provenance Variation in Growth Characters of Four Subtropical Pine Species Planted in Mexico", *New Forests*, núm. 29, pp. 1-13.
- , C. Ramírez-Herrera, O. Plascencia-Escalante y J. Jasso-Mata (2004), "Variación en crecimiento de diferentes poblaciones de las dos variedades de *Pinus greggi*", *Agrociencia*, vol. 38, núm. 4, pp. 457-464.
- (2002), "*Pinus pseudostrobus* Lindl", en J. A. Vozzo (ed.), *Tropical Tree Seed Manual*, USDA Forest Service, pp. 636-638.
- López-Upton, J. y A. Muñoz (1991), "Selección familiar por tolerancia a sequía en *Pinus greggii* Engelm. I. Evaluación en plántula", *Agrociencia, Serie Fito-ciencia*, vol. 2, núm. 2, pp. 111-123.
- Malcolm, J. R., A. Markham, R. P. Neilson y M. Garaci (2002), "Estimated Migration Rates under Scenarios of Global Climate Change", *Journal of Biogeography*, núm. 29, pp. 835-849.
- McGrath, D., M. L. Duryea y W. P. Cropper (2001), "Soil Phosphorus Availability and Fine Root Proliferation in Amazonian Agroforests 6 Years

- following Forest Conversion”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 83, pp. 271-284.
- McLachlan, J. S., J. J. Hellmann y M. W. Schwartz (2007), “A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change”, *Conservation Biology*, núm. 21, pp. 297-302.
- Nagasaka, A., S. Yanai, H. Sato y S. Hasegawa (2005), “Soil Erosion and Gully Growth Associated with Cultivation in Southwestern Hokkaido, Japan”, *Ecological Engineering*, núm. 24, pp. 503-508.
- Nienstaedt, H. (1994), “Reforestación en México con semilla mejorada”, *Boletín Mendel Sociedad Mexicana de Genética*, vol. 3, núm. 1, pp. 3-6.
- Oliet, J. A., R. Planelles, F. A. Douglass y F. Jacobs (2005), “Nursery Fertilization and Tree Shelters affect Long-term Field Response of *Acacia salicina* Lindl. Planted in Mediterranean Semiarid Conditions”, *Forest Ecology and Management*, núm. 215, pp. 339-351.
- Prince, T. D., N. E. Zimmermann, P. Van Der, M. J. Lexermeer, P. Leadley, I. T. Jorristma, J. Schaber, D. F. Clark, P. Lasch, S. McNulty, J. Wu y B. Smith (2001), “Regeneration in Gap Models: Priority Issues for Studying Forest Responses to Climate Change”, *Climatic Change*, vol. 3-4, núm. 51, pp. 475-508.
- Rivera-Posada, J. H. y J. A. Sinisterra Reyes (2005), “Restauración Social de Suelos Degradados por Erosión y Remociones Masales en Laderas Andinas del Valle del Cauca Colombia con la utilización de obras de Bioingeniería”, Santiago de Cali, Quinto congreso Nacional de Cuencas Hidrográficas.
- Ruiz-Reyes, C., M. Gómez-Romero y R. Lindig-Cisneros (2009), “Desempeño de *Lupinus elegans* y *Senna hirsuta* bajo condiciones de restauración ecológica”, *Biológicas*, núm. 11, pp. 10-15.
- Rzedowski, J. (ed.) (1998), *La vegetación en México*, México, Limusa.
- Sáenz-Romero, C. y R. Lindig-Cisneros (2004), “Evaluación y propuestas para el programa de reforestación en Michoacán, México”, *Ciencia Nicolaita*, núm. 37, pp. 107-122.
- Sáenz-Romero, C. y A. Martínez-Palacios (2000), “Variación genética altitudinal de pinos”, *Nuestro Bosque*, vol. 1, núm. 2, pp. 10-11.

- Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [Semarnap] Subsecretaría de Recursos Naturales (2000), "Programa Nacional de Reforestación. Evaluación de la Reforestación de 1999 en el Estado de Michoacán", Reporte interno, México, Semarnap.
- Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente [SUMA], Instituto de Investigaciones Históricas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (2002), *Primer Inventario de Bosques y Montes en Michoacán*, 1885 de Francisco Pérez Gil, 2a ed., Morelia, SUMA.
- Serrano, G. E. (2002), "Contribución al conocimiento del México forestal. Notas", *Revista de Información y Análisis*, núm. 22, pp. 7-14.
- Smith, A. E. y D. J. Read (2000), *Mycorrhizal Symbiosis*, 2a. ed., Londres, Academic Press.
- Suárez, D. J. (1998), *Deslizamientos y estabilización de laderas en zonas tropicales*, Bucaramanga, Corporación para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB).
- Suárez Pérez, C., I. Orrantía Cárdenas, A. Díaz Medina y R. Hurtado Escalante (2012), "El manejo de la flora para la restauración ecológica en áreas protegidas de Tope de Collantes", *Desarrollo Local Sostenible*, núm. 5, pp. 1-13.
- Suding, K., K. L. Gross y G. R. Houseman (2004), "Alternative States and Positive Feedbacks in Restoration Ecology", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 19, núm. 146.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis-Muñoz, M. I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo (1999), "Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación", Reporte técnico del proyecto J084, México, Conabio-Instituto de Ecología-UNAM, <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/introd-J084.html>.
- Waldron, L. J. (1977), "The Shear Resistance of Root-permeated Homogeneous and Stratified soil", *Soil Science Society of American Journal*, núm. 4, pp. 843-849.
- Zhang, J. T. y Y. Dong (2010), "Factors Affecting Species Diversity of Plant Communities and the Restoration Process in the Loess Area of China", *Ecological Engineering*, vol. 36, núm. 3, pp. 345-350.
- Zobel, B. y J. Talbert (1992), *Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales*, México, Limusa.

Capítulo 8

Restauración de arenales de origen volcánico en zonas templadas: investigación participativa e implementación comunitaria en Michoacán

Arnulfo Blanco-García
arnulfoblanco@yahoo.com.mx

Roberto Lindig-Cisneros

Abstract

Environmental restoration of sites with complex disturbance histories, those that combine the effects of human activities and natural events, require the development of novel strategies and techniques. This is true even for ecosystems with a long history of management, this being the case of the coniferous forests in México. Through participatory research, strategies and techniques were developed for the restoration of agricultural fields covered with volcanic ash from the eruption of Parícutín volcano, in the Mexican state of Michoacán. Barriers that prevent plant establishment were identified, most related with the characteristics of the substrate, and several trials were done to determine the best native tree species for the restoration of the forest. The “Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro”, being the main collaborator of the project and the owner of the land, has reincorporated through restoration several ash fields into their sustainable forest management practices.

Key words: tephra, productive restoration, pine forest, substrate, *Pinus*.

Introducción

La necesidad de restaurar bosques templados en México, en particular bosques de coníferas, no es evidente, pues en nuestro país, históricamente, este tipo de ecosistemas ha recibido mucha atención desde el punto de vista de la conservación como del manejo y la reforestación (Cervantes *et al.*, 2008). De hecho, la mayoría de las plantas que se propagan a nivel nacional pertenecen a pocas especies de pinos, entre las que destacan: *Pinus patula*, *P. devoniana*, *P. montezumae* y

P. pseudostrobus (Semarnap, 2000). Sin embargo, aún hay limitaciones en cuanto a la efectividad de los programas de gobierno para la recuperación de este tipo de bosques que se reflejan, entre otras cosas, en las altas tasas de mortalidad de las plantaciones, que puede alcanzar 62% en el primer año (Semarnap, 2000). Esto se puede atribuir a varias causas, entre las que destacan: 1) el uso de especies y de procedencias inadecuadas, 2) la insuficiente protección y mantenimiento de las plantaciones (Saenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004), y 3) la falta de estrategias para establecer plantaciones en sitios que han sufrido historias de disturbio severo, lo que genera barreras para su restauración (Hobbs y Norton, 1996).

Uno de estos casos es el de los arenales que se formaron como consecuencia de la erupción del volcán Parícutín en la primera mitad del siglo pasado. En el año 2002 se inició un proyecto de investigación participativa con la Dirección Técnica de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP) para el desarrollo de estrategias y técnicas de restauración de los bosques de coníferas en los arenales. La CINSJP cuenta con un plan de manejo de las tierras comunitarias que sigue un esquema de explotación forestal sostenible (Velázquez *et al.*, 2003). Desde sus inicios, el proyecto ha contado con la participación activa de la comunidad, a través de la Dirección Técnica Forestal, y de académicos de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y de la Universidad Nacional Autónoma de México. La comunidad ha participado no sólo en la ejecución de los ensayos de restauración, sino también en la planeación e incluso en el diseño experimental de éstos. Además, a través de un proceso de diálogo que implica el análisis de los resultados de cada etapa, participa en ciclos subsecuentes de la investigación e implementación. De esta manera se ha logrado, iniciando con trabajos descriptivos (Lindig-Cisneros *et al.*, 2002; Lindig-Cisneros *et al.*, 2006; Gómez-Romero *et al.*, 2006), planear e implementar experimentos a escalas pequeñas y medianas (Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005; Blanco-García *et al.*, 2008), hasta llegar a la implementación a gran escala.

Descripción del área de trabajo

El área de trabajo se encuentra en las tierras comunales de la CINSJP, la cual se localiza en el municipio de Nuevo San Juan Parangaricutiro (19°25'N y

102°08'O) en Michoacán, México. Las tierras comunales de la CINSJP están cubiertas por bosques de coníferas dominados por *Pinus pseudostrobus* Lindley, *P. leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham., *P. montezumae* Lamb., *P. devoniana* Lindl. y *P. douglasiana* Martínez; cada una de estas especies es más abundante en ciertos rangos altitudinales. Además, en estos bosques se encuentran varias especies latifoliadas como *Crataegus mexicana* Moc. et Sessé ex DC., *Quercus rugosa* Née, *Q. laurina* Bonpl., *Ternstroemia pringlei* (Rose) Standl., *Alnus jorullensis* ssp. *lutea* Furlow, *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. et Planch. y *Salix paradoxa* Kunth (Medina *et al.*, 2000).

Factores de disturbio y barreras para la restauración

La necesidad de implementar acciones de restauración ecológica surge por la presencia, en las inmediaciones del volcán Parícutín, de “arenales”; los arenales son sitios que se formaron por el efecto combinado del manejo agrícola y de un disturbio natural catastrófico: la erupción del volcán, que duró de 1943 hasta 1952 (De la Torre, 1971). La erupción tuvo muchos efectos, algunos notables y bien conocidos, como la formación del cono del volcán y de la zona aledaña cubierta por lava, que incluye al pueblo de San Juan Parangaricutiro, y otros menos notables, como fue el depósito de una capa de ceniza volcánica en una extensión considerable. Entre las áreas afectadas por la ceniza se encontraban campos agrícolas. Estos sitios presentan en la actualidad una cubierta de vegetación dominada por arbustos que cubren menos de 15% de la superficie del terreno (imagen 1).

La vegetación de los arenales está dominada por sólo cuatro especies, que son comunes de estadios sucesionales tempranos o de sitios muy perturbados en la región, tres arbustos: *Eupatorium glabratum*, *Senecio stoechadiformis*, *Senecio salignus*; y un pasto, *Muhlenbergia minutissima* (Lindig-Cisneros *et al.*, 2006). Esta composición vegetal tan pobre, sumada al hecho de que esta vegetación se ha mantenido desde poco tiempo después de terminada la erupción (Egler, 1948, 1963), sugiere que los arenales se encuentren en un estado de sucesión detenida.

Imagen 1

Arenal formado por la deposición de ceniza volcánica del Parícutín en el paraje conocido como la Mesa de Cutzato



En este tipo de sitios la vegetación se ha desarrollado de manera muy lenta y actualmente cubre menos de 15% de la superficie y se presenta formando manchones de vegetación como los que se aprecian en la fotografía.

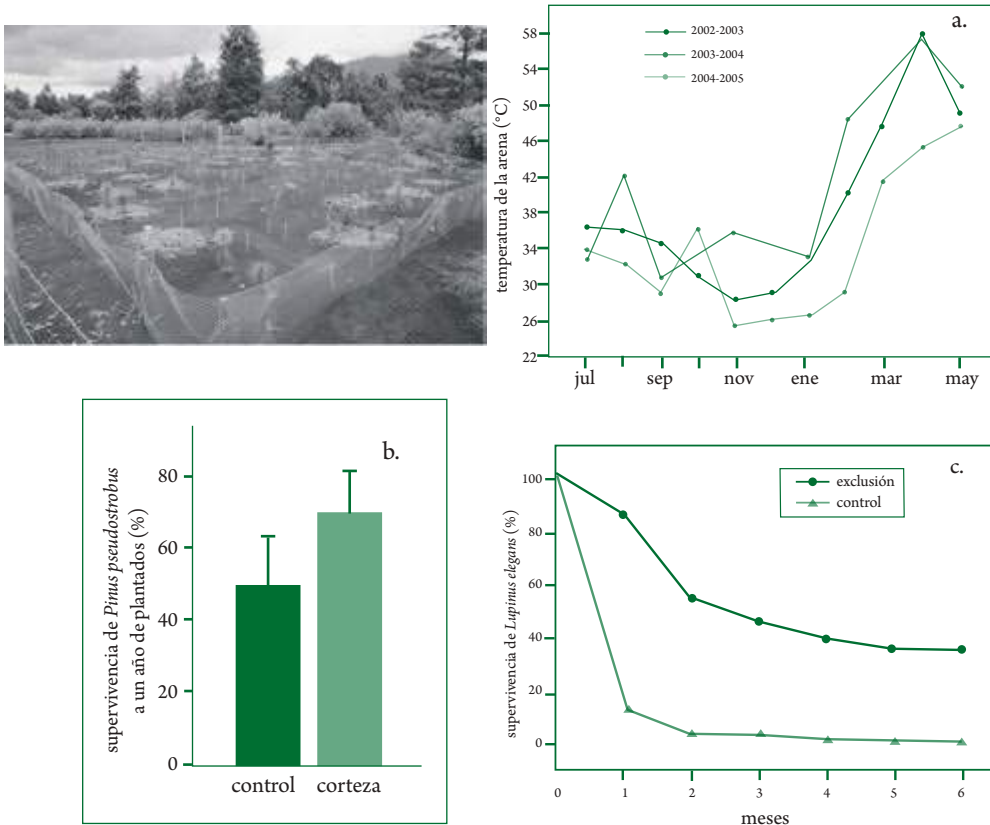
Foto: Roberto Lindig-Cisneros.

Las condiciones físicas de los arenales son adversas para el establecimiento y desarrollo de la vegetación (figura 1). El sustrato arenoso es muy pobre en nutrientes, el nitrógeno aprovechable por las plantas no excede de 12.5 kg/ha y el fósforo asimilable es de 4.5 kg/ha (Gómez Romero, 2006). Además, la arena, medida 4 cm por debajo de la superficie, puede alcanzar temperaturas cercanas a los 60°C durante los meses de abril y mayo (Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005); la temperatura máxima que se ha medido en la superficie de la arena al medio día por medio de un termómetro infrarrojo es de 79° Celsius.

Una barrera adicional para el establecimiento de las plantas, una vez que logran germinar y sobrevivir las primeras etapas de su vida, es el grosor de la capa de ceniza volcánica en relación con el suelo debajo de ésta. Esto se evidencia de diversas formas: de manera indirecta porque los manchones de

Figura 2

Imagen de uno de los experimentos que se llevaron a cabo en los arenales para desarrollar técnicas de restauración y algunos de los resultados obtenidos



En la imagen se pueden apreciar tratamientos con acolchado y sin acolchado, así como una malla para excluir a herbívoros pequeños. Al registrar mediciones de temperatura de la arena expuesta a la insolación directa se encontró que las temperaturas durante la época seca pueden ser muy altas (a) y que existe una variación considerable entre años. Debido a lo anterior, el uso de un acolchado que reduce estas temperaturas tiene un efecto positivo en la supervivencia de los pinos (b) cuando se consideran tres experimentos en años consecutivos, pero hay una variación importante entre años, lo que se refleja en la amplitud de la variación. Finalmente, la herbivoría puede afectar la supervivencia en estos sitios, lo que se ilustra al comparar la supervivencia entre plantas protegidas y no protegidas de *Lupinus elegans* (c).

Fuente: elaboración propia con base en información de Blanco-García y Lindig-Cisneros (2005).

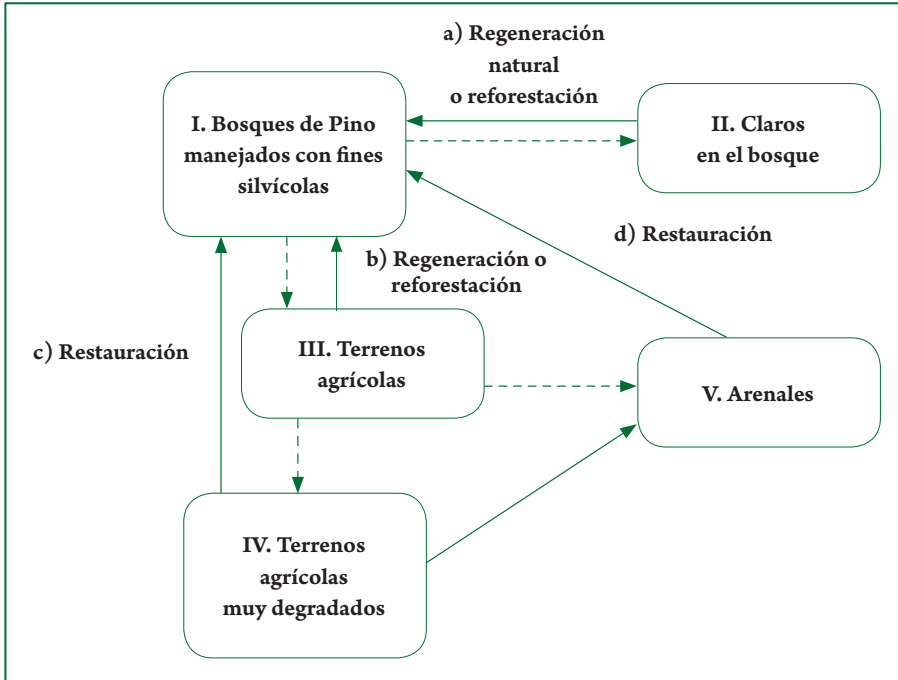
vegetación sobre capas gruesas de ceniza son más pequeños, lo que puede ser consecuencia de que ahí el desarrollo de la vegetación es más lento o más reciente. Experimentos controlados bajo condiciones de invernadero muestran que las plantas de una leguminosa presente en esta vegetación, *Lupinus elegans*, que crecen sobre capas de ceniza de más de 30 cm de espesor, tienen un crecimiento y acumulación de biomasa seca mucho menor que el de plantas sobre capas más delgadas (Gómez-Romero *et al.*, 2006).

Con la información anterior se llegó a dos conclusiones básicas para iniciar el trabajo de restauración: la primera, que las posibilidades de éxito son mayores en sitios con capas delgadas de ceniza, y segundo, que una técnica que permita mejorar las condiciones del sustrato puede incrementar la supervivencia de las plantas. Como parte del proceso participativo del proyecto se llegó a un consenso sobre un diseño experimental en el cual se probaría el efecto en la supervivencia de *Pinus pseudostrabus* usando un acolchado. La Dirección Técnica Forestal sugirió como acolchado a la corteza de pino molida, un subproducto de su aserradero. Lo anterior con el objetivo de incrementar las tasas de supervivencia observadas en plantaciones en este tipo de condiciones que se habían realizado antes de iniciado el proyecto, además se probó el efecto del acolchado sobre el desarrollo de plantas de *Lupinus elegans*.

Los resultados de estos experimentos, y de otros experimentos posteriores, revelaron el efecto positivo del uso del acolchado para incrementar la supervivencia de las plantas de pino bajo las condiciones de los arenales (figura 1), duplicando la supervivencia en años con temporadas secas muy severas (Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005). En experimentos subsecuentes se ha probado el efecto del acolchado en el desempeño de otras especies de interés forestal, así como de plantas de diferentes edades al momento del trasplante (Blanco-García *et al.*, 2008) y de la variación interanual en la respuesta de supervivencia, así como del efecto de la herbivoría. El conocimiento adquirido hasta el momento ha permitido desarrollar un modelo conceptual, que consiste en un modelo de estados y transiciones (Hobbs y Norton, 1996; Yates y Hobbs, 1997), para organizar el trabajo de investigación, y de manejo con fines de restauración (figura 2).

En el modelo propuesto, la condición más limitante para la restauración ambiental es consecuencia de la combinación de actividades humanas, en

Figura 2
Modelo de estados y transiciones para organizar el trabajo de investigación, y de manejo con fines de restauración, en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro



Las líneas punteadas representan cambios debidos a la perturbación y las líneas continuas las transiciones causadas por sucesión secundaria o restauración.

Fuente: elaboración propia.

particular la creación de terrenos agrícolas, con los efectos de la erupción del volcán Parícutín, lo que da origen a los arenales. Condiciones menos limitantes se encuentran en terrenos agrícolas en donde no tuvo impacto la erupción volcánica; esos terrenos pueden recuperar una cobertura forestal ya sea por procesos sucesionales o por la intervención a través de la reforestación. Cuando los terrenos agrícolas fueron explotados de manera intensa es posible que las condiciones sean más adversas para un adecuado desempeño de los árboles, en particular por limitaciones de nutrientes en el suelo. En estas circunstancias, el uso de técnicas de restauración que van más allá del establecimiento tradicional de plantaciones puede lograr la recuperación de la cobertura forestal. Los

arenales representan un reto mayor para la restauración, en ellos las estrategias que se deben aplicar son más complejas y se debe considerar la relación costo-beneficio de su implementación.

Implementación a gran escala

En aquellos sitios en los que la capa de ceniza tiene espesores entre 30 y 60 cm, las limitaciones relacionadas con la baja capacidad de retención de agua y la disponibilidad de nitrógeno son superadas por las plantas una vez que desarrollan un sistema radicular suficientemente profundo que traspase la capa de ceniza y penetre en los andosoles sepultados.

Actualmente, sólo se le da un uso forestal intensivo a aquellas zonas en las que la vegetación sobrevivió los eventos eruptivos del volcán Parícutín. Los sitios desprovistos de vegetación por causa de la erupción, pero que presentaban una cobertura forestal al momento de ésta, han ido recuperando su condición original por procesos de sucesión natural y en pequeños fragmentos por plantaciones establecidas por la comunidad. Muchos sitios son difíciles, ya que la profundidad de las arenas (más de 60 cm), la pendiente y el acceso hacen más complejas las labores de restauración.

En estas circunstancias, es necesario realizar prácticas de manejo para facilitar el establecimiento de las plántulas o la germinación de las semillas (en caso de uso agrícola) para restaurar estos sitios o retirar la capa de ceniza de la parcela. Estas prácticas de manejo incluyen sobre todo la introducción de materia orgánica al suelo, ya sea aplicando abonos de origen animal o incorporando biomasa vegetal (residuos de cosecha o abonos verdes) para mejorar el abastecimiento de nitrógeno y la capacidad de retención de agua. Estas acciones se han realizado en la comunidad de manera no sistematizada y sólo para un reducido grupo de áreas.

Rees (1979) describe los intentos realizados por los agricultores en las primeras dos décadas después de la erupción para cultivar, entre otras, las planicies acumulativas que presentan regosoles; este autor menciona que dichos intentos no fructificaron en esos suelos dado que se requiere de 1) mano de obra y espacios para depositar la ceniza si se decide removerla, 2) de una inversión

monetaria demasiado grande para la compra de abono y fertilizante, en caso de pretender cultivar o plantar en la capa de ceniza, 3) de por lo menos tres ciclos agrícolas hasta lograr rendimientos que satisfagan las necesidades alimenticias y cubran los costos del fertilizante.

En algunos de los sitios que presentan capas de ceniza menores a 50 cm de espesor, los comuneros han establecido huertos de durazno y aguacate, cavando cepas lo suficientemente profundas para traspasar la capa de cenizas y plantar los árboles en los suelos de tipo andosol sepultados. Esta práctica ha resultado ser muy exitosa dado que sólo requiere de mano de obra intensiva al momento de establecer la plantación, pero no necesita gastos en abonos orgánicos ni fertilizantes.

Velázquez y colaboradores (2003) reportan una disminución gradual en la superficie cubierta por arenales en la CINSJP a lo largo de 22 años, ya que en 1974 ocupaban 1 508 ha equivalentes a 8.3% del territorio comunal, mientras que en 1996 ya sólo cubrían 610 ha, equivalentes a 3.4%. A diferencia de la superficie de lava, que lógicamente permanece, las áreas cubiertas con arena disminuyeron en 59.5% respecto de su cobertura en 1974. Esta disminución se debe a que durante los últimos años, por lo menos hasta 1996, los comuneros habían iniciado acciones de reforestación y rehabilitación colectiva de esas áreas consideradas dentro del Programa de Manejo Forestal Sustentable para el aprovechamiento de los recursos forestales maderables con carácter de persistente en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. La reforestación se planeó primeramente de las áreas cubiertas con arena volcánica y en segundo término en las áreas agrícolas que potencialmente son forestales y que en el pasado fueron desmontadas para el uso agrícola de autoconsumo y ahora se encuentran abandonadas.

Estos trabajos de reforestación iniciados a principios de la década de 1990 comenzaron a dar buenos resultados en sitios con reducida profundidad de la capa de arena, pues las especies ahí cultivadas mostraron un buen desarrollo y adaptación. En estas zonas de arenal (se calcula que en diez años se han reforestado 1 000 hectáreas con condiciones similares de reducida profundidad de arena) se efectúan prácticas de mejoramiento y fertilización orgánica de los suelos y prácticas de poda para obtener mejores crecimientos y conformación física de los árboles.

Bosque templado

Existen sitios dentro de la CINSJP que además de la capa de arena volcánica presentan otras condiciones adversas para el establecimiento de plantas como son las temperaturas por debajo de los 0°C, debido a su ubicación topográfica, en valles rodeados de cerros que mantienen por más horas las temperaturas congelantes del invierno. En tales lugares, como el Llano de Pario, la investigación participativa academia-CINSJP permitió generar lineamientos claros para no incurrir en resultados adversos debido a una selección inadecuada de especies; por ejemplo, se plantaba *P. pseudostrobus*, una especie poco resistente a las heladas y que en 2007 reportó alta mortalidad (imagen 2).

A partir de 2008, la Dirección Técnica Forestal implementó la reforestación de dichos terrenos con *P. montezumae*, tal como se había sugerido después de los ensayos experimentales realizados (imagen 3), los cuales también

Imagen 2



Resultados adversos en la reforestación del arenal de Llano de Pario en 2007 por selección inadecuada de especies, en este caso *P. pseudostrobus*, que tiene una pobre tolerancia a heladas. Foto: Arnulfo Blanco-García.

Imagen 3



Remoción de la ceniza volcánica en el Llano de Pario en 2003 y reforestación experimental con fines de restauración ecológica establecida en 2004 en el mismo lugar y que 10 años después contaba con árboles de hasta 9 metros de altura.

Fotos: arriba: Roberto Lindig-Cisneros; abajo: Arnulfo Blanco-García.

Bosque templado

corroboraron la inconveniencia de usar *P. greggii*, una especie exótica al estado de Michoacán, pero altamente competitiva y usada en programas de reforestación. Además, la Dirección Técnica Forestal inició un programa de retiro de la arena que consistió en permitir a comuneros y otros particulares retirarla sin costo. La arena está siendo utilizada para la fabricación de ladrillos, y en menor medida para otros usos en la construcción.

Actualmente, el arenal del Llano de Pario ha sido reforestado en su totalidad y a partir de 2007 la CINSJP reforestó un total de 21.44 ha de arenal con *P. montezumae*, las plantaciones siguen recibiendo mantenimiento mediante podas para incrementar su tasa de crecimiento; las plantas presentan una altura promedio de 5.30 m y un diámetro de 12 cm (imagen 4).

Imagen 4



Reforestación con fines de restauración ecológica en 21.44 ha implementada por la CINSJP en el Llano de Pario a partir de 2007 con *P. montezumae* (se aprecian los restos de las podas para incrementar su crecimiento).

Foto: Roberto Lindig-Cisneros.

Conclusiones

Aunque la reforestación de bosques de coníferas tiene una larga tradición en México, la restauración ecológica de este tipo de ecosistemas es aún importante por varias razones, que van desde la conservación de la biodiversidad, la recuperación y mantenimiento de servicios ecosistémicos y, en muchas ocasiones, la productividad de sistemas manejados bajo esquemas que tienden a la sustentabilidad (Lindig-Cisneros *et al.*, 2012). Existe la idea generalizada de que la restauración ecológica representa una opción de manejo ambiental costosa, y que de hecho hay un límite en el grado de disturbio o deterioro de los ecosistemas a partir del cual es imposible en términos económicos realizar la restauración; sin embargo, muchas veces se llega a estas conclusiones sin llevar a cabo análisis ecológicos y de costo-oportunidad que sean objetivos (Jackson y Hobbs, 2009). La trayectoria de las labores de reforestación y restauración ecológica en los arenales de la CINSJP muestran cómo el límite puede superarse de manera continua, al inicio las labores se centraron en aquellos sitios en donde la capa de ceniza volcánica era relativamente somera; en etapas subsecuentes, a través de la colaboración y procesos de investigación participativa, fue posible desarrollar métodos para recuperar sitios en donde antes se consideraba imposible recuperar la cobertura arbórea nativa; actualmente, todos los arenales de la comunidad se encuentran en proceso de restauración. Lo anterior muestra que el límite aparente a la capacidad de restaurar sitios con historias complejas de disturbio, que a la vez crean condiciones muy adversas, no debe ser establecido *a priori*, sino que puede ser el resultado de procesos de restauración adaptable y generación de conocimientos a través de procesos participativos que permitan establecer las mejores estrategias tanto desde la perspectiva ecológica como económica.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la CINSJP por su colaboración para la elaboración del presente capítulo. R. L. C. agradece a la DGAPA/UNAM por una beca del Programa de Apoyos para la Superación del Personal Académico (PASPA) para estancia sabática.

Referencias bibliográficas

- Blanco-García, A. y R. Lindig-Cisneros (2005), "Incorporating Restoration in Sustainable Forestry Management: Using Pine Bark Mulch to Improve Native-species Establishment on Tephra Deposits", *Restoration Ecology*, núm. 13, pp. 703-709.
- Blanco-García, A., C. Sáenz-Romero, P. Alvarado-Sosa y R. Lindig-Cisneros (2008), "Native Pine Species Performance in Response to Age at Planting and Mulching in a Site Affected by Volcanic Ash Deposition", *New Forests*, núm. 36, pp. 299-305.
- Cervantes, V., J. Carabias, V. Arriaga *et al.* (2008), "Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental", *Capital natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*, México, Conabio, pp. 155-226.
- De la Torre, Y. (1971), *Volcanes de México*, 2ª ed., México, Aguilar.
- Egler, W. A. (1963), "Plant Life of Parícutín Volcano, México, Eight Years after Activity Ceased", *American Midland Naturalist*, núm. 69, pp. 38-67.
- (1948), "Plant Communities in the Vicinity of the Volcano Parícutín, México, after Two and a Half Years of Eruption", *Ecology*, núm. 29, pp. 415-437.
- Gómez Romero, M. (2006), "Desarrollo del dosel de leguminosas bajo diversas condiciones de restauración ecológica en bosque de pino-encino de Michoacán, México", tesis de maestría, Morelia, Facultad de Biología/ Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Gómez-Romero, M., R. Lindig-Cisneros y S. Galindo-Vallejo (2006), "Effect of Tephra Depth on Vegetation Development in Areas Affected by Volcanism", *Plant Ecology*, núm. 183, pp. 207-213.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton (1996), "Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology", *Restoration Ecology*, núm. 4, pp. 93-110.
- Jackson, S. T. y R. J. Hobbs (2009), "Ecological Restoration in the Light of Ecological History", *Science*, núm. 325, pp. 567-568.
- Lindig-Cisneros, R., I. MacGregor-Fors, R. Ortega-Álvarez y A. Blanco-García (2012), "Restoration and the Sustainable Use of Complex Landscapes: An

- Integrative Conceptual Model”, en Surendra Suthar (ed.), *Land Management*, Nueva York, Nova Science Publishers, pp. 113-124.
- Lindig-Cisneros, R., S. Galindo-Vallejo y S. Lara-Cabrera (2006), “Vegetation of Tephra Deposits 50 Years after the End of the Eruption of the Parícutín Volcano, México”, *Southwestern Naturalist*, núm. 51, pp. 455-461.
- Lindig-Cisneros, R., C. Sáenz-Romero, N. Alejandre, E. Aureoles, S. Galindo, M. Gómez, R. Martínez y E. Medina (2002), “Efecto de la profundidad de los depósitos de arena volcánica en el establecimiento de vegetación nativa en las inmediaciones del volcán Parícutín, México”, *Ciencia Nicolaita*, núm. 31, pp. 47-54.
- Medina, C., F. Guevara-Féfer, M. A. Martínez, P. Silva-Sáenz, M. A. Chávez-Carbajal e I. García (2000), “Estudio florístico en el área de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México”, *Acta Botánica Mexicana*, núm. 52, pp. 5-41.
- Rees, D. J. (1979), “Effects of the Eruption of Parícutín Volcano on Landforms, Vegetation, and Human Occupancy”, en F. J. Luhr y T. Simkin (eds.), *Parícutín. The Volcano Born in a Mexican Cornfield*, Phoenix, Geoscience Press, pp. 249-292.
- Saenz-Romero, C. y R. Lindig-Cisneros (2004), “Evaluación y propuestas para el programa de reforestación en Michoacán”, *Ciencia Nicolaita*, núm. 37, pp. 107-122.
- Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [Semarnap] (2000), *Informe Final Michoacán (Informe de la evaluación de las reforestaciones realizadas en 1999 en Michoacán)*, Reporte, México, Semarnap.
- Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco (2003), *Las enseñanzas de San Juan: investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales*, México, Instituto Nacional de Ecología/Semarnat.
- Yates, C. J. y R. J. Hobbs (1997), “Temperate Eucalypt Woodlands: A Review of Their Status, Processes Threatening their Persistence and Techniques for Restoration”, *Australian Journal of Botany*, núm. 45, pp. 949-973.

Capítulo 9

Restauración de un proceso: el fuego en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca en los estados de México y Michoacán

Diego R. Pérez-Salicrup
diego@cieco.unam.mx

Mariana Cantú-Fernández
Teodoro Carlón-Allende
Erika Garduño-Mendoza

Pablo F. Jaramillo-López
Eduardo Sáenz-Ceja
Leonardo Martínez-Torres

Abstract

Fire is a disturbance that greatly affects the structure of ecosystems and is usually associated with material and human losses. Coniferous forests, however, have evolved under the influence of fires, therefore, the exclusion of this disturbance generate second order effects that may affect ecosystems more than fires themselves. In this study, we report the advances in an interdisciplinary research project aimed at understanding historic fire regimes in the coniferous forests in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, and suggest elements to reintroduce this ecosystem process. We found that fire regimes in coniferous forests in the Reserve are clearly modified as consequence of synergies of different human related disturbances. Fire public policy, implemented by the three levels of Government, have been oriented towards suppression and combat of fires, although there is a clear interest to develop an integral fire management strategy that goes beyond those practices. Inhabitants of the Reserve use fires in a wide spectrum of activities, and maintain an important body of empirical knowledge of the biotic and abiotic variables that affect fire behavior. Based on these findings, we suggest that it is important to develop an integral fire management strategy that is more consistent with the regeneration patterns of coniferous forests which assimilates the empirical knowledge of local inhabitants.

Key words: Coniferous forests, Estate of Mexico, Fire regimes, Integral Fire Management, Michoacan.

Introducción

Los incendios forestales han sido señalados como la principal fuente de degradación de los ecosistemas forestales en México (Jardel *et al.*, 2006; Manson *et al.*, 2009). Éstos reducen temporalmente la disponibilidad de los recursos forestales y generan pérdidas materiales; además, los incendios pueden causar daños a la salud, o más lamentablemente, pérdidas humanas (Agee, 1996; Pyne, 2010; Gill *et al.*, 2013). Es por ello que durante la mayor parte del siglo XX prevaleció una percepción muy negativa sobre el fuego en el contexto del manejo de recursos forestales, que derivó en políticas públicas encaminadas a su supresión y combate. A partir de los incendios catastróficos de 1998 asociados con el fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), se generó una importante respuesta institucional en nuestro país y se catalizó la búsqueda de mecanismos para evitar que una experiencia similar se repitiera (Cochrane, 2009; Jardel *et al.*, 2010).

La experiencia adquirida en países donde existió una política de supresión de fuegos efectivamente implementada durante el siglo XX muestra que ésta derivó en efectos negativos a largo plazo. Concretamente, en muchos bosques de coníferas en el oeste de Estados Unidos de Norteamérica, procesos como el reciclaje de nutrientes y la regeneración arbórea, así como la estructura de la vegetación, se han modificado seriamente; debido a esta pérdida de procesos, estos bosques se han vuelto más vulnerables a incendios catastróficos o a otras perturbaciones (Whelan, 1995; Pyne, 1996; Fulé *et al.*, 2014).

En nuestro país también existe evidencia sobre los efectos negativos de la exclusión de fuegos en ecosistemas donde los incendios han formado parte de la dinámica natural de perturbaciones. Por ejemplo, la exclusión de fuego en bosques de pino en el noroeste de nuestro país alteró la distribución espacial y estructura de tamaños de los árboles, con una mayor abundancia de individuos de diámetros pequeños (Fulé y Covington, 1998); en esos sitios, luego de la ocurrencia de fuegos forestales, la regeneración de pinos fue notoria (Fulé *et al.*, 2000).

Establecer planes de manejo de fuego para asegurar la integridad de los ecosistemas terrestres es una tarea compleja que requiere de investigación básica y que debe formar parte del esquema de manejo de ecosistemas (Christensen

et al., 1996; Roos *et al.*, 2014). Uno de los principios que se han propuesto para guiar las perturbaciones humanas asociadas con el manejo de ecosistemas forestales, ha sido que los disturbios deben de emular y ser consistentes con el régimen de perturbaciones naturales de los ecosistemas (Oliver y Larson, 1996; Franklin *et al.*, 1997). Por ello, para proponer un plan de manejo de fuegos en una región es necesario investigar cuál pudo ser el régimen natural de fuegos y cómo éste ha sido modificado por las actividades humanas (Jardel *et al.*, 2006). Si bien la actividad asociada con el *Homo sapiens* en los bosques de América abarca un periodo menor a los 20 mil años, es innegable que nuestra presencia ha afectado los regímenes del fuego en los distintos ecosistemas.

De acuerdo con Hobbs y Norton (1996), los dos primeros pasos en un esfuerzo de restauración son identificar los procesos que generan la degradación del ecosistema original, y formular métodos capaces de detener o inhibir dichos procesos (intervención mínima de restauración; véase introducción de la presente obra). En consecuencia, para generar un plan integral de manejo del fuego que incorpore la restauración de este proceso ecosistémico, el primer paso debe consistir en documentar las alteraciones en el régimen natural o en el régimen histórico que pueden ser ocasionadas por la supresión de fuegos, así como por las actividades humanas de carácter productivo como el aprovechamiento forestal, la agricultura o la ganadería, y por la proliferación de infraestructura en caminos y asentamientos humanos. Posteriormente, se debe considerar cuál es el régimen de fuegos al que se pretende llegar a través del manejo y que sea compatible con la mayor cantidad de actividades productivas (Jardel *et al.*, 2010).

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), ubicada en los estados de México y Michoacán, contiene diversos tipos de vegetación entre los que destacan los bosques de coníferas (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003, Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2008). Este tipo de vegetación es particularmente relevante en la reserva, ya que es allí donde se encuentran las colonias de mariposa monarca que llegan a pasar la época invernal (García-Serrano *et al.*, 2004; Slayback *et al.*, 2007; Slayback y Brower, 2007). Aunque los bosques de coníferas constituyen un tipo de vegetación bien definido en la RBMM, éstos pueden diferir notoriamente entre sí por la dominancia de árboles en el dosel (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003). Los bosques de pino se han reconocido

donde el dosel está dominado por *Pinus pseudostrobus* Lind., los bosques de oyamel donde el dosel está dominado por *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham., y bosques de pino-oyamel donde hay una co-dominancia de las especies mencionadas con anterioridad.

Es muy importante destacar que entre estos distintos tipos de bosques de coníferas, los árboles dominantes del dosel aparentemente difieren en el régimen de fuegos al que están acondicionados. Mientras que los bosques de pino aparentemente requieren de regímenes con intervalos de retorno cortos, y de baja severidad e intensidad (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Rodríguez-Trejo y Myers, 2010), los bosques de oyamel aparentemente requieren de fuegos menos frecuentes, pero de mayor intensidad y severidad (Ángeles-Cervantes y López-Mata, 2009; Rodríguez-Trejo y Myers, 2010). Hasta el momento, no se cuenta con una descripción de lo que ocurre en los ecotonos entre estos dos tipos de bosque, en los que hay co-dominancia de pinos y oyameles. Sin embargo, es posible que los pinos puedan desplazar a los *Abies religiosa*, de manera análoga a como los pinos desplazan a encinos y otras latifoliadas en los altos de Chiapas como consecuencia de una reducción en el intervalo de retorno de fuegos y otras perturbaciones (González-Espinosa *et al.*, 1991).

En este proyecto se plantea entender el régimen histórico de fuegos para los bosques de coníferas existentes en la RBMM, así como documentar las prácticas llevadas a cabo por las autoridades y por los ejidatarios para el manejo de fuegos. Para ello, buscamos o generamos información en tres aspectos principales. Primero, se obtuvo la mayor cantidad de datos disponible sobre los regímenes históricos de fuegos en la RBMM. En segundo término, se evaluó la política pública prevalente en la reserva en cuanto a fuegos, y las relaciones involucradas dentro de la reserva. Finalmente, documentamos el uso del fuego en actividades productivas en la RBMM. Con la integración de estos elementos, en este proyecto interdisciplinario se evalúa la pertinencia de las prácticas actuales de manejo de fuegos, y se ofrecen recomendaciones encaminadas a incorporar el conocimiento de los habitantes para generar un plan integral del manejo del fuego, que sea consistente con las expectativas de conservación de los bosques de coníferas en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

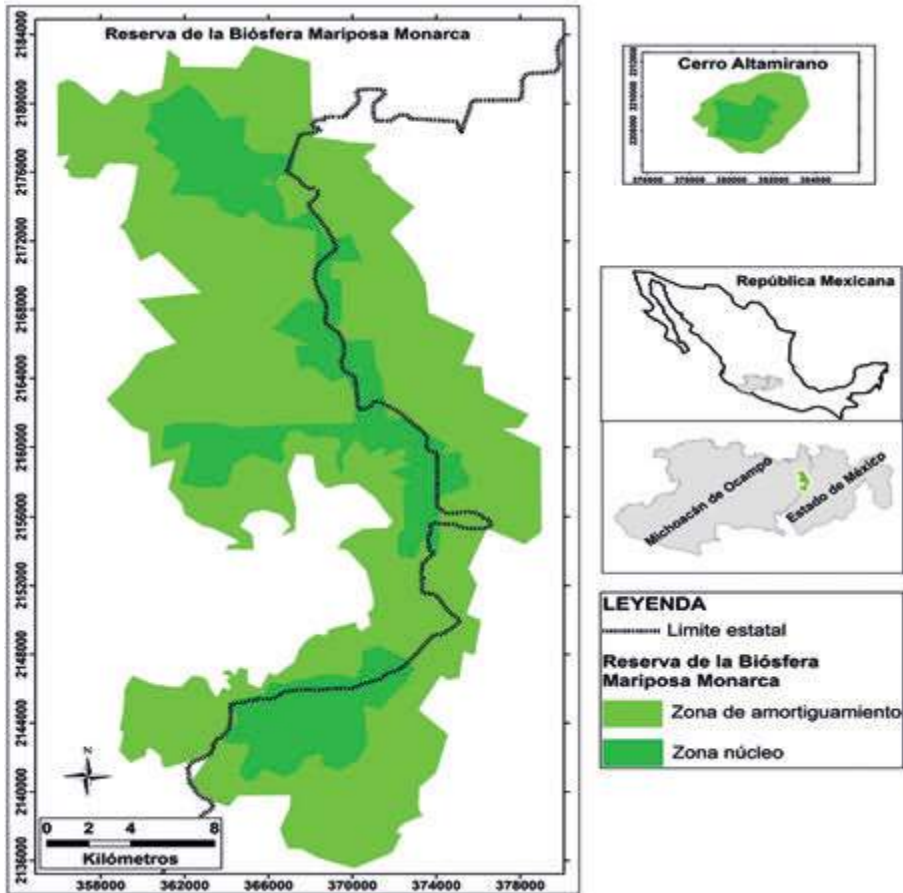
La RBMM es conocida a nivel mundial por albergar los sitios con los cuales de 23 a 125 millones de individuos de mariposa monarca (*Danaus plexippus* L.) invernan entre noviembre y marzo, migrando desde la vertiente oriental de Estados Unidos y Canadá (García-Serrano *et al.*, 2004; Slayback *et al.*, 2007; Slayback y Brower, 2007). La RBMM abarca una extensión total de 56 259 ha en los estados de México y Michoacán. Sus coordenadas mínimas son 19°18'32"N y 100°09'07"W, y las máximas 19°44'27"N y 100°22'26"W. De la superficie total de la RBMM, 42 707 ha corresponden a dos zonas de amortiguamiento y 13 551 ha corresponden a tres zonas núcleo (figura 1, Semarnat, 2001; Missrie, 2004; Ramírez *et al.*, 2008). La RBMM se encuentra en una región topográficamente compleja que forma parte del Sistema Volcánico Transversal y que va de los 2 040 a los 3 640 m de elevación (Carranza-Sánchez *et al.*, 2010). La zona está dominada por climas templados y semifríos con diferentes niveles de humedad, donde la precipitación anual puede variar entre 700 y 1 250 mm y con temperaturas medias anuales de 22°C (Semarnat, 2001; Ruiz López, 2009; Carranza-Sánchez *et al.*, 2010).

La región abarca una importante diversidad biológica para varios grupos taxonómicos, incluyendo potencialmente 800 especies de plantas vasculares (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003; Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2008). En la RBMM se han caracterizado cuatro tipos principales de vegetación en función de la superficie que cubren: Bosque de Coníferas, Bosque de *Quercus*, Bosque Mesófilo de Montaña y Pastizal Antropogénico.

De estos tipos de vegetación, el bosque de coníferas es el más extenso y el que alberga una mayor diversidad de plantas vasculares (Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2008; Zubieta, 2007; Ramírez *et al.*, 2008). Este tipo de vegetación se presenta aproximadamente a partir de los 2 400 m de elevación, y el dosel está dominado por diferentes especies de coníferas, dando así origen a bosques de pino, a bosques de oyamel, y a bosques de pino-oyamel (Zubieta, 2007; Murillo-García, 2009). El dosel en los bosques de pino está dominado por *P. pseudostrobus*, mientras que el dosel en el bosque de oyamel está conformado

Bosque templado

Figura 1
Ubicación de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca,
en los estados de México y de Michoacán de Ocampo



Fuente: elaboración propia.

casi exclusivamente por *Abies religiosa*. Finalmente, el bosque de pino-oyamel contiene individuos de ambas especies. Además de estos géneros, en los bosques de coníferas es común encontrar individuos de *Cupressus lusitanica* Mill., *Arbutus xalapensis* Kunth y especies del género *Quercus* en densidades variables (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003; Zubieta, 2007).

La RBMM dista mucho de ser un ecosistema en donde la estructura esté determinada únicamente por procesos ecológicos y evolutivos. En la RBMM habitan al menos 17 000 personas en los 120 asentamientos de los 59 ejidos, 13 comunidades indígenas, y 21 predios privados que la conforman (Ramírez *et al.*, 2008; Honey-Roses *et al.*, 2009; Inegi, 2010). Además, la RBMM se encuentra rodeada por localidades como Áporo, Ocampo, Emiliano Zapata, Senguio o la ciudad de Zitácuaro, por lo que se estima que la reserva es afectada por la actividad de al menos 500 000 habitantes.

Los bosques de coníferas en la RBMM son históricamente los más afectados por la extracción de madera, tanto legal como ilegal (Ramírez *et al.*, 2003; Murillo-García, 2009). Además, en la región se han dado procesos de cambio de uso del suelo que han derivado en la pérdida y modificación drástica de la cubierta forestal. Los bosques afectados por tala ilegal o malas prácticas de aprovechamiento son más vulnerables a eventos catastróficos, como las lluvias invernales ocurridas en febrero de 2010, que resultaron en mayor daño a los bosques aledaños y a la población de los asentamientos circundantes (Carranza-Sánchez *et al.*, 2010). En esta región también hay extensas zonas cubiertas por bosques de coníferas en donde buenas prácticas de aprovechamiento forestal han derivado en el mantenimiento de la cubierta forestal en los últimos 30 años (Navarrete *et al.*, 2011). Más aún, las tasas de deforestación para la región no han aumentado en la última década (Carranza-Sánchez *et al.*, 2010).

Regímenes históricos de incendios

Los regímenes históricos de fuegos en los bosques de coníferas de la RBMM se caracterizaron en términos de: 1) su variación histórica en las fuentes de ignición, 2) tiempo medio de retorno, 3) estación de ocurrencia de incendios, 4) severidad, 5) intensidad, 6) patrón espacial, y 7) sinergias con

otras perturbaciones. Se hizo una revisión de la información disponible para la RBMM y se complementó con información de otros bosques de coníferas del país. Se analizaron los datos históricos provenientes de la dirección de la Reserva, se dio seguimiento y se caracterizaron los incendios del año 2012 (Cantú, 2013). Para ello, se localizaron 16 incendios reportados en 2012, y se demarcó su polígono con un sistema de posicionamiento global (GPS), para luego estimar su superficie mediante herramientas de Sistemas de Información Geográfica. Asimismo, se evaluó la severidad e intensidad de éstos. La intensidad se evaluó mediante las escalas propuestas por Chafer y colaboradores (2004) y Sugihara y colaboradores (2006) en baja, media y alta, dependiendo de las alturas alcanzadas por las llamas y las marcas que dejaron en las cortezas de los árboles, como < 1 , $1-3$, y > 3 m, respectivamente. Se consideró una intensidad mixta cuando en un sitio había evidencia de más de una categoría de intensidad. La severidad se evaluó en función de la mortalidad de árboles del dosel en baja, media y alta de acuerdo con las escalas propuestas por los mismos autores. Se consideró una severidad baja cuando sólo se consumieron algunas plantas del sotobosque; se consideró severidad media cuando la mayor parte de las plantas adultas sobrevivieron, pero los arbustos ≤ 4 m se consumieron; se consideró severidad alta cuando la mayor parte de las plantas murió. En esta escala existe la categoría de severidad muy alta, que consiste en que todas las plantas maduras mueren dando paso a un recambio del bosque. Esta última categoría no fue encontrada en nuestro estudio (Cantú, 2013).

Políticas públicas

Se identificaron los actores de los tres niveles de gobierno, federal, estatal y municipal que inciden en la toma de decisiones sobre el manejo del fuego en la RBMM. Se generaron mapas de actores y se identificó la relación que existe entre instancias de los diferentes niveles de gobierno. Pero sobre todo, se identificaron las direcciones generales que prevalecen en cuanto al manejo del fuego a nivel institucional (Cantú, 2013). En el Estado de México se visitaron las oficinas de las delegaciones de las instancias federales de la Semarnat y el Conafor, así como las de institución estatal Probosque. También se encontró

que los municipios michiquenses que conforman parcialmente la RBMM se dividen en dos regiones en cuanto a la gestión de incendios. En el estado de Michoacán se visitaron a las mismas delegaciones federales mencionadas anteriormente, y a las oficinas de la Comisión Forestal del Estado de Michoacán (Cofom). Los municipios michoacanos que conforman la región de la RBMM están integrados en la región oriente del estado en cuanto a protección forestal, que incluye la gestión de incendios. Finalmente, se visitó la dirección de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

Uso del fuego por habitantes

Durante 2012-2014 se hicieron entrevistas a habitantes de la región para evaluar los usos que hacen del fuego en sus actividades productivas. Se utilizó el método de bola de nieve, comenzando con organizaciones de la sociedad civil con quienes se ha colaborado, para identificar a productores que pudieran brindar información concreta sobre los usos del fuego. En total se entrevistó a 44 productores.

Resultados

Regímenes históricos de fuegos

Una tercera parte de los incendios visitados fue producto del escape de quemas de pastizales. El resto de los incendios fue producto del descuido de paseantes y uno como consecuencia de rencillas por tenencia de la tierra. Durante 2012 no se encontraron diferencias en la frecuencia, intensidad y severidad de los incendios reportados para bosques dominados por *P. pseudostrobus* y *A. religiosa*. De los incendios visitados, la clase modal fue la intensidad media, con 8 incendios, seguida por la intensidad baja con 6 incendios, y finalmente 2 incendios tuvieron intensidades mixtas. En cuanto a la severidad, 10 tuvieron severidad baja, 4 severidad media, 1 severidad alta y 1 severidad mixta. Sólo 3 incendios se dieron en extensiones de > 2 ha. Dos incendios ocurrieron en

bosques con monodominancia, 1 en bosque de *A. religiosa* y 1 en bosque de *P. pseudostrobus*. El resto ocurrió en bosques co-dominados por ambas especies.

De acuerdo con datos provistos por la dirección de la RBMM, durante 2012, el mes de abril fue el que registró más incendios, con 23 eventos, seguido por mayo con 12, y luego marzo con 6. Salvo 1 incendio fuera de temporada en enero, y 2 en junio, en el resto del año no hubo incendios.

Políticas públicas

En ambos estados, la gestión del fuego en la RBMM está encaminada a la supresión y al combate de incendios. No obstante, encontramos que hay un cambio en la visión sobre los fuegos, impulsado tanto por entidades académicas, organizaciones de la sociedad civil y por las propias autoridades de la reserva. Esta nueva visión, si bien no ha generado consenso, está promoviendo un nuevo plan integral del manejo del fuego, que contempla la reincorporación de este proceso ecosistémico a los bosques de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

Debido al impulso que la prevención de incendios ha tenido a nivel nacional, en la RBMM ha habido un importante desarrollo en el establecimiento de brigadas asociadas con cada uno de los tres niveles de gobierno (Cantú, 2013). El entrenamiento, equipamiento y capacidad de respuesta de las brigadas de entidades federales como las de Conafor y Conanp es superior al de las brigadas municipales que son facilitadas por las entidades estatales; los integrantes de las brigadas son habitantes de la propia Reserva.

Las relaciones interinstitucionales dentro de la RBMM muestran una diferencia notoria entre Michoacán y el Estado de México. Claramente, los actores en ambos estados se relacionan de diferente manera entre sí para alcanzar los mismos objetivos de política pública (Cantú, 2013). La diferencia más notoria fue la capacidad de Protectora de Bosques del Estado de México (Probosque) para tomar iniciativas en cuanto a la política sobre el fuego, mientras que la Comisión Forestal del Estado de Michoacán (Cofom) depende de los programas que puede desarrollar a partir de las iniciativas de instituciones federales como la Comisión Nacional Forestal.

Usos del fuego

Todos los productores entrevistados reportaron haber nacido en la región, y haber aprendido de sus padres a utilizar el fuego (Martínez-Torres, com. pers., 2014). Al igual que en el resto del país, en la RBMM se ha señalado a las prácticas agrícolas como la principal fuente de igniciones de incendios forestales. Durante las entrevistas encontramos que los campesinos utilizan el fuego junto con un importante conocimiento de los diferentes factores que afectan su comportamiento y con una clara intención de manejo (Martínez-Torres y Pérez-Salicrup, 2014; Martínez-Torres *et al.*, 2015). Esto sugiere que los escapes de fuego a zonas forestales de forma accidental son poco frecuentes.

El fuego es utilizado en prácticas agrícolas, sobre todo para quemar el rastrojo y los desechos agrícolas del año anterior. También se utiliza con la intención de vigorizar el crecimiento de pastos en zonas ganaderas. Finalmente, se reportó el uso del fuego como forma de amedrentar a vecinos con los que hay conflictos por la tenencia de la tierra, y para obligar a las autoridades a permitir el aprovechamiento forestal en regiones donde está restringido por tratarse de una reserva de la biosfera.

Conclusiones

De acuerdo con información reportada recientemente en la región, el fuego ha sido una perturbación histórica en los bosques de coníferas en la RBMM. Por ejemplo, en los márgenes del río Catingón y San Pedro en Angangeo, se reportó recientemente que hubo al menos un incendio catastrófico en 1670, que debió ser de alta intensidad, de muy alta severidad, y que debió extenderse al menos por la cuenca de dichos ríos (Garduño-Mendoza, 2014). Tal evento debió haber detonado el reemplazo de los bosques de coníferas en la región. Adicionalmente, el mismo estudio reporta al menos dos eventos de incendios regionales que debieron ser de severidad mixta durante el siglo XX: uno en 1942 y uno en 1999 (Garduño-Mendoza, 2014).

Los datos obtenidos sugieren que los bosques dominados por *A. religiosa* han experimentado los mismos regímenes históricos de incendios que

Imagen 1



Después de un incendio superficial, el sotobosque de este bosque de pino en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca muestra signos de recuperación. El incendio ocurrió en época de secas y la foto fue tomada sólo unos meses después, al final de la temporada de lluvias. Catingón, Angango, Michoacán. Foto: Leonardo Martínez-Torres.

los bosques de *P. pseudostrobus*. En dos estudios dendrocronológicos independientes se encontró que hay pocos árboles de ambas especies que superen el siglo de edad, y que no hay indicios que sustenten que los bosques de *A. religiosa* en la RBMM se regeneren luego de incendios de reemplazo, o que los bosques de *P. pseudostrobus* tengan ciclos de regeneración que se asocien con eventos de fuegos superficiales (Carlón Allende *et al.*, 2015; Sáenz-Ceja, 2015). Estos resultados, sumados a los hallazgos encontrados por Cantú (2013) en cuanto a las propiedades de los incendios en la RBMM durante 2012, apoyan la idea de que la regeneración de los árboles dominantes en los bosques de coníferas en la RBMM se ha dado independientemente del fuego. Más aún, sugieren que los regímenes naturales de fuego han sido modificados drásticamente desde un periodo histórico que antecede por mucho el decreto de creación de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

La estrategia de gestión del fuego en la RBMM se ha centrado en el combate y la supresión de incendios forestales. Si bien se toman medidas preventivas, y también se desarrollan algunas tareas de restauración post-incendio, es evidente que el apoyo a brigadas de combatientes es una de las labores que genera más interés y recibe mayor apoyo institucional (Cantú, 2013). Es importante recalcar que las estrategias de manejo en torno del fuego no son homogéneas dentro de la RBMM, sino que difieren en la porción correspondiente a cada uno de los estados que la conforman. Es por ello que de implementar un nuevo plan integral de manejo del fuego, debe considerarse la estructura institucional pertinente a cada estado.

El fuego claramente no ha sido un elemento ajeno a la RBMM. De acuerdo con las entrevistas desarrolladas en este proyecto, el fuego es utilizado en una amplia gama de usos productivos (Martínez-Torres y Pérez-Salicrup, 2014; Martínez-Torres *et al.*, 2015). Es importante subrayar que los habitantes de la RBMM aparentemente saben generar y controlar el fuego. Si bien es verdad que una tercera parte de los incendios visitados durante 2012 fue causada por el escape de la quema de pastizales, la proporción de incendios que fueron encendidos por otras causas fue mayor. Además, dado que al menos en un caso el incendio se debió a rencillas, producto de la indefinición de límites entre predios, una política de prevención de incendios basada exclusivamente en el control de quemas agrícolas sería insuficiente. Por ello, un paso adelante

en la eliminación de este tipo de eventos sería resolver los problemas de tenencia de la tierra en la región.

Las estadísticas nacionales continuamente hacen hincapié en que la mayoría de los incendios son producto del descuido al desarrollar quemas agrícolas (Conafor, 2009). Si bien es posible que esto sea parcialmente cierto, en nuestro estudio documentamos que el fuego es utilizado de forma frecuente y recurrente por los habitantes de la región, y sólo una mínima proporción de ellos derivan en incendios. Más aún, los habitantes conocen de forma empírica cómo controlar el fuego y cómo dirigir su comportamiento según las condiciones bióticas y abióticas. Por ello, es muy posible que sea gracias a la experiencia de los habitantes en el uso del fuego que hasta ahora han sido efectivas las prácticas de supresión y combate de incendios. Este conocimiento es, sin lugar a dudas, un capital social que, lejos de inhibir, hay que aprovechar para generar un plan integral de manejo de fuegos en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

A partir de los estudios descritos en este capítulo, es posible afirmar que los regímenes naturales de fuegos en la RBMM han sido modificados drásticamente por las actividades de los habitantes de la reserva, y por las decisiones de las autoridades en los tres niveles de gobierno. Los habitantes de la RBMM claramente comparten un sistema de conocimiento sobre el manejo tradicional del fuego, y el conocimiento empírico ganado en las prácticas agrícolas y forestales los convierte en aliados esenciales en la elaboración de un plan integral del manejo del fuego. Por ello, se recomienda que las políticas encaminadas al manejo del fuego trasciendan la visión de la supresión y el combate, y amplíen la búsqueda de causas de incendios más allá del escape del fuego de zonas agrícolas.

El fuego no es un fenómeno ajeno a la historia evolutiva de los bosques de coníferas de la RBMM. Las autoridades de esta reserva, así como de la Conafor a nivel nacional están interesadas en transitar de un modelo de supresión y combate, a uno de manejo integrado del fuego. Es necesario aprovechar esta

coyuntura para generar estrategias de manejo que permitan restaurar en lo posible los regímenes naturales del fuego, pero considerando también la realidad social que se vive en la región, de tal manera que se garantice la cobertura forestal de esta emblemática reserva de la biosfera.

Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto “Efecto de perturbaciones naturales y humanas de bosques de coníferas de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca: Implicaciones para el manejo del fuego financiado por SEP-Conacyt (2010-154434). E.S.C. y L.M.T. agradecen al Conacyt por sus respectivas becas para la realización de sus estudios en el posgrado en Ciencias Biológicas, y T.C.A. en el posgrado en Geografía, ambos de la UNAM. Dos revisores anónimos amablemente hicieron correcciones y sugerencias a versiones previas de este manuscrito. Queremos agradecer a Alternare, A. C., Bioscenosis, A. C. y a Espacio Autónomo, A. C., la ayuda prestada al inicio de este proyecto, y a las autoridades de la RBMM por todo su apoyo y permisos para realizar la investigación. También queremos agradecer al Dr. Heberto Ferreira, al Ing. Alberto Valencia García y al Ing. Atzimba López Maldonado por todo el apoyo brindado durante el desarrollo de los proyectos que sustentan este manuscrito.

Referencias bibliográficas

- Agee, J. K. (1996), *Fire Ecology of the Pacific Northwest Forests*, Washington, Island Press.
- Ángeles-Cervantes, E. y L. López-Mata (2009), “Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones post incendio”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 84, pp. 25-33.
- Cantú Fernández, M. X. (2013), “Incendios de 2012 en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca: Caracterización y Respuesta Institucional”, Licenciatura en Ciencias Ambientales, Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia/Universidad Nacional Autónoma de México.

- Carlón Allende, T., M. E. Mendoza, J. Villanueva Díaz y D. R. Pérez Salicrup (2015), "Análisis espacial del paisaje como base para muestreos dendrocronológicos: el caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca", *Madera y Bosques*, núm. 21, pp. 11-22.
- Carranza-Sánchez, J., I. Paniagua Ruíz, K. A. Ocegüera Salazar y L. Ruiz Paniagua (2010), *Análisis del impacto por la 5ª tormenta invernal del 2010, en la reserva de la Biósfera Mariposa Monarca*, México, Conanp.
- Chafer, C., M. Noonan y E. Macanought (2004), "The Post-fire Measurement of Fire Severity and Intensity in the Christmas 2001 Sydney Wildfires", *International Journal of Wildland Fire*, núm. 13, pp. 227-240.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner y R. G. Woodmansee (1996), "The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management", *Ecological Applications*, núm. 6, pp. 665-691.
- Cochrane, M. A. (2009), *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Damage*, Springer, Praxis.
- Comisión Nacional de Áreas Forestales (2009), *NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007, Especificaciones técnicas de métodos del uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario*, México, Conafor.
- Cornejo-Tenorio, M. G., A. Casas, B. Farfán, J. L. Villaseñor y G. Ibarra-Manríquez (2003), "Flora y Vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, México", *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 73, pp. 43-62.
- Cornejo-Tenorio, M. G. y G. Ibarra-Manríquez (2008), *Flora ilustrada de La Reserva de La Biosfera Mariposa Monarca*, México, UNAM, Conabio.
- Franklin, J., D. Rae Berg, D. A. Thornburgh y J. C. Tappeiner (1997), "Alternative Silvicultural Approaches to Timber Harvesting: Variable Retention Harvest Systems", en K. A. Kohm y J. F. Franklin (eds.), *Creating a Forestry for the 21st Century*, Washington Island Press, pp. 111-139.
- Fulé, P. Z., T. W. Swetman, P. M. Brown, D. A. Falk, D. L. Peterson, C. D. Allen, G. H. Aplet, M. A. Battaglia, D. Binkley, C. Farris, J. E. Keane, E. Q. Margolis, H. Grissino-Mayer, C. Miller, C. Hull Sieg, C. Skinker, S. I. Stephens y A. Tylor (2014), "Unsupported Inferences of High-Severity Fire

- in Historical Dry Forests of the Western United States, Response to Williams and Baker”, *Global Ecology and Biogeography*, núm. 23, pp. 825-830.
- Fulé, P. Z., A. García-Arévalo y W. W. Covington (2000), “Effects of an Intensive Wildfire on a Mexican Oak-pine Forest”, *Forest Science*, núm. 46, pp. 52-61.
- y W. W. Covington (1998), “Spatial Patterns of Mexican Pine-Oak Forests under Different Recent Fire Regimes”, *Plant Ecology*, núm. 134, pp. 197-209.
- García-Serrano, E., J. Lobato Reyes y B. X. Mora Álvarez (2004), “Locations and Area Occupied by Monarch Butterflies Overwintering in Mexico from 1993-2002”, en K. Oberhauser y M. J. Solensky (eds.), *The Monarch Butterfly, Biology and Conservation*, Cornell University Press, pp. 129-133.
- Garduño-Mendoza, E. (2014), “Identificación de eventos excepcionales por medio de análisis de anillos de crecimiento en los árboles de Angangueo Michoacán, México”, tesis de maestría, Morelia, Instituto de Investigaciones Metalúrgicas/Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Gill, A. M., S. L. Stephens y G. J. Carry (2013), “The World-wide ‘Wildfire’ Problem”, *Ecological Applications*, núm. 23, pp. 438-454.
- González-Espinosa, M., P. F. Quintana-Ascencio, N. Ramírez-Marcial y P. Gaytán-Guzmán (1991), “Secondary Succession in Disturbed *Pinus-Quercus* Forests in the Highlands of Chiapas, Mexico”, *Journal of Vegetation Science*, núm. 2, pp. 351-360.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton (1996), “Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology”, *Restoration Ecology*, núm. 4, pp. 93-110.
- Honey-Roses, J., J. López-García, E. Rendón-Salinas, A. Peralta-Higera y C. Galindo-Leal (2009), “To Pay or Not to Pay: Monitoring Performance and Enforcing Conditionality when Paying for Forest Conservation in Mexico”, *Environmental Conservation*, vol. 36, núm. 2, junio, pp. 120-128.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010), *Censo de Población y Vivienda*, <<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/>>.
- Jardel, E., J. M. Frausto-Leyva, D. R. Pérez-Salicrup, E. Alvarado, J. E. Morfín-Ríos, R. Landa y P. Llamas-Casillas (2010), *Prioridades de investigación en manejo de fuego en México*, México, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.

- Jardel, E., V. R. Ramírez, N. E. Castillo, R. S. García, M. O. E. Balcázar, M. J. C. Chacón y R. J. E. Morfín (2006), “Manejo del fuego y restauración de bosques en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México”, en J. G. Flores-Garnica y D. A. Rodríguez-Trejo (eds.), *Incendios Forestales, México y Madrid*, Mundi-Prensa/Conafor, pp. 216-242.
- Manson, R. H., E. Jardel, M. Jiménez-Espinoza y C. A. Escalante-Sandoval (2009), “Perturbaciones y desastres naturales: impacto sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico”, en R. Dirzo, R. González e I. J. March (comps.), *Capital Natural de México. Vol. II. Estado de conservación y tendencias de cambio*, México, Conabio, pp. 131-184.
- Martínez-Torres, H. L., M. X. Cantú-Fernández, M. I. Ramírez-Ramírez y D. R. Pérez-Salicrup (2015), “Fires and Fire Management in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve”, en K. Oberhauser y L. Brower (eds.), *Monarchs in a Changing World: Biology and Conservation of an Iconic Insect*, Ithaca, Cornell University Press, pp. 179-189.
- Martínez-Torres, H. L. y D. R. Pérez-Salicrup (2014), “Uses and Management of Fire by Rural Communities in Coniferous Forest in the Monarch Biosphere Reserve, Mexico”, *The International Forestry Review*, vol. 16, núm. 5, p. 59.
- Missrie, M. (2004), “Design and Implementation of a New Protected Area for Overwintering Monarch Butterflies in Mexico”, en K. Oberhauser y M. J. Solensky (eds.), *The Monarch Butterfly, Biology and Conservation*, Ithaca, Cornell University Press, pp. 141-149.
- Murillo-García, A. (2009), “El manejo forestal y sus implicaciones en la cubierta vegetal y en la estructura demográfica de especies comerciales: Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca”, tesis de maestría, México, Centro de Investigaciones en Geografía Aplicada/UNAM.
- Navarrete, J. L., I. Ramírez y D. R. Pérez-Salicrup (2011), “Logging within Protected Areas: Spatial Evaluation of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico”, *Forest Ecology and Management*, núm. 262, pp. 646-654.
- Oliver, C. D. y B. C. Larson (1996), *Forest Stand Dynamics*, Nueva York, John Wiley & Sons.
- Pyne, S. J. (2010), *America's Fires, a Historical Context for Policy and Practice*, Durham, The Forest History Society.

- Pyne, S. J. (1996), *World Fire. The Culture of Fire on Earth*, Seattle, University of Washington Press.
- Ramírez, M. I., J. Azcárate y L. Luna (2003), "Effects of Human Activities on Monarc Butterfly Habitat in Protected Mountain Forest, Mexico", *The Forestry Chronicle*, vol. 79, núm. 2, pp. 242-246.
- Ramírez, R. M. I., R. Miranda y R. Zubieta (2008), *Serie Cartográfica Monarca. Vol. I Vegetación y Cubiertas del Suelo, 2006. Reserva de La Biosfera Mariposa Monarca, México*, México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental/UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Rodríguez-Trejo, D. y P. Fulé (2003), "Fire Ecology of Mexican Pines and a Fire Management Proposal", *International Journal of Wildland Fire*, núm. 12, pp. 23-37.
- Rodríguez-Trejo, D. y R. L. Myers (2010), "Using Oak Characteristics to Guide Fire Regime Restoration in Mexican Pine-oak and Oak Forests", *Ecological Restoration*, núm. 28, pp. 304-323.
- Roos, C. I., D. M. J. S. Bowman, J. K. Balch, P. Artaxo, W. J. Bond, M. Cochrane, C. M. D'Antonio, R. Defries, M. Mack, F. H. Johnston, M. A. Krawchuk, C. A. Kull, M. A. Moritz, S. Pyne, A. C. Scott y T. W. Swetnam (2014), "Pyrogeography, Historical Ecology, and the Human Dimensions of Fire Regimes", *Journal of Biogeography*, núm. 41, pp. 833-836.
- Ruiz López, R. (2009), *Deforestación y clima: aproximación al análisis regional y modelado local en la región de la mariposa Monarca, México*, México, Facultad de Filosofía y Letras/UNAM.
- Sáenz Ceja, J. E. (2015), "Reconstrucción dendrocronológica del historial de establecimiento de *Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa* en la Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca", tesis de maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas/UNAM.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2001), *Programa de manejo de la reserva de la biósfera Mariposa Monarca*, México, Semarnat.
- Slayback, D. A. y L. P. Brower (2007), "Further Aerial Surveys Confirm the Extreme Localization of Overwintering Monarch Butterfly Colonies in Mexico", *American Entomologist*, núm. 53, pp. 146-149.

- Slayback, D. A., L. P. Brower, M. I. Ramírez y L. S. Fink (2007), “Establishing the Presence and Absence of Overwintering Colonies of the Monarch Butterfly in Mexico by the Use of Small Aircraft”, *American Entomologist*, núm. 53, pp. 28-40.
- Sugihara, N. G., J. W. Van Wategtendonk y J. Fites-Kaufman (2006), “Fire as an Ecological Process”, en N. G. Sugihara (ed.), *Fire in California's Ecosystems*, University of California Press, Londres, pp. 58-74.
- Vidal, O., J. López-García y E. Rendón-Salinas (2013), “Trends in Deforestation and Forest Degradation after a Decade of Monitoring in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico”, *Conservation Biology*, núm. 28, pp. 177-186.
- Whelan, R. J. (1995), *The Ecology of Fire*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Zubieta, R. (2007), “Dinámica de la cubierta vegetal en el Área Natural Protegida de la Mariposa Monarca en el periodo 1986-2003”, tesis profesional (Biología), México, Facultad de Ciencias/UNAM.



matorral



Foto: Pedro Eloy Mendoza Hernández

Estrategias ecofisiológicas para la restauración de un pedregal urbano: el caso del Parque Ecológico de la Ciudad de México

Pedro Eloy Mendoza-Hernández

pemh@ciencias.unam.mx

Alejandra Rosete-Rodríguez

Luis Pedrero-López

Jorge Arturo Martínez-Villegas

María Esther Sánchez-Coronado

Alma Orozco-Segovia

Abstract

Urban sprawl from Mexico City has altered more than 200 hectares of the lava flow field of the now extinct Xitle Volcano, located in the Ajusco-Chichinautzin mountain range. The declaration of this zone as a natural protected area has led to the relocation of an illegal settlement and the established of *Parque Ecológico de la Ciudad de México* (PECM). The first step toward restoring these altered plant communities is the identification of barriers to recovery and their potential solutions; functional ecology provides an important framework for pinpointing potential restoration strategies. Here, we synthesize functional ecology information produced by diverse research projects in the park in order to design and eventually implement restoration strategies in the PECM. Our literature search revealed a variety of techniques, including controlled hydration and dehydration (“priming”), burying of seeds (“natural priming”), selection and use of safe microsites, management of fragments and positive interactions, use of plastic mulch and hyrogel, and propagation and reintroduction of native species through experimental planting. These strategies are especially valuable in that they have low cost, but large ecological implications. Functional ecology research is the raw material for designing appropriate restoration strategies, and the integration of the fields of functional ecology and restoration ecology will provide valuable insights for the recovery of the lava field ecosystem of the PECM, as well as many other highly altered ecosystems associated with megacities.

Keywords: germination, plastic mulch, protein, seed, vegetation patch.

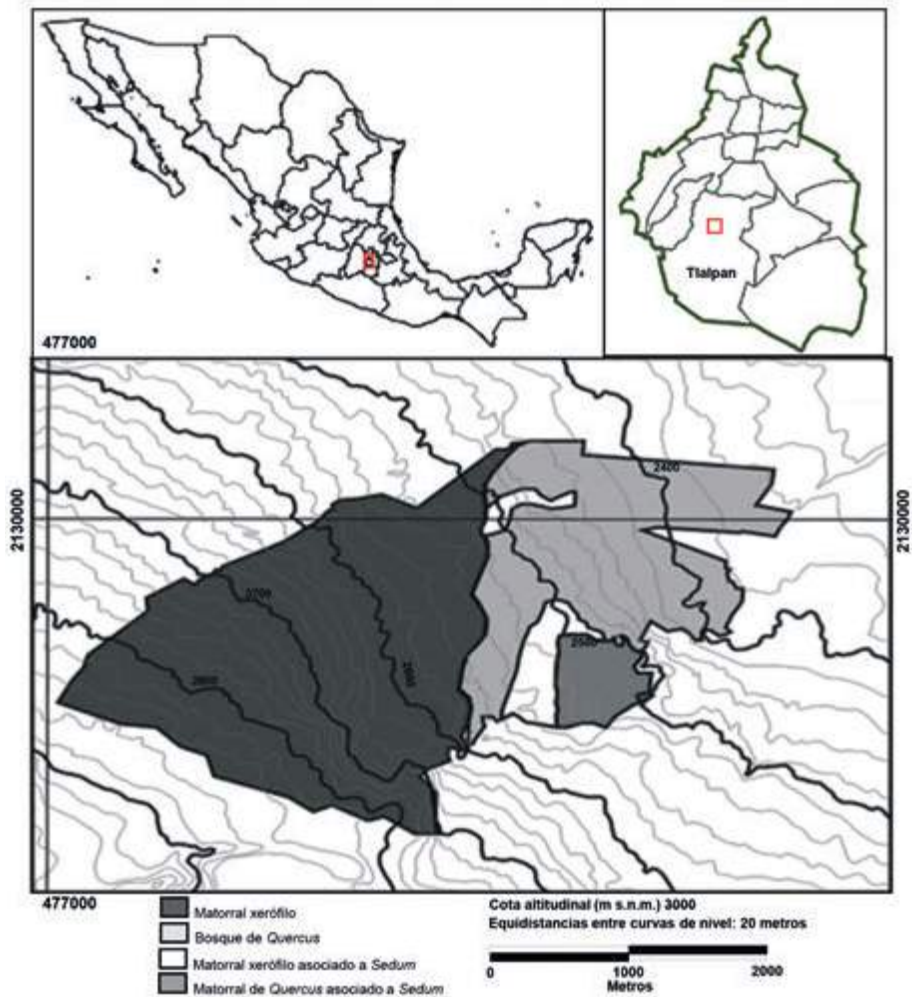
Introducción

Históricamente, las regiones boscosas del sur de la Ciudad de México (CDMX) han tenido una larga secuela de uso antrópico. La Sierra del Ajusco, por ejemplo, es un escenario donde se confronta, por un lado, la demanda legítima de vivienda (Díaz y Kleiber, 1996) y por otro la conservación de los bienes y servicios ambientales (Ezcurra *et al.*, 2006). De 1980 a 1989, un asentamiento urbano irregular conocido como Lomas del Seminario alteró más de 200 ha de una parte de la sierra donde se ubica el derrame de lava del volcán Xitle (Siebe, 2009). Pocos son los casos en la CDMX donde se ha rescatado un espacio natural del avance de la urbanización. Con base en un decreto presidencial y una amplia gama de herramientas legales, se implementó un desalojo y reubicación del asentamiento ilegal, así como la creación de un área natural protegida que se llamó Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM). El entonces Departamento del Distrito Federal quedó a cargo del PECM y de cumplir varios objetivos, entre ellos el de “la restauración ecológica de las áreas degradadas por la actividad humana, conduciendo y acelerando el proceso de sucesión ecológica hasta alcanzar el restablecimiento de las comunidades originales, en especial de los elementos más conspicuos de flora y fauna” (*Gaceta Oficial del Departamento del Distrito Federal*, 1989). Para llevar a cabo las acciones de restauración ecológica, participaron la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología del DF y académicos de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (Soberón *et al.*, 1991).

Con la finalidad de contribuir a la restauración de las comunidades vegetales perturbadas por la acción humana en el PECM, se revisaron documentos publicados que han resultado de diferentes proyectos de investigación sobre el parque. El PECM es un área de 727.61 ha ubicado en la región norte de la delegación Tlalpan entre los 2 450 y 2 850 msnm. El parque limita al norte con el centro de educación ambiental Ecoguardas y la colonia Verano, al sur con la parte baja del volcán Xitle, al este con la colonia Tlalpuente y parte del poblado de San Andrés Totoltepec y al oeste con la carretera Picacho-Ajusco (figura 1).

El PECM es un área prioritaria por su papel en la recarga de los mantos acuíferos y en la preservación de una gran diversidad de flora y fauna del centro del país y de la zona de la ciudad conocida como Pedregal de San Ángel

Figura 1
Ubicación del Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM)
en la delegación Tlalpan, Ciudad de México



El rectángulo inferior muestra con distintas tonalidades de grises las comunidades vegetales. Nótese que la retícula está en unidades del sistema de coordenadas universal transversal de Mercator (Universal Transverse Mercator, UTM).

Fuente: tomado y modificado de González-Hidalgo *et al.* (2002).

(Cano-Santana *et al.*, 2006). En este capítulo se aporta información sintetizada e integrada que proviene de la revisión de documentos publicados que

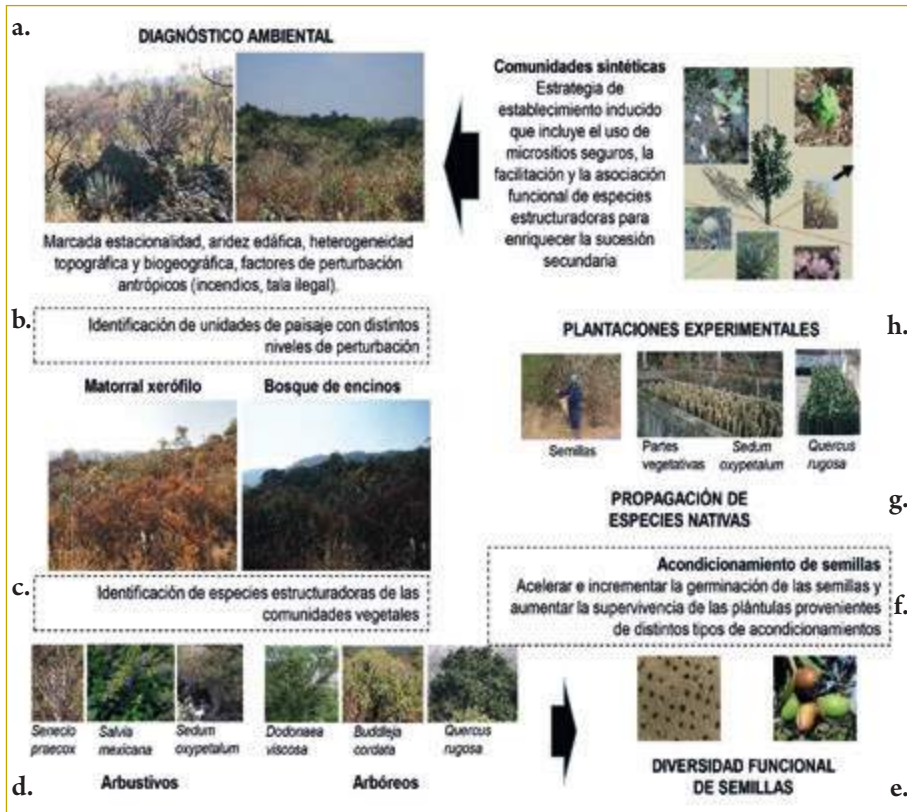
han sido resultado de distintas investigaciones llevadas a cabo en el PECM. La mayoría de los documentos revisados son contribuciones originales surgidas de la ecología funcional que han sido y serán de utilidad para diseñar e implementar estrategias de restauración de las comunidades vegetales de los pedregales del Parque Ecológico de la Ciudad de México.

Los pedregales son heterogéneos por naturaleza y presentan distintos estados de intemperización, marcada estacionalidad y pobre desarrollo del suelo, junto con una gran riqueza biológica, cuyos elementos provienen de dos regiones biogeográficas: la neártica y la neotropical (figura 2a).

Rzedowski (1994) reportó diversas comunidades vegetales sobre el derrame de lava del pedregal, el autor reconoció una asociación vegetal entre los 2 500 y 2 800 msnm, que llamó *Quercetum rugosae fruticosum* y que actualmente sería el ecosistema que, junto con las condiciones abióticas señaladas anteriormente, constituyen el ecosistema de referencia de la restauración de los pedregales del PECM. En el *Quercetum* existe una mezcla entre bosques y matorrales en una región templada y fría (figura 2b), donde la precipitación total anual puede sobrepasar los 1 000 mm. Ahí, debido a la gran capacidad de infiltración del agua a través de las grietas en la lava y a la baja capacidad de retención de agua del incipiente suelo, los afloramientos rocosos son sitios áridos y favorecen también la presencia de elementos de climas secos. La aridez edáfica, junto con la estacionalidad marcada, son aspectos clave que aumentan la biodiversidad de los pedregales (figura 2d) y contribuyen a determinar la composición y estructura de las comunidades vegetales de los derrames de lava (Cano-Santana y Meave, 1996). A esto se le suma el hecho de que la lava absorbe calor (Mendoza-Hernández *et al.*, 2014), transformando a los pedregales en islas de calor dentro de la ciudad.

Por todo lo anterior, la restauración ecológica de los pedregales, en particular de las comunidades vegetales perturbadas por asentamientos urbanos en el PECM, es un gran reto. Las condiciones abióticas y bióticas de los pedregales degradados imponen fuertes barreras para la regeneración natural y asistida de las comunidades de plantas, es por ello que se han usado distintas estrategias metodológicas para contribuir a restaurar la composición, estructura y función de los ecosistemas del Parque Ecológico.

Figura 2
Modelo de intervención para la restauración ecológica
 de las comunidades vegetales perturbadas del derrame de lava del volcán Xitle



a. y b. El diagnóstico ambiental incluye la identificación de unidades de paisaje y el origen biogeográfico de la flora. c. Se identifican especies estructuralmente importantes con base en el índice de importancia relativa. d. Se reconocen grupos funcionales de plantas. e. Se explora la diversidad funcional de las semillas, de los grupos funcionales, a través de la aplicación de distintos tipos de acondicionamiento (*priming*). f. El acondicionamiento hídrico (hidratación/deshidratación controlada) o el enterramiento de semillas en el suelo (acondicionamiento natural) se aplica a poblaciones de semillas. g. Se propagan plantas provenientes de distintos arranques fisiológicos para tolerar condiciones ambientales de áreas perturbadas. h. Las plantas se usan para diseñar las comunidades sintéticas que contribuyen a promover el establecimiento inducido, y con ello, enriquecer la sucesión secundaria de las comunidades vegetales perturbadas. Fuente: elaboración propia; las fotos fueron tomadas en el área de estudio por los autores.

Revisión de estrategias ecofisiológicas: aportaciones para la restauración de pedregales

Poco tiempo después del desalojo y reubicación del asentamiento urbano, se llevó a cabo un diagnóstico ambiental (Soberón *et al.*, 1991). El reconocimiento de paisajes particulares y cuatro tipos de comunidades vegetales: 1) el bosque de encino denso, 2) el bosque abierto de encino inmerso en un matorral xerófilo, 3) el matorral xerófilo perturbado, y 4) el matorral xerófilo de siempre viva (*Sedum oxypetalum*), han sido la base de todas las investigaciones, en las que se ha priorizado la selección y estudio de especies clave estructuradoras del proceso de sucesión secundaria en el PECM (figura 2c). La evaluación de los distintos niveles de perturbación ha sido un aspecto relevante para definir o diseñar estrategias de restauración (Mendoza-Hernández *et al.*, 2013). A diferentes escalas espaciales y temporales, se han aplicado estrategias ecofisiológicas como el acondicionamiento hídrico de semillas y plantas, así como el efecto protector y/o facilitador de individuos o parches de vegetación. La propagación de especies nativas y el uso de tecnologías agrícolas, como el acondicionamiento de semillas, los acolchados plásticos y el hidrogel, son aspectos importantes que se han aplicado a la restauración del PECM (figura 2). La evaluación de estas tecnologías para la restauración del PECM tiene fuertes implicaciones teóricas y prácticas, sobre todo en el contexto de la interacción entre la ecología funcional y la restauración ecológica (Orozco-Segovia y Sánchez-Coronado, 2009).

El primer estudio florístico y de la vegetación del PECM se llevó a cabo pocos años después del desalojo del asentamiento urbano de Lomas de Seminario (González-Hidalgo *et al.*, 2001). El inventario florístico de un área de más de 240 ha aportó datos de 456 *taxa* distribuidos en 91 familias y 262 géneros, así como de la heterogeneidad biogeográfica de la flora del parque (González-Hidalgo *et al.*, 2002). Un elemento florístico clave son los encinos (figura 2c; *Quercus* spp.) y varios estudios se han enfocado en la recuperación de sus poblaciones (Bonfil, 2006). Las bellotas, que contienen a las semillas, suelen ser muy sensibles a las condiciones perturbadas debido a que su viabilidad es muy corta y son intolerantes a la deshidratación (Castro-Colina *et al.*, 2012): las amplias fluctuaciones de temperatura del aire, de la humedad relativa, de la disponibilidad de agua en el suelo, así como la alta incidencia

solar, son condiciones frecuentes en los sitios perturbados que provocan la desecación y muerte de las bellotas (Bonfil y Soberón, 1999); las plantas jóvenes también son sensibles a estas condiciones adversas.

Con la finalidad de disminuir la mortalidad de bellotas o de plantas jóvenes dentro de los sitios alterados del parque, se probó el efecto de la cobertura vegetal de protección brindada a éstas por una especie dominante en el matorral perturbado, el tepozán (*Buddleia cordata*). Cabrera y colaboradores (1998) reportaron que la supervivencia de plantas de *Quercus rugosa* de un año de edad se incrementó al aumentar la cobertura de la copa de los tepozanes que los protegían y brindaban un microclima amortiguado. Bajo la misma lógica de incrementar la supervivencia de los encinos, se aplicó una técnica de hidratación y deshidratación controlada conocida como acondicionamiento de bellotas, así como la aclimatación diferencial de plantas a distintos tipos de riego (Castro-Colina *et al.*, 2012). Los autores reportaron que el acondicionamiento hídrico (AH), hidratación seguida de una deshidratación moderada de la bellota, aumentó su germinación final y la velocidad de ésta, tanto en condiciones controladas como en condiciones de campo. En cambio, la supervivencia de las plantas no fue afectada por este tratamiento, pero sí por la aclimatación de las plántulas con riego infrecuente (Castro-Colina *et al.*, 2012).

El estudio de las respuestas germinativas es un universo de investigación que vincula a la ciencia básica con la aplicada (figura 2e). Encontrar técnicas ecofisiológicas que aceleren e incrementen la germinación de las especies nativas y que además mejoren la supervivencia y el crecimiento de las plántulas provenientes de semillas tratadas es un gran reto en el contexto de la restauración de ambientes perturbados (González-Zertuche *et al.*, 2000). El AH es una técnica conocida también como *priming* que se aplica a una población de semillas con una amplia variabilidad genotípica que puede ser “moldeada” por las presiones del ambiente y dar lugar a expresiones fenotípicas que permitan distinguir grupos de especies y de semillas capaces de tolerar el estrés ambiental en el PECM y que tengan una mayor resistencia a éste (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997). El AH es una técnica que se ha usado principalmente en la producción agrícola desde la década de los setenta (Heydecker *et al.*, 1975), uno de los principios básicos consiste en controlar la imbibición. La entrada regulada de agua a las semillas por medio de soluciones osmóticas permite activar algunos procesos

Imagen 1

Vista panorámica de sur a norte del Parque Ecológico de la Ciudad de México



En primer plano se observa el matorral xerófilo, con árboles remanentes de *Quercus rugosa*, al fondo se observa la zona urbana de la Ciudad de México.

Foto: Sonia Juárez Orozco.

bioquímicos de la germinación; la clave de este tratamiento está en detener este proceso antes de que la radícula comience a elongarse, después de lo cual la semilla guarda los avances metabólicos realizados durante la hidratación previa. Con el AH suelen presentarse todos o algunos de los siguientes beneficios: 1) reducción del tiempo de emergencia de la radícula, 2) sincronización de la germinación, 3) mayor porcentaje final de germinación, 4) incremento del vigor de semillas viejas o deterioradas, e 5) incremento del vigor de las plántulas y resistencia de éstas a la desecación y a altas temperaturas (Bray, 1995).

El estudio del AH de las semillas, de las evidencias bioquímicas de cambios moleculares en respuesta a la hidratación y deshidratación controlada de éstas, así como el efecto del enterramiento controlado de las semillas (acondicionamiento natural) en distintos micrositos se ha llevado a cabo en cuatro especies leñosas de porte arbustivo o arbóreo (*Buddleja cordata*, *Dodonaea viscosa*, *Sedum oxypetalum* y *Wigandia urens*) que suelen presentarse en las áreas perturbadas del PECM y otros sitios perturbados del Valle de México (González-Zertuche *et al.*, 2001; Martínez-Villegas, 2012; Benítez-Rodríguez *et al.*, 2014). Durante el enterramiento prolongado de las semillas de *W. urens* hasta por dos años y su posterior exhumación, se evidenció movilización de proteínas hacia formas químicas más fáciles de ser utilizadas por el embrión, las cuales están asociadas con la elongación y emergencia de la radícula (Gamboa-de Buen *et al.*, 2006).

Los matorrales perturbados por el asentamiento urbano en el PECM suelen tener como elementos estructuralmente importantes a los nopales. Distintos tratamientos pregerminativos como escarificación química con ácido sulfúrico y el calor seco incrementaron la germinación de *Opuntia tomentosa* (Olvera-Carrillo *et al.*, 2003). Con esta especie también se encontró un efecto benéfico en la germinación del enterramiento y exhumación a diferentes tiempos en comparación con semillas almacenadas en condiciones de laboratorio. Las semillas exhumadas tuvieron un porcentaje de germinación final entre 50 y 75%; el porcentaje final de germinación de las semillas control fue de 3 a 25%. Las semillas enterradas perdieron su latencia después de dos meses y también germinaron en la oscuridad bajo temperaturas fluctuantes. Durante el enterramiento de las semillas de *O. tomentosa* se evidenció que la interacción de las semillas con hongos del suelo (Sánchez-Coronado *et al.*, 2011) propició

la apertura del opérculo, con lo que se redujo la resistencia a la entrada de agua durante la imbibición y a la protrusión de la radícula.

Otra especie arbustiva de gran importancia estructural en las zonas de matorral del PECM es *Sedum oxypetalum* (siempreviva). En esta especie también se han probado distintos tratamientos pregerminativos como el enterramiento controlado, así como el frío, el calor seco y húmedo, tanto en condiciones de temperatura constante como fluctuante (figura 2f). Se ha encontrado que las semillas de esta especie son fotoblásticas positivas, no germinan durante el enterramiento, pero sí incrementan su capacidad germinativa, además, las temperaturas fluctuantes favorecen su germinación (Martínez-Villegas *et al.*, 2012).

Las implicaciones ecológicas de la diversidad funcional de las semillas de las especies nativas es aún un campo de investigación que debe ser fortalecido sobre todo en el contexto de la restauración ecológica de las comunidades vegetales (Orozco-Segovia y Sánchez-Coronado, 2009). De acuerdo con lo anterior, se integraron: 1) las experiencias adquiridas de los tratamientos de enterramiento controlado de las semillas de especies nativas del PECM, 2) la incorporación de insumos agrícolas como los acolchados plásticos, y 3) el papel facilitador de fragmentos de vegetación de las áreas perturbadas del parque (figura 2h), a una plantación experimental con *Salvia mexicana* como biosensor. Los fragmentos de vegetación del parque modifican durante el día y a través del año parámetros físicos como la temperatura del aire y el suelo, así como la densidad de flujo fotónico fotosintético; estos cambios pueden alterar la supervivencia y el crecimiento de plantas de *Salvia* (Mendoza-Hernández *et al.*, 2014). Los autores reportaron que la sombra de la vegetación reduce la temperatura del suelo mejor que el acolchado plástico. El crecimiento y la supervivencia de *Salvia* se incrementaron bajo la sombra y en combinación con el acolchado. Durante la época seca del año en el PECM, la biomasa de la *Salvia* se reduce y también se presenta una relación negativa entre el flujo fotónico y el crecimiento. El estudio evidenció la heterogeneidad microclimática de los pedregales, que a su vez está muy relacionada con la calidad de los micrositos de plantación. También la integración del acondicionamiento de semillas y el hidrogel incrementaron la germinación, la supervivencia y el crecimiento de *Dodonaea viscosa* (Pedrero-López *et al.*, 2016).

Además de las semillas, también se ha explorado la utilidad de la propagación vegetativa de algunas especies nativas con la finalidad de obtener material clonal que reduzca el riesgo del establecimiento, propio de los estadios iniciales de crecimiento (figura 2G). En el caso de las partes vegetativas, resulta importante tomar en cuenta la época de recolección del material vegetal, así como las características de los tejidos; por ejemplo, si se produce o no madera, si ésta es suave o dura, además del uso correcto de las concentraciones de hormonas vegetales para garantizar la promoción exitosa de raíces adventicias (Ramos-Palacios *et al.*, 2012).

Por último, los resultados del proyecto de restauración de pedregales urbanos como el PECM han sido compartidos con un sector como el de educación básica, con la intención de promover el gusto y difusión de las ciencias. Preguntarse y responder ¿qué es la restauración ecológica?, tiene la intención de motivar el interés entre los estudiantes por el rescate de los ecosistemas del país y dar a conocer los esfuerzos que desde la investigación y la docencia se pueden lograr (Mendoza-Hernández y Orozco-Segovia, 2009). De igual forma, el trabajo conjunto con instituciones de la sociedad civil organizada como Pronatura, A. C., Ajusco Medio, ha ayudado a difundir las experiencias novedosas de un esquema de plantación experimental con comunidades sintéticas que puede ser de utilidad para otras zonas con proyectos de restauración del país (Mendoza-Hernández y Caballero, 2013).

Recomendaciones y lecciones aprendidas

La restauración ecológica es un gran reto (Hobbs y Norton, 1996) y la de los pedregales no es la excepción, dada su naturaleza tan compleja. La marcada estacionalidad de la región central del país impone condiciones particulares que determinan el tipo de estrategias de restauración que se deben aplicar. Por ejemplo, las altas temperaturas, cercanas a los 60°C, que la parte superficial de la roca volcánica puede alcanzar (Olvera-Carrillo *et al.*, 2009) afecta procesos a diferentes escalas; por ejemplo, la conductividad estomática (Barradas *et al.*, 2004). Las altas temperaturas coinciden con el aumento de incendios en los pedregales: el fuego puede afectar la respuesta germinativa de las especies, como es el caso de

Dahlia coccinea (Vivar-Evans *et al.*, 2006) y también afecta los procesos de mantenimiento y renovación de las comunidades vegetales, como el establecimiento temprano (Martínez-Orea, 2001; Orozco-Segovia y Sánchez-Coronado, 2009).

La manipulación de los procesos ecofisiológicos relacionados con la tolerancia al estrés hídrico y térmico, tanto de semillas, plántulas y de las partes vegetativas, es fundamental y de bajo costo (figura 2e-g). La técnica de acondicionamiento hídrico (AH) vía control de la hidratación y deshidratación, así como el enterramiento controlado de las semillas para su posterior exhumación (acondicionamiento natural o *natural priming*) son estrategias ecofisiológicas también de bajo costo, pero con gran utilidad durante la propagación de especies nativas y para el posible enriquecimiento del banco de semillas, lo que contribuiría a la restauración de la cubierta vegetal.

Del mismo modo, el manejo de atributos espaciales como los parches de vegetación remanentes de los sitios alterados es una estrategia de bajo costo que contribuye a seleccionar de forma dirigida aquellos micrositios que reduzcan el riesgo de mortalidad de las plantas, ya que brindan microambientes favorables (Mendoza-Hernández *et al.*, 2014). El papel facilitador y protector de los parches de vegetación también se puede usar y promover a nivel de interacciones planta-planta (Mendoza-Hernández *et al.*, 2013). Las interacciones positivas suelen tener un balance favorable en ambientes estresantes debido a que existe un acoplamiento fisiológico y morfológico de las partes subterráneas y aéreas de las plantas, en ambientes con pocos recursos (Pugnaire, 2010).

La identificación, selección, propagación y reintroducción de arbustos y árboles nativos son herramientas básicas de la restauración ecológica (figura 2d). Sin embargo, se requiere un ambicioso proyecto de domesticación y propagación de especies nativas, con base en un inventario de las especies que reúnan las condiciones fisiológicas adecuadas para cada clima y condición del país (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). Las semillas y las partes vegetativas de las plantas nativas son la materia prima para iniciar la propagación (figura 2e). De manera natural, las comunidades biológicas se renuevan y mantienen en gran medida a partir de la dinámica del banco de semillas en el suelo, así como de la llegada o dispersión de propágulos desde otras fuentes (Harper, 1977). En el contexto de la propagación, mantener semillas *ex situ* conlleva conocer las condiciones de almacenamiento de éstas y la longevidad de su viabilidad, así

Tabla 1
Respuesta germinativa de especies estructuradoras
del Parque Ecológico de la Ciudad de México

Familia	Nombre científico	Forma de crecimiento	Respuesta germinativa
Asteraceae	<i>Dahlia coccinea</i>	Hierba	Indiferente
Bromeliacea	<i>Tillandsia recurvata</i>	Epífita	Fotoblástica +
Cactaceae	<i>Opuntia tomentosa</i>	Arbustiva o arbórea	Fotoblástica +
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Hierba	Fotoblástica +
Crassulaceae	<i>Sedum oxypetalum</i>	Arbusto	Fotoblástica +
Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i>	Arbórea	Indiferente
Guttiferae	<i>Hypericum philonotis</i>	Hierba	Fotoblástica +
Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urnes</i>	Arbustiva o arborecente	Indiferente
Labiatae	<i>Salvia mexicana</i>	Herbácea y arbustiva	Fotoblástica +
Leguminosae	<i>Senna multiglandulosa</i>	Arbusto o arbolito	Indiferente
Loganiaceae	<i>Buddleja cordata</i>	Arbustiva y arbórea	Fotoblástica +
Passifloraceae	<i>Passiflora subpeltata</i>	Trepadora	Indiferente

Fuente: elaboración propia.

como las condiciones ambientales adecuadas para su conservación. Por tanto, los bancos de germoplasma *ex situ* son una condición básica para aumentar el éxito de la restauración ecológica (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). En general, las semillas pueden almacenarse por tiempos prolongados si se usan ambientes secos y fríos, además, el almacenamiento funciona mejor en semillas que pueden perder hasta 90% de su contenido de humedad sin perder su viabilidad. Este tipo de semillas son conocidas como ortodoxas. En cambio, aquellas semillas que sufren grandes daños bioquímicos durante la deshidratación y dejan de ser viables se conocen como recalcitrantes y su almacenamiento es más complicado (Hung y Ellis, 1996).

La integración de estrategias de: 1) acondicionamiento de semillas, plántulas y partes vegetativas, 2) uso de insumos agrícolas de bajo costo como los acolchados plásticos y los hidrogeles, 3) la selección adecuada de las especies nativas a reintroducir en relación con las condiciones de micrositos seguros de establecimiento (tabla 1), da origen a un novedoso esquema de plantaciones experimentales para los pedregales (Mendoza-Hernández *et al.*, 2013;

Mendoza-Hernández y Caballero, 2013); este esquema es algo así como “un traje a la medida” (figura 2h) para restaurar las comunidades vegetales y contribuir a conservarlas en el contexto de la restauración de ecosistemas urbanos (Ingram, 2008) como el Pedregal de San Ángel (Mendoza-Hernández y Orozco-Segovia, 2009).

Agradecimientos

Se agradece el apoyo técnico de Humberto Jiménez Suárez, Mónica Queijeiro Bolaños, además a la DGAPA por el proyecto PAPIIT IN222508 y al Conacyt por el proyecto IN201912.

Referencias bibliográficas

- Barradas, V. L., A. Ramos y A. Orozco-Segovia (2004), “Stomal Conductance in a Tropical Xerophyllous Shrubland at a Lava Substratum”, *International Journal of Biometeorology*, núm. 48, pp. 119-127.
- Benítez-Rodríguez, L., A. Gamboa-deBuen, M. E. Sánchez-Coronada, S. Alvarado-López, D. Soriano, I. Méndez, S. Vázquez-Santana, J. Carabias-Lillo, A. Mendoza y A. Orozco-Segovia (2014), “Effects of Seed Burial on Germination Protein Mobilization, Seedling Survival in *Dodonaea viscosa*”, *Plant Biology*, núm. 16, pp. 732-739.
- Bonfil, C. (2006), “Regeneration and Population Dynamics of *Quercus rugosa* at the Ajusco Volcano, Mexico”, en M. Kappelle (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*, Berlín, Springer-Verlag, pp. 155-163.
- y J. Soberón (1999), “*Quercus rugosa* Seedling Dynamics as Related to its Re-introduction in a Disturbed Mexican Landscape”, *Applied Vegetation Science*, núm. 2, pp. 189-200.
- Bray, C. M. (1995), “Biochemical Processes during the Osmopriming of Seeds”, en J. Kigel y G. Galili (eds.), *Seed Development and Germination*, Nueva York, Marcel Dekker, pp. 767-789.

- Cabrera, G. L., P. E. Mendoza-Hernández, V. Peña, C. Bonfil y J. Soberón (1998), "Evaluación de una plantación de encinos (*Quercus rugosa* Neé) en el Ajusco Medio, D.F.", *Agrociencia*, núm. 32, pp. 149-155.
- Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, P. E. Mendoza-Hernández, R. León-Rico, J. Soberón, E. Tovar, E. Martínez-Romero, L. C. Ruiz y A. Martínez-Ballesté (2006), "Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle", en K. Oyama y A. Castillo (eds.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*, México, UNAM y Siglo XXI, pp. 203-226.
- y J. A. Meave (1996), "Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle", *Ciencias*, núm. 41, pp. 58-68.
- Castro-Colina, L., M. Martínez-Ramos, M. E. Sánchez-Coronado, P. Huante, A. Mendoza y A. Orozco-Segovia (2012), "Effect of Hydropriming and Acclimatation Treatments on *Quercus rugosa* Acorns and Seedling", *European Journal of Forest Research*, núm. 131, pp. 747-756.
- Díaz, B. M. y K. Kleiber (1996), "The Press and Urban Conflict in Mexico City: A Case Study of Newspaper Reporting on Ecology and Urban Expansion in the Ajusco Region, 1982-1990", *Estudios Mexicanos*, núm. 12, pp. 273-300.
- Ezcurra, E., M. Mazari, I. Pisanty y A. G. Aguilar (2006), *La Cuenca de México*, México, Fondo de Cultura Económica.
- Gaceta Oficial del Departamento del Distrito Federal* (1989), *Programa de manejo de la zona sujeta a conservación ecológica*, tomo II, núm. 26.
- Gamboa-deBuen, A., R. Cruz-Ortega, E. Martínez-Barajas, M. E. Sánchez-Coronado y A. Orozco-Segovia (2006), "Natural Priming as an Important Metabolic Event in the Life History of *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae) Seeds", *Physiologia Plantarum*, núm. 128, pp. 520-530.
- González-Hidalgo, B., A. Orozco-Segovia y N. Diego-Pérez (2002), "Florística y afinidades fitogeográficas de la reserva Lomas del Seminario (Ajusco medio, Distrito Federal)", *Acta Botánica Hungarica*, núm. 44, pp. 297-316.
- , A. Orozco-Segovia y N. Diego-Pérez (2001), "La vegetación de la reserva ecológica de Lomas del Seminario Ajusco, México", *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 69, pp. 77-99.

- González-Zertuche, L., C. Vázquez-Yanes, A. Gamboa, M. E. Sánchez-Coronado, P. Aguilera y A. Orozco-Segovia (2001), "Natural Priming of *Wigandia urens* Seeds During Burial: Effects on Germination, Growth and Protein Expression", *Seed Science Research*, núm. 11, pp. 27-34.
- , A. Orozco-Segovia y C. Vázquez-Yanes (2000), "El ambiente de la semilla en el suelo: su efecto en la germinación y en la sobrevivencia de la plántula", *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 65, pp. 73-81.
- Harper, J. L. (1977), *Population Biology of Plants*, Londres, Academic Press.
- Heydecker, W., J. Higgins y Y. J. Turner (1975), "Invigoration of Seeds?", *Seed Science Technology*, núm. 3, pp. 881-888.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton (1996), "Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology", *Restoration Ecology*, núm. 4, pp. 93-110.
- Hung, T. D. y R. H. Ellis (1996), *A Protocol to Determine Seed Storage Behavior*, Roma, International Plant Genetic Resources Institute.
- Ingram, M. (2008), "Urban Ecological Restoration", *Ecological Restoration*, núm. 26, pp. 175-177.
- Martínez-Orea, Y. (2001), "Efecto del fuego sobre el banco de semillas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel", tesis de licenciatura, México, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Martínez-Villegas, J. A., A. Orozco-Segovia, M. E. Sánchez-Coronado e I. Pisanty (2012), "Germination of *Sedum oxypetalum* (Crassulacea) in a Primary Lava-field Shrubland", *Plant Ecology*, núm. 213, pp. 871-881.
- Mendoza-Hernández, P. E., A. Rosete-Rodríguez, M. E. Sánchez-Coronado, S. Orozco, L. Pedrero-López, I. Méndez, A. Orozco-Segovia (2014), "Vegetation Patches Improve the Establishment of *Salvia mexicana* Seedlings by Modifying Microclimatic Conditions", *International Journal of Biometeorology*, núm. 58, pp. 853-866.
- y E. Caballero (2013), "Reforestación experimental participativa en el Parque Ecológico de la Ciudad de México", *Newsweek Pro Natura*, núm. 24, pp. 8-9.
- , A. Orozco-Segovia, J. A. Meave, T. Valverde y M. Martínez-Ramos (2013), "Vegetation Recovery and Plant Facilitation in a

- Human-disturbed Lava Field in a Megacity: Searching Tools for Ecosystem Restoration”, *Plant Ecology*, núm. 214, pp. 153-167.
- Mendoza-Hernández, P. E. y A. Orozco-Segovia (2009), “¿Sabes qué es la restauración ecológica?”, *El Correo del Maestro*, núm. 156, pp. 14-22.
- Olvera-Carrillo, Y., I. Méndez, M. E. Sánchez-Coronado, J. Márquez-Guzmán, V. L. Barradas, P. Huante y A. Orozco-Segovia (2009), “Effect of Environmental Heterogeneity on Field Germination of *Opuntia tomentosa* (Cactaceae, Opuntioideae) Seeds”, *Journal of Arid Environments*, núm. 73, pp. 414-420.
- , J. Márquez-Guzmán, V. L. Barradas, M. E. Sánchez-Coronado y A. Orozco-Segovia (2003), “Germination of the Hard Seed Coated *Opuntia tomentosa* S. D., a Cacti from the Mexico Valley”, *Journal of Arid Environments*, núm. 55, pp. 29-42.
- Orozco-Segovia, A. y M. E. Sánchez-Coronado (2009), “Functional Diversity in Seeds and its Implications for Ecosystem Functionality and Restoration Ecology”, en A. Gamboa-deBuen, A. Orozco-Segovia y F. Cruz-García (eds.), *Functional Diversity of Plant Reproduction*, Kerala, Research Signpost, pp. 195-236.
- Pedrero-López, L. V., A. Rosete-Rodríguez, M. E. Sánchez-Coronado, P. E. Mendoza-Hernández y A. Orozco-Segovia (2016), “Effects of Hydropriming Treatments on the Invigoration of Aged *Dodonaea viscosa* Seeds and Water-holding Polymer on the Improvement of Seedling Growth in a Lava Field”, *Restoration Ecology*, núm. 24, pp. 61-70.
- Pugnaire, I. F. (2010), *Positive Plant Interactions and Community Dynamics*, Boca Raton, CRC Press.
- Ramos-Palacios, R., A. Orozco-Segovia, M. E. Sánchez-Coronado y V. L. Barradas (2012), “Vegetative Propagation of Native Species Potentially Useful in the Restoration of Mexico City’s Vegetation”, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, núm. 83, pp. 809-816.
- Rzedowski, J. (1994), “Vegetación del pedregal de San Ángel Distrito Federal México”, en A. Rojo (ed.), *Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*, México, UNAM, pp. 9-66.
- Sánchez-Coronado, M. E., J. Márquez-Guzmán, J. Rosas-Moreno, G. Vidal-Gaona, M. Villegas, S. Espinosa-Matías, Y. Olvera-Carrillo y A. Orozco-

- Segovia (2011), "Mycoflora in Exhumed Seed *Opuntia tomentosa* and its Possible Role in Seed Germination", *Applied and Environmental Soil Science*, <<http://dx.doi.org/10.1155/2011/107159>>.
- Siebe, C. (2009), "La erupción del volcán Xitle y las lavas del pedregal hace 1670±35 años AP y sus implicaciones", en Z. Cano-Santana y A. Lot (eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*, México, UNAM, pp. 43-50.
- Soberón, J., R. de la Maza, A. Hernández, C. Bonfil, S. Careaga, J. Gamboa, H. García y G. Espinosa (1991), "Reporte técnico final del primer año del proyecto: Restauración Ecológica de Lomas del Seminario, Ajusco", México, Instituto de Ecología, A. C., UNAM.
- Vázquez-Yanes, C., A. Orozco-Segovia, M. Rojas, M. E. Sánchez-Coronado y V. Cervantes (1997), *La reproducción de las plantas: semillas y meristemas*, México, La Ciencias para Todos, Fondo de Cultura Económica.
- Vázquez-Yanes, C. y A. Batis (1996), "Adaptación de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación", *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 58, pp. 75-84.
- Vivar-Evans, S., V. L. Barradas, M. E. Sánchez-Coronado, A. Gamboa-De Buen y A. Orozco-Segovia (2006), "Ecophysiology of Seed Germination of Wild *Dahlia coccinea* (Asteraceae) in a Spatially Heterogeneous Fire-prone Habitat", *Acta Oecológica*, núm. 29, pp. 187-195.

Capítulo 11

Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León

Eduardo Alanís Rodríguez
eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx
Víctor Manuel Molina Guerra

Luis Rechy Palmeros
Alejandro Guadalupe Alcalá Rojas
Juan Daniel Marín Solís
Miguel Ángel Pequeño Ledezma

Abstract

The aim of this study was to characterize the composition, diversity and survival of tree and shrub species in the restored area in Ternium steel complex, Pesqueria (northeastern Mexico). In September 2014, a census of height and canopy diameter all individuals transplanted into an area of 2 ha was conducted. Diversity indices and dominance diversity were calculated and the percentage of survival was estimated. We recorded 20 species belonging from 14 families and 18 genera. The family with higher number of species was Fabaceae (7 species), other families showed one specie each. Tree density was 2506 trees/ha with an canopy area of 526 m²/ha. The plant community of established trees and shrubs showed 1) Similar structure to the reference ecosystem, dominated by few species and there was many species with few individuals, 2) The species with high importance value were dominant in conserved and undisturbed plant communities, 3) Abundance and diversity was greater compared to the conserved plant community whereas richness was similar and 4) A high percentage of plant survival was registered (85.18%) after six months.

Key words: tree and shrub species, diversity indices.

Introducción

Muchas Áreas Naturales Protegidas, Parques Ecológicos y Reservas Ecológicas presentaban superficies que fueron altamente degradadas antes de establecerse como Áreas Protegidas (Chu *et al.*, 2013). Cuando la superficie afectada es pequeña y existen comunidades vegetales conservadas aledañas, al suprimir la perturbación es posible que el área se pueda regenerar por sí misma en un tiempo relativamente corto (intervención mínima de restauración, véase introducción en la presente obra; Keith, 2004). Sin embargo, cuando el área es extensa, existe la posibilidad de erosión del suelo, invasión de especies exóticas e incendios (Chu *et al.*, 2013; Lookingbill *et al.*, 2014). Para acelerar la recuperación de la vegetación se puede recurrir a acciones de restauración ecológica intermedias o máximas.

El Área de Conservación Ecológica del Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería (norte de México), fue establecida en el año 2010 y como muchas reservas ecológicas presentaba superficies altamente degradadas; la vegetación original era el matorral espinoso tamaulipeco. El área degradada tenía como historial de uso productivo la ganadería. Esta área fue desmontada con maquinaria agrícola y después se estableció el pasto exótico *Pennisetum ciliare* para alimentar al ganado vacuno. En el año 2010, un grupo multidisciplinario de expertos estableció un plan de acción de cuatro fases: 1) delimitación del área afectada, 2) clasificación de afectación, 3) técnicas de rehabilitación y 4) monitoreo (Alanís *et al.*, 2008). Como técnica de rehabilitación (numeral 3) se identificó la necesidad de revegetar (intervención máxima de restauración), pero los viveros de la localidad producen una limitada oferta de especies nativas del matorral. Para incorporar una riqueza de especies similar a la de una comunidad conservada, en el invierno de 2014 se rescataron especies arbóreas y arbustivas de un área donde existía autorización de cambio de uso del suelo por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) para ser trasplantadas al área degradada.

Parte fundamental del plan de acción fue el monitoreo del ecosistema (numeral 4): el monitoreo consistió en una evaluación periódica y continua del desempeño de los diferentes componentes del proyecto a lo largo del tiempo y permitió juzgar la pertinencia de los sistemas aplicados; este monitoreo

Imagen 1
Área de conservación ecológica, Complejo Siderúrgico Ternium,
municipio de Pesquería, Nuevo León, México



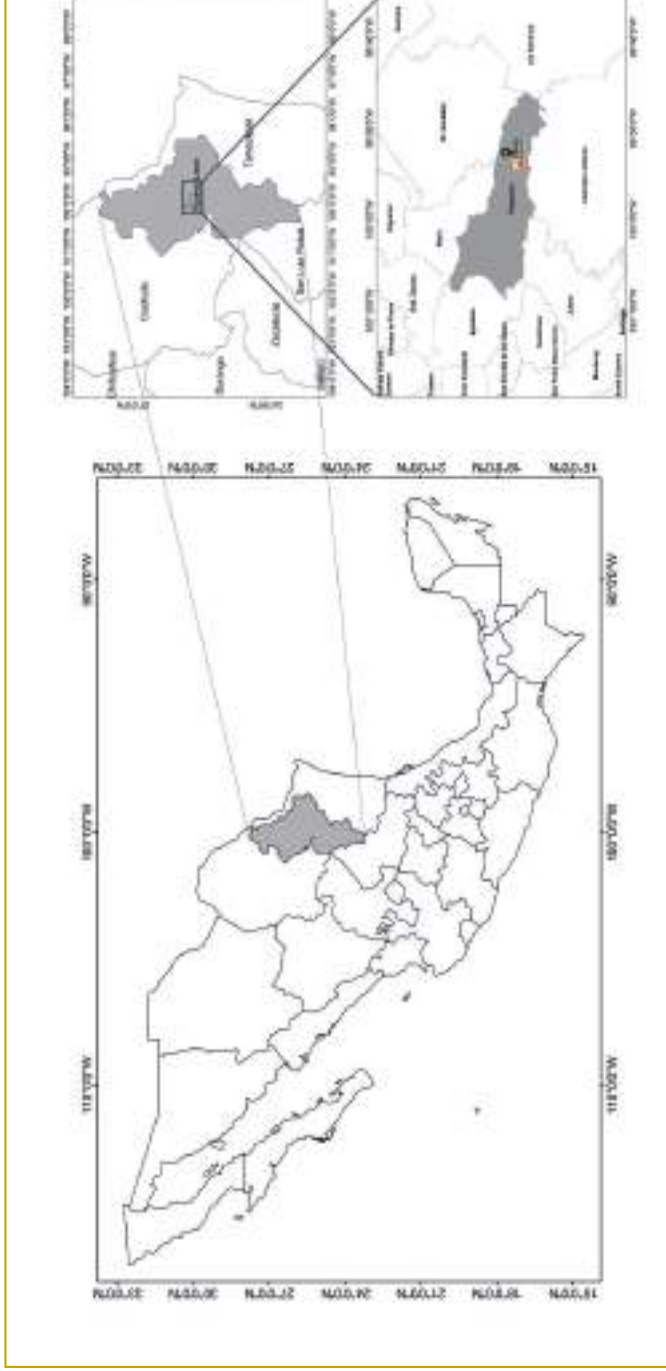
Foto: Miguel Pequeño.

también permitió proponer esquemas alternativos para lograr los objetivos planteados para llegar a las condiciones del ecosistemas de referencia (Keith, 2004; Herrick *et al.*, 2006). Sin embargo, a la fecha existen escasos estudios relacionados con el monitoreo de este tipo de ecosistema (Alanís *et al.*, 2015). El objetivo de la presente investigación fue caracterizar la composición, diversidad y supervivencia de las especies arbóreas y arbustivas trasplantadas a un área del Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería.

Materiales y métodos

La presente investigación se desarrolló en el municipio de Pesquería, Nuevo León (Noreste de México, imagen 1). Las coordenadas de ubicación son 25°45'17.78" de latitud norte y 99°58'01.40" de longitud oeste. Según la

Figura 1
Ubicación del área de estudio



Se señala de izquierda a derecha: México, Nuevo León, municipio de Pesquería con municipios colindantes y ubicación del Complejo Siderúrgico Ternium dentro del polígono del municipio de Pesquería.

Fuente: elaborado por: M. C. Miguel Ángel Pequeño Ledezma.

clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García (García, 1964), el clima predominante es seco semicálido (BWhw), con una temperatura media anual entre los 20 y 21°C. Los tipos de suelos presentes en su mayoría son xerosol, castañozem, feozem y regosol, y en menor grado fluvisol, vertisol y rendzina. La precipitación media anual es de 550 mm. El área presenta una altitud de 330 msnm. La comunidad vegetal representativa de acuerdo con la Conabio (2003) está conformada principalmente por matorral espinoso tamaulipeco con vegetación secundaria arbustiva.

Trasplante y evaluación en campo

En marzo del año 2014 se realizó el trasplante de especies nativas en el área. Al no existir viveros que produzcan la alta diversidad de especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco, se procedió a rescatar especies de un área donde existía autorización de cambio de uso del suelo por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

El proceso de rescate de especies consistió en la selección de individuos de porte menor. Se consideraron especies arbóreas y arbustivas con una altura de entre 0.5-2.0 m y un diámetro basal entre 0.5-1.5 cm. A cada individuo se le colocó una etiqueta con el nombre común, clave y las coordenadas en las que fueron encontrados. Ya etiquetado, se inició el proceso de extracción, mediante la elaboración del cajete para el retiro del ejemplar. Durante el proceso de extracción se utilizó papel plástico para cubrir el cepellón y con esto evitar que el suelo se desmoronara y descubriera las raíces. Los individuos con el cepellón plastificado se trasladaron al sitio de acopio mediante un remolque. En la zona de plantación, los ejemplares fueron colocados en las cepas, y el papel plástico que envuelve el cepellón fue retirado de manera cuidadosa para realizar el trasplante. Al momento del trasplante se aplicó fungicida, se elaboró el cajete para cada uno de los ejemplares y se aplicó enraizador. Después se colocaron tutores y se aplicó el primer riego. El sitio fue limpiado de maleza periódicamente. En septiembre del año 2014 se realizó un censo de todos los individuos trasplantados en una superficie de 2 ha. A cada individuo se le hicieron mediciones dasométricas de altura (h) mediante una vara de

Imagen 2
Proceso de rescate y plantación, Complejo Siderúrgico Ternium,
municipio de Pesquería, Nuevo León, México



Foto: Miguel Pequeño.

medición, diámetro basal ($d_{0.10}$ m) mediante un vernier digital, y diámetro de la copa mediante un flexómetro. Los ejemplares fueron identificados por personal calificado de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Análisis de datos

Para describir la estructura de la comunidad se generaron gráficas de dominancia-diversidad (Brower *et al.*, 1998), las cuales describen la relación de la abundancia y dominancia de las especies en función de un arreglo secuencial de especies, de la más a la menos importante (Martella *et al.*, 2012). Se determinó la abundancia y dominancia. Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde A_i es la abundancia absoluta, AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto de la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha). La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab / S(\text{ha})$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde D_i es la dominancia absoluta, DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto de la dominancia total, Ab el área de copa de la especie i , y S la superficie muestreada (ha). Para determinar la importancia (I) de cada especie en el área evaluada, se utilizó la abundancia y dominancia relativa de cada especie mediante la siguiente ecuación (Gadow *et al.*, 2007):

$$I = \frac{AR_i + DR_i}{2}$$

Para estimar la diversidad alfa se utilizaron los índices de Margalef (D_{Mg}) y de Shannon y Weiner (H') mediante las ecuaciones siguientes (Magurran, 2004):

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

donde s es el número de especies presentes, \ln es el logaritmo natural, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i .

Para estimar la proporción de plantas vivas se estimó a los seis meses de plantación el porcentaje de supervivencia mediante la siguiente ecuación (Conafor, 2010):

$$p = \left(\frac{\sum_{i=1}^n ai}{\sum_{i=1}^n mi} \right) * 100$$

Donde $\sum_{i=1}^n$ es la sumatoria de los datos de acuerdo con la variable a o m , p = proporción estimada de árboles vivos, ai es el número de plantas vivas en el sitio de muestreo i , mi es el número de plantas vivas y muertas en el sitio de muestreo i .

Resultados y discusión

Se registraron 20 especies pertenecientes a 14 familias y 18 géneros. La familia más abundante fue Fabaceae con 7 especies, el resto de las familias presentó una especie. El género más abundante fue *Acacia* con tres especies; ocho especies eran árboles y 12 arbustos (cuadro 1).

Las especies con los valores más altos en abundancia, dominancia e importancia fueron *Zanthoxylum fagara*, *Prosopis glandulosa*, *Havardia pallens*, *Acacia farnesiana* y *Eysenhardtia polystachya*, sumando 82.77% de importancia de la comunidad (cuadro 2). Las restantes 15 especies sumaron 17.23% de importancia. Este comportamiento es común en las comunidades vegetales maduras del matorral espinoso tamaulipeco, donde pocas especies son altamente importantes y un elevado número de especies presenta poca importancia (Mora *et al.*, 2013). De las cinco especies más importantes, Mora y colaboradores (2013) reportan a *Havardia pallens* como una especie altamente importante en áreas conservadas. Jiménez y colaboradores (2013) reportan a *Zanthoxylum fagara* y *Eysenhardtia polystachya* como especies importantes en áreas con bajo grado de disturbio. *Acacia farnesiana* es una especie característica de áreas bajo sucesión secundaria con historial de uso pecuario (Pequeño *et al.*, 2012).

Cuadro 1
Nombre científico, nombre común, familia y forma de vida
de las especies registradas en la reforestación

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de vida
<i>Acacia amentacea</i> DC.	Gavia	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia wrightii</i> Benth	Uña de Gato	Mimosaceae	Arbórea
<i>Castela texana</i> (T. & G.) Rose	Chaparro Amargoso	Simaroubaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Condalia hoockeri</i> M. C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae	Arbórea
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Arbustiva
<i>Croton incanus</i> Kunth.	Salvia	Euphrobiaceae	Arbustiva
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Arbórea
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara Dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbórea
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I. M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo Verde	Fabaceae	Arbórea
<i>Physalis ixocarpa</i> Brot.	Tomatillo	Solanaceae	Arbustiva
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Arbórea
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Arbórea
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Asparagaceae	Arbórea
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva

Fuente: elaboración propia.

Cuadro 2
Abundancia (absoluta y relativa), dominancia (absoluta y relativa)
e importancia de las especies registradas en la plantación
de restauración ordenadas de acuerdo con su valor de importancia

Especie	Abundancia		Área de copa		Importancia
	N/ha	%	m ² /ha	%	
<i>Zanthoxylum fagara</i>	728	29.06	160.58	30.55	29.80
<i>Prosopis glandulosa</i>	644	25.68	153.15	29.13	27.41
<i>Havardia pallens</i>	322	12.85	64.15	12.20	12.53
<i>Acacia farnesiana</i>	173	6.88	32.46	6.17	6.53
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	189	7.52	28.80	5.48	6.50
<i>Croton incanus</i>	139	5.55	25.31	4.81	5.18
<i>Cordia boissieri</i>	125	4.97	23.12	4.40	4.68
<i>Acacia amentacea</i>	85	3.37	15.18	2.89	3.13
<i>Parkinsonia texana</i>	55	2.20	13.18	2.51	2.35
<i>Acacia wrightii</i>	14	0.56	4.21	0.80	0.68
<i>Castela texana</i>	14	0.56	1.64	0.31	0.44
<i>Physalis ixocarpa</i>	7	0.28	1.25	0.24	0.26
<i>Yucca filifera</i>	2	0.08	0.95	0.18	0.13
<i>Celtis pallida</i>	2	0.08	0.47	0.09	0.08
<i>Leucophyllum frutescens</i>	2	0.08	0.29	0.06	0.07
<i>Condalia hoockeri</i>	2	0.08	0.27	0.05	0.07
<i>Guaiacum angustifolium</i>	2	0.08	0.18	0.03	0.06
<i>Ebenopsis ebano</i>	1	0.04	0.32	0.06	0.05
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	1	0.04	0.19	0.04	0.04
<i>Forestiera angustifolia</i>	1	0.04	0.01	0.00	0.02
Suma	2 508	100	526	100	100

Fuente: elaboración propia.

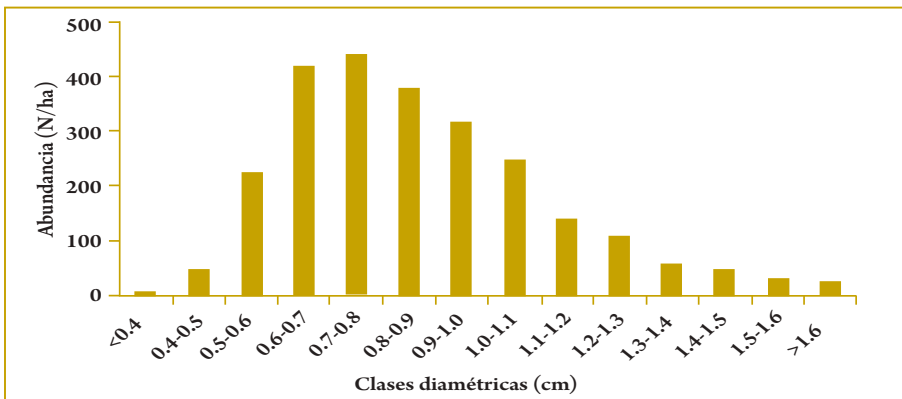
En total se registró una densidad de 2 506 individuos/ha, con un área de copa de 526 m²/ha. La densidad en la plantación fue mayor a la densidad que reportan Mora y colaboradores (2013) de 1 763 individuos/ha en áreas conservadas y mayor a lo que reportan Jiménez y colaboradores (2013) de 1 750 individuos/ha en una comunidad con 21 años de sucesión secundaria después de uso pecuario.

La mayor abundancia de individuos fue de la clase dimetral 0.7-0.8 cm con 441 individuos/ha y de ahí se observó una tendencia negativa en la densidad de individuos conforme aumentó el diámetro de éstos, hasta llegar a individuos de más de 1.6 cm (figura 2). Las clases dimétricas menores a 0.5 cm presentaron una baja densidad.

La altura de los individuos plantados osciló entre 0.48 y 2.2 m. La mayor abundancia de individuos se registró en la clase de altura 1.0-1.2 m con 716 individuos/ha y a partir de ahí se observó una tendencia negativa en la densidad de individuos conforme aumentó la altura (figura 3); 90% de los individuos presentó alturas mayores a 0.8 metros.

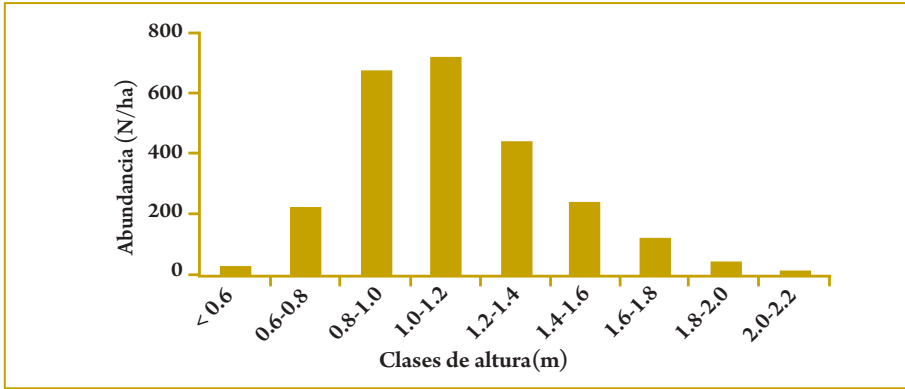
La curva de abundancia-diversidad describe de forma gráfica la relación entre la abundancia y las especies ordenadas en categorías de la más a la menos abundante (Villareal *et al.*, 2006). La línea de tendencia de la distribución de diversidad-dominancia del estudio corresponde a una exponencial, donde se aprecia que hay un pequeño número de especies abundantes y una gran proporción de especies poco abundantes, lo que determina que las curvas sean como una jota invertida (figura 4). Este tipo de distribución es típica de áreas conservadas de matorral espinoso tamaulipeco (Mora *et al.*, 2013) y de otras comunidades vegetales conservadas (García, 1995; Zacarías *et al.*, 2011; Martella *et al.*, 2012).

Figura 2
Abundancia absoluta (N/ha) de individuos de acuerdo con clases diamétricas (cm)



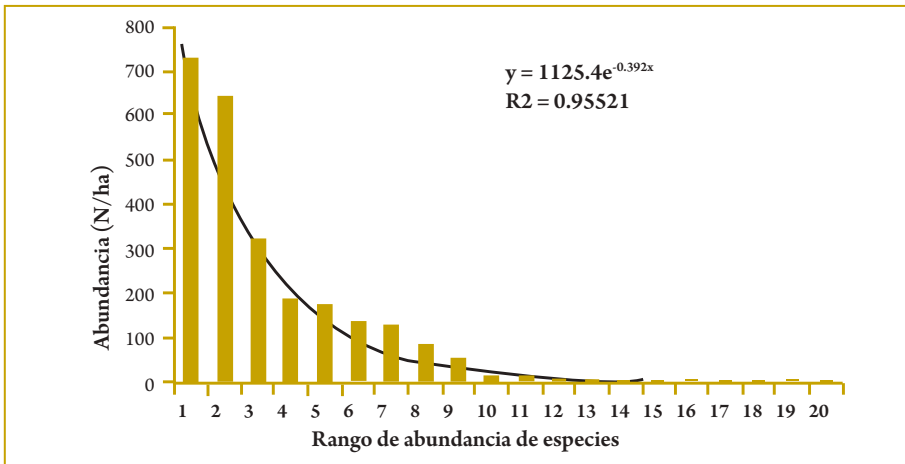
Fuente: elaboración propia.

Figura 3
Abundancia absoluta (N/ha) de individuos
de acuerdo con clases de altura (m)



Fuente: elaboración propia.

Figura 4
Curva de dominancia-diversidad
basada en la abundancia (N/ha) y rango de especies



Fuente: elaboración propia.

Diversidad

La plantación evaluada presentó una riqueza específica de 20 especies, un índice de Margalef (D_{Mg}) de 2.42 y un índice de Shannon de 3.33. Los valores de

riqueza son similares a los reportados por Mora y colaboradores (2013) para una comunidad conservada de matorral espinoso tamaulipeco (21 especies); los índices de diversidad encontrados en los sitios bajo restauración fueron mayores que los reportados por Mora y colaboradores (2013): índice de Margalef de 2.26 e índice de Shannon de 1.94. La riqueza y diversidad en los sitios restaurados también fueron mayores en comparación con lo reportado por Molina-Guerra y colaboradores (2013), Jiménez y colaboradores (2013) y Molina y colaboradores (2014), quienes evaluaron matorral bajo perturbación por uso productivo.

Supervivencia

Durante el periodo de monitoreo de seis meses se registró una supervivencia de 4 259 individuos de los 5 000 trasplantados en las dos hectáreas, lo que corresponde a una supervivencia de 85.18%. Las especies que presentaron mayor porcentaje de supervivencia (100%) fueron *Ebenopsis ebano*, *Yucca filifera* y *Leucophyllum frutescens*; *Prosopis glandulosa* mostró 99.61% y *Acacia farnesiana* 97.97%. Para ser un área semiárida, donde las condiciones climáticas son adversas, presentándose altas temperaturas y escasa precipitación, el porcentaje de supervivencia fue alto (cuadro 3).

Conclusiones

La presente investigación pone de manifiesto que el proceso de rescate de especies arbóreas y arbustivas de individuos de porte menor es una alternativa de restauración ecológica para el matorral espinoso tamaulipeco. Con esta técnica, la comunidad vegetal restaurada presentó: 1) una estructura similar a una conservada, donde pocas especies dominan y existe una alta densidad de especies poco dominantes, 2) las especies con mayor valor de importancia fueron las mismas que dominan en áreas conservadas, 3) la abundancia y diversidad fue mayor a la de un sitio conservado, mientras que la riqueza fue similar, y 4) hubo un alto porcentaje de supervivencia de los trasplantes.

Cuadro 3
Individuos plantados, individuos vivos y porcentaje de supervivencia
de los individuos reforestados en las dos hectáreas
(ordenadas de acuerdo con su abundancia)

Especie	Individuos plantados	Individuos vivos	Porcentaje de supervivencia
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1 456	1 171	80.43
<i>Prosopis glandulosa</i>	1 287	1 282	99.61
<i>Havardia pallens</i>	644	566	87.89
<i>Eysendhartia polystachya</i>	377	308	81.70
<i>Acacia farnesiana</i>	345	338	97.97
<i>Acacia amentacea</i>	169	120	71.01
<i>Croton incanus</i>	278	255	91.73
<i>Cordia boissieri</i>	249	112	44.98
<i>Parkinsonia texana</i>	110	55	50.00
<i>Castela texana</i>	28	13	46.43
<i>Acacia wrightii</i>	22	15	68.18
<i>Physalis ixocarpa</i>	13	10	76.92
<i>Guaiacum angustifolium</i>	4	2	50.00
<i>Leucophyllum frutescens</i>	4	4	100.00
<i>Celtis pallida</i>	4	2	50.00
<i>Yucca filifera</i>	3	3	100.00
<i>Condalia hookeri</i>	3	1	33.33
<i>Forestiera angustifolia</i>	2	1	50.00
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	1	0	0.00
<i>Ebenopsis ebano</i>	1	1	100.00
Total	5 000	4 259	85.18

Fuente: elaboración propia.

Recomendaciones y lecciones

Con base en los resultados de esta investigación, se recomienda la generación de investigación científica encaminada a aumentar la eficacia de los métodos de trasplante en el matorral espinoso tamaulipeco, desde la extracción de la planta, el traslado, el diseño de plantación, la ejecución y el mantenimiento.

Imagen 3
Especies rescatadas y plantadas. Complejo Siderúrgico Ternium,
municipio de Pesquería, Nuevo León, México



Foto: Miguel Pequeño.

Si bien desde el punto de vista técnico el porcentaje de supervivencia del trasplante fue favorable, se recomienda continuar con una línea de investigación a mediano y largo plazos para determinar cuáles son las especies que mejor se adaptan al trasplante. También se considera importante desarrollar investigaciones que evalúen la relación costo-beneficio de este tipo de acciones.

Referencias bibliográficas

Alanís E., J. Jiménez, P. A. Canizales, H. González y A. Mora-Olivo (2015), “Estado actual del conocimiento de la estructura arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México”, *Revista Iberoamericana de Ciencias*, vol. 2, núm. 7, pp. 69-80.

- Alanís, E., J. Jiménez, D. Espinoza, M. González, E. Jurado y O. Aguirre (2008), “Monitoreo del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque”, *Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol. 14, núm. 2, pp. 113-118.
- Brower, J. E., J. H. Zar y C. N. Von Ende (1998), *General Ecology*, Estados Unidos, McGraw-Hill.
- Chauhan, M. (2005), “Book Review. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests”, *Restoration Ecology*, vol. 13, núm. 3, pp. 578-579.
- Chu, C., D. Lamb y M. Hockings (2013), “Simple Plantations Have the Potential to Enhance Biodiversity in Degraded Areas of Tam Dao National Park, Vietnam”, *Natural Areas Journal*, vol. 33, núm. 2, pp. 139-147.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2003), <<http://www.conabio.gob.mx/mapaservidor/incendios/modis/tablas2003/febrero/diurnas/aqua/paso1/a1.030221.1956.html>> (consultado el 7 de octubre de 2014).
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2010), *Prácticas de reforestación. Manual básico*, Zapopan, Conafor.
- Gadow, K., S. Sánchez y J. G. Álvarez (2007), *Estructura y crecimiento del bosque*, Göttingen, Universidad de Göttingen.
- García, E. (1964), *Clasificación climática Köppen*, modificada por Enriqueta García, México, UNAM.
- García, R. (1995), “Diversidad florística de los petenes de Campeche”, *Acta Botánica Mexicana*, núm. 31, pp. 73-84.
- Herrick, J. E., G. E. Schuman y A. Rango (2006), “Monitoring Ecological Processes for Restoration Projects”, *Journal for Nature Conservation*, vol. 14, núm. 3, pp. 161-171.
- Jiménez, J., E. Alanís, M. A. González, O. A. Aguirre y E. J. Treviño (2013), “Characterizing Woody Species Regeneration in Areas with Different Land History Tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico”, *The Southwestern Naturalist*, vol. 58, núm. 3, pp. 299-304.
- Keith, B. (2004), “Global Restoration Network”, *Ecological Restoration*, vol. 22, núm. 4, p. 252.

- Lookingbill, T. R., E. S. Minor, N. Bukach, J. R. Ferrari y L. A. Wainger (2014), "Incorporating Risk of Reinvasion to Prioritize Sites for Invasive Species Management", *Natural Areas Journal*, vol. 34, núm. 3, pp. 268-281.
- Magurran, A. E. (2004), *Measuring Biological Diversity*, Cambridge, Blackwell.
- Martella, M., E. Trumper, L. Bellis, D. Renison, P. Giordano, G. Bazzano y M. Gleiser (2012), "Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad", *Reduca (Biología) Serie Ecología 2012*, vol. 5, núm. 1, pp. 71-115.
- Molina, V. M., L. Rechy, A. Alcalá, D. Marín y E. Alanís (2014), "Composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinermes del noreste de México", *Revista Iberoamericana de Ciencias*, vol. 1, núm. 5, pp. 111-119.
- Molina-Guerra, V. M., M. Pando-Moreno, E. Alanís-Rodríguez, P. A. Canizales-Velázquez, H. González-Rodríguez y J. Jiménez-Pérez (2013), "Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México", *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, vol. 4, núm. 2, pp. 361-371.
- Mora, C. A., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena y L. G. Cuéllar (2013), "Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México", *Ecología Aplicada*, vol. 12, núm. 1, pp. 29-34.
- Pequeño-Ledezma, M. A., E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, M. A. González-Tagle, J. I. Yerena-Yamallel, L. G. Cuéllar-Rodríguez y A. Mora-Olivo (2012), "Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México", *Ciencia UAT*, vol. 24, núm. 2, pp. 48-53.
- Villareal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña (2006), "Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad: 191", *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*, Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Zacarias-Eslava, L. E., G. Cornejo-Tenorio, J. Cortés-Flores, N. González-Castañeda y G. Ibarra-Manríquez (2011), "Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México", *Revista Mexicana de Biodiversidad*, vol. 82, núm. 3, pp. 854-869.

Anexo

Esquema de proceso trasplante-plantación



a.



b.



c.



d.



e.



f.



g.



h.



i.

a. Selección y georreferencia de ejemplares, b. Colocación de etiqueta, c. Aplicación de papel plástico para cubrir el cepellón, d. Acopio en zona de trasplante, e. Trasplante, f. Elaboración de cajete, g. Aplicación de primer riego, h. Colocación de tutores, e i. Limpieza y mantenimiento del sitio.

Fotos: Víctor M. Molina.



selva húmeda



Foto: Genoveva Pignataro

Capítulo 12

Estrategias para el establecimiento de árboles en pastizales para la restauración de la selva húmeda en Chiapas

David Douterlungne
david.d@ipicyt.edu.mx

Bruce G. Ferguson

Abstract

As forest regeneration in abandoned pastures can be very slow, restoration plantings are often established to accelerate tropical forest recovery. Trees can be established either by (i) transplanting nursery-raised seedlings, (ii) establishing tree cuttings or (iii) direct seeding of tree seeds. Although choosing the right tree establishment method increases the cost-efficiency of forest restoration programs, comparative and well replicated field experiments are scarce. Through collaborative research with local farmers, we set up a multi-site tree establishment trial in the Lacandon Jungle in Southern Mexico. We compared initial performance of tree cuttings (*Spondias mombin* and *Bursera simaruba*); transplanted tree seedlings (*Guazuma ulmifolia* and *Trichospermum mexicanum*) and direct seeded of *Inga vera*. Establishment costs were highest for nursery-raised seedlings, while cuttings and direct seeding were 20 and 23% cheaper. Tree cuttings had the lowest survival and growth rates, partially due to extreme humidity while the cuttings suffer from rooting. Planting depth, rooting hormones and size of the stakes did not affect their survival rate. In contrast with the other methods, cuttings did not form a canopy and adverse microenvironmental conditions persisted during the first two years. Programs using tree cuttings for forest restoration in abandoned pastures could benefit from pilot experiments to define the best propagation protocols and from planting over several years to minimize risks from extreme weather.

Key words: direct seeding, restoration plantings, restoration costs, tree performance, tree cuttings.

La restauración del bosque en pastizales y la propagación vegetativa

La desaparición y degradación ambiental del bosque a gran escala amenaza la capacidad de carga de nuestro planeta. Centroamérica encabeza las tasas regionales de deforestación anual alcanzando nueve veces el promedio mundial (FAO, 2011). Las áreas deforestadas se convierten principalmente en pastizales para la alimentación del ganado o en tierras de cultivo, las cuales representan ya el bioma terrestre más grande del mundo, cubriendo alrededor de 40% de la superficie global (Foley *et al.*, 2005). Como consecuencia, problemáticas como el cambio climático, la desertificación, eventos climatológicos extremos y la falta de agua potable son cada día más agudas.

Una estrategia comúnmente usada para catalizar la sucesión secundaria en pastizales es establecer plantaciones con especies que cumplan con ciertas características: *a*) altas tasas de supervivencia y crecimiento, lo cual reduce los costos y motiva a los campesinos locales a restaurar (Hall *et al.*, 2011), *b*) proveer diversos servicios ecosistémicos y productos forestales con usos comerciales y locales (Murray y Bannister, 2004; Douterlungne *et al.*, 2013a), *c*) producir alimentos, perchas o refugios para atraer fauna dispersora de semillas (Fuller y Rothery, 2013), y *d*) crear condiciones ambientales más favorables para la sucesión secundaria, como una rápida formación de mantillo y pronto cierre del dosel (Butler *et al.*, 2008). La descomposición del mantillo libera nutrientes y mejora la textura y humedad del suelo (Siddique *et al.*, 2008; Celentano *et al.*, 2010), mientras que los sotobosques, al tener sombra, son menos invadidos por especies heliófilas de competencia agresiva que retrasan la sucesión (Douterlungne *et al.*, 2013b). Adicionalmente, el mantillo y la sombra proyectada por el dosel amortiguan las oscilaciones extremas en las temperaturas y tasas de evapotranspiración que caracterizan las áreas tropicales deforestadas (García-Orth y Martínez-Ramos, 2011).

Mientras que se han realizado numerosos estudios sobre el diseño y composición de las plantaciones, existen pocas evaluaciones experimentales que comparen el desempeño de plantaciones establecidas con las tres diferentes estrategias de propagación: *i*) trasplante de plantones producidos en vivero, *ii*) siembra directa de semillas, y *iii*) trasplante de estacas vegetativas. La

producción de plántulas de vivero en muchas ocasiones garantiza una alta calidad del material vegetativo a trasplantar. Por otro lado, sembrar las semillas directamente en el sitio a restaurar reduce el costo de establecimiento, pero puede aumentar la mortalidad. Las semillas germinarán en condiciones micro-ambientales adversas, mientras que el estrato herbáceo compite intensivamente con las plántulas emergentes (Engel y Parrotta, 2001; Cole *et al.*, 2011). Por otro lado, las estacas provenientes de propagación vegetativa pueden tener mayor supervivencia, un crecimiento acelerado y reducir los costos con respecto del uso de plántulas de vivero (Zahawi y Holl, 2009). Particularmente estacas altas (> 2 m) podrían tener ventajas competitivas en sitios dominados por un estrato herbáceo agresivo. En contraste con los plántulas y plántulas vulnerables a ser sofocados por las herbáceas (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2011), las estacas tienen el potencial de expandir rápidamente su copa y reducir la dominancia del estrato inferior a través de su sombra (Zahawi y Augspurger, 2006). Las estacas también pueden servir como percha y refugio para la fauna dispersora de semillas. Sin embargo, plantar grandes áreas con estacas requiere mayor logística para cortar, almacenar y mover grandes volúmenes de material vegetativo.

En este capítulo evaluamos varias especies establecidas con diferentes estrategias en función de su *i*) supervivencia, *ii*) crecimiento, *iii*) cierre del dosel, y *iv*) costo de establecimiento y mantenimiento. Adicionalmente, investigamos si la aplicación de un enraizador comercial y el gradiente en altura, diámetro y profundidad de siembra de las estacas influye su establecimiento exitoso.

Métodos

Área y diseño experimental

Las parcelas experimentales se encuentran en el ejido La Democracia, municipio de Maravilla de Tenejapa, ubicado en la zona de aprovechamiento y uso sustentable de la Biosfera de Montes Azules (Selva Lacandona), Chiapas (figura 1). La zona sostiene una selva alta perennifolia o selva húmeda

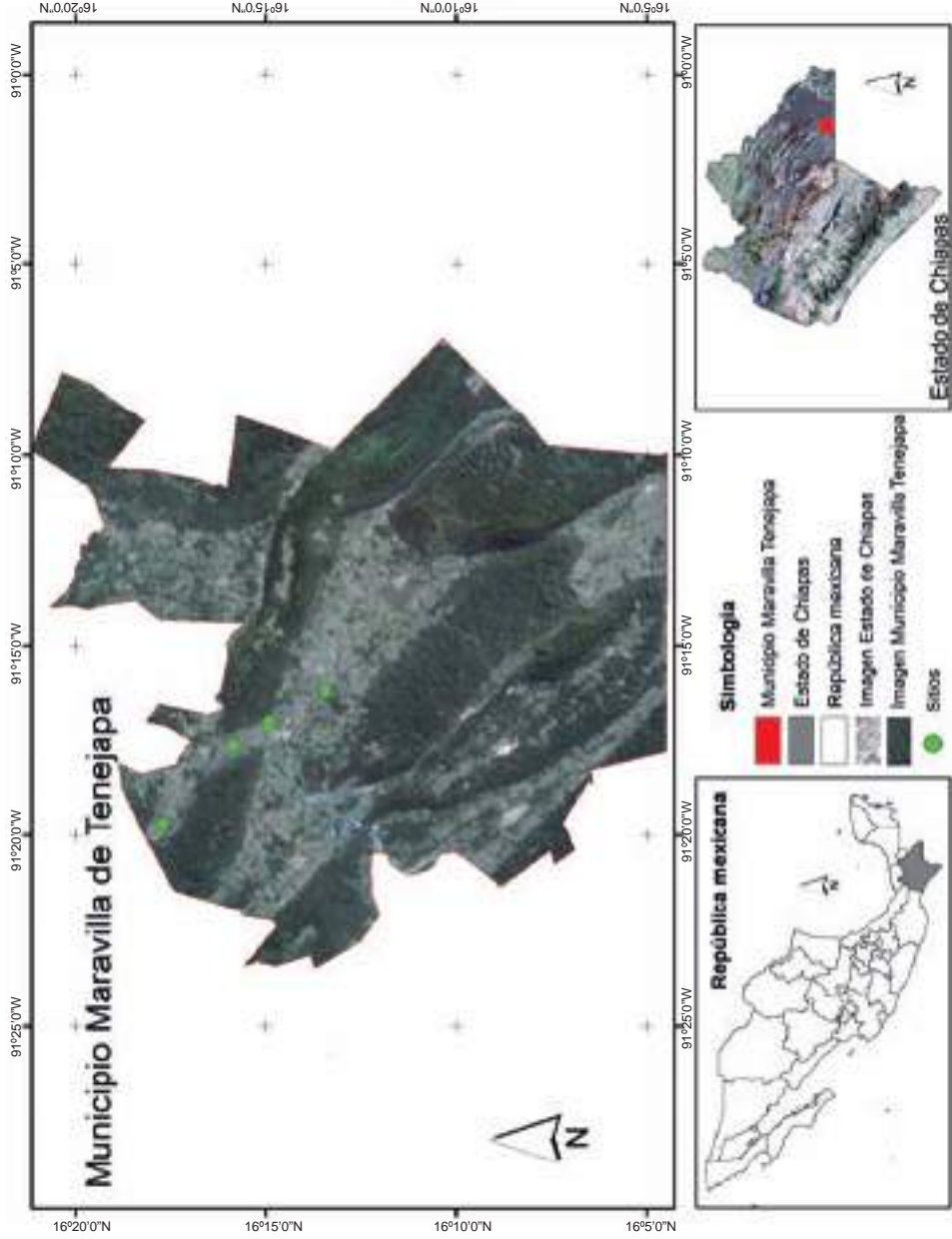
(Miranda, 1998), recibe anualmente entre 2 300 y 2 500 mm de lluvia con una temperatura promedio anual de 25°C (INEGI, 1988). Dado que el desempeño de árboles varía según el sitio (Park *et al.*, 2010; Holl *et al.*, 2011), se repitió el mismo diseño en cuatro sitios similares y cercanos para obtener resultados más generalizables. Se seleccionaron cuatro pastizales en función de indicadores de degradación, como: 1) una lenta sucesión secundaria medida como bajas tasas de recambio de especies, 2) una baja productividad reportada por los dueños de las parcelas, y 3) la presencia de barreras que dificultan el establecimiento de especies forestales como suelos agrietados durante la sequía y dominancia de herbáceas heliófilas de competencia agresiva.

En octubre de 2009 se establecieron las plantaciones bajo un diseño de bloques completamente al azar con parcelas de 12.5 × 12.5 m, en donde se establecieron 25 árboles en cuadros de 2.5 × 2.5 m (véase Douterlungne *et al.*, 2015, para un esquema del diseño). Durante los dos primeros meses, se evaluó cada quince días la supervivencia de las estacas y se sustituyeron todos los árboles muertos. Semestralmente, se midió supervivencia, crecimiento en altura y expansión de la copa medido como una elipse con base en el diámetro más largo de la copa y su eje perpendicular.

Selección y manejo de especies

El objetivo de este estudio es contribuir con información experimental que permita diseñar plantaciones de restauración con óptimo desempeño en pastizales degradados. En este sentido, el éxito y la productividad de una plantación dependen de su composición de especies, pero también de cómo éstas han sido propagadas. Existen estudios previos que comparan el desempeño de cierta especie establecida tanto por siembra directa como por estaca y trasplante de vivero (por ejemplo, Zahawi y Holl, 2009). Estos estudios revelan importante información sobre el manejo reproductivo de cierta especie, pero limitan el conjunto de especies que pueden evaluar al excluir las especies que no se propagan exitosamente por los tres mecanismos de establecimiento. Por otro lado, este estudio compara las especies con alta productividad para cada uno de los métodos de establecimiento evaluados. El diseño de este estudio,

Figura 1
Ubicación del área experimental con las cuatro parcelas



Fuente: elaborado por Natalie Socorro Hernández Quiroz.

con comparaciones inter-específicas, posibilita aproximarse más a las potenciales eficiencias óptimas de cada método de establecimiento; aunque no pretende determinar el mejor manejo de reproducción de todas las especies en todas las formas de establecimiento.

Para seleccionar las especies con alto desempeño para cada método de establecimiento y que además presenten un alto potencial para la restauración, se usaron los siguientes criterios: 1) experiencias exitosas en ensayos de restauración (véase, entre otras, Román *et al.*, 2009), 2) alta disponibilidad local de propágulos, 3) presencia en pastizales y cercas vivas, 4) experiencia local en su propagación, 5) carácter perennifolio, y 6) producción de frutos comestibles atractivos para la fauna dispersora de semillas. A continuación se describen las especies seleccionadas:

Guazuma ulmifolia Lam. (Malvaceae – sterculioideae) es un árbol forrajero que crece frecuentemente en pastizales (Pennington y Sarukhán, 2005). *Trichospermum mexicanum* (DC.) K. Schum (Malvaceae – tilioidae) es una especie pionera de muy rápido crecimiento que abunda en la vegetación secundaria (Roncal-García *et al.*, 2008) y atrae polinizadores desde su segundo año de crecimiento (obs. pers.). *Inga vera* Willd. (Fabaceae – mimosoideae) es una especie fijadora de nitrógeno que usualmente se establece por siembra directa; sus frutos atraen a la fauna dispersora de semillas (Pennington y Sarukhán, 2005). *Spondias mombin* (L.) (Anacardiaceae) y *Bursera simaruba* (L.) Sarg. (Burseraceae) son dos especies predominantes en cercas vivas y comúnmente establecidas por medio de estacas (Jiménez Ferrer *et al.*, 2008). Los frutos de *Spondias* atraen una amplia diversidad de fauna forestal. En los experimentos se incluyó a *Ochroma pyramidale*, pero fue excluida de los resultados presentados aquí debido a su pobre desempeño (véase Douterlungne, 2013).

Para definir el manejo de las estacas (propagación vegetativa) se colaboró con campesinos que establecen las mismas especies en sus cercas vivas. Las estacas se cortaron en la selva secundaria con la ayuda de una motosierra por la tarde; los campesinos aseguran que al hacer el corte de estacas en la tarde se asegura la menor pérdida de látex y agua. Luego, las estacas se colocaron horizontalmente de 7 a 15 días a la sombra. Según los conocimientos locales, durante este tiempo se seca el extremo de la estaca que fue cortado, así se evitará la entrada de patógenos cuando la estaca entre en contacto con el suelo. Durante el transporte se

evitó que las estacas cayeran, lo que puede dañar los tejidos vegetales. Las estacas medían en promedio 123 ± 13 cm de alto con un diámetro a la base de 5.1 ± 1.5 cm. Para evaluar el impacto de un enraizador en el establecimiento de las estacas se aplicó a la mitad de las 400 estacas un fitorregulador en polvo comúnmente usado para fomentar el enraizamiento de árboles frutales (Raizona-plus, fax S.A. de C.V.; 0.12% alfa-naftilacetamida, 0.06% ácido Indol-3 butífico y 99.82% de diluyentes y compuestos relacionados: 99.82%). Las estacas con enraizador se distribuyeron aleatoriamente entre todos los puntos de siembra.

Análisis estadísticos

La mortalidad se evaluó con un modelo Cox de riesgos proporcionales (Cox y Oakes, 1984) usando el sitio como variable aleatoria. El crecimiento en altura y desarrollo de la copa a través del tiempo fue modelado usando regresiones mixtas lineales generalizadas con el sitio como factor aleatorio. Las variables independientes se transformaron a escala logarítmica para mejorar la normalidad y homogeneidad de los residuales. Los análisis fueron realizados en R, versión 3.1.1 (R Development Core Team, 2014).

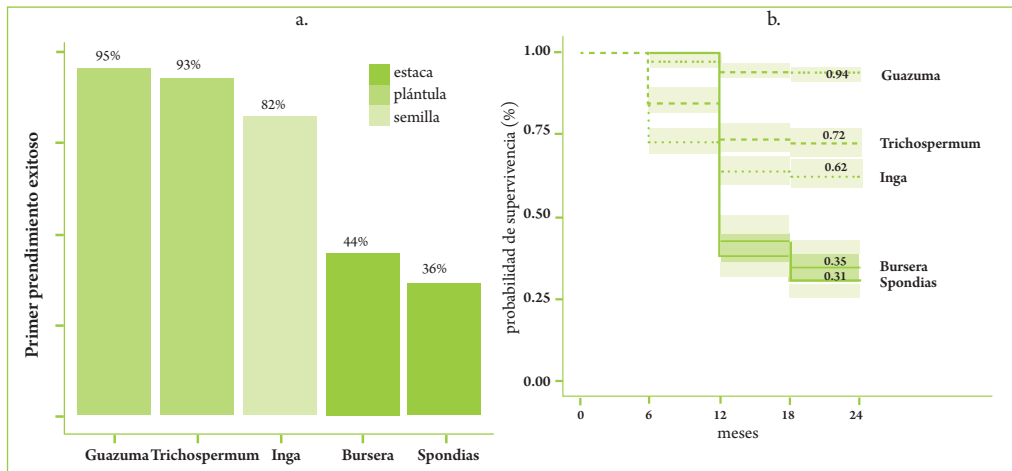
Análisis de costos

El costo de establecimiento y mantenimiento de una hectárea de plantación de restauración se estimó para cada uno de los tres métodos de establecimiento. Los jornales se calcularon con base en los precios locales durante los años 2009-2012: 70 pesos por 7 a 8 horas. La construcción de viveros forestales fue similar a los viveros rústicos de cacao locales en cuanto a material y diseño (Douterlungne y Ferguson, 2012). Se ubicaron bolsas negras de polietileno de 10 x 10 x 30 cm en un suelo aplanado manualmente y bajo sombra creada por una combinación de árboles de solar y malla mosquitero. Las plantas se regaron diariamente (una a dos veces) con agua de la tubería o colectada con ánforas en pozos cercanos al vivero. En cuanto a la preparación del sitio a restaurar, se cotizó el cercado con base en tres líneas de alambre de púas galvanizado de

400 metros sostenida por postes de *Swietenia macrophylla* o *Manilkara zopota* (cortados con motosierra) cada 2.5 metros. Los gastos de transporte fueron acorde a los hábitos locales de rentar camionetas de vecinos.

Se considera que los gastos reportados son representativos bajo las siguientes condiciones: 1) la condición inicial corresponde a pastizales degradados con una baja densidad de árboles remanentes (< 30 árboles/ha); 2) la dispersión de propágulos de especies de la selva aumentará la riqueza vegetal de manera espontánea; 3) la supervivencia de la plantación varía entre 50 y 95% después de una resiembra; 4) la mano de obra es la única fuente de trabajo y no se usa maquinaria pesada, y 5) los insumos externos como fertilizantes y sustratos de vivero especiales no están disponibles. Mayores detalles del análisis de costos están disponibles en un manual de restauración (Douterlungne y Ferguson, 2012).

Figura 2



a. Proporción de individuos con prendimiento exitoso (sin mortalidad durante los primeros dos meses después de su establecimiento). b. Curvas Kaplan-Meier de supervivencia con intervalos de confianza (95%) en cuatro plantaciones de restauración. Intervalos de confianza sin traslape implican probabilidades de mortalidad significativamente diferentes.

Fuente: elaboración propia.

Resultados

Supervivencia

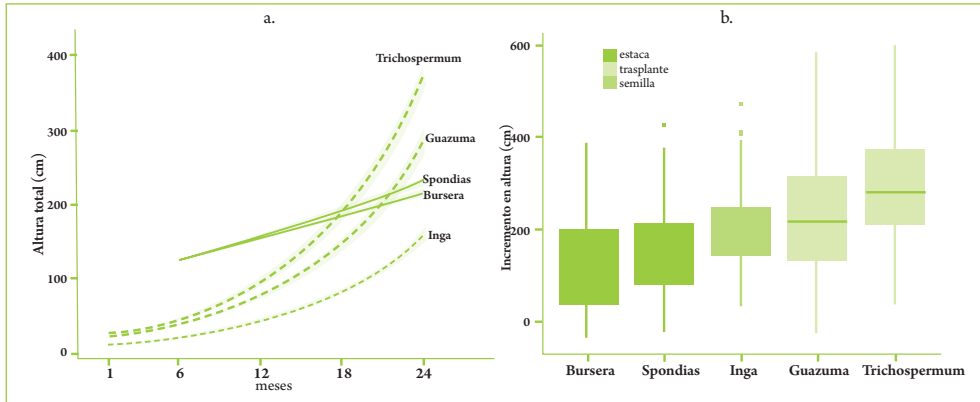
Las especies establecidas por estaca tuvieron un éxito menor que las especies de trasplante o de siembra directa (figura 2). De 400 estacas plantadas, 242 individuos (60%) no sobrevivieron los primeros dos meses y fueron resembradas, aumentando el costo de establecimiento. *Bursera* tuvo un mayor éxito de establecimiento que *Spondias*, aunque la diferencia no fue significativa ($\chi^2 = 2.33$, $p = 0.127$). Incluyendo las resiembras durante toda la duración del experimento, se plantó un total de 671 estacas, de las cuales 123 (18.3%) permanecían vivas a los 18 meses después de su colocación en campo.

Las especies establecidas por estaca sufrieron mayor mortalidad en comparación con las establecidas por siembra directa o trasplante (figura 2). Después de dos años, sólo 31% y 35% de los puntos de siembra de *Spondias* y *Burseras* contenían estacas vivas. La mortalidad ocurrió en los primeros seis meses, cuando murió aproximadamente 60% de las estacas. Ninguno de los atributos registrados al momento de la siembra, esto es, profundidad de siembra, altura, diámetro de la estaca y aplicación de enraizador, tuvieron efectos significativos en los modelos de supervivencia.

Crecimiento

A pesar de que las estacas tuvieron una altura inicial de más de 1.2 m, las plántulas trasplantadas alcanzaron alturas mayores después de los 18 meses (figura 3). Mientras que las estacas mostraron incrementos en altura de 90 cm/año, las especies trasplantadas crecieron 133 cm anualmente. En contraste con las especies trasplantadas, las ramas de las estacas crecieron raquíticamente y no cerraron el dosel (figura 4 e imagen 1). Las estacas produjeron en promedio 5 ramas adventicias durante sus primeros 6 meses; durante su segundo año de crecimiento *Bursera* presentó 2.5 ramas y *Spondias* 3.4 ramas. Una gran parte de las ramas adventicias se perdieron resultando en crecimientos negativos (tabla 1 y figura 5).

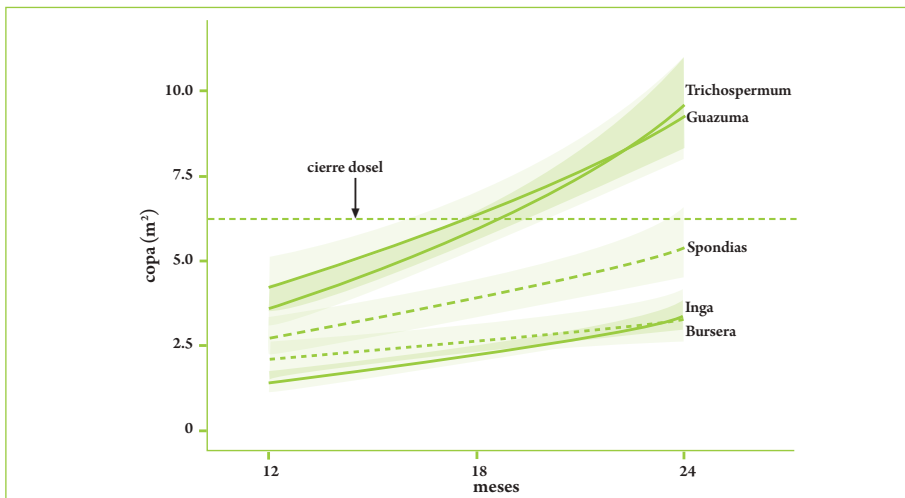
Figura 3



a. Crecimiento modelado de especies con diferentes métodos de propagación. Las líneas y bandas reflejan valores calculados con sus niveles de confianza (95%) según regresiones mixtas lineales generalizadas. Intervalos sin traslape indican diferencias significativas. b. Incremento en altura durante los dos primeros años.

Fuente: elaboración propia.

Figura 4



Desarrollo modelado de la copa por cada especie con sus intervalos de confianza (95%) según lo calculado mediante regresiones mixtas lineales generalizadas. Las dimensiones de copas de las especies cuyas bandas no traslapan son significativamente diferentes.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 1
Promedio y desviación estándar del crecimiento y desarrollo de ramas adventicias de las estacas durante los dos primeros años

Desempeño	<i>Bursera</i>	<i>Spondias</i>
Incremento promedio en altura	124 ±126	140 ±101
Ramas adventicias 6 meses después del establecimiento	5.4 ± 3.8	4.5 ± 2.2
Ramas adventicias 18 meses después del establecimiento	2.7 ± 1.6	3.4 ± 2.4
Crecimiento negativo en algún intervalo de 6 meses	47%	15%
Crecimiento negativo después de 18 meses	11%	2%

Fuente: elaboración propia.

Imagen 1
Ramas adventicias muertas en *Bursera simaruba*



Foto: David Douterlungne.

Costos

El establecimiento de plantaciones mediante propagación vegetativa (estacas) fue 20% más económico con respecto del trasplante de vivero y 6% más caro que la siembra directa de semillas. Las acciones para establecer las estacas (cosecha, almacenamiento y siembra) cuestan aproximadamente 10% más que producir plántulas en vivero y trasplantarlas. Por otra parte, debido a la mayor altura inicial de las estacas con respecto del estrato herbáceo, no se requiere obras de mantenimiento para reducir la competencia por luz, por lo cual se ahorra 19% frente a las plantaciones convencionales. Sin embargo, tanto las estacas como los árboles germinados *in situ* o en vivero requieren ser liberados de los bejucos sofocantes que abundan en las parcelas agropecuarias abandonadas.

Cabe señalar que los costos monetarios para el establecimiento de estas plantaciones pueden ser considerablemente menores a los presentados aquí cuando los trabajos son parte de las acciones de una comunidad. Por ejemplo, en este estudio se contabilizaron todos los jornales, mientras que en las comunidades se puede intercambiar la labor manual sin intervención monetaria (sistema tequio); también se usó una densidad de siembra muy alta (1 111 árboles/ha) para fomentar un pronto cierre del dosel de la plantación; la densidad ideal para el óptimo cierre del dosel puede ser distinta para las diferentes especies.

Tabla 2
Costos estimados de cuatro estrategias de restauración del bosque húmedo en pastizales de la Selva Lacandona

Actividad		Estrategia de restauración		
		Plántula	Estaca	Semilla
Preparación	Cercado	\$9 345	\$9 345	\$9 345
	Sin cercar	\$2 450	\$2 450	\$2 450
Establecimiento		\$7 890	\$8 700	\$910
Mantenimiento (3 años)		\$13 020	\$10 640	\$13 020
Total	Cercado	\$30 255	\$24 275	\$23 275
	Sin cercar	\$23 360	\$17 380	\$16 380

Fuente: elaboración propia.

Discusión

Nuestros resultados para *Spondias* y *Bursera* contradicen los argumentos a favor del uso de estacas para la restauración del bosque húmedo: fácil establecimiento, pronto desarrollo del dosel y bajos costos de mantenimiento (Zahawi y Holl, 2009). A pesar de que *Spondias* y *Bursera* por lo común se propagan vegetativamente (Pennington y Sarukhán, 2005), es posible obtener mayor supervivencia cuando son trasplantados de vivero. Más de la mitad de nuestras estacas no sobrevivió los primeros dos años; altas tasas de mortalidad fueron encontradas también en plantaciones experimentales en Costa Rica y Nicaragua (Granzow-De la Cerda, 1999; Zahawi, 2005; Zahawi y Holl, 2009). En contraste, de 60 a 90% de los trasplantes de *Spondias* producidos en vivero sobrevivieron en pastizales en Chiapas (Román *et al.*, 2009) y Panamá (Van Breugel *et al.*, 2011). Según los campesinos, en la localidad, la temporada seca de los últimos años se ha desfasado o prolongado, fenómeno atribuido al cambio climático. Ellos afirman que el éxito de las estacas depende de la humedad del suelo al momento en que emergen las nuevas raíces. Durante el año que establecimos nuestras estacas se presentó una sequía prolongada, lo cual probablemente afectó su supervivencia. Nuestros resultados también contradicen la ventaja competitiva de estacas que superan la vegetación herbácea con respecto de las pequeñas plántulas trasplantadas (Jolin y Torquebiau, 1992; Zahawi, 2008). Los trasplantes en este estudio alcanzaron mayores tasas de crecimiento y expandieron más sus copas. Aunque este contraste se deriva parcialmente de las diferencias inter-especies, es probable que *Spondias* crezca más rápido cuando se establece como plantón. La altura reportada para *Spondias* con dos años de edad en pastizales es de 2 a 3 m para estacas (este estudio, Zahawi y Holl, 2009) y de aproximadamente 4.5 m para trasplantes (Wishnie *et al.*, 2007; Román *et al.*, 2009; Van Breugel *et al.*, 2011). En Costa Rica, Zahawi y Holl (2009) tampoco encontraron mayores alturas de estacas de *Erythrina poeppigiana* en comparación con los trasplantes.

Las estacas podrían ofrecer refugio para avifauna dispersora de semillas al expandir rápidamente su copa (Zahawi y Augspurger, 2006; Zahawi y Holl, 2009). Sin embargo, en contraste con las plantaciones de *Guazuma* y *Trichosperma*, las estacas no cerraron su dosel durante el tiempo de monitoreo. Las

aves que visitaron nuestras parcelas prefirieron copas densas (García, 2012); así, resulta poco probable que el raquíutico dosel de las estacas represente un hábitat o refugio adecuado para aves.

Como resultado del pobre desarrollo de las estacas, las condiciones micro-ambientales y el estrato herbáceo en el sotobosque debajo de éstas no presentaron los cambios encaminados a la recuperación de la selva húmeda como los que observamos debajo de las plantaciones de *Trichospermum* y *Guazuma* (figura 5).

Finalmente, los costos relacionados con las parcelas con estacas fueron efectivamente más bajas en comparación con los trasplantes de vivero. No obstante, esta estrategia resulta menos redituable por su baja contribución a la restauración debido a las altas tasas de mortalidad. Enraizar las estacas en las condiciones controladas de un vivero resultaría probablemente en una mayor supervivencia, pero aumentaría el costo a niveles superiores de producir plántones en vivero (Holl y Zahawi, 2014)

Aunque el desempeño de las estacas fue bajo para las especies evaluadas, no se debe descartar el uso de estacas para la restauración del bosque húmedo. Por ejemplo, un establecimiento más exitoso puede lograrse usando otras especies y teniendo más conocimiento del manejo, en específico, el papel de las dimensiones de las estacas, profundidad de siembra, tipo de estacas (apicales *vs.* basales, con o sin hojas, madurez del árbol madre), momento de corte (estación climatológica, hora del día, momento en el ciclo lunar) y tiempo óptimo entre la cosecha y la siembra (Alonso *et al.*, 2001; Dick y Leakey, 2006; Danthu *et al.*, 2008). Adicionalmente, el uso de pocas estacas gigantesas podría simular el papel facilitador de árboles remanentes y actuar como nodriza para la sucesión forestal (Chapman y Chapman, 1999; Zahawi, 2008).

Conclusiones, recomendaciones y lecciones aprendidas

En comparación con las plantaciones establecidas por siembra directa o trasplante, nuestras estacas de *Spondias* y *Bursera* no generan ventajas ecológicas ni económicas para restaurar la selva húmeda en los pastizales. Para mejorar el desempeño de las plantaciones es recomendable definir los mejores manejos

Figura 5



a.



b.

Contraste entre una plantación de estacas de *Spondias mombin* (a.) y árboles de trasplante de *Guazuma ulmifolia* (b., en el fondo). El área sin árboles en la parte del frente de la foto b es una parcela con estacas con una mortalidad de 92 por ciento.

Fotos: David Douterlungne.

de propagación vegetativa con pruebas piloto usando las especies deseadas en los sitios a restaurar. No concentrar la siembra de estacas en un solo año evita que un fenómeno climatológico atípico afecte masivamente la supervivencia. Recomendamos limitar la propagación vegetativa a las especies difíciles de reproducir sexualmente para enriquecer las plantaciones de restauración.

Agradecimientos

Agradecemos a las familias en Maravilla Tenejapa que prestaron sus terrenos. Apreciamos la asistencia en campo de Carlos Felipe Sánchez Astudillo. El Conanp nos permitió usar sus instalaciones. Marie Claude Brunel ayudó con la estimación de los costos. El experimento fue financiado por una beca doctoral Conacyt y un proyecto sectorial Conacyt-Conafor (No. 14058).

Referencias bibliográficas

- Alonso, J., G. Febles, T. E. Ruiz y J. C. Gutierrez (2001), "The Establishment of Arboreal Species as Live Fences with Different Sowing Dates", *Cuban Journal of Agricultural Ciencias*, núm. 35, pp. 175-178.
- Butler, R., F. Montagnini y P. Arroyo (2008), "Woody Understory Plant Diversity in Pure and Mixed Native Tree Plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica", *Forest Ecology and Management*, núm. 255, pp. 2251-2263.
- Celentano, D., R. A. Zahawi, B. Finegan, R. Ostertag, R. J. Cole y K. D. Holl (2010), "Litterfall Dynamics Under Different Tropical Forest Restoration Strategies in Costa Rica", *Biotropica*, vol. 43, núm. 3, pp. 279-287.
- Chapman, C. A. y L. J. Chapman (1999), "Forest Restoration in Abandoned Agricultural Land: A Case Study from East Africa", *Conservation Biology*, núm. 13, pp. 1301-1311.
- Cole, R. J., K. D. Holl, C. L. Keene y R. A. Zahawi (2011), "Direct Seeding of Late-successional Trees to Restore Tropical Montane Forest", *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1590-1597.

- Cox, D. R. y D. Oakes (1984), *Analysis of Survival Data*, Boca Raton, Chapman & Hall/CRC.
- Danthu, P., N. Ramaroson y G. Rambeloarisoa (2008), “Seasonal Dependence of Rooting Success in Cuttings from Natural Forest Trees in Madagascar”, *Agroforest Syst*, núm. 73, pp. 47-53.
- Development Core Team (2014), *A Language and Environment for Statistical Computing*, Viena, Foundation for Statistical Computing.
- Dick, M. C. P. y R. R. B. Leakey (2006), “Differentiation of the Dynamic Variables Affecting Rooting Ability in Juvenile and Mature Cuttings of Cherry (*Prunus avium*)”, *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, núm. 81, pp. 296-302.
- Douterlungne, D. (2013), “Árboles de rápido crecimiento para la restauración ecológica y la captura de carbono en el trópico húmedo de México”, tesis doctoral, San Cristóbal de las Casas, El Colegio de la Frontera Sur.
- , B. G. Ferguson, I. Siddique, L. Soto-Pinto, G. Jiménez-Ferrer y M. E. Gavito (2015), “Microsite Determinants of Variability in Seedling and Cutting Establishment in Tropical Forest Restoration Plantations”, *Restoration Ecology*, núm. 23, pp. 861-871.
- , Á. M. Herrera, B. G. Ferguson, I. Siddique y L. Soto-Pinto (2013a), “Allometric Equations to Estimate Biomass and Carbon in Four Neotropical Tree Species with Restoration Potencial”, *Agrociencia*, núm. 47, pp. 385-397.
- , E. Thomas y S. I. Levy-Tacher (2013b), “Fast-growing Pioneer Tree Stands as a Rapid and Effective Strategy for Bracken Elimination in the Neotropics”, *Journal of Applied Ecology*, núm. 50, pp. 1257-1265.
- y B. G. Ferguson (2012), *Manual para la restauración campesina en la Selva Lacandona*, Chiapas, Ecosur <http://www.forestlandscape restoration.org/sites/default/files/resource/douterlungne_ferguson-12-manual.pdf>.
- Engel, V. L. y J. A. Parrotta (2001), “An Evaluation of Direct Seeding for Restoration of Degraded Lands in Central Sao Paulo State, Brazil”, *Forest Ecology and Management*, núm. 152, pp. 169-181.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2011), *State of the World's Forests*, Roma, FAO.

- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty y P. K. Sniyder (2005), “Global Consequences of Land Use”, *Science*, núm. 309.
- Fuller, R. J. y P. Rothery (2013), “Temporal Consistency in Fine-scale Habitat Relationships of Woodland Birds during a Period of Habitat Deterioration”, *Forest Ecology and Management*, núm. 289, pp. 164-174.
- García, M. C. (2012), “Efecto de la estructura arbórea y perchas artificiales en la atracción de aves en plantaciones forestales para la restauración en la Selva Lacandona”, Undergraduate dissertation, Puebla, Escuela de Biología/Benémrita Universidad Autónoma de Puebla, p. 54.
- García-Orth, X. y M. Martínez-Ramos (2011), “Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) *blume* (*Ulmaceae*) Saplings in Tropical Pastures”, *Restoration Ecology*, núm. 19, pp. 24-34.
- Granzow-De la Cerda, I. (1999), “Tropical Rain Forest Trees Propagated Using Large Cuttings (Nicaragua)”, *Ecological Restoration*, núm. 17, pp. 84-85.
- Hall, J. S., B. E. Love, E. J. Garen, J. L. Slusser, K. Saltonstall, S. Mathias, M. van Breugel, D. Ibarra, E. W. Bork, D. Spaner, M. H. Wishnie y M. S. Ashton (2011), “Tree Plantations on Farms: Evaluating Growth and Potential for Success”, *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1675-1683.
- Holl, K. D. y R. A. Zahawi (2014), “Evaluation of Different Tree Propagation Methods in Ecological Restoration in the Neotropics”, en M. Bozzano, R. Jalonen, E. Thomas, D. Boshier, L. Gallo, S. Cavers, S. Bordács, P. Smith y J. Loo (eds.), *Genetic Consideration in Ecosystem Restoration Using Native Tree Species - Thematic Study*, Roma, FAO and Bioversity International, p. 282.
- , R. A. Zahawi, J. R. Cole, R. Ostertag y S. Cordell (2011), “Planting Seedlings in Tree Islands *versus* Plantations as a Large-scale Tropical Forest Restoration Strategy”, *Restoration Ecology*, núm. 19, pp. 470-479.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI] (1988), *Las Margaritas (E15-12, D15-3). Carta climática Esc. 1:250,000*, Ciudad de México, Inegi.

- Jiménez Ferrer, G., R. V. Pérez, M. U. Gómez y L. S. Pinto (2008), “Livestock and Local Knowledge of Fodder Trees and Shrubs in Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexico”, *Zootecnia Tropical*, núm. 26, pp. 333-337.
- Jolin, D. y E. Torquebiau (1992), “Large Cuttings. A Jump Start for Tree Planting”, *Agroforestry Today*, núm. 4, pp. 15-16.
- Miranda, F. (1998), *La vegetación de Chiapas*, Tuxtla Gutiérrez, Ediciones del Gobierno del Estado.
- Murray, G. F. y M. E. Bannister (2004), “Peasants, Agroforesters, and Anthropologists: A 20-year Venture in Income-generating Trees and Hedgerows in Haiti”, en P. K. R. Nair, M. R. Rao y L. E. Buck (eds.), *New Vistas in Agroforestry*, Holanda, Springer, pp. 383-397.
- Navarro-Cerrillo, R. M., D. M. Griffith, M. J. Ramírez-Soria, W. Pariona, D. Golicher y G. Palacios (2011), “Enrichment of Big-leaf Mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in Logging Gaps in Bolivia: The Effects of Planting Method and Silvicultural Treatments on Long-term Seedling Survival and Growth”, *Forest Ecology and Management*, núm. 262, pp. 2271-2280.
- Park, A., M. van Breugel, M. S. Ashton, M. Wishnie, E. Mariscal, J. Deago, D. Ibarra, N. Cedeño y J. S. Hall (2010), “Local and Regional Environmental Variation Influences the Growth of Tropical Trees in Selection Trials in the Republic of Panama”, *Forest Ecology and Management*, núm. 260, pp. 12-21.
- Pennington, T. D. y K. Sarukhán (2005), *Manual para la identificación de campo de los principales árboles tropicales de México*, México, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales/SAG.
- Román, D. F., S. I. Levy, R. A. Rivera, D. Douterlungne y A. G. Sánchez (2009), *Árboles de la Selva Lacandona útiles para la restauración ecológica*, San Cristóbal de Las Casas, El Colegio de La Frontera Sur.
- Roncal-García, S., L. Soto-Pinto, J. Castellanos-Albores, N. Ramírez-Marcial y B. De Jong (2008), “Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México”, *Interciencia*, núm. 33, pp. 200-206.
- Siddique, I., V. Engel, J. Parrotta, D. Lamb, G. Nardoto, J. Ometto, L. Martinelli y S. Schmidt (2008), “Dominance of Legume Trees Alters Nutrient Relations in Mixed Species Forest Restoration Plantings within Seven Years”, *Biogeochemistry*, núm. 88, pp. 89-101.

- Van Breugel, M., J. S. Hall, D. J. Craven, T. G. Gregoire, A. Park, D. H. Dent, M. H. Wishnie, E. Mariscal, J. Deago, D. Ibarra, N. Cedeño y M. S. Ashton (2011), "Early Growth and Survival of 49 Tropical Tree Species Across Sites Differing in Soil Fertility and Rainfall in Panama", *Forest Ecology and Management*, núm. 261, pp. 1580-1589.
- Wishnie, M. H., D. H. Dent, E. Mariscal, J. Deago, N. Cedeño, D. Ibarra, R. Condit y P. M. S. Ashton (2007), "Initial Performance and Reforestation Potential of 24 Tropical Tree Species Planted Across a Precipitation Gradient in the Republic of Panama", *Forest Ecology and Management*, núm. 243, pp. 39-49.
- Zahawi, R. A. (2008), "Instant Trees: Using Giant Vegetative Stakes in Tropical Forest Restoration", *Forest Ecology and Management*, núm. 225, pp. 3013-3016.
- (2005), "Establishment and Growth of Living Fence Species: An Overlooked Tool for the Restoration of Degraded Areas in the Tropics", *Restoration Ecology*, núm. 13, pp. 92-102.
- y K. D. Holl (2009), "Comparing the Performance of Tree Stakes and Seedlings to Restore Abandoned Tropical Pastures", *Restoration Ecology*, núm. 17, pp. 854-886.
- y C. K. Augspurger (2006), "Tropical Forest Restoration: Tree Islands as Recruitment Foci in Degraded Lands of Honduras", *Ecological Applications*, núm. 16, pp. 464-478.

Capítulo 13

Experiencias y perspectivas para la rehabilitación ecológica en zonas de amortiguamiento de las áreas naturales protegidas Montes Azules (Chiapas) y Calakmul (Campeche)

Samuel I. Levy Tacher
slevytacher@gmail.com
Juan Rogelio Aguirre Rivera
Ivar Vleut
Francisco Román Dañobeytia

Hugo Perales Rivera
José Zúñiga Morales
Mario González-Espinosa
Alejandra Domínguez Álvarez
Margarita Caso Chávez

Juan Manuel Herrera Gloria
Neptalí Ramírez-Marcial
Karl Heinz Gaudry Sada
Genoveva Pignataro
Antonio Sánchez Gonzáles
Pedro Macario Mendoza

Abstract

A definition of the concept of ecological rehabilitation according to the socioeconomic and cultural conditions developing countries as Mexico is proposed based on a thorough analysis. The procedure developed in Mexico, more than five decades ago for the study and implementation of rehabilitation operations is described. This takes into account the technical-scientific knowledge and local traditional knowledge. The prioritization of these actions is based on the causal and hierarchical relationship of ecological, technological and socio-economic aspects. In this process, social participation is crucial; in the absence of reconciliation of interests between owners, rehabilitation is not possible. Here, a series of studies are shown, including 1) application of traditional rehabilitation strategies at the landscape level; main results achieved are described; 2) current challenges and expectations during the establishment and development of rehabilitation projects in the buffer zone of two major natural tropical protected areas of Mexico prioritized by UNESCO, the biosphere reserves of Montes Azules and Calakmul.

Key words: ecological rehabilitation, agro-ecosystems, cultural landscapes, Mayan rain forest.

Importancia de la rehabilitación ecológica en zonas de amortiguamiento

Las selvas del sur de México, junto con las selvas del Petén de Guatemala y de Belice, forman la segunda masa de bosque tropical más grande del mundo, después de la Amazonia (Conanp, 2010). La Reserva de la biosfera en Calakmul (Rebica) incluye, principalmente, selvas medianas y bajas subcaducifolias, y cuenta con más de 1 500 especies de plantas, lo que representa 80% de la flora de la península de Yucatán (Martínez *et al.*, 2001), mientras que la Reserva de la Biosfera Montes Azules es el relicto más grande de selva alta perennifolia del país y concentra 48% de las especies de aves, 33% de murciélagos, 11% de reptiles y 25% de los mamíferos del país, aun cuando representa sólo 0.4% del territorio nacional (INE, 1997, 1998).

Los procesos de colonización a los que estas selvas están sujetas se traducen en fuertes presiones sobre los recursos naturales (Challenger y Sobrón, 2008). En muchos casos, las áreas desmontadas para ser destinadas a la ganadería y la milpa han dejado de ser útiles al haber sido sometidas a procesos de degradación, lo cual genera una presión adicional sobre los relictos de vegetación madura (Bullock *et al.*, 2011). Esto ha provocado la disminución del potencial de sus suelos y ha aumentado el riesgo de nuevos desmontes de selvas conservadas en la búsqueda de tierras fértiles para su aprovechamiento agropecuario (Tilman *et al.*, 2002). De esta manera, las áreas de selva desmontadas para propósitos agropecuarios, y luego abandonadas por desinterés o por degradación extrema, se vuelven inútiles. Este abandono motiva el desmonte de nuevas áreas de selva y la generación de coberturas vegetales sin valor económico ni biológico para el país en general y para sus usufructuarios en particular.

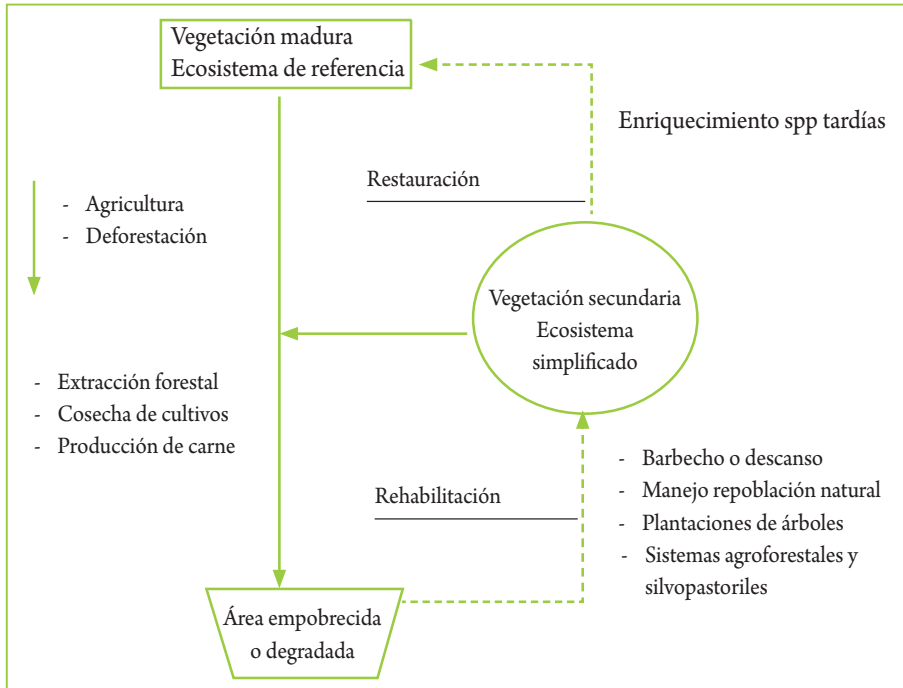
Bases conceptuales para la rehabilitación ecológica

Una ruta disponible para enfrentar la actual crisis de degradación ambiental es a través de la restauración ecológica, definida como el proceso para ayudar a restablecer la estructura y función de un ecosistema que se ha degradado, dañado

o destruido (SER, 2004). A veces, la trayectoria de desarrollo de un ecosistema degradado queda totalmente bloqueada y su restablecimiento a través de procesos naturales puede demorarse mucho tiempo. El conocimiento ecológico tradicional (CET) puede aportar información para facilitar la reanudación de estos procesos, acelerando y conduciendo la recuperación de un ecosistema en su salud, integridad y duración (Levy y Golicher, 2004). La restauración ecológica tiene como fin llegar a la condición previa al momento en que se inició su degradación y/o aprovechamiento. Sin embargo, en ambientes o territorios campesinos donde ha habido una tradición de siglos o milenios de utilización diversificada del paisaje, el punto de referencia al que se desearía llegar mediante algunas prácticas de manejo de la vegetación puede requerir mucho menos tiempo. Los campesinos reconocen las diferentes rutas de reacción de las especies a las condiciones ecológicas particulares, saben qué especies crecen más rápido o cuáles requieren ser promovidas o eliminadas, por ejemplo. En este sentido, el CET puede ser de utilidad para diseñar los procesos de rehabilitación y restauración. Sin embargo, en la mayoría de los casos, este conocimiento sólo se ha aplicado en la rehabilitación, la cual nosotros la definimos como los “procedimientos necesarios que permiten la recuperación de la capacidad del agroecosistema para ser aprovechado en forma rentable” (figura 1).

Las intervenciones de rehabilitación, si bien están dirigidas a tierras agropecuarias degradadas en cualquier lugar donde se presenten, son de la mayor relevancia y pertinencia dentro de las áreas de amortiguamiento que rodean las reservas de la biosfera del país. En ese contexto, la inversión necesaria para la rehabilitación es menor gracias a incentivos o subsidios destinados a la conservación y aprovechamiento persistente vigentes en estas zonas. Por otro lado, las intervenciones de rehabilitación que se realicen en paisajes forestales bajo aprovechamiento continuo deben tener como finalidad quitar presión hacia las áreas con vegetación madura a partir del aprovechamiento persistente de los agroecosistemas. Esto es posible acelerando el proceso de sucesión ecológica de unas especies por otras, propiciando la recuperación de la fertilidad de la tierra en el menor tiempo posible. Cabe destacar que las acciones de rehabilitación tienen como objetivo secundario promover la recuperación de la diversidad biológica que eventualmente lleven a procesos de restauración (figura 1).

Figura 1
Rutas para la rehabilitación-restauración en áreas degradadas



Fuente: elaboración propia.

Fundamentos de la rehabilitación y restauración ecológica

Nuestro grupo de trabajo busca reconocer, comprender y describir patrones y procesos involucrados en el aprovechamiento, conservación, rehabilitación y restauración de comunidades arbóreas para aplicarlos en situaciones concretas a través de investigación participativa con distintos grupos de campesinos. Nuestro enfoque reconoce una estructura causal y jerárquica que parte de los aspectos ecológicos (desde el nivel de organización individual hasta el ecosistémico y el de paisajes), e incluye los aspectos tecnológicos, socioeconómicos y culturales. Así, nuestro enfoque de investigación aplicada involucra la realización de actividades académicas de carácter descriptivo, experimental y de divulgación (Hernández y Ramos, 1977; Aguirre-Rivera, 1979; Levy y Aguirre-Rivera, 1999). Realizamos estudios cuantitativos de poblaciones y comunidades

basados en diseños experimentales y de muestreo para el contraste estadístico de hipótesis. Empleamos diversas fuentes de información primaria y secundaria, experimentos en el campo y bajo condiciones controladas en laboratorio, jardín común e invernadero, y muestreos sistemáticos para obtener inventarios florísticos en diferentes lugares y épocas funcionales del año.

Con respecto de la rehabilitación de ecosistemas arbóreos, es de nuestro interés el reconocimiento de las especies nativas útiles para este propósito, los cuidados que favorezcan su desarrollo óptimo, así como la caracterización de los niveles de degradación a lo largo de gradientes o patrones diversos de perturbación.

Un aspecto importante de este enfoque es su dimensión social, pues está basado en el CET, y en reconocer que las formas de manejo tradicionales, de inicio, constituyen las mejores opciones de aprovechamiento bajo las condiciones históricas, socioeconómicas, culturales y ecológicas locales. Adoptamos la idea de que el reto del investigador es demostrar lo contrario, antes que pretender descalificar dichas formas, cuya validez la constatan la supervivencia de quienes las practican y la calidad de los recursos que aprovechan (Aguirre-Rivera, 1979). Con este enfoque es factible conciliar las acciones de rehabilitación con la producción de cosechas, así como reforzar la identidad cultural en las comunidades campesinas. La difusión y aplicación de resultados se facilita al realizar nuestras actividades en parcelas permanentes de productores, centros educativos rurales y áreas de rehabilitación de gran extensión, de preferencia alrededor de las áreas naturales. Consideramos fundamental contar con una perspectiva en nivel del paisaje, para lo cual se requiere de información geográfica y de campo relevante que permita caracterizar los diferentes tipos de cobertura del suelo, la identificación de áreas prioritarias para la conservación, así como las áreas de interés para ser rehabilitadas, a partir de conocer las condiciones de degradación que limitan o impiden la repoblación natural o asistida de las especies nativas. Proporcionamos capacitación y asesoría a diferentes grupos y sectores de la sociedad, incluidos miembros de organizaciones y entidades de los diferentes niveles de gobierno, además del vínculo de servicio permanente mediante los herbarios de El Colegio de la Frontera Sur, impulsados desde hace casi 25 años, y los viveros desarrollados por nuestro grupo desde hace más de 15 años.

Así, nuestro enfoque reúne varias aproximaciones que parten de la generación de conocimiento básico para la verificación y evaluación experimental de prácticas locales concretas, y la creación y desarrollo de cadenas de valor, lo cual podría impactar en el mediano y largo plazos en las políticas públicas y en la interacción con las comunidades. Consideramos clave hacer “trajes a la medida”, lo que significa diseñar estrategias de rehabilitación, aprovechamiento y conservación de los bosques y selvas en función de condiciones de degradación específicas y contextos ambientales y socioeconómicos particulares, lo cual, en escala de paisaje, incide como acción directa de ordenamiento de un territorio.

Rehabilitación ecológica en zonas de amortiguamiento de las áreas naturales protegidas Montes Azules y Calakmul

A partir de nuestra experiencia con los diferentes grupos de campesinos con quienes interactuamos en las selvas Lacandona y de Calakmul, hemos constatado que ellos están conscientes del agotamiento de la fertilidad de sus tierras, de manera que ellos mismos han generado importantes innovaciones basadas en su CET, con la aplicación de prácticas de mejor manejo de sus cultivos o del paisaje en su conjunto. Nuestro grupo académico se inserta justamente en este proceso, al participar con los campesinos en la discusión y definición de distintas alternativas de manejo de la vegetación para incrementar la rapidez de crecimiento y cobertura de especies deseables y el contenido de materia orgánica en el suelo, disminuir la competencia e interferencia de especies indeseables (zacates y helechos pirófilos y ciertas arvenses), así como la organización para participar en cadenas de producción, y para beneficiarse de políticas públicas para el aprovechamientos sustentable de sus recursos naturales. Estas decisiones colectivas se basan en sus propias y múltiples experiencias y prácticas de uso de sus recursos, tales como el manejo de especies polivalentes, rotación de cultivos, cultivos de cobertura y manejo de la sucesión secundaria y del paisaje. A continuación describiremos este proceso de manera pormenorizada.

Factores de degradación. Actualmente, en las tierras de uso comunal de los ejidos y comunidades indígenas que flanquean las áreas naturales protegidas

(zonas de amortiguamiento), se presentan procesos de degradación y deterioro al ser utilizadas como potreros y milpas, pues bajo un aprovechamiento inadecuado se introduce la dominancia de especies invasoras, como zacates (*Schizachyrium microstachyum* y *Cynodon plectostachyus*) y el helecho *Pteridium aquilinum*, en vastas superficies de las selvas Lacandona y de Calakmul (Suazo, 1998; Levy y Peña, 1999; Schneider, 2006). Asimismo, el cambio de régimen de aprovechamiento de las selvas, que dicta la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (Conafor, 2003, 2005), obliga a sujetarse a un programa de manejo forestal una vez que la vegetación secundaria alcanza cierto desarrollo en su estructura. Ante esta situación y la falta de oportunidades comerciales para el manejo forestal, los campesinos han evitado por muchos años que sus acahuales se conviertan en selvas, para que estas áreas de vegetación secundaria sigan siendo consideradas bajo aprovechamiento agropecuario (Román *et al.*, 2014). Esto ha contribuido a la deforestación permanente con todas sus consecuencias: emisiones de carbono, fragmentación de ecosistemas y agotamiento de la fertilidad de los suelos por mantenerlos en producción precaria y desprovistos de vegetación más tiempo del que son capaces de resistir sin ser degradados.

Especies nativas polivalentes útiles para plantaciones de rehabilitación. El establecimiento de experimentos plurianuales para fundamentar y formalizar los métodos de rehabilitación ha sido una de las facetas más importantes de nuestra investigación. A partir de este enfoque hemos podido definir las diferentes formas de intervención a lo largo de un gradiente de degradación, así como las especies recomendables en función de su supervivencia en cada tipo de condición. De esta manera, es factible la generación de protocolos para la rehabilitación *ad hoc*, con base en las condiciones particulares.

A lo largo de nuestras investigaciones, que se llevan a cabo desde una perspectiva etnobotánica (ciencia que trata las relaciones recíprocas entre los humanos y su entorno vegetal), hemos reconocido el conocimiento ecológico profundo de algunos lacandones, cho'les y mayas peninsulares. Así, gracias a su apoyo y guía, ha sido posible la identificación de los tipos de vegetación más representativos y de la flora de las dos regiones (Macario, 2003; Levy *et al.*, 2006; Durán *et al.* en prensa), así como la caracterización etnobotánica de más que 400 especies de árboles nativos (Levy *et al.*, 2002; Durán *et al.* en prensa),

el reconocimiento de los grupos funcionales y especies clave del sistema de producción agrícola lacandón (Levy, 2000; Levy y Golicher, 2004; Levy y Aguirre, 2005) y maya yucateco (Román *et al.*, 2014), y la identificación de trayectorias sucesionales en el desarrollo del ecosistema selvático, generadas a partir de los diferentes patrones de aprovechamiento agrícola (Levy y Aguirre, 2005).

En nuestras investigaciones hemos encontrado que la dominancia del “chujúm” (*Ochroma pyramidale*) en los acahuales jóvenes de la selva Lacandona acelera su rehabilitación ecológica, al registrar un aumento promedio de 5% de materia orgánica en suelos de acahuales dominados por este árbol en un periodo de cinco años (Levy y Golicher, 2004). En nuestros experimentos con este árbol hemos registrado un promedio de crecimiento de hasta 7 m de altura en sólo 1 año en áreas agrícolas abandonadas, así como la erradicación del helecho *Pteridium aquilinum* (Douterlungne *et al.*, 2010 y 2013). Luego de 4 años de establecida la plantación experimental de chujúm fue posible registrar una alta diversidad de especies leñosas resultantes de la repoblación natural, lo cual facilita la sucesión ecológica y la recuperación de la complejidad biótica (Levy-Tacher *et al.*, 2015). A medio plazo, *O. pyramidale* mantiene su dominancia estructural en la vegetación secundaria (1 a 20 años), al ocupar más de 50% del área basal total; no obstante, para entonces el sotobosque es altamente diverso y la mayor parte de los individuos de *O. pyramidale* van muriendo y siendo reemplazados progresivamente por otras especies características de fases avanzadas o tardías de la sucesión ecológica (Vleut *et al.*, 2013).

En nuestras investigaciones hemos encontrado algunas especies de árboles capaces de crecer en condiciones degradadas. Se monitorizó el crecimiento y desempeño de 40 especies forestales nativas maderables en parcelas experimentales situadas en acahuales con historial de uso milpero frecuente y en potreros abandonados con suelo degradado (Román *et al.*, 2007, 2012a). En dichas parcelas se aplicaron tratamientos con distintas frecuencias de deshierba y se realizaron siembras y plantaciones en diferentes épocas del año (Román *et al.*, 2012b). La elección de estas especies útiles tomó en cuenta su tasa de crecimiento, amplia disponibilidad de semillas, facilidad de propagación, cantidad y calidad de hojarasca producida, valor económico actual y potencial, preferencias locales, niveles de tolerancia a condiciones ambientales extremas, y producción de flores y frutos para atracción de fauna. Además, se

consideró su importancia en las diferentes etapas de la sucesión para conformar tres grupos funcionales: colonizadoras o pioneras, intermedias y tardías. Todos estos atributos son de utilidad para el diseño de plantaciones de rehabilitación y restauración ecológica (Levy y Aguirre, 2005; Román *et al.*, 2012b).

Con respecto de los proyectos realizados en Calakmul, en 2012 se realizó una serie de estudios para conocer las características estructurales de la vegetación secundaria (acahuales) a lo largo de un gradiente sucesional y las formas tradicionales de manejo y aprovechamiento de la vegetación correspondiente. A partir de esta información fue posible caracterizar a las especies leñosas a lo largo del tiempo en cuatro grupos funcionales (colonizadoras, típicas de acahuales, persistentes no dominantes, y persistentes dominantes y tardías) (Román *et al.*, 2014), así como relacionar estos grupos funcionales con las principales formas de aprovechamiento forestal (rollizo para palizada, carbón y aserrío). Se propusieron prácticas de aclareo o raleo para el aprovechamiento comercial de los acahuales con barbecho corto y largo. Esta estrategia fue ejemplificada con una serie de parcelas demostrativas establecidas en 2014 en cinco diferentes comunidades del municipio de Calakmul. También hemos avanzado en el diseño e implementación de prácticas de rehabilitación para desmontes abandonados, como pastizales degradados y “helechales” (campos milperos inútiles invadidos por el helecho *Pteridium aquilinum*), con resultados exitosos en la erradicación de este helecho a partir del manejo de la vegetación leñosa espontánea en los acahuales peninsulares (Macario *et al.*, en revisión).

La rehabilitación ecológica desde la perspectiva del paisaje

Reservas forestales mayas. Entre las etnias mayas chiapanecas y peninsulares, se pueden encontrar prácticas de manejo tradicionales que pueden relacionarse con el mantenimiento de la biota dentro de un paisaje fragmentado por el uso agropecuario. Las reservas forestales mayas son un ejemplo de ello, ya que se establecen por acuerdo de la comunidad y hasta ahora siguen siendo ignoradas por las autoridades federales, estatales y municipales. En dichas reservas se incluyen no sólo las zonas arboladas con intervenciones reguladas por las comunidades, sino también diversos agroecosistemas, como la milpa y el solar

o traspatio, que constituyen un importante reservorio genético de plantas y animales útiles (Cob, 2003).

Dentro de las estrategias mayas en este aspecto, sobresalen las franjas de vegetación arbórea o “tol-chés” (de los términos mayas: tol= línea; ché= árbol), con 20 m de ancho a lo largo de caminos y cuerpos de agua, así como alrededor de los apiarios, milpas y poblados. Estos espacios vegetales son formados y mantenidos por los habitantes de la región para la protección de lagunas y cenotes, así como para proporcionar sombra y lugares de descanso a los campesinos en tránsito (Ellis y Porter, 2007) (imagen 1).

La vegetación arbórea alrededor de los colmenares cumple la función de suministrar néctar y polen a las abejas mediterráneas y nativas (meliponas), mientras que en los bordes de las milpas favorecen la repoblación natural durante la etapa de barbecho, ya que sirve como fuente de diseminulos de especies de la vegetación madura, dispersados por el viento o por la fauna que hospeda. El llamado “fundo legal” se refiere a franjas con vegetación madura de hasta 2 km de anchura que circundan los poblados mayas (imagen 2). Estos espacios forman parte de las tierras de cada poblado y son la fuente más cercana para el aprovisionamiento de leña, fruta, materiales de construcción e inclusive madera en rollo (imagen 3). En dichas áreas es posible el aprovechamiento selectivo y regulado de árboles, pero no se permite el desmonte para el establecimiento de parcelas agrícolas o potreros. Llama la atención la presencia de estas áreas en la mayoría de las tierras bajas de los poblados mayas, los cuales forman una sorprendente red de vegetación que ha pasado inadvertida ante los ojos de las instituciones dedicadas a la conservación y promoción de la conectividad del paisaje. Comprender estas estrategias es indispensable para analizar y valorar la influencia del manejo tradicional en la ecología de los paisajes rurales y sus componentes. Las acciones de rehabilitación se han planeado a partir de las múltiples manifestaciones de CET practicadas por las etnias mayas chiapanecas y peninsulares vinculadas con el mantenimiento de la conexión arbórea del paisaje fragmentado por el uso agropecuario.

A partir del uso y difusión de este tipo de técnicas tradicionales, se espera que las acciones de rehabilitación favorezcan la conexión del paisaje en los poblados mayas, al practicarse al menos en una pequeña fracción de los terrenos comunales (10% a 15%). En esta superficie se espera rehabilitar las áreas

Imagen 1

Tol-ché a lo largo de un camino rural en Yaxcabá, Yucatán



Foto: Samuel I. Levy Tacher.

degradadas (potreros abandonados y helechales) para su posterior incorporación a la producción agropecuaria. Al mismo tiempo, se pretende promover esta red de conectividad vegetal en aquellos poblados en que aún no existe, sin interferir, o muy poco, con la actividad agropecuaria, y que a la vez brinde nuevos servicios. Entre éstos se pueden incluir los materiales forestales para autoconsumo, sombra en las veredas y arbolado ribereño para el mantenimiento de las poblaciones de peces, reducir la velocidad del caudal de los ríos, proteger sus márgenes de la erosión, amortiguar sus desbordamientos, menguar su contaminación y generar un paisaje arbolado más atractivo para el desarrollo ecoturístico (Levy-Tacher *et al.*, 2012, 2013).

Comunidad Lacandona. En Nueva Palestina y Lacanjá Chansayab de la región lacandona, se realizó una caracterización preliminar del paisaje, y se calculó la superficie ocupada por cada clase de cobertura del suelo. En Nueva

Imagen 2
Presencia de fundos legales alrededor de varias comunidades mayas
en la región central de la península de Yucatán



Foto: Darío Navarrete Gutiérrez.

Imagen 3
Borde del Fondo Legal en el ejido de Libre Unión, Yaxcabá, Yucatán



Foto: Antonio Sánchez González.

Palestina se registró un paisaje dominado por la ganadería extensiva, cuyo grado de fragmentación aumenta con la cercanía al centro de población. Las clases que ocupan mayor proporción en el territorio corresponden a vegetación secundaria (45.29%) y cobertura agropecuaria (24.1%). En Lacanjá Chansayab las coberturas con mayor proporción fueron el bosque tropical perennifolio (56.62%), seguido de la vegetación secundaria (35.42%) (tabla 1). Esta caracterización permitió detectar remanentes importantes de vegetación madura en la periferia de la zona de estudio, alrededor del centro de población y la zona de parcelas agrícolas (Maldonado, 2012).

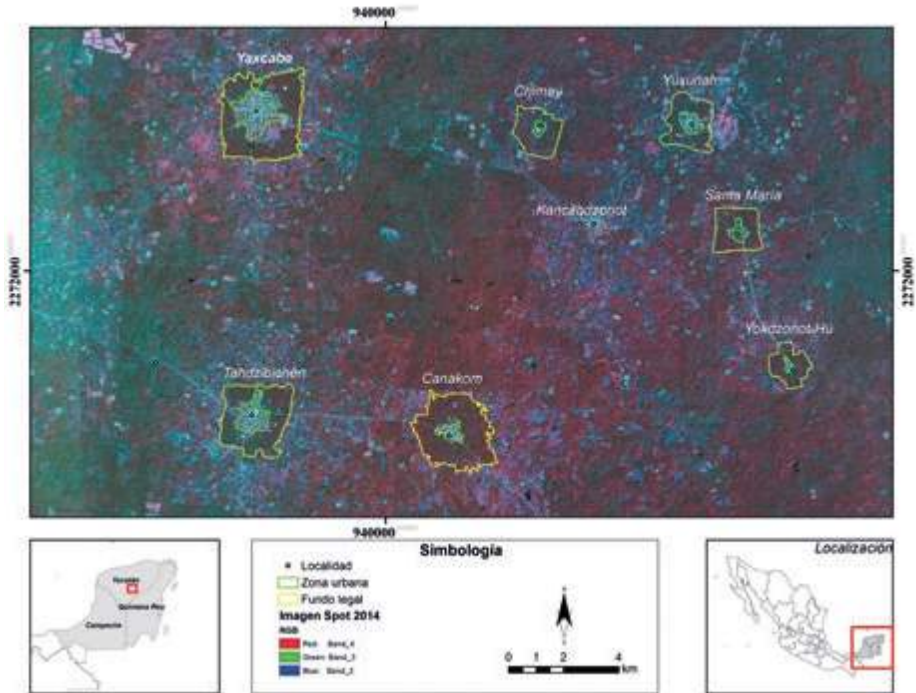
Con base en los parches de selva identificados en Nueva Palestina, se elaboró una posible estrategia de restauración para conectar el paisaje (Levy, 2010). Los parches más extensos, con superficies mayores que 1 000 ha, se ubican en la periferia del área analizada y constituyen un macizo prácticamente continuo de selva, sólo separado en puntos específicos por las carreteras que recorren la zona. Estos sitios son prioritarios para establecer pasos seguros para la fauna silvestre, y son susceptibles de ser manejados bajo el concepto maya de tol-ché, que asegura el mantenimiento de la cobertura forestal en los márgenes del camino. Por otro lado, la presencia del fundo legal permitiría conformar la red de conexiones estructurales debido a su ubicación y extensión (imagen 4).

Tabla 1
Áreas y proporciones por tipos de cobertura del suelo para las localidades de Nueva Palestina y Lacanjá Chansayab, Comunidad Zona Lacandona

Clases de cobertura	Nueva Palestina		Lacanjá Chansayab	
	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura
Bosque Tropical Perennifolio	14 927.1	24.1	11 212.9	56.6
Vegetación Secundaria	28 047.7	45.3	7 015.7	35.4
Cobertura Agropecuaria	16 786.4	27.1	320.8	1.6
Cuerpos de Agua	720.5	1.2	631.5	3.2
Sin Vegetación Aparente	1 403.2	2.3	122.7	0.62
Nubes	41.4	0.1	499.1	2.5
Total	61 926.4	100	19 802.8	100

Fuente: Maldonado (2012).

Imagen 4
Rutas de menor costo entre los parches principales
en la zona de Nueva Palestina



Fuente: Levy Tacher (2010).

El sistema silvopastoril Chol en el valle del río Tulijá. Los resultados que a continuación se describen se derivan de los avances de investigación del proyecto doctoral de la M. C. Genoveva Pignataro (Pignataro, 2014). En el valle del río Tulijá, municipio de Salto de Agua, Chiapas, México, la ganadería bovina es una de las principales actividades económicas practicadas por los ejidatarios choles, quienes han desarrollado una estrategia singular de manejo silvopastoril con sistemas ganaderos más diversos, al incorporar especies nativas e introducidas, con respecto de lo practicado por grupos mestizos o indígenas inmigrantes de la región. Los potreros del valle del Tulijá se caracterizan de manera visible en nivel del paisaje, por la presencia de gran cantidad de árboles, de más de 56 especies, con usos múltiples (leña, forrajeras, postes, tablas

o frutales) y una densidad promedio superior a los 360 ind/ha tomando en cuenta plántulas, juveniles y árboles adultos. Esta estrategia se basa en deshierbas frecuentes y selectivas de los árboles que se establecen espontáneamente en sus potreros. De esta manera, fomentan el crecimiento de una gran cantidad y variedad de árboles, que llegan a alcanzar un área basal promedio de 3.80 m²/ha. Las decisiones dependen del conocimiento y las necesidades de cada uno de los propietarios, quienes controlan la densidad de árboles presentes en el potrero cortando los juveniles indeseados y los deseados seniles, en la mayoría de los casos para su aprovechamiento como leña. Otra característica a tener en cuenta es que algunos potreros tienen más que 30 años de uso continuo y aún se mantienen productivos, incluso sin aplicación de fertilizantes. Destaca el hecho de que los rendimientos pecuarios son similares en los potreros arbolados y en aquellos donde los árboles fueron eliminados; en ambos, la carga animal promedio es de 2.63 (± 0.67) VA/ha. Con este manejo los campesinos choles logran complementar su economía familiar al generar diversos beneficios adicionales al aprovechamiento de sus potreros (sombra para el ganado, leña, madera para construcción, frutas y demás servicios ambientales) sin detrimento de la producción ganadera. Si bien en este tipo de potreros dominan los pastos nativos, esto no impide que la tasa de natalidad y el tamaño del hato sean similares entre los potreros con árboles y sin ellos.

Acciones locales y microrregionales

A partir de 1993 hemos venido realizando estudios ecológicos y etnobotánicos en la comunidad lacandona, gracias al apoyo de varias instituciones (Ecosur, INECC, Conanp, Conafor, Semarnat, US Fish and Wildlife Service, CBM). Si bien estas instituciones comparten el interés por la rehabilitación ecológica, fue bajo nuestra iniciativa y coordinación que hicieron a un lado algunas de sus reservas para trabajar de manera conjunta por un mismo objetivo y dentro de una región. Así, con la colaboración de estas instituciones y bajo la coordinación del Dr. Samuel I. Levy Tacher (Ecosur), en 2009 se llevó a cabo el primer proyecto de rehabilitación-restauración en la historia de la región, en una superficie de 80 ha, con la participación de 50 campesinos tseltales de

Imagen 5

Potreros de la comunidad de Suclunpa en el Valle de Tulija, Ocosingo, Chiapas



Foto: Genoveva Pignataro.

Nueva Palestina. Esta experiencia sirvió como ejemplo para el desarrollo del Programa Especial de la Selva Lacandona (PESL), el cual inició dos años después, así como otros proyectos de restauración en la región.

Otros de los actores importantes con los que hemos colaborado para implementar acciones de rehabilitación han sido las instituciones de investigación y enseñanza de la región (Universidad Tecnológica de la Selva, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Bachillerato Tecnológico Forestal y Colegio de Estudios Científicos y Tecnológicos del estado de Chiapas), en las cuales se han impartido talleres de capacitación e información, en español y en el idioma nativo (tzeltal y chol), dirigidos a los estudiantes, padres de familia y campesinos en general. Estas instituciones participaron en el diplomado “Capacitación de habitantes de Nueva Palestina Selva Lacandona, Chiapas en técnicas agroforestales para la rehabilitación ecológica”, impartido en 2014 en las instalaciones del Cecyt 25, con el financiamiento de FWS. Este proyecto

Imagen 6

Árboles en potreros de la etnia Ch'ol en Suclumpá, Valle de Tulijá, Chiapas



Foto: Genoveva Pignataro

educativo incluyó tres módulos, cada uno con una duración de 40 h (120 h en total) y acreditaron 24 estudiantes.

En las instalaciones del Cecyt 25, actualmente se cuenta con un vivero en operación con capacidad para producir 250 000 plántones/año, con la participación de más de 350 estudiantes en su producción, quienes con su participación cumplen, a la vez, con los requisitos de servicio social y prácticas pre-profesionales. Además, reciben un incentivo económico y un diploma de capacitación avalado por Ecosur. En la medida en que estos jóvenes ya capacitados puedan permanecer en sus comunidades, se habrá logrado el objetivo fundamental de construcción de capacidades locales para gestionar e implementar programas de rehabilitación y restauración, a través de los cuales ellos podrán participar en la toma de decisiones sobre sus recursos y territorios.

Los campesinos interesados en rehabilitar sus parcelas degradadas son los actores de mayor relevancia. En este proyecto participan grupos organizados

de campesinos de las reservas Selva Lacandona y Calakmul. En Nueva Palestina y Damasco de la Lacandona se han gestionado y establecido alrededor de 800 ha para restauración ecológica dentro del PESL, con la participación de alrededor de 350 campesinos. Por otro lado, en varias comunidades del municipio de Calakmul se viene trabajando en el uso persistente de los acahuales desde hace varios años, con apoyo de la reserva de la biosfera de Calakmul en colaboración con la Asociación Regional de Silvicultores (ARS) de Calakmul “Productores Forestales de Calakmul, A. C.”, integrada por 950 socios que pertenecen a 60 comunidades, y con el Bachillerato Tecnológico Forestal (CBTF) con 150 estudiantes. La mayoría de estas instituciones cuenta con convenios de colaboración con El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur).

Implicaciones legales

La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDES) (Conafor, 2003, 2005) obliga a sujetarse a un programa de manejo forestal una vez que la vegetación secundaria del acahual alcanza cierto desarrollo en su estructura (4 m²/ha de área basal y 15 árboles/ha con diámetro a la altura del pecho > 25 cm). Ante esta situación, y para evitar sanciones porque se carece de posibilidades económicas para implementar el manejo forestal requerido, los campesinos han impedido por muchos años que el acahual se convierta en selva, cortando y quemando estas áreas de vegetación secundaria para que sigan siendo consideradas bajo aprovechamiento agropecuario.

Las implicaciones de estas regulaciones para el manejo forestal, la conservación, la rehabilitación y la restauración ecológica, fueron evaluadas por nuestro equipo de trabajo (Román *et al.*, 2014) en la reserva de la biosfera de Calakmul, ubicada en la península de Yucatán. Nuestra investigación se basó en la evaluación de la estructura de la vegetación de 60 parcelas, las cuales incluyeron acahuales con 5 a 50 años de barbecho y vegetación madura (cronosecuencia). También se realizaron 12 talleres donde participaron 10 organizaciones (instituciones gubernamentales, sociedad civil y académicos) con el objetivo de identificar y precisar dichas inconsistencias y generar las recomendaciones para mejorar la LGDES y sus formas de regulación.

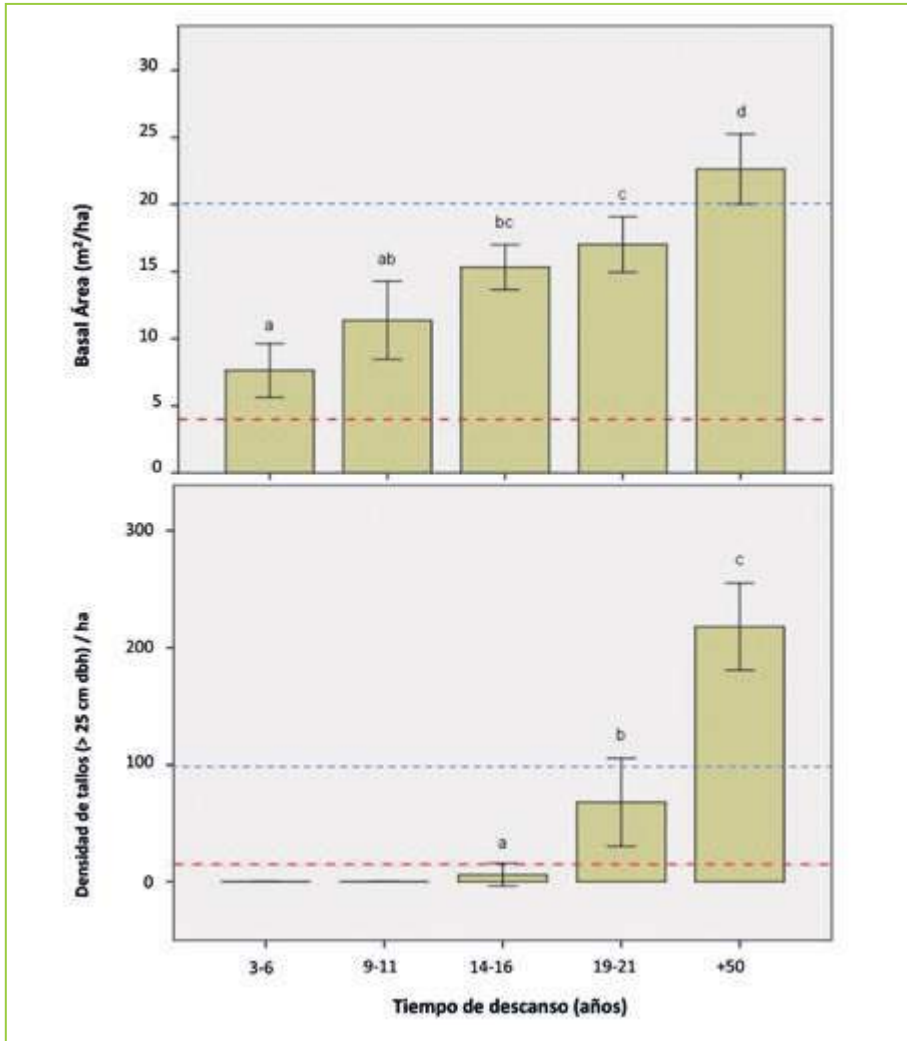
Nuestros resultados muestran que el límite mínimo de área basal ($4 \text{ m}^2/\text{ha}$) propuesto en la LGDES para definir la vegetación madura es muy bajo, pues inclusive los acahuales con cinco años de barbecho superan este valor (figura 2). También sugerimos que la vegetación madura se defina a partir de $20 \text{ m}^2/\text{ha}$ de área basal y que los árboles con $\text{DAP} > 25 \text{ cm}$ sumen más de $100 \text{ ind}/\text{ha}$ (imagen 2). Por otro lado, contamos con evidencias para argumentar que la aplicación de la LGDES a largo plazo puede contribuir a la deforestación y degradación de los acahuales, porque la frontera agropecuaria sigue avanzando en detrimento de la superficie de áreas de vegetación madura donde prosperan de manera exclusiva las especies sucesionales tardías, que se distinguen por su alto valor ecológico y económico.

En cuanto a los talleres, se concluyó lo siguiente: 1) el uso y manejo tradicional de la vegetación secundaria fueron ignorados en la LGDES, lo cual ocasiona que en la actualidad estas prácticas seculares sean ilegales; 2) se debe reconocer la importancia de la vegetación secundaria para la extracción de materiales forestales con demanda novedosa y creciente; 3) es necesario modificar los valores de referencia definidos por la LGDES para distinguir la vegetación madura de los acahuales, y basarse en el conocimiento ecológico científico, y 4) es necesario implementar mecanismos de compensación en el nivel regional que apoyen las acciones de restauración en áreas degradadas, con énfasis en las especies amenazadas de alto valor ecológico y económico.

Conclusiones

En nuestro caso, la meta final de las acciones de rehabilitación ecológica es la de mejorar los aspectos físicos, biológicos, socioeconómicos y culturales relacionados con los sistemas de producción agrícola, de los que depende la calidad de vida de quienes los practican, en particular de aquellos campesinos que habitan las zonas de amortiguamiento ecológico de las ANP. Estas acciones incluyen la integración de sistemas naturales y sistemas de producción en un mismo paisaje, lo que implica la recuperación de ecosistemas naturales y, cuando sea posible, el uso del CET para llevar a cabo la rehabilitación de los agroecosistemas dañados, degradados o destruidos. El diseño y ejecución de

Figura 2
Área basal y densidad de tallos en vegetación secundaria
de 5 a > 50 años de descanso al sureste de Yucatán



La línea punteada roja representa los valores de referencia actuales establecidos por la regulación de la LGDFS y la línea punteada azul representa los valores de referencia calculados con base en el estudio formal de la estructura de la vegetación. Las diferentes letras ubicadas encima de las barras de error en las gráficas indican diferencias estadísticas significativas (ANOVA, prueba de Tukey, $p < 0.05$).

Fuente: elaborado con base en Roman *et al.*, 2014; se utiliza bajo una licencia Creative Commons 3.0 (ccB43.0).

los proyectos de rehabilitación que estamos realizando pretenden menguar la presión hacia las áreas con vegetación madura a partir del aprovechamiento persistente de los agroecosistemas, para coadyuvar al buen funcionamiento de los ecosistemas y a la conservación de la biodiversidad como garantes de la provisión de los servicios múltiples de los ecosistemas, su persistencia y sus beneficios sociales. Sin embargo, aunque se han puesto a prueba muchos esquemas de intervención, hasta el momento los intentos de varias instituciones gubernamentales y ONG por llevar a cabo acciones de rehabilitación han sido poco fructíferos y limitados a escalas espaciales y temporales muy reducidas, debido, de manera importante, a la falta de vinculación de estas acciones con los intereses y necesidades de los propietarios de los recursos que se pretenden rehabilitar. Este obstáculo representa el reto que hay que superar y ante el cual hemos decidido desarrollar una serie de proyectos, algunos de ellos considerados en este capítulo, para construir el puente que permita la aplicación de acciones técnicas efectivas con duración más permanente que las previamente intentadas.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

El éxito restringido de las acciones sustentables de restauración y rehabilitación, en gran parte del país, es posible que dependa de las actitudes y prácticas paternalistas por parte de las instituciones de gobierno y ONG conservacionistas hacia los propietarios de los recursos naturales, la mayoría de ellos campesinos. En este escenario, ambas partes, campesinos e instituciones, han establecido un diálogo con un interés común: la obtención de recursos económicos como un fin, y como un medio las promesas de conservación. Así, esta actividad, la conservación, se ha convertido en un negocio redituable para pocos y como una ganancia exigua, pero constante para muchos de los campesinos que son beneficiados por programas relacionados con la conservación. Bajo estas circunstancias, recomendamos la inclusión y protagonismo de los campesinos en el diseño, elaboración y ejecución de los proyectos de restauración-rehabilitación en todos los niveles: local, federal e internacional. Asimismo, sería prioritario que los campesinos tuvieran una

mayor participación en la planeación y ejercicio de los recursos económicos destinados a la conservación, los cuales son manejados y ejercidos, principalmente, por las instituciones de gobierno y ONG conservacionistas.

Agradecimientos

A Ecosur y US Fish and Wildlife Service por proporcionar el apoyo financiero para llevar a cabo gran parte de las investigaciones incluidas en este capítulo. A Citlalli Mendoza Flores por su interés y apoyo en esta investigación.

Referencias bibliográficas

- Aguirre-Rivera, J. R. (1979), “Metodología para el registro del conocimiento empírico de los campesinos en relación con el uso de recursos naturales renovables”, Documento de Trabajo núm. 3, Salinas de Hidalgo, CRE-ZAS-CP.
- Bullock, J., J. Aronson, J. M. Rey Benayas, R. Pywell y A. Newton (2011), “Restoration of Ecosystem Services and Biodiversity”, *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 26, pp. 541–549.
- Challenger, A. y J. Soberón (2008), “Los ecosistemas terrestres”, en J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (eds.), *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*, México, Conabio, pp. 87-108.
- Cob, J. V. (2003), “Recursos genéticos forestales y etnobotánica en la región milpera de Yucatán, México”, tesis de maestría en Ciencias, Estado de México, Universidad Autónoma de Chapingo.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] (2010), *Patrimonio natural de México: cien casos de éxito*, México, Conabio.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2005), Reglamento de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, México, *Diario Oficial de la Federación* (21 de febrero) <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGDFS.pdf> (consultado el 12 de junio de 2013).

- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2003), Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, México, *Diario Oficial de la Federación* (25 de febrero), <<http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/259.pdf>> (consultado el 12 de junio de 2013).
- Douterlungne, D., E. Thomas y S. Levy-Tacher (2013), “Fast-growing Pioneer Tree Stands as a Rapid and Effective Strategy for Bracken Elimination in the Neotropics”, *Journal of Applied Ecology*, vol. 50, núm. 5, pp. 1257-1265.
- , S. Levy-Tacher, J. D. Golicher y F. Román (2010), “Applying Indigenous Knowledge to the Restoration of Degraded Tropical Rain Forest Dominated by Bracken”, *Restoration Ecology*, vol. 18, núm. 3, pp. 322-329.
- Durán-Fernández, A., J. R. Aguirre-Rivera, J. García-Pérez, S. Levy-Tacher y J. A. de-Nova Vázquez (en prensa), “Flora vascular preliminar de la comunidad lacandona de Nahá, Chiapas, México”, *Botanical Sciences*.
- Ellis, E. y L. Porter (2007), “Agroforestería en la selva maya: antiguas tradiciones y nuevos retos”, en A. González J., S. del Amo y F. Gurri (coords.), *Los nuevos retos de la agricultura: procesos de conversión y perspectivas*, México, Plaza y Valdés, pp. 213-242.
- Hernández X., E. y A. Ramos V. (1977), “Metodología para el estudio de agroecosistemas con persistencia de tecnología agrícola tradicional”, en E. Hernández X. (ed.), *Agroecosistemas de México: contribuciones a la enseñanza, la investigación y divulgación agrícola*, México, Colegio de Postgraduados, Chapingo, pp. 321-333.
- Instituto Nacional de Ecología [INE] (1998), *Consolidación y Fortalecimiento del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas*, México, INE.
- (1997), *Programa de Conservación de Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural*, México, INE.
- Levy Tacher, S. I. (2010), “Restauración de la conectividad del paisaje a partir del conocimiento ecológico tradicional maya en los poblados de Nueva Palestina y Plan de Ayutla, selva Lacandona, Rebima, Chiapas”, Informe final Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (APVA-R7RBMA09).

- Levy Tacher, S. (2000), “Sucesión causada por roza-tumba-quema en las selvas de Lacanhá, Chiapas”, tesis de doctorado en Ciencias, Estado de México, Colegio de Posgraduados.
- , I. Vleut, F. Román-Dañobeytia y J. Aronson (2015), “Natural Regeneration after Long-Term Bracken Fern Control with Balsa (*Ochroma pyramidale*) in the Neotropics”, *Forests*, núm. 6, pp. 2163-2177, doi: 10.3390/f6062163.
- , F. J. Román-Dañobeytia, D. Douterlungne, J. R. Aguirre-Rivera, S. T. Pérez-Chirinos, J. A. Zúñiga-Morales, J. A. Cruz-López, F. Esquinca-Cano y A. Sánche-González (2013), “Conocimiento ecológico tradicional maya y rehabilitación de selvas”, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*, vol. I, núm. 6, pp. 509-518.
- , N. Ramírez-Marcial, M. González-Espinoza y F. Román-Dañobeytia (2012), “Rehabilitación ecológica de áreas agropecuarias degradadas en la selva lacandona: una alternativa fincada en el conocimiento ecológico tradicional maya”, en Eduardo Bello Baltazar, Eduardo Naranjo Piñera y Remi Vandame (eds.), *Ensayos sobre innovación socio-ambiental, frontera sur de México*, pp. 248-258.
- , J. R. Aguirre, J. D. García y M. M. Martínez (2006), “Aspectos florísticos de Lacanhá Chansayab, selva Lacandona, Chiapas”, *Acta Botánica Mexicana*, núm. 77, pp. 69-98.
- y J. R. Aguirre (2005), “Successional Pathways Derived from Different Vegetation Use Patterns by Lacandon Mayan Indians”, *Journal of Sustainable Agriculture*, núm. 26, pp. 49-82.
- y J. D. Golicher (2004), “How Predictive is Traditional Ecological Knowledge? The Case of the Lacandon Maya Fallow Enrichment System”, *Interciencia*, núm. 29, pp. 496-503.
- , J. R. Aguirre R., M. M. Romero M. y A. Durán F. (2002), “Caracterización del uso tradicional de la flora espontánea en la comunidad lacandona de Lacanhá Chansayab, Chiapas, México”, *Interciencia*, vol. 27, núm. 10, pp. 512-520.

- Levy Tacher, S. y J. R. Aguirre R. (1999), “Conceptuación etnobotánica (experiencia de un estudio en la Lacandona)”, *Revista de Geografía Agrícola*, núm. 29, pp. 83-114.
- y C. B. Peña V. (1999), “Metabolitos secundarios y alelopatía”, *Acta Cient. Potos.*, vol. 14, núm. 1, pp. 36-65.
- Macario M., P. A. (2003), “Efecto del cambio en el uso del suelo sobre la selva y estrategias para el manejo sustentable de la vegetación secundaria en Quintana Roo”, tesis doctoral, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia/Universidad Autónoma de Yucatán.
- Maldonado F., C. (2012), “Caracterización preliminar del paisaje en el territorio de dos subcomunidades de la Comunidad Zona Lacandona: Nueva Palestina y Lacanjá Chansayab”, avances de investigación doctoral.
- Martínez, E., M. A. Sousa y C. H. Ramos-Álvarez (2001), *Flora de Calakmul. Listados florísticos de México*, México, Instituto de Biología/UNAM.
- Pignataro, G. (2014), “Caracterización del sistema silvopastoril Chol en el valle del río Tulijá”, avances de investigación doctoral.
- Román-Dañobeytia, F., S. Levy-Tacher, P. Macario-Mendoza y J. Zúñiga-Morales (2014), “Redefining Secondary Forests in the Mexican Forest Code: Implications for Management, Restoration, and Conservation”, *Forests*, núm. 5, pp. 978-991 .
- , J. Castellanos-Albores, S. I. Levy-Tacher, J. Aronson, N. Ramírez-Marcial y R. R. Rodrigues (2012a), “Responses of Transplanted Native Tree Species to Invasive Alien Grass Removals in an Abandoned Cattle Pasture in the Lacandon Region, Mexico”, *Tropical Conservation Science*, vol. 5, núm. 2, pp. 192-207.
- Román-Dañobeytia, F. J., S. I. Levy-Tacher, J. Aronson, R. R. Rodrigues y J. Castellanos-Albores (2012b), “Testing the Performance of Fourteen Native Tropical Tree Species in Two Abandoned Pastures of the Lacandon Rainforest Region of Chiapas, Mexico”, *Restoration Ecology*, vol. 20, núm. 3, pp. 378-386.
- Román-Dañobeytia, F., S. Levy Tacher, R. Perales, M. Ramírez, D. Douterlungne y M. López (2007), “Establecimiento de seis especies arbóreas nativas en un pastizal degradado en la selva Lacandona, Chiapas, México”, *Ecología Aplicada*, núm. 6, pp. 1-8.

- Schneider, L. C. (2006), "Invasive Species and Land-use: The Effect of Land Management Practices on Bracken Fern Invasion in the Region of Calakmul, Mexico", *Journal of Latin American Geography*, vol. 5, núm. 2, pp. 91-107.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group [SER] (2004), *The International Primer on Ecological Restoration*, <www.ser.org>, Tucson, Society for Ecological Restoration International.
- Suazo, I. (1998), "Aspectos ecológicos de la especie invasora *Pteridium aquilinum* L. Kuhn en una selva húmeda de la región de Chajul, Chiapas, México", tesis de doctorado, México, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor y S. Polasky (2002), "Agricultural Sustainability and Intensive Production Practices", *Nature*, núm. 418, pp. 671-677.
- Vleut, I., S. Levy-Tacher, F. De Boer, J. Galindo-González y N. Ramírez-Marcial (2013), "Can a Fast Growing Early Successional Tree (*Ochroma pyramidale*, *Malvaceae*) Accelerate Forest Succession?", *Journal of Tropical Ecology*, vol. 29, núm. 2, pp. 173-80.



selva estacional



Foto: Eliane Ceccon

Capítulo 14

Los límites sociales del manejo y la restauración de ecosistemas: una historia en Morelos

Consuelo Bonfil
cbonfil@gmail.com
Bruno Barrales-Alcalá

Pedro E. Mendoza-Hernández
Mayrén Alavez
Raúl García-Barrios

Abstract

In this chapter we describe the brief history, which started in 2003, of the Station for environmental restoration Barrancas del río Tembembe, in the lands of the indigenous community of Cuentepec, NW Morelos, Mexico. We describe the environmental and social work developed by a multidisciplinary team, and the problems faced. The area of the station was approximately 120 ha, and was dominated by degraded pastures, with patches of tropical dry forest and oak forest. The environmental diagnosis of the area was our first priority, followed by research on propagation and reintroduction of native species. This work allowed us to identify the main barriers for ecological restoration. Simultaneously, the history of the indigenous community was documented, as well as traditional knowledge about the territory and native species. A project on rain harvest was implemented in the village, where water access was severely limited, and research on productive agroforestry was also conducted. However, several conflicts, including those with nearby communities, lack of strong internal social institutions, the rise of regional violence and an unfavorable political context caused the closing of the station in 2012. We conclude that lack of strong communal institutions should be considered as an additional and relevant dimension of poverty, as well as the main barrier for ecological restoration, empowerment of indigenous communities and effective control of their territory.

Key words: environmental degradation, social conflicts, social institutions, poverty, restoration of degraded pastures.

Introducción

Tanto en México como en el estado de Morelos, el bosque tropical caducifolio (BTC) ha estado sometido a altas tasas de cambio de uso de suelo, debido principalmente a su transformación para uso ganadero y agrícola. Trejo y Dirzo (2000) estimaron que en Morelos la cobertura potencial de este tipo de vegetación era de alrededor de 57% del área estatal total, sin embargo, en 1989 esta cifra era apenas de 22%. Además, de los bosques tropicales que permanecían, sólo 17% correspondía a bosques maduros. En este contexto cobra especial relevancia la restauración ecológica de sitios degradados del BTC, y por ello la UNAM estableció, en la región conocida como glacis de Buenavista (noroeste de Morelos), la Estación de Restauración Barrancas del Río Tembembe (ERT), con el objetivo de realizar investigación sobre restauración ecológica y recuperar los servicios ambientales a través de la restauración de tierras degradadas por la ganadería.

El glacis de Buenavista, situado entre la actual ciudad de Cuernavaca y el sitio arqueológico de Xochicalco, es un gran abanico coluvial surcado por numerosas barrancas y barranquillas, que descienden en paralelo desde la sierra de Zempoala hasta la sierra de Xochicalco, atravesando un gradiente altitudinal importante, que ocasiona cambios en el clima y la vegetación. En la estación meteorológica de Ahuatenco, ubicada al norte de la ERT, se presenta un clima templado subhúmedo $Cb(w_2)(w)(i)g$, con una temperatura media anual de 17.5°C y una precipitación anual de 1 166 mm, mientras que en la de Cuentepec, ubicada al sur, se presenta un clima semicálido subhúmedo $A(C)w_0(w)w''(i)g$, con una precipitación anual de 961 mm y una temperatura media anual de 21.6°C. En la región se presenta una marcada estacionalidad de las lluvias, con una época seca de noviembre a mayo (Camacho, 2004). Los suelos se derivan tanto de rocas y cenizas volcánicas como de rocas calizas; los primeros predominan hacia el norte, en las cercanías de la Sierra de Zempoala y los segundos son más comunes hacia la parte sur de la región. De acuerdo con la Cetenal (1976a), se presentan los siguientes tipos de suelo: feozem háplico, acrisol húmico y rendzinas, y en menor medida vertisol pélico y feozem calcárico.

Esta región presenta una larga historia de asentamientos humanos. En ella tuvo un gran desarrollo el complejo ceremonial de Xochicalco entre los

años 700 y 900 de nuestra era, con una población estimada de entre 15 000 y 25 000 habitantes en su cúspide (De la Fuente *et al.*, 1995). En la actualidad hay numerosos poblados rurales en los alrededores, aunque sólo persiste el uso del náhuatl en la comunidad de Cuentepec. Al parecer, el aislamiento geográfico que mantuvo esta comunidad hasta hace pocas décadas, debido a la presencia de barrancas de la región, favoreció el mantenimiento de la lengua, la vestimenta y la cultura indígenas.

Se ha propuesto que la inestabilidad geomorfológica y edáfica natural de la región exigió de los pobladores prehispánicos una fuerte inversión de trabajo para construir y dar mantenimiento a una infraestructura que compensaba la transformación de los sistemas naturales. El tamaño poblacional y la intensidad de uso agrícola mantenían el paisaje en un equilibrio precario, y su degradación fue, en buena parte, resultado de la pérdida de este equilibrio cuando se redujo la población y con ello la capacidad de trabajo. La posterior introducción de ganado en la zona, que data de hace aproximadamente 400 años, condujo al paisaje a una trayectoria de degradación progresiva (Alavez, 2010). Todo lo anterior supone la conjunción de transición e inestabilidad en la vegetación, que dio lugar a mucha variación. Actualmente, los principales tipos de vegetación son el bosque tropical caducifolio, algunos parches de bosque de encino en las partes más altas y pastizales inducidos (Cetenal, 1976b). Los disturbios más frecuentes en los bosques remanentes son los incendios, que se escapan de los pastizales cercanos, el pastoreo por ganado vacuno y equino, y la extracción de leña.

Es en este contexto de degradación edáfica y de la vegetación que inician los primeros trabajos en la estación. Bonfil y colaboradores (2004) y Cecon y colaboradores (2008) han descrito algunos aspectos del origen y desarrollo inicial de la ERT y las investigaciones que ahí se desarrollaron; remitimos al lector interesado a estas obras para conocer cómo se dieron los contactos iniciales con la población de Cuentepec, los procesos de gestión para la creación de la estación y los primeros estudios e intervenciones. En este capítulo nos centraremos en las principales lecciones que arrojaron las investigaciones realizadas, y en las dificultades que los investigadores tuvieron que enfrentar a partir de 2010, y que dieron lugar a la infortunada terminación de la estación de restauración.

Los primeros trabajos

Las primeras experiencias de restauración en la zona consistieron en el establecimiento de plantaciones experimentales de especies arbóreas y en la caracterización de la vegetación del bosque secundario relativamente maduro y de la vegetación ribereña del río Tembembe (Piña, 2005; Camacho *et al.*, 2006). Éstas permitieron extraer varias enseñanzas importantes, a saber: *a*) la supervivencia de las plantas está muy determinada por las condiciones del suelo, *b*) hacia el final de la temporada seca los incendios inducidos son comunes y se propagan fácilmente a las parcelas experimentales, lo que compromete la supervivencia de las plantaciones de restauración, y *c*) la diversidad de especies nativas del BTC presente en los viveros estatales es muy baja, por lo que resultaba urgente realizar estudios de propagación que permitieran tanto avanzar en la restauración como ampliar el abanico de especies disponibles en los viveros regionales (Bonfil y Trejo, 2010).

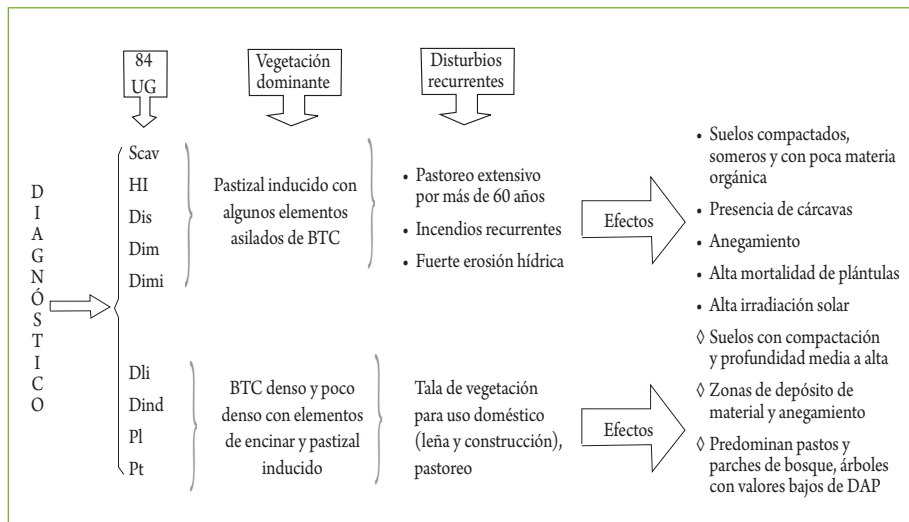
Con la finalidad de contar con una base de datos de la diversidad de especies de la región, se emprendió el estudio de la vegetación de la zona arqueológica de Xochicalco, en particular, un bosque regenerado después de que se realizó la exploración arqueológica y que ha sido protegido desde entonces (~60 años); este estudio nos permitió, además, contar con un ecosistema de referencia que guiara las acciones de restauración. Esta área se eligió porque en los alrededores de la estación no hay bosques conservados a los que se pueda acceder fácilmente, y la zona arqueológica reunía las características necesarias de accesibilidad, seguridad y cercanía a Cuentepec. Se estudiaron también otros dos sitios dentro del polígono de la zona arqueológica con disturbios recurrentes. En cada sitio se muestreó 0.1 ha siguiendo el método de Gentry (1982, 1988); como resultado se registraron 96 especies, 57 géneros y 30 familias. Este análisis nos permitió detectar algunas especies dominantes en el BTC conservado, entre las que destacan varias especies del género *Bursera*, que deberían incluirse en los planes de restauración. También nos permitió detectar que especies como *Pseudosmodingium perniciosum* y *Brahea dulcis* incrementan su dominancia en presencia de incendios recurrentes y pastoreo (Piña, 2005). Un estudio adicional de la lluvia de semillas en zonas con y sin exclusión de ganado permitió corroborar algunos de estos

resultados, así como establecer las fechas en que están disponibles los propágulos de las distintas especies que se podrían usar en la restauración (Cecon y Hernández, 2009).

El diagnóstico ambiental

Un estudio de gran interés fue la descripción de las unidades geomorfológicas, el suelo y la vegetación dominante en cada una. En poco más de 100 ha de terreno se reconocieron 84 unidades geomorfológicas, agrupadas en nueve clases topográficas (figura 1); la caracterización de la vegetación generó 13 unidades diferenciadas, que se distribuyeron en las distintas unidades geomorfológicas (García-Flores, 2008).

Figura 1
Diagrama que muestra el resultado del diagnóstico general de los terrenos de la Estación de Restauración Barrancas del río Tembembe



UG - unidades geomorfológicas, Sc - superficie cumbral, HI - hombro de ladera, DI- dorso de ladera (s-superior, m-medio, mi-medio-inferior, i-inferior, nd-no diferenciado), PI - pie de ladera, Pt - pared de twaleg, BTC - bosque tropical caducifolio.

Fuente: modificado de García-Flores, 2008.

Selva estacional

Los suelos, de origen volcánico, guardan una estrecha relación con el relieve y la cobertura vegetal. Destaca su alta compactación en las partes medias y altas de la ladera debido al sobrepastoreo de ganado; además, las pendientes contribuyen a que los suelos sean someros y a su pérdida por erosión hídrica (imagen 1). La mayor parte del área de la ERT presenta pastizales inducidos, y los parches remanentes de vegetación semi-conservada consisten de bosque tropical caducifolio (BTC), encinares dominados por *Quercus glaucoides* y asociaciones de BTC con *Juniperus*, así como vegetación ribereña en algunos tramos a lo largo del cauce del río Tembembe. La conjunción de todos estos factores permitió agrupar en seis grandes categorías a las 84 unidades naturales. A la vez, éstas se clasificaron en aquellas que debían ser restauradas y las destinadas a la conservación. En las primeras se distinguieron las categorías de restauración

Imagen 1
Panorámica de los terrenos de la Estación de Restauración



Los pastos dominan y la vegetación arbórea remanente se concentra en las partes bajas, más inaccesibles. Nótese las cárcavas generadas por la erosión en el extremo superior izquierdo. Foto: Consuelo Bonfil.

viable (45 unidades), las de viabilidad media (4) y baja (2), mientras que 33 unidades correspondían a la categoría de conservación (García-Flores, 2008).

Propagación de especies nativas

Debido a la escasa producción de especies nativas del BTC en los viveros forestales, una de las prioridades del proyecto fue la generación de protocolos y técnicas para propagar un mayor número de especies. En ese sentido, se aportó información relevante para la propagación de alrededor de 10 especies nativas, entre las que destacan las del género *Bursera*. El énfasis en dichas especies se debe a que suelen ser árboles dominantes o codominantes en bosques maduros, mientras que su abundancia disminuye en los sitios perturbados. Por ello, su reintroducción en sitios degradados puede contribuir a acelerar la sucesión. Sin embargo, en ese momento no existía información publicada sobre su propagación.

Los resultados de las investigaciones realizadas en torno de la propagación de especies de *Bursera* nos permitieron establecer las siguientes conclusiones: *a*) el porcentaje de germinación es muy bajo en varias especies, y en otras tiene valores medios. Esto se debe en buena medida a que una alta proporción de las semillas de muchas especies no tiene un embrión desarrollado. Los frutos con semillas “vanas” (*i. e.*, sin embrión), llamados partenocárpicos (Ramos-Ordoñez *et al.*, 2012), no se distinguen a simple vista de los que sí lo tienen, *b*) el endocarpo no es impermeable, ya que al contacto con el agua se produce la imbibición, *c*) la escarificación física no incrementa la germinación en la mayoría de las especies, *d*) la germinación de algunas especies se incrementa a temperatura fluctuante (18-32°C en periodos de 12/12h) respecto de una constante de 25°C (Healy, 2007; Bonfil *et al.*, 2008; Velázquez, 2011).

Debido a que en algunas especies la propagación por vía sexual no era posible, o sólo se obtenía un número muy limitado de plantas, se optó por estudiar la propagación vegetativa. Para propagar plantas de *Bursera* a partir de estacas, fue necesario contestar antes las siguientes preguntas: ¿cuándo es mejor coleccionar las ramas? ¿Qué tamaño de las estacas es adecuado para que se

produzcan las raíces? ¿Qué hormonas utilizar, y en qué concentraciones? La investigación realizada nos ha permitido propagar exitosamente varias especies, entre ellas *B. glabrifolia*, con la que se elaboran los populares alebrijes en Oaxaca, o *B. linanoe*, de la que se extraen aceites esenciales a partir de estacas pequeñas. Esto permite producir un número relativamente alto de plantas en poco tiempo (Bonfil *et al.*, 2007; Castellanos-Castro y Bonfil, 2013), lo que no es posible cuando se usan estacas más grandes, como las que tradicionalmente se utilizan para establecer cercas vivas (Zahawi, 2005).

Una vez propagadas las plantas, las siguientes preguntas relevantes fueron: ¿cuál es la supervivencia de las plantas en el campo? ¿Cómo se compara el desempeño de plantas propagadas por semillas y por estacas? Un primer trabajo mostró que la supervivencia de plantas producidas por estacas difiere entre especies, y que el efecto del sitio en la supervivencia es significativo; la menor supervivencia registrada en la ERT se debe a que, de los tres sitios probados, es el de menor calidad por la compactación del suelo y su alto contenido de arcillas (Castellanos-Castro y Bonfil, 2010). Al comparar el desempeño de plantas producidas por semillas y por estacas de dos especies (*B. copallifera* y *B. glabrifolia*), se encontró que no hay un método de propagación ni una especie con mejor desempeño en cualquier condición. Cuando hay una presencia importante de mamíferos pequeños (*i. e.*, en un bosque secundario), la herbivoría es una causa importante de mortalidad, y en ese caso es mejor usar estacas, ya que resisten mejor. Sin embargo, cuando la presencia de mamíferos pequeños no es importante (*i. e.*, en el pastizal), las plántulas de *B. copallifera* presentan mayor supervivencia que las estacas, mientras que en *B. glabrifolia* sigue siendo mayor la supervivencia de las estacas (Díaz-Martín, 2010).

Restablecimiento de la vegetación

Otros estudios de propagación y/o reintroducción de plantas en sitios perturbados fueron realizados con *Conzattia multiflora* (Tobón, 2005), *Acacia farnesiana* (Almazo-Rogel, 2008), *B. copallifera* (Barrales, 2009), *Quercus glaucooides* (Gómez-Cirilo, 2010), *Agave angustifolia* (Arias-Medellín, 2011) y

otras especies (Mendoza, 2012; Pérez-Hirata, 2012; Barrales, 2013). También se intentó establecer árboles de *Spondias purpurea* a partir de estacas grandes (Flores-Martínez, 2011). En conjunto, estos trabajos mostraron que, al igual que en otros bosques tropicales caducifolios, el estrés hídrico durante la temporada seca y la herbivoría de plántulas representan barreras importantes para la restauración (Vieira y Scariot, 2006). Además, destacaron que las condiciones del suelo en la ERT representan una restricción adicional, muy fuerte, para el restablecimiento de la vegetación. Esto nos llevó a analizar con más detalle la asociación entre el relieve y el suelo, y su efecto en el establecimiento de plantas de diversas especies.

El relieve influye en la naturaleza y la distribución de las propiedades de los suelos, muchas de las cuales se relacionan con el gradiente de la pendiente y con la posición particular que ocupan en la ladera; la comprensión de estos procesos geomorfológicos es esencial en la restauración ecológica de áreas degradadas (Godfrey y Martín-Duque, 2005). De las diferentes unidades topográficas presentes en la ERT destacan las denominadas hombro de ladera (zonas relativamente planas en la parte alta de la ladera), dorso de ladera (con una inclinación media de $\sim 20^\circ$) y pie de ladera. En un estudio que analizó las diferencias en el establecimiento de la vegetación arbórea en estas topofor- mas, los resultados mostraron una gran variación en la profundidad del suelo y sus horizontes entre las topofor- mas (imagen 1), y una supervivencia de las especies estrechamente asociada con las condiciones del suelo y el relieve (cuadro 1).

Aunque los suelos en la ladera son muy someros, y más profundos en el pie de ladera (figura 2), la gran acumulación de arcillas en este último crea condiciones de anoxia durante la temporada de lluvias, lo que se traduce en una supervivencia inicial global significativamente menor en esta topofor- ma (69.5%) que en el hombro y el dorso de ladera (81.2 y 79.5%, respectiva- mente). Hay además diferencias importantes entre especies, y la menor super- vivencia de *Ceiba aesculifolia* se debe a que es más sensible que *Eysenhardtia polystachia* y *Leucaena leucocephala* a los encharcamientos que se producen durante la temporada de lluvias en los suelos muy arcillosos (Ayala-García, 2008). La imagen 2 muestra el desarrollo de estas últimas dos especies cuatro años después de ser plantadas.

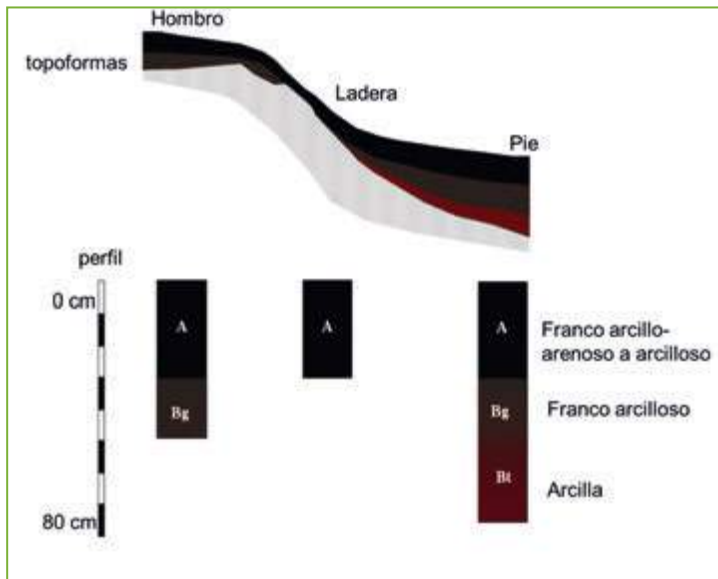
Cuadro 1
Supervivencia anual de tres especies introducidas
en tres unidades de ladera en la ERT

	Especie	Topoforma		
		Hombro	Dorso	Pie
<i>L. leucocephala</i>	86.07% ^a	92.90% ^a	85.40% ^b	79.45% ^b
<i>E. polystachia</i>	77.98% ^b	79.02% ^a	87.07% ^a	67.81% ^b
<i>C. aesculifolia</i>	59.14% ^c	65.22% ^a	56.63% ^a	54.88% ^a

En la primera columna se muestra la supervivencia global por especie, y en las siguientes la supervivencia en cada topoforma. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Fuente: elaboración propia.

Figura 2
Diagrama esquemático de las variaciones en el perfil del suelo
en las tres principales topoformas de la ERT



FAA – Franco arcillo arenoso, A – arcilloso FA-franco arcilloso.

Fuente: Ayala-García (2008).

Imagen 2

**Plantación experimental en el hombro de ladera de la ERT
a cuatro años de su establecimiento**



Foto: Bruno Barrales.

Barreras para la restauración

Los trabajos realizados en la ERT permitieron identificar las principales barreras para la regeneración natural y la supervivencia de las plantaciones de restauración, entre las que destacan:

- La baja disponibilidad de agua durante la temporada seca y el estrés hídrico que las plantas experimentan durante un periodo de alrededor de seis meses.
- Las condiciones de anoxia por estancamiento del agua, durante la temporada de lluvias, que resultan del alto contenido de arcillas del suelo.
- La fuerte compactación del suelo por el pisoteo del ganado, y su bajo contenido de algunos nutrientes, en especial el fósforo y el potasio.
- La fuerte erosión laminar y la presencia de cárcavas.
- La mortalidad causada por la herbivoría, tanto por mamíferos pequeños como por insectos.

- La alta frecuencia de incendios, provocados para favorecer el rebrote de los pastos.

A partir de estos resultados se empezó a investigar sobre el uso de técnicas para sobrepasar algunas de estas barreras e incrementar la supervivencia y el crecimiento de las plantaciones. Una de ellas es el uso de acolchados, que permiten reducir la evaporación y aumentar el contenido de agua del suelo (Blanco y Lindig, 2005; Barajas *et al.*, 2006). Otra es el uso de composta, que mejora la estructura del suelo y aumenta la disponibilidad de nutrientes. Para ello se realizó una plantación con tres especies (*Dodonaea viscosa*, *Leucaena leucocephala* y *Lysiloma divaricatum*); los resultados mostraron que la supervivencia aumentó con el uso de acolchados entre 17 y 31%, dependiendo de la especie, y que la composta tuvo efecto en el incremento del diámetro basal, en el crecimiento del vástago y la producción de raíces finas en *L. leucocephala* (Núñez y Bonfil, 2013). Estos resultados muestran que el uso de un acolchado plástico es recomendable, por su ya bajo costo y porque aumenta sensiblemente el éxito de la restauración. Por otro lado, es probable que la cantidad de composta empleada haya sido insuficiente y se requiere realizar estudios a mediano plazo, sobre todo en los sitios con suelos con estructura deficiente y/o bajo contenido de nutrientes para alcanzar conclusiones más sólidas.

Los conflictos regionales y la terminación de la Estación

Cuentepec, al igual que muchas otras comunidades indígenas de México, ha enfrentado conflictos por límites y propiedad de la tierra, y por acceso a los recursos, en especial el agua. A pesar de encontrarse en los márgenes de uno de los pocos ríos permanentes no contaminados del estado de Morelos, para obtenerla había que descender más de 100 m por una barranca y subirla a espaldas o con animales de carga (Paz, 2005; Alavez, 2010). Ante esta dificultad, el pueblo de Cuentepec firmó en 1953 un convenio con sus vecinos de Ahuatenco, municipio de Ocuilan, poblado situado al norte de Cuentepec. En este convenio se estableció que Ahuatenco proporcionaría agua a cambio de derechos de pastoreo en los terrenos de Cuentepec. Infortunadamente,

ni la cantidad de agua ni el área cubierta por los derechos quedaron claramente definidos, y ello puso en una situación de desventaja a Cuentepec. El agua pronto comenzó a declinar, hasta llegar a menos de 2 litros por segundo en época de secas, cantidad totalmente insuficiente para una población que pronto llegaría a crecer a más de 3 000 habitantes. De esta forma, gran parte de la población llegó a carecer de agua por meses. Más aún, este acuerdo entre los poblados permitió, ante cualquier desacuerdo en el manejo de las tierras, que las autoridades de Ahuatenco amenazaran creíblemente con cortar el suministro de agua. Mientras, el ganado de Ahuatenco invadió amplias superficies de Cuentepec. Actualmente, nadie sabe cuánto ganado de Ahuatenco pasta en ellos, y tampoco se sabe cuánto ganado tienen los ganaderos de Cuentepec, pero es evidente que una carga excesiva de ganado pasta libremente en los terrenos comunales, sin ningún control (Paz, 2005). Como hemos visto, el sobrepastoreo es causa de la degradación de los terrenos situados en la ERT y sus alrededores.

Este difícil escenario es, en buena parte, consecuencia de una organización comunitaria muy débil. En Cuentepec no existe un fuerte arraigo colectivo de la población hacia su territorio común, lo que se explica en parte por una larga historia de despojo, que inició poco después de la conquista del reino de Cuauhnáhuac y terminó con la población de Cuentepec concentrada en menos de 70 hectáreas en la época de la Revolución y fuertemente dependiente de sus relaciones clientelares con las haciendas y rancherías regionales (Alavez, 2010). Las autoridades ejidales y comunales, además, no tienen un poder real, emanado de un consenso fuerte y una organización social sólida y autónoma. Por lo mismo, tienen muy poca capacidad de ejecución de proyectos para mejorar las tierras colectivas, así como de sanción a los actos y conductas que atenten contra éstas. La pobreza, la falta de vida colectiva organizada y la falta de representación de los jóvenes en las asambleas comunales o ejidales, dificultan la acción colectiva para defender o mejorar su territorio.

A pesar de lo anterior, la ERT inició su vida en Cuentepec bajo muy buenos auspicios. Es importante señalar que se gestó debido a la invitación de un grupo de campesinos y muy pronto contó con la aprobación general de las autoridades locales, que participaron entusiastamente en diversas gestiones con sus pares municipales y federales. El papel de las dirigencias

agrarias locales también fue crucial en resolver algunos conflictos con las autoridades de Ocuilan, que inicialmente vieron con recelo el proyecto, pero dieron su aprobación tras negociaciones que duraron dos años. La población de Cuentepec también fue consultada a través de visitas a los hogares y en dos asambleas preparatorias, así como en una asamblea final con presencia de la autoridad agraria (a estas asambleas se les conoce como asambleas duras) y carácter resolutivo, realizada a finales de 2005. En dicha asamblea no sólo se aprobó la creación de la ERT y la cesión de las tierras en comodato a la UNAM por un periodo de 30 años, sino también el desarrollo de un amplio programa universitario de apoyo a la sustentabilidad comunitaria.

Este programa se tradujo en acciones diversas, tanto de investigación agroforestal productiva como de acompañamiento a la comunidad en la resolución de problemas concretos. Probablemente la acción más importante en este sentido fue el proyecto de cosecha de agua, cuyo propósito era satisfacer las necesidades de agua de la población indígena y evitar al mismo tiempo la adopción cultural de los sistemas de derroche hídrico que caracterizan a la sociedad moderna, lo que permitiría alcanzar la autonomía hídrica respecto de Ocuilan. Para ello, toda la población (aproximadamente 600 familias) participaría en la construcción de sistemas de captación de aguas pluviales, con capacidad de almacenamiento de 40 a 60 m³, así como de sistemas alternativos para la reducción del consumo y el tratamiento de aguas residuales.

Así se construyeron, tras un año de gestión de recursos y capacidades locales, 45 cisternas familiares y una escolar (con capacidad de captación y almacenamiento de 250 m³). Por desgracia, el proyecto se detuvo después, debido a una serie de intervenciones infortunadas de las autoridades del municipio de Temixco, quienes ante la escasez de agua, decidieron aprovechar la coyuntura política de una coincidencia partidaria (perredista) con Ocuilan y negociar un aumento en el flujo de agua hacia Cuentepec, a cambio de la ratificación del uso libre de los terrenos de pastoreo. Esta gestión política bien intencionada, pero poco dirigida a la sustentabilidad y la autonomía, permitió: *i*) construir un nuevo sistema de conducción del agua desde Ahuatenco, que dio empleos temporales a los cuentepecanos, *ii*) el incremento del flujo de agua, que ascendió inicialmente a 15 litros por segundo en promedio, pero pronto volvió a descender y ahora nuevamente está sujeto a fuertes fluctuaciones, y *iii*) que los

ganaderos de Ahuatenco reafirmaran de manera indefinida su poder sobre las tierras y destinos de Cuentepec. El ayuntamiento, además, decidió intervenir en la construcción de la mitad de las cisternas de captación de agua pluvial; en un arranque populista rompió los acuerdos de participación con la población, que originalmente obligaban a las familias a participar activamente en su construcción, y cedió los derechos de construcción a empresas sin los conocimientos ni capacidades necesarios, que cometieron errores graves en su construcción. Estos hechos obligaron a los investigadores de la UNAM a suspender el esfuerzo por lograr la independencia hídrica indígena, pues ya no era posible luchar contra la inercia política local y el clientelismo que conlleva.

Este hecho fue el prolegómeno de otros fenómenos que, al conjuntarse, provocaron el cierre definitivo de la ERT en 2012. El establecimiento de la ERT no fue un esfuerzo aislado, sino parte de un programa regional de rescate y restauración de barrancas y bosques en el norponiente de Morelos, que inició en 2001 y perduraría hasta 2010. Hacia 2007 dicho programa abarcaba varias localidades de las altas cuencas de los ríos Apatlaco y Tembembe, situadas entre las Lagunas de Zempoala en el norte, hasta el límite sur del glacis de Buenavista, que contiene las barrancas de Cuernavaca. En el programa participaban, además de la UNAM, numerosas comunidades rurales y urbanas y organizaciones sociales y públicas en una extensa red de intervención (García Barrios *et al.*, 2007).

Infortunadamente, también en ese año se cernían varias amenazas sobre la sustentabilidad regional. Una de las más importantes fue consecuencia de la crisis de la basura en Cuernavaca, ocurrida en octubre de 2006 tras el cierre forzado del tiradero a cielo abierto de Tetlama. Aprovechando la crisis, el nuevo alcalde de Cuernavaca, de afiliación panista, decidió privatizar el manejo de la basura y construir un relleno sanitario para dar servicio a toda la zona metropolitana (con más de 800 000 habitantes). Éste se situaría al poniente de la ciudad, en el corazón mismo de las barrancas de Cuernavaca. En respuesta, se desató un movimiento de resistencia ambientalista que se convertiría en un complejo conflicto regional de gran extensión y profundidad, con una duración de más de cuatro años y que concluiría con la construcción de un relleno en Loma de Mejía, mucho más pequeño que el planeado, y su cierre definitivo en 2010, junto con la desprivatización del servicio.

Esta situación tuvo un impacto directo sobre la ERT. En reacción al cierre forzado del tiradero de Tetlama y la crisis de la basura, y para evitar la dependencia política y económica que significaría para los gobiernos posteriores (no panistas) tener que usar el relleno de Loma de Mejía, el alcalde de Temixco decidió gestionar la construcción de un nuevo relleno en las tierras de Cuentepec. Para ello buscó a las autoridades indígenas y llegó a un acuerdo con ellas y con algunos miembros influyentes de la comunidad, por lo que se iniciaron las excavaciones en terrenos que, al igual que los de Loma de Mejía, eran muy poco aptos para este fin. Esto extendió el conflicto ambientalista al nuevo relleno, y varios investigadores de la UNAM que fueron consultados dieron un fallo negativo, por lo que el alcalde se vio obligado a abandonar la idea, y con ello, las promesas que había hecho a los habitantes influyentes de Cuentepec. Ello llevó a que responsabilizaran a los investigadores de la UNAM de la pérdida de los beneficios que recibirían y finalmente derivó en el retiro de su apoyo a la Estación de Restauración.

Más importante aún fue el aumento de la violencia regional en torno del conflicto de Loma de Mejía. Debido a la resistencia de varias comunidades, los accesos directos al relleno sanitario fueron cerrados, y tuvo que habilitarse una ruta por el noroeste de la ciudad de Cuernavaca. Esta ruta era también el acceso habitual a la ERT, y fue resistida por miembros del movimiento ambientalista, por lo que fue resguardada por la fuerza pública. Esto aumentó en gran medida el riesgo regional; en 2008 fue golpeado y abandonado por muerto en esa ruta un activista del movimiento ambiental, y fueron asesinados por la fuerza pública, en los terrenos inmediatos de la Estación, dos cazadores campesinos confundidos con “activistas armados”. El movimiento ambientalista había sido acusado para entonces, falsamente, de tener vínculos con la guerrilla. En este ambiente, el director del proyecto recibió fuertes amenazas, que lo obligaron a reducir su presencia en las comunidades.

Estos y otros sucesos semejantes, ocurridos en la región entre 2006 y 2010, contribuyeron a desgastar profundamente las posibilidades de continuar con el proyecto de restauración en Cuentepec. A estos hechos pronto se sumaron las consecuencias de las acciones de combate al crimen organizado implementadas durante el sexenio de Calderón, que aumentaron dramáticamente la inseguridad regional. El camino a la ERT se convirtió en una ruta de tráfico

Figura 3

Diagrama que muestra el desarrollo a lo largo del tiempo de los principales eventos y los trabajos realizados en torno del desarrollo comunitario en Cuentepec y la Estación de Restauración Ambiental Barrancas del río Tembembe



Fuente: elaboración propia.

de armas y drogas, y varios investigadores y estudiantes sufrieron ataques a su persona o propiedades. Finalmente, tras una reforestación de más de 30 ha realizada en la estación con recursos de la Conafor y la UNAM, en febrero de 2011 algunos ganaderos, muy probablemente de Ahuatenco, provocaron un incendio deliberado, que redujo a cenizas el trabajo realizado en la estación por numerosos estudiantes e investigadores a lo largo de casi ocho años.

La decisión de cerrar la Estación definitivamente se tomó en 2012, después de una asamblea general en la que los cuentepecanos se declararon incapaces de ofrecer seguridad al desarrollo de proyecto y de identificar y sancionar a los culpables del incendio. Esto mostró claramente que las condiciones originales bajo las que la comunidad había logrado atraer la cooperación de la UNAM ya no existían, y no era posible seguir trabajando con un acuerdo sólido que garantizara la viabilidad de la restauración y las condiciones mínimas de seguridad para quienes ahí trabajaban. El desarrollo de los principales eventos y los trabajos en torno a la ERT se esquematizan en la figura 3.

Conclusiones

La restauración ecológica es una práctica social extraordinaria y esperanzadora, en tanto se planteó como el trabajo que lleve a la recuperación de la capacidad de autorregeneración de los ecosistemas. Pero la breve historia que hemos contado aquí nos lleva a plantear una conclusión paradójica: la restauración ecológica en México requiere de una participación integrada y profunda de científicos y ciudadanos, pero esa participación, si es realmente amplia y profunda, y está guiada por una ética exigente, entrará en contradicción directa con las dinámicas económicas y políticas de facto, que son altamente destructivas de la sustentabilidad. Esto minará las posibilidades de la restauración, al colocarla en el ámbito de la lucha socioambiental. A diferencia de muchas otras experiencias de manejo y restauración de ecosistemas, la ERT no fue extraída ni aislada de la realidad nacional, y por lo mismo quedó sujeta a todas sus contradicciones. Los investigadores que la gestionaron decidieron, en los momentos cruciales, seguir un código de ética universitario que les impedía cerrar los ojos en aras de mantener el favor de ciertos poderes hacia la

Estación, y con ello permitir la violación de los Derechos Humanos de otras personas o grupos humanos.

En nuestro trabajo decidimos apartarnos de la visión o práctica que implicara a la restauración como preservación y reproducción del capital natural. Tal vez hubiésemos podido evitarnos algunos de los conflictos si hubiésemos “vendido” nuestro producto de esta manera, aumentando así el acceso a fuentes privadas/públicas de financiamiento y aumentando nuestro patronazgo en la comunidad. Sin embargo, también nos hubiera obligado a coludirnos con los intereses regionales de carácter oligopólico/oligárquico. El sustituir el concepto de naturaleza por el de capital natural, con frecuencia implica que la naturaleza y su preservación sean subsumidas bajo la lógica de la codicia especulativa, una lógica que avanza, penetra y descompone. En su camino cosifica la naturaleza y reintegra a los componentes de los ecosistemas como valores utilitarios sujetos a los vaivenes políticos y económicos, y externaliza los costos económicos y sociales, haciéndolos recaer sobre las personas con menos poder y más vulnerables. Y todo esto sin garantizar ningún tipo de éxito, como lo demostró en la región el programa de restauración del río Apatlaco, y en la Nación en su conjunto la política ambiental de las últimas décadas, condenada recientemente por el Tribunal Permanente de los Pueblos. La universidad pública no puede ni debe admitir que esto ocurra.

Referencias bibliográficas

- Alavez Vargas, M. (2010), “El paisaje histórico como referencia para la restauración ecológica de Cuentepec, una comunidad nahua de Morelos”, tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, México, UNAM.
- Almazo Rogel, A. (2008), “Efecto de la inoculación con *Rizhobium* en la sobrevivencia y el crecimiento iniciales de *Acacia farnesiana* en la Estación de Restauración Ecológica del río Tembembe en Morelos”, tesis, Cuernavaca, UAEM.
- Arias Medellín, L. A. (2011), “Ecología poblacional de *Agave angustifolia* en la región de Xochicalco, Morelos: evaluación de su potencial para la restauración ecológica”, tesis de maestría en Ciencias Biológicas, México, UNAM.

- Ayala García, J. F. (2008), “Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración Barranca del río Tembembe, Morelos”, tesis de maestría en Ciencias Biológicas, México, UNAM.
- Barajas Guzmán, M. G, J. Campo y V. L. Barradas (2006), “Soil Water, Nutrient Availability and Sapling Survival under Organic and Polyethylene Mulch in a Seasonally Dry Tropical Forest”, *Plant Soil*, núm. 287, pp. 347-357.
- Barrales Alcalá, B. A. (2013), “Evaluación de la utilidad de *Jatropha curcas* para la restauración ecológica de sitios perturbados en Morelos”, tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, México, Facultad de Ciencias/UNAM.
- (2009), “Establecimiento inicial de *Bursera copallifera* en tres sitios con diferente grado de perturbación”, tesis, México, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Blanco, G. A. y R. Lindig (2005), “Incorporating Restoration in Sustainable Forest Management: Using Pine-bark Mulch to Improve Native Species Management on Tephra Deposits”, *Restoration Ecology*, núm. 13, pp. 703-709.
- Bonfil, C. e I. Trejo (2010), “Plant Propagation and the Ecological Restoration of Mexican Tropical Deciduous Forests”, *Ecological Restoration*, núm. 28, pp. 369-376.
- , I. Cajero y R. Evans (2008), “Germinación de semillas de seis especies de *Bursera* del centro de México”, *Agrociencia*, núm. 42, pp. 827-834.
- , P. E. Mendoza-Hernández y J. A. Ulloa Nieto (2007), “Enraizamiento y producción de callos en estacas de siete especies del género *Bursera*”, *Agrociencia*, núm. 41, pp. 103-109.
- , I. Trejo y R. García-Barrios (2004), *The Experimental Station Barranca del río Tembembe for Ecological Restoration in NW Morelos*, Victoria, World Conference on Ecological Restoration.
- Camacho Rico, F. (2004), “Estructura y composición de la vegetación del fondo de la barranca del río Tembembe, Morelos, México”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.
- , I. Trejo-Vazquez y C. Bonfil (2006), “Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 78, pp. 17-31.

- Castellanos-Castro, C. y C. Bonfil (2013), "Propagation of Three *Bursera* Species from Cuttings", *Botanical Sciences*, núm. 91, pp. 217-224.
- y C. Bonfil (2011), "Propagación por estacas de algunos copales", *Programa Actores Sociales de la Flora Medicinal en México*, México, Instituto Nacional de Antropología e Historia (Serie Patrimonio Vivo 9).
- y C. Bonfil (2010), Establecimiento y crecimiento inicial de estacas de tres especies de *Bursera* Jacq. ex L.", *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, núm. 1, pp. 93-108.
- Cecon, E. y P. Hernández (2009), "Seed Rain Dynamics Following Disturbance Exclusion in a Secondary Tropical Dry Forest in Morelos, Mexico", *Revista de Biología Tropical*, núm. 57, pp. 257-269.
- , R. García-Barrios e I. Toledo (2008), "Estación de restauración ambiental del río Tembembe: lecciones aprendidas", en E. Cecon, I. Toledo y R. García-Barrios, *Memorias en extenso del IV Simposio Territorios y Sociedades en un Mundo en Cambio. Miradas Contrastadas en Iberoamericana*, Barcelona (en CD).
- Comisión de Estudios del Territorio Nacional [Cetenal] (1976a), *Carta Edafológica 1:50,000*, Cuernavaca, Cetenal.
- (1976b), *Carta de Uso de Suelo y Vegetación 1:50,000*, Cuernavaca, Cetenal.
- De la Fuente, B., S. Garza-Tarazona, N. González-Crespo, A. Leboef, M. León-Portilla y J. Wimer (1995), *La Acrópolis de Xochicalco*, Cuernavaca, Instituto de Cultura de Morelos.
- Díaz Martín, R. M. (2010), "Evaluación del desempeño de plántulas y estacas de dos especies de *Bursera* en la restauración de sitios perturbados del noroeste de Morelos", tesis de Maestría en Ciencias Biológicas/UNAM.
- Flores Martínez, E. (2011), "Aspectos biológicos e implicaciones sociales de la reproducción por estacas de *Spondias purpurea* en la estación de restauración ambiental Barrancas del río Tembembe, Morelos", tesis de Maestría en Ciencias Biológicas/UNAM.
- García Barrios, R., V. Díaz Hinojosa, L. Cortés Vázquez, G. Torres Godínez, J. Salazar Guzmán, F. Jaramillo Monroy, R. Morales Vázquez, G. Miranda García, J. L. Alquiciras Solís, C. Wiltshire Henríquez, D. Pineda Fernández, M. Tapia Uribe, G. Torres Gómez, C. Añorve Millán, J. M. Zaragoza

- Contreras, O. Pohle Morales y M. Garzón Zúñiga (2007), “Rescatando el Salto de San Antón: una historia reciente de construcción institucional”, *Economía Mexicana*, núm. XVI, pp. 307-336.
- García Flores, J. (2008), “Diagnóstico ambiental de las unidades naturales de la estación de restauración ecológica ‘Barrancas del río Tembembe’, con fines de restauración”, tesis de maestría en Ciencias Biológicas/UNAM.
- Gentry, A. H. (1988), “Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients”, *Annals of the Missouri Botanical Garden*, núm. 75, pp. 1-34.
- (1982), “Patterns of Neotropical Plant Species Diversity”, *Evolutionary Biology*, núm. 15, pp. 1-54.
- Godfrey, A. F. y J. F. Martín-Duque (2005), *The Role of Geosciences and Geomorphology in Restoration Ecology. The World Conference on Ecological Restoration. Conference Abstract*, Zaragoza.
- Gómez Cirilo, G. Y. (2010), “Establecimiento de plántulas de *Quercus glaucooides* en un pastizal degradado”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Healy, E. (2007), “Germination and Seed Viability of the Seasonally Dry Tropical Forest Tree *Bursera copallifera* and Other Common *Bursera* of Morelos, Mexico”, tesis de Maestría, Davis, Universidad de California.
- Hernández-Pérez, E., M. González-Espinosa, I. Trejo y C. Bonfil (2011), “Distribución del género *Bursera* en el estado de Morelos y su relación con el clima”, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, núm. 82, pp. 964-976.
- Mendoza Segovia, Y. A. (2012), “Efecto de la remoción del pasto en el establecimiento inicial de tres especies arbóreas en una salva baja degradada”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Núñez-Cruz, A. y C. Bonfil (2013), “Establecimiento inicial de tres especies del Bosque Tropical Seco en un pastizal degradado: efectos del uso de acolchado y composta”, *Agrociencia*, núm. 47, pp. 609-620.
- Paz, F. (2005), “Cuentepec, Morelos”, Reporte Técnico, Cuernavaca, CRIM/UNAM.
- Pérez Hirata, J. J. (2012), “Establecimiento de cuatro especies leñosas en un sitio degradado de bosque tropical caducifolio: efecto de las rocas como sitio seguro”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.

- Piña Covarrubias, E. (2005), “Análisis de la estructura y la composición de la selva baja caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, México”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Ramos-Ordoñez, M., M. C. Arizmendi y J. Márquez-Guzmán (2012), “The Fruit of *Bursera*: Structure, Maturation and Parthenocarpy”, *AoB Plantas*, pls127.
- Tobón Niefeldt, W. (2005), “Evaluación del crecimiento y establecimiento de plántulas de *Conzattia multiflora* para la restauración de las Selvas Bajas de Morelos”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Trejo, I. (1998), “Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo”, tesis de doctorado, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Trejo, I. y R. Dirzo (2000), “Deforestation of Seasonally Dry Tropical Forest: A National and Local Analysis in Mexico”, *Biological Conservation*, núm. 94, pp. 133-142.
- Velázquez Herrera, J. (2011), “Biología reproductiva de dos especies del género *Bursera*”, tesis, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Vieira, D. L. M. y A. Scariot (2006), “Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration”, *Restoration Ecology*, núm. 14, pp. 11-20.
- Zahawi, R. A. (2005), “Establishment and Growth of Living-fence Species: An Overlooked Tool for the Restoration of Degraded Areas in the Tropics”, *Restoration Ecology*, núm. 13, pp. 92-102.

Capítulo 15

La dimensión social de la restauración en bosques tropicales secos: diálogo de saberes con la organización no gubernamental Xuajin Me'Phaa en Guerrero

Eliane Ceccon

ececon61@gmail.com

Abstract

Although the degradation of natural ecosystems services affects the whole society, local communities surviving primary activities are the most affected. Because of this, recovery strategies depend on the involvement and active participation of these social groups. The region of La Montaña in Guerrero, has a high degradation level of vegetation and a low quality of health, education and quality of life. In this region, the NGO Xuajin Me'Phaa, A. C., was formalized in 2006 and is comprised of about 300 rural producers (124 are active producers of organic *Hibiscus sabdariffa* flowers). In 2008, the Regional Center for Multidisciplinary Research (CRIM in Spanish) of the National Autonomous University of Mexico began working with this cooperative in various projects of local and landscape restoration using the methodology of action research. First the state of degradation and fragmentation of the region was assessed in three different altitudes that describe the vegetation of the reference ecosystem. A next step was to characterize organic crops of hibiscus flower and consumption of natural resources, mainly fuelwood and used species. Productive restoration experiments were also set to evaluate the potential to produce ecosystem services of tree species. In 2013 the NGO obtained its own financing source to restore their cultural home gardens.

Key words: fuelwood, fragmentation, hibiscus flowers, reference system, *Leucaena macrophylla*.

Introducción

El grave deterioro de los ecosistemas de México y sus efectos en los distintos grupos sociales resaltan la necesidad de desarrollar estrategias de

conservación que puedan prevenir la reducción de la diversidad biológica, así como promover la restauración de los servicios ecosistémicos perdidos (Ramos, 2005; Ceccon, 2013; Ceccon *et al.*, 2015). A pesar de que la sociedad en su conjunto se ve perjudicada por la degradación de los servicios ecosistémicos, las comunidades más directamente afectadas son aquellas cuya subsistencia se basa en actividades primarias como la agropecuaria y la de recolección (Ramos, 2005). En este caso, la recuperación de estos servicios depende de estrategias distintas a la que se utilizan normalmente en los principios de la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER, 2004), ya que debe tener un enfoque interdisciplinario con una estrecha coordinación y cooperación con el grupo social afectado. Al mismo tiempo, es necesario establecer un diálogo de saberes con este grupo, en la búsqueda de un encuentro de seres diferenciados por la diversidad cultural, orientando el conocimiento hacia una sustentabilidad compartida¹ (Leff, 2002). Esto tiene como fin garantizar la salud del paisaje tanto natural como cultural y proveer beneficios económicos a mediano y largo plazos (Ceccon, 2013). Otro aspecto importante es que en México, gran parte de la investigación generada es financiada con recursos públicos, lo que le asigna una fuerte responsabilidad social (Pérez, 2011).

La Montaña de Guerrero es una región que abarca 19 municipios y aproximadamente 8701 km². Bollo-Manet y colaboradores (2014) evaluaron por medio de la superposición de 15 indicadores separados en tres grupos (problemas de gestión de los recursos naturales, modificación antrópica y nivel socioeconómico) el estado del medio ambiente de todo México en 2008. Para la región de La Montaña de Guerrero, encontraron que presentaba un estado inestable, lo que significa que se presentaban valores muy altos en los indicadores biofísicos, específicamente una alta degradación de la vegetación. Los indicadores sociales mostraban una alta degradación, en particular en el índice promedio de salud y educación y los asociados con la sobrepoblación y la calidad de vida. En esta región, las funciones socioeconómicas se degeneraron con

¹ La sustentabilidad compartida convoca a todos los actores sociales (gobierno, académicos, empresarios, campesinos, indígenas, ciudadanos) a un esfuerzo común en una operación de concertación y participación en la que se integren diferentes visiones.

la pérdida evidente en las funciones naturales de los ecosistemas y la presencia de intensos procesos de degradación que afectaron en gran medida el nivel y la calidad de vida de las poblaciones que dependen de ellos.

Los Me' Phaa son un grupo étnico indígena precolombino que habita la región de La Montaña (Martínez, 2008), considerada una de las zonas más pobres y menos desarrolladas en México; esta zona tienen un Índice de Desarrollo Humano (IDH) de alrededor de 3.2 (Morales-Hernández, 2006; Taniguchi, 2011), comparable con algunas áreas subsaharianas. De manera general, este grupo social no tiene acceso a los servicios de salud, escuelas, carreteras pavimentadas, telecomunicaciones, o electricidad, y su situación se ha visto agravada por el reciente aumento de la militarización, el conflicto social y la violencia (Hébert, 2006; Camacho, 2007).

La organización no gubernamental (ONG) Xuajin Me'Phaa, A. C., fue formalizada en febrero de 2006, su consejo directivo se integró por miembros elegidos por la comunidad y alrededor de 300 productores, de los cuales 124 son productores activos de jamaica orgánica. Aunque políticamente dos comunidades pertenecen al municipio de Ayutla de los Libres, que forma parte de la región conocida como "Costa Chica", regionalmente todas las comunidades forman parte de la región conocida como "La Montaña". En 2010, la Fundación Walmart de México la reconoció como su mejor proveedor social. Por su parte, el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM) de la Universidad Nacional Autónoma de México, empezó a trabajar en la zona en 2008, y en 2013 firmó un convenio para trabajar de manera conjunta con la ONG, en varios proyectos de restauración tanto locales como del paisaje de la zona.

En esta región, donde la supervivencia de la gente depende de paisajes que se encuentran degradados, el papel de la restauración productiva integrada a la producción sostenible tiene un papel decisivo para el futuro de los pobladores y del ecosistema. Por tanto, es urgente desarrollar e investigar estrategias que puedan integrar la conservación y la restauración en paisajes productivos, al lograr simultáneamente los objetivos de la conservación de la biodiversidad y los recursos naturales y la generación de bienes y servicios ambientales, aumentando la productividad agrícola y el bienestar humano.

La labor del grupo de investigadores asociados con el CRIM consiste en utilizar la metodología de investigación-acción, en este caso, las personas

de la comunidad de estudio participan como co-investigadores y socios de aprendizaje críticos de acuerdo con su contexto social, político, cultural, económico e histórico (McNiff, 2013). Se considera que con esta metodología los resultados de la investigación son más fiables y útiles para mejorar las condiciones de los servicios ecosistémicos y la productividad del área de estudio. Los campesinos son los protagonistas de la investigación, interactuando a lo largo del proceso de investigación a través del diseño, las acciones, las propuestas, entre otros aspectos (Alberich-Nistal, 2008). El objetivo final es que los participantes de la organización se apropien de las herramientas generadas por la investigación con su participación y desarrollen sus propios proyectos de restauración. El objetivo de este capítulo es presentar de manera resumida las estrategias de investigación utilizadas por el grupo del CRIM en la zona.

En primera instancia, se trató de diagnosticar el estado de degradación y fragmentación de la región usando herramientas del Sistema de Información Geográfica (SIG). Una vez ubicados los fragmentos, se realizó un estudio fitosociológico en tres diferentes altitudes a fin de describir la vegetación boscosa remanente para servir en parte también como ecosistema de referencia (SER, 2004). Un siguiente paso fue caracterizar los cultivos de jamaica orgánica (*Hibiscus sabdariffa*) con el fin de aumentar la sustentabilidad de estos sistemas y su capacidad de conexión en el paisaje. Otro aspecto importante fue caracterizar el consumo de los recursos naturales, principalmente leña, y conocer las especies más utilizadas para este fin. También se estableció un experimento de restauración productiva y se evaluó el potencial para producir servicios ecosistémicos de la especie arbórea plantada. Por último, se presentan los primeros resultados aplicados como resultado de estos casi seis años de trabajo en conjunto. En este camino, se concluye que el aprendizaje ha sido mutuo y próspero.

Descripción del sitio de estudio

El Municipio de Acatepec se encuentra entre los paralelos 17°00' y 17°22' de latitud norte y los meridianos 98°49' y 99°11' de longitud oeste; su altitud sobre el nivel del mar varía entre 300 y 2 600 m y ocupa 1% de la superficie del estado de Guerrero contando con 113 localidades y una población total de

28 525 habitantes (Inegi, 2010). El clima de la región es cálido y subhúmedo con lluvias en verano con total anual de precipitación de ~ 1 800 mm. La temporada de lluvias dura desde abril hasta noviembre, con mayores precipitaciones en septiembre (434 mm). La media anual de temperatura es de 25.7°C; mayo es el mes más cálido y enero el más frío (SMN, 2013). Este territorio es preponderantemente agrícola con una orografía mayormente accidentada, ya que el relieve montañoso ocupa 70% de la superficie total, 20% está compuesto por regiones semiplanas y sólo 10% por planicies. La vegetación es de selva baja caducifolia en las partes bajas y bosque de coníferas y encino en las partes altas (Miranda y Hernández, 1963).

Evaluación de la calidad del paisaje y fitosociología en los remanentes de bosque

En los paisajes, los ecosistemas pueden variar en su estructura, función y composición de especies. Para restaurar la funcionalidad de un paisaje es importante ver tanto el sistema completo como las partes que comprende, tanto en sus estructuras como en sus funciones (Forman y Gordon, 1986). En este estudio que comprendió un área total de 135 km², se buscó describir la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa que aún permanecen en el paisaje de tres microcuencas del municipio de Acatepec, y caracterizar la vegetación en tres altitudes, de los 520 a 2 600 m, para obtener información de la vegetación en los ecosistemas de referencia. La información generada fue básica y relevante para el diseño de futuros proyectos de restauración en el paisaje estudiado, el cual podría constituir un modelo para el desarrollo de proyectos del mismo tipo en otros paisajes de La Montaña, Guerrero.

Se encontró que el paisaje de las tres microcuencas se encuentra en estado de fragmentación. Una proporción importante de los fragmentos en la parte alta (arriba de 1 000 m) se encuentra bajo la influencia del efecto de borde por su forma irregular y pequeño tamaño (< 21 ha). La situación de los remanentes de vegetación de Selva Baja Subcaducifolia (por debajo de los 1 000 m) es crítica, ya que la mayoría de los fragmentos son muy reducidos (menores a 10 ha) y presentaron áreas sin dosel. La mayoría de los fragmentos se encuentra a

una distancia mayor a 1 km; por tanto, las especies con capacidades de dispersión inferiores a esta distancia serán las más severamente afectadas (figura 1; Borda-Niño, 2014).

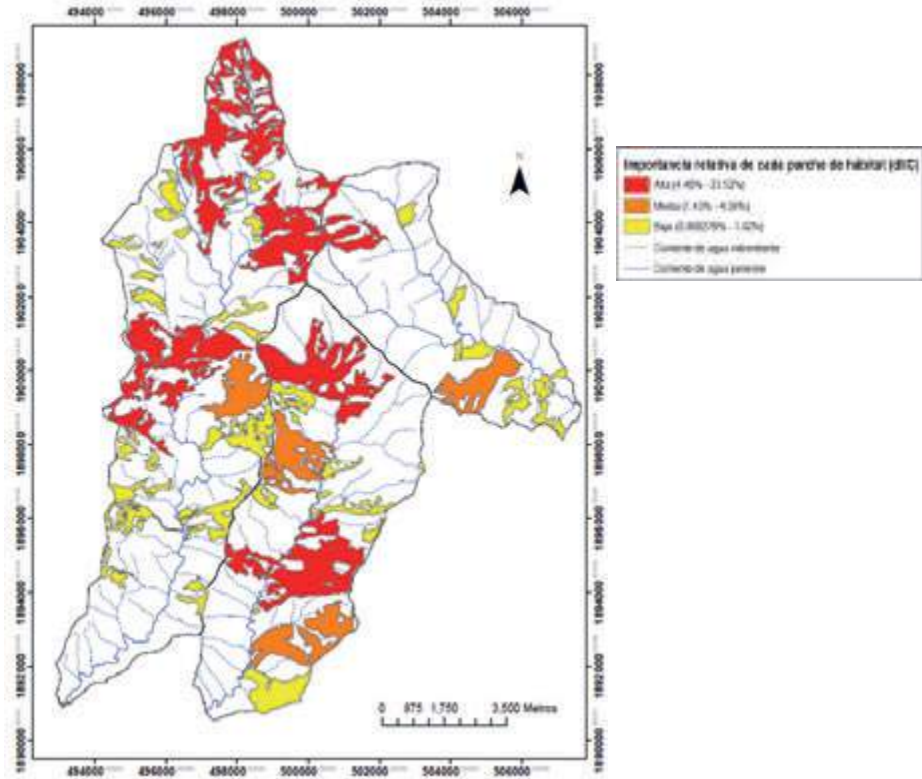
El análisis fitosociológico mostró que la vegetación nativa de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m) se constituye de bosques mixtos dominados por especies de afinidad Boreal de los géneros *Quercus* y *Pinus*. Las especies más importantes fueron *Quercus scytophylla*, *Q. obtusata*, *Q. elliptica*, *Pinus maximinoi*, *P. oocarpa* y *Clethra lanata*. Por otra parte, la vegetación nativa de las zonas de menor altitud (520 a 1 071 m) se constituyó de especies pertenecientes al tipo de vegetación Selva Baja Subcaducifolia. Las especies más importantes fueron *Pseudobombax ellipticum*, *Cochlospermum vitifolium*, *Spondias purpurea*, *Comocladia macrophylla* y *Q. glaucescens*. El Índice de Valor de Importancia Relativo permitió distinguir las especies más importantes en las comunidades vegetales analizadas y explorar su potencial en acciones de restauración (Borda-Niño, 2014).

Los remanentes de Bosque de Coníferas y Bosque de Encino de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m) mostraron una diversidad Alfa comparable con la de comunidades vegetales perturbadas por tala selectiva. La diversidad Alfa de los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia de las zonas de menor altitud (520 a 1 071 m) fueron comparables con la de una comunidad vegetal del mismo tipo con menos de 12 años de tiempo de sucesión (Borda-Niño, 2014).

Esquemas agroambientales: caracterización de los sistemas de jamaica orgánica

El reconocimiento de los impactos tanto ecológicos como ambientales de la agricultura intensiva y sus implicaciones agronómicas (Ceccon, 2008) ha llevado al desarrollo de alternativas agroecológicas para cambiar el paradigma de producción en las propiedades. El principal objetivo de los esquemas agroambientales es reparar algunos de los daños ambientales causados por la intensificación de la agricultura y asegurar una sustentabilidad futura en la agricultura con medidas direccionadas, así como mejorar las condiciones para la vida silvestre y los servicios ambientales (Vickery *et al.*, 2004). Un objetivo

Figura 1
Importancia relativa de cada parche de hábitat (dIIC)
en tres microcuencas del municipio de Acatepec, Guerrero



Fuente: Borda-Niño (2014).

importante con la implementación de este tipo de cambio, es mejorar el flujo de la fauna entre los fragmentos de bosques existentes; los fragmentos deben ser no sólo reservas potenciales de biodiversidad, sino también favorecer el movimiento de plantas y animales en la matriz agrícola (Perfecto *et al.*, 1996; McNeelly y Scherr, 2002). Una matriz permeable es por donde deben ocurrir las migraciones para evitar el proceso de extinciones locales en fragmentos aislados (Vandermeer y Perfecto, 2007).

La agroecología surge como una alternativa viable para aumentar la permeabilidad del paisaje, ya que es una ciencia que aplica los conceptos y principios

ecológicos en el diseño y manejo de los sistemas de producción de alimentos y conservación de recursos (Gliessman, 2008). Además, la agroecología está orientada principalmente al pequeño agricultor con escasos recursos económicos; esta ciencia plantea objetivos como la reducción de costos y aumento de beneficios; la mantención de la productividad a mediano y largo plazos; la conservación o regeneración de los recursos de suelo, agua y biodiversidad; y el rescate y conservación de los conocimientos de manejo y la autonomía de los beneficiarios en cuanto al acceso de insumos, alimentos y mercados (Astier, 2006).

En la región de estudio, la producción agroecológica de jamaica es la principal fuente de ingresos de casi la mitad (41.33%) de los productores que integran la ONG Xuajin Me'Phaa. Estos sistemas de producción pueden servir de puentes de conexión del paisaje y aumentar su permeabilidad. Por tanto, es necesario conocer el grado de sustentabilidad de este tipo de sistema con el fin de ofrecer alternativas para aumentar su rendimiento, sustentabilidad y capacidad de conexión del paisaje.

Para la caracterización detallada de los sistemas agrícolas de jamaica orgánica se realizaron 19 entrevistas estructuradas, además de observaciones en campo y documentación bibliográfica que se realizó en la zona de trabajo de la ONG Xuajin Me'Phaa. Con la información obtenida se identificaron los puntos críticos e indicadores específicos que influyen en el desempeño de los sistemas. Se identificaron los diferentes componentes biofísicos del sistema, el contexto socioambiental y las escalas espacial y temporal, los insumos requeridos y extraídos (entradas y salidas), las características socioeconómicas de los productores, y los niveles y tipo de organización.

En síntesis, se encontró que la variedad de jamaica más utilizada es la criolla y se siembra en policultivos que incluyen árboles frutales, leguminosas, calabaza, frijol, maíz, piña, entre otros. Tanto la preparación de la tierra como el corte de maleza son manuales. El cultivo se siembra en junio y se cosecha en diciembre y no se realiza ningún manejo de plagas. El manejo del terreno en la época de descanso es variado, hay productores que dejan descansar el terreno, otros siembran un bejuco rastrero que fija nitrógeno conocido como "nescafé" (*Mucuna deeringiana*) para usarlo como abono verde; algunos usan el espacio para el pastoreo y muy pocos realizan siembra de riego. El precio obtenido (70-90 pesos por kg de jamaica certificada) es mucho más alto que el de la jamaica

tradicional (30-45 pesos por kg). En Galicia-Gallardo (2015) se encuentra el análisis completo de sustentabilidad por el método MESMIS, comparado con el sistema convencional.

Búsqueda, consumo y calidad de especies nativas para leña

El uso no sostenible de leña en el país puede ser un factor de degradación a gran escala (Conafor, 2003). Además, las implicaciones sociales del uso de la leña son complejas; es posible asociar geográficamente niveles de pobreza y marginación con los focos rojos de utilización de leña (Masera *et al.*, 2003). En la mayoría de los casos, la leña es recolectada en los bosques sin incurrir en un costo económico para los usuarios, más allá del tiempo empleado en la recolección (Ghilardi *et al.*, 2009). Por tanto, para restaurar los servicios ecosistémicos de la región de estudio, incluyendo los de provisión de leña, fue importante saber cómo los agricultores realizan su búsqueda y conocer la cantidad de leña consumida, así como las especies que son más utilizadas por la población y su importancia ecológica, socioeconómica y cultural para integrarlas a los programas de restauración productiva (Chazdon, 2008; Ceccon, 2013).

La caminata por leña es parte de las actividades cotidianas de los campesinos de La Montaña. Para saber cómo realizaban estas caminatas, 12 de ellos aceptaron ir acompañados por un GPS que registraba su trayectoria en la colecta de leña cada 10 segundos, durante varios días. De este estudio, se pudo concluir que la búsqueda de leña es ineficiente según la distribución de Lévy, que contempla muchas caminatas cortas y pocas largas. En este estudio cada campesino tardó 45 minutos en promedio recorriendo 2 140 m y sus movimientos de búsqueda fueron totalmente al azar, lo que se debe probablemente a una escasez de recursos forestales. Si hubiera recursos suficientes, las búsquedas seguirían el modelo de Lévy. Por tanto, es necesario enriquecer y ampliar las áreas de vegetación para que sus búsquedas de leña sean más eficientes (Miramontes *et al.*, 2012).

Por otra parte, es importante conocer la percepción de los campesinos sobre las especies utilizadas para leña, identificar patrones y hábitos de consumo, los métodos utilizados en la extracción, así como usos adicionales al

de combustible. Esto implica involucrar a los habitantes para que a través de la combinación de su conocimiento empírico ancestral y la información científica se establezcan bases para un posterior proyecto de restauración productiva, con especies culturalmente aceptadas por la población.

Para el análisis de percepción se seleccionaron tres localidades (60 viviendas) que forman parte de la red con las que trabaja la ONG Xuajin Me'Phaa, A. C., y se encontraban en tres niveles altitudinales distintos: Agua Tordillo con 1 702 m (gran altitud), Lomatepec, 957 m (mediana altitud) y Nuevo Aguacate con 675 m (baja altitud). En cada vivienda se realizó una entrevista estructurada tomando como base la *Guía para encuestas de demanda, oferta y abastecimiento de combustibles de madera* de la FAO (2002) y se agregaron preguntas sobre uso y preferencias de especies leñosas, salud de las personas y percepción del impacto ambiental. Se utilizaron tres métodos para medir el consumo: la “estimación por declaración de usuario” dando libertad al entrevistado para determinar las unidades de tiempo y de volumen o masa de leña. Para la medición del “día promedio” se pidió al usuario del fogón (entrevistados del sexo femenino) que agruparan todo el combustible que usan en un día común. Se pesó la cantidad de leña y en un leño al azar se determinó el contenido de humedad; asimismo, se registró para cada caso la especie de la que se trataba. La “medición directa” se basó en el registro del consumo real de leña en las viviendas en un periodo determinado. Se identificó con una marca distintiva gran parte de la leña almacenada en cada vivienda y que estaba próxima a ser utilizada, según la declaración del entrevistado; de tal forma que se pudo realizar una rastreabilidad de la madera. Se pidió a los usuarios que solamente utilizaran la leña marcada y que no incrementaran su *stock* en un periodo de siete días o hasta el regreso del entrevistador y se midió la humedad de la madera. Una vez transcurrido el periodo de siete días, se regresó al sitio y se pesó la leña sobrante aproximadamente a la misma hora en que se hizo la primera medición para evitar una variabilidad en el contenido de humedad. Debido a los limitados recursos, sólo fue evaluado de esta manera 25% de los hogares entrevistados (15), es decir, cinco viviendas en cada una de las tres localidades. También se evaluó en laboratorio el valor energético de las 10 especies más mencionadas por la

población. Este valor se basó en las siguientes variables (originalmente en Purohit y Nautiyal, 1987):

$$IVE = \frac{\text{Poder calorífico (Kj/g)} \times \text{Densidad básica (g/c}^2\text{)}}{\text{Contenido de cenizas (g/g)} \times \text{Contenido de humedad (g/g)}}$$

Se encontró que la mayoría de los encuestados (97%) utilizó exclusivamente leña como combustible todos los días. Además de los usos y costumbres, el factor económico fue importante, ya que se encontró una relación positiva entre las personas que usan gas LP y fuentes de ingreso alternas a la agricultura, como la venta de productos no perecederos o de abarrotes. Por otra parte, se sabe que el método de extracción es un aspecto fundamental que puede determinar el grado de alteración en la dinámica de un bosque, siendo la extracción de un árbol vivo lo que mayor impacto produce (Furukawa *et al.*, 2011). El corte completo es el método de extracción más frecuente entre los entrevistados (47%). En cuanto a la percepción sobre la disponibilidad de leña, se encontraron grandes diferencias entre comunidades. El consumo diario per cápita promedio por el método de medición directa fue de 1.59 kg \pm 0.42 por día por persona (Salgado, 2015). Se encontró una gran variabilidad en términos de valor energético entre las especies para leña más apreciadas por los habitantes (tabla 1): *Quercus glaucescens* fue la especie con el mayor índice de valor energético (42.2) y fue encontrada en un rango altitudinal bajo (\approx 1035m), mientras que *Quercus obtusata* obtuvo el índice más bajo y fue encontrada en un rango latitudinal medio y alto (\approx 1249m y \approx 1774).

Evaluación de especies para la restauración productiva

La restauración productiva se refiere a la restauración de algunos elementos de la estructura y función del ecosistema original utilizando técnicas agroforestales y agroecológicas (Cecon, 2013). Los sitios bajo esta estrategia de restauración pueden servir como puntos de conexión en un paisaje altamente fragmentado, como es el caso de La Montaña (Borda-Niño, 2014). El primer proyecto de res-

Tabla 1
Índice de valor energético (IVE) por especie de las especies más apreciadas para leña en las comunidades en diferentes rango de altitud (alto: 1607 a 2606 m; medio: 1072 a 1606 m; bajo: 520 a 1071 m)

Especie	IVE (kj/cm ³)	Rango atitudinal
<i>Quercus glaucescens</i>	42.2	Bajo
<i>Quercus elliptica</i>	32.0	Medio/Alto
<i>Quercus magnolifolia</i>	30.7	Alto
<i>Quercus scytophylla</i>	25.7	Alto
<i>Quercus conspersa</i>	24.6	Bajo
<i>Lysiloma acapulcense</i>	22.4	Bajo
<i>Quercus candicans</i>	16.2	Alto
<i>Birsonima crasifolia</i>	8.2	Bajo
<i>Clethra lanata</i>	6.6	Alto
<i>Quercus obtusata</i>	6.3	Medio/Alto

Fuente: Salgado (2015).

tauración productiva fue con *Leucaena macrophylla*, que pertenece a la familia de la Mimosoideae. Este género tiene su centro de diversidad en México. En la selva baja caducifolia, *L. macrophylla* desarrolla troncos rectos y delgados que cuando alcanzan la luz se engrosan, llegando a ser dominantes (Zarate-Pedroche, 1994). *L. macrophylla* es una especie muy valorada por las comunidades de La Montaña porque proporciona madera, leña, alimento y forraje. Esta especie además tiene una alta facilidad de propagación, capacidad de fijación de nitrógeno y rápido crecimiento (Cervantes-Gutiérrez *et al.*, 2001). Sin embargo, existe poca información sobre el potencial de esta especie para proporcionar servicios ecosistémicos y su desempeño en sistemas agroforestal con maíz.

Un estudio evaluó las cualidades de *L. macrophylla* como árbol multi-propósito para sistemas agroforestales en su distribución original; específicamente, se evaluó la capacidad de *L. macrophylla* para aumentar la cantidad de ciertos nutrientes del suelo (análisis en proceso), su uso como leña y forraje mediante análisis de laboratorio, además de establecer un experimento de descomposición de hojarasca. Al mismo tiempo, se estableció un experimento de cuatro bloques (réplicas) de 900 m² cada uno, en un área de cultivos en descanso con señales de degradación. Cada bloque tenía cinco parcelas de 20 x 12 m que correspondía a cinco tratamientos. Al inicio del experimento

de productividad en el sistema agroforestal se analizaron, además del monocultivo de maíz *vs.* el cultivo en callejones y dos diferentes tipos de fertilización, quedando los tratamientos de la siguiente forma: monocultivo de maíz con fertilizante químico (N-P-K 100-30-50; T1), monocultivo de maíz con biofertilizante (75% químico + biofertilizante - AzoFer y MicorrizaFER, bacteria *Azospirillum brasilensis* + micorriza *Glomus intraradices*; T2), monocultivo de *L. macrophylla* (T3), cultivo mixto (*L. macrophylla* / maíz) con fertilizante químico (T4), y cultivo mixto con biofertilizante (T5). Después de dos años no se encontraron diferencias entre el fertilizante químico y el biofertilizante, por lo cual, a partir de entonces se continuó fertilizando sólo con el tratamiento de biofertilización y agregando biomasa de las hojas de *L. macrophylla* en los callejones de los cultivos mixtos. Finalmente, en el cuarto año se realizaron dos análisis complementarios, uno de herbivoría y otro de contenido de nitrógeno en el grano de maíz. Los resultados mostraron que las hojas de *L. macrophylla* poseen valores altos de nitrógeno y calcio; la descomposición de la hojarasca fue relativamente rápida (50% de la masa perdida en los primeros seis meses). A pesar de la baja densidad de la madera, esta especie presentó índice de valor de leña relativamente alto (2 594.65), lo que sugiere un alto potencial para leña. La cantidad de proteína y contenido de fibra digestible fueron altas y la digestibilidad *in vitro* fue adecuada para su uso como forraje. A pesar de que *L. macrophylla* mostró contenidos más altos de lignina que los ideales, tanto en hojas frescas como en la hojarasca, esto aparentemente no reduce de forma drástica su calidad global (velocidad de descomposición y digestibilidad *in vitro*). El uso de técnicas de manejo adecuadas como moler e incorporar la hojarasca al suelo, puede mitigar el efecto negativo de los altos contenidos de lignina. Por tanto, esta especie posee las características adecuadas para proporcionar una variedad de servicios a los ecosistemas en la que sea implantada a través de diferentes estrategias de restauración (más detalles en Hernández-Mouciño *et al.*, 2015). En la evaluación del cuarto año del sistema agroforestal, se realizó un análisis de la productividad global. El cultivo mixto fue más productivo (~10%) que el monocultivo, además, los primeros dos años presentaron significativamente menor producción que los dos subsecuentes. La herbivoría fue en general baja y no fue diferente entre tratamientos (monocultivo *vs.* cultivo mixto). Finalmente, no se encontraron

diferencias entre el cultivo mixto *vs.* monocultivo, en cuanto al contenido de N en los granos y hojas (más detalles en Hernández-Muciño, en preparación).

Discusión y conclusiones generales

El paisaje en La Montaña de Guerrero se caracteriza por la presencia de fragmentos pequeños y desconectados, principalmente en la parte baja, donde se encuentra la selva baja caducifolia. La diversidad Alfa de los remanentes en la parte alta son similares a aquellos que sufren de tala selectiva, y en la parte baja son similares a un bosque de 12 años de edad sucesional. Los estudios fitosociológicos revelan cuáles son las especies más importantes, sin embargo, como estos bosques sufren tala selectiva, pueden no representar la dominancia de especies del bosque original (*sensu* SER, 2004).

La producción orgánica de jamaica, además de ser mucho más rentable que la producción convencional, tiene actualmente un mercado asegurado. El metabolismo de la jamaica, considerado como C3, posibilita que esta especie pueda desarrollarse perfectamente en lugares con intensidad de luz moderada (Ramachandra-Reddy y Das, 1986). Los campesinos de la zona incluso ya acostumbran dejar árboles en medio a las plantaciones de jamaica. De este modo, este sistema agrícola abre varias posibilidades para aumentar la productividad de los cultivos orgánicos al implementar proyectos de restauración productiva con árboles fijadores de nitrógeno, así como aumentar los puntos de conexión del paisaje y ofrecer recursos como leña o forraje.

En la zona de estudio, casi todas las familias utilizan leña para cocinar y la mitad de los entrevistados mencionó que corta el árbol entero durante la colecta de leña. El consumo individual de leña es de 1.59 kg por día en promedio, el número total de habitantes en las tres poblaciones estudiadas fue de 1 837 personas. Por tanto, *grosso modo*, se puede calcular un consumo de 2 921 kg de biomasa por día en las tres poblaciones o 1 066 103 kg por año. Por ejemplo, una de las especies más utilizadas para leña en la zona de estudio, *Quercus magnoliaefolia*, produce, en términos de biomasa, un promedio de 226.8 ± 128.9 kg (promedio entre árboles de 10 a 31 cm, Gómez-Díaz *et al.* 2012). Como sólo cerca de la mitad de los entrevistados corta el árbol, implicaría que

se estarían cortando cerca de 2 350 árboles en estas tres comunidades por año. Es importante resaltar que estas tres comunidades sólo representan 5.60% de la población del municipio de Acatepec. El acercamiento no es muy preciso porque los habitantes usan varias especies, con diferentes biomasas. Sin embargo, este aproximado puede ofrecer una idea de la cantidad de árboles que se retira del bosque mediante tala selectiva. Los árboles cortados posiblemente se encuentren en su etapa reproductiva y estén ubicados en fragmentos pequeños; así, la tala de estos ejemplares puede aumentar el riesgo de mermar tanto la dinámica de su población como su diversidad genética. Conocer las especies más utilizadas para leña es sumamente necesario para implementar estudios de manejo y de restauración productiva de estas especies.

Los análisis del papel potencial de *L. macrophylla* para proveer servicios ecosistémicos mostró que esta especie tiene las cualidades necesarias para estar presente en proyectos de restauración productiva: sus hojas contienen altos valores de nitrógeno y calcio, y la descomposición de la hojarasca fue relativamente rápida. Su índice de valor energético fue relativamente alto, lo que le habilita para ser usada como leña. En términos de la calidad del forraje, la proteína y contenido de fibra digestible *in vitro* fueron altos y la digestibilidad adecuada. A pesar de haber presentado un porcentaje de ligninina más alto que el ideal, no reduce su calidad global como fuente de nutrientes, ya que se puede incorporar sus hojas al suelo, aumentando su velocidad de descomposición. Tras cuatro años de la implantación del sistema de cultivos en callejones, se encontró que la producción de grano, la relación de equivalencia de la tierra y el nitrógeno en grano difirieron significativamente, indicando una mayor productividad en cultivo mixto *vs.* monocultivo, probablemente debido a la calidad de la materia orgánica que provino de *L. macrophylla*.

Además de los procesos de investigación utilizados, como entrevistas y reuniones con miembros de la cooperativa y su participación en la realización de experimentos, el grupo de investigación expone anualmente para los 33 miembros de la ONG los avances de la investigación y recibe su retroalimentación, lo que ha ayudado mucho en la creación de nuevos proyectos. La investigación ha avanzado de manera considerable, sin embargo, es necesario probar mucho más especies en diferentes estrategias e incrementar la investigación desde el punto de vista socioeconómico.

La restauración realizada por la organización Xuajin Me'Phaa, A. C.

En 2013, la Cooperativa Xuajin Me'Phaa, A. C., logró su propio financiamiento para realizar la restauración en la práctica. El proyecto “YA'HO: *Traspatio Cultural Me'Phaa como base para la Sustentabilidad Alimentaria en La Montaña*” obtuvo financiamiento de la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI). Este proyecto pretende producir de forma orgánica, en la parte trasera de las residencias de los campesinos, alimentos culturalmente apreciados que generen una autosustentabilidad alimentaria y que optimicen la generación de bienes y servicios ecosistémicos a largo plazo. Se ha planteado la introducción de alrededor de 40 especies de plantas en tres fases. En relación con la crianza de animales, se espera obtener rendimientos en las dos primeras etapas. Hasta el momento se han restaurado 400 traspatios (Xuajin Me'Phaa, A. C., 2012).

Lecciones aprendidas

Es importante considerar que los fragmentos de vegetación nativa en el paisaje de las tres microcuencas, independientemente de su pequeño tamaño y nivel alto de perturbación, son particularmente importantes, porque son los únicos ejemplos que quedan de la vegetación original. Estos fragmentos pueden funcionar como áreas de resguardo de plantas en riesgo de extinción; además, contienen especies nativas que podrían ser fuente de propágulos para aumentar la permeabilidad de la matriz del paisaje. La restauración de estos fragmentos tanto a través de su enriquecimiento, establecimiento de conexiones por biocorredores o a través de una matriz más permeable, podría generar un beneficio directo a los habitantes y al paisaje.

A pesar de que las ganancias de los productores orgánicos de jamaica son altas, el rendimiento por área está abajo de un valor óptimo esperado. Por tanto, urge investigar sistemas de producción orgánica que aumenten la productividad de la jamaica e incrementen la conectividad del paisaje. Por ejemplo, *Leucaena macrophylla* presenta un gran potencial para actividades de

Imagen 1
Traspatio Me'Phaa



Foto: Eliane Ceccon.

restauración. La ONG Xuajin Me'Phaa está usando el conocimiento generado por la investigación y adaptándolo a sus condiciones y necesidades a través de su proyecto de restauración de los traspatios culturales, es un clásico ejemplo de lo que se puede llamar de co-manejo adaptativo. El trabajo de una organización no gubernamental con académicos puede ser muy provechosa desde que ocurre a partir de un diálogo de saberes y amplia colaboración y entusiasmo.

Agradecimientos

Agradezco a mis tesisistas Diego Hernández-Muciño, Mónica Borda-Niño, Omar Salgado, Paola Galicia-Gallardo, por su inestimable aporte a este trabajo. También agradezco a los proyectos PAPIIT IN105015, IN300615 por el apoyo financiero.

Referencias bibliográficas

- Alberich-Nistal, T. (2008), “Lap, redes y mapas sociales: desde la investigación a la intervención social”, *Portularia*, vol. 8, núm. 1, p. 17.
- Astier, M. (2006), “Medición de la sustentabilidad en sistemas agroecológicos”, *Acta del VII Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica*, Zaragoza.
- Bollo-Manent, M., J. R. H. Santana y A. P. M. Linares (2014), “The State of the Environment in Mexico”, *Central European Journal of Geosciences*, vol. 6, núm. 2, pp. 219-228.
- Borda-Niño, M. (2014), “Distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa a nivel de Microcuenca en un sector del municipio de Acatepec (estado de Guerrero): implicaciones en actividades de restauración a nivel de paisaje”, tesis de Maestría, CIGA, UNAM.
- Camacho, Z. (2007), “Montaña de Guerrero: pobreza y militarización”, *Revista Contralínea* vol. 5, núm. 70, <http://www.contralinea.com.mx/archivo/2007/enero/htm/montana_guerrero_militares.htm> (consultado el 9 de septiembre de 2011).
- Ceccon, E. (2013), *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*, México, CRIM/UNAM, Díaz de Santos.
- Ceccon, E. (2008), “La revolución verde. Tragedia en dos actos”, *Ciencias*, vol. 1, núm. 91, pp. 21-29.
- Ceccon, E., J. I. Barrera-Cataño, J. Aronson y C. Martínez-Garza (2015), “The Socioecological Complexity of Ecological Restoration in Mexico”, *Restoration Ecology*, vol. 23, núm. 4, pp. 331-336.

- Cervantes-Gutiérrez, V., M. López-González, N. Salas-Navas y G. Hernández-Cárdenas (2001), *Técnicas para propagar especies nativas de selvas bajas caducifolias y criterios para establecer áreas de reforestación*, Ciudad de México, Las prensas de Ciencias, UNAM.
- Chazdon, R. L. (2008), “Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands”, *Science*, vol. 320, núm. 5882, pp. 1458-1460.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2003), *Cambios de uso de suelo a nivel nacional de 1993- 2002. Series II y III*, México, Gerencia de Geomática.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C. S. Holling y B. Walker (2002), “Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations”, *Ambio*, núm. 31, pp. 437-440.
- Forman, R. T. T. y M. Gordon (1986), *Landscape Ecology*, Nueva York, John Wiley & Sons.
- Furukawa, T., K. Fujiwara, S. K. Kiboi y P. B. C. Mutiso (2011), “Threshold Change in Forest Understory Vegetation as a Result of Selective Fuelwood Extraction in Nairobi, Kenya”, *Forest Ecology and Management*, vol. 262, núm. 6, pp. 962-969.
- Galicia-Gallardo, P. (2015), “Evaluación de la sustentabilidad en el manejo de un agroecosistema de jamaica orgánica (*Hibiscus sabdariffa*) en la organización no gubernamental Xuajin Me 'Phaa en el Estado de Guerrero”, tesis de maestría, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Ghilardi, A., G. Guerrero y O. Masera (2009), “A GIS-based Methodology for Highlighting Fuelwood Supply/Demand Imbalances at the Local Level: A Case Study for Central Mexico”, *Biomass and Bioenergy*, vol. 33, núm. 6, pp. 957-972.
- Gliessman, S. R. (2008), “Agroecological Foundations for Designing Sustainable Coffee Agroecosystems”, en C. M. Bacon, V. E. Mendez, S. R. Gliessman, D. Goodman y J. A. Fox (eds.), *Confronting the Coffee Crisis: Fair Trade, Sustainable Livelihoods and Ecosystems in Mexico and Central America*, Cambridge, MIT, pp. 27-42.
- Gómez-Díaz, J. D., J. D. Etchevers-Barra, A. I. Monterrosos-Rivas, J. Campo-Alvez y J. A. Tinoco-Rueda (2011), “Ecuaciones alométricas para

- estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia*”, *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol. 17, núm. 2, pp. 261-272.
- Hébert, M. (2006), “Ni la guerre, ni la paix: campagnes de ‘stabilisation’ et violence structurelle chez les tlapanéques de La Montaña du Guerrero (México)”, *Anthropologica*, vol. 48, núm. 1, pp. 29-42.
- Hernández-Muciño, D., E. Sosa-Montes y E. Ceccon (2015), “*Leucaena macrophylla*: An Ecosystem Services provider?”, *Agroforestry Systems*, núm. 89, pp. 163-174.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010), *Censo de Población y Vivienda 2010*, Aguascalientes, Inegi.
- Leff, E. (2002), *Saber ambiental: sustentabilidad, racionalidad, complejidad, poder*, México, Siglo XXI.
- Martínez, M. O. (2008), “La Montaña de Guerrero: una redefinición”, *Oxtotlán: Itinerancias Antropológicas*, núm. 2, febrero.
- Masera, O. R., R. Drigo y M. A. Trossero (2003), *Woodfuels Integrated Supply/demand Overview Mapping. WISDOM. A Methodological Approach for Assessing Woodfuel Sustainability and Supporting Wood Energy Planning*, SIDALC - Alianza de Servicios de Información Agropecuaria.
- McNeelly, J. A. y S. J. Scherr (2002), *Ecoagriculture: Strategies to Feed the World and to Save Wild Biodiversity*, Washington, Island Press.
- McNiff, J. (2013), *Action Research. Principles and Practice*, Londres, Routledge.
- Miramontes, O., O. DeSouza, D. Hernández y E. Ceccon (2012), “Non-Lévy Mobility Patterns of Mexican Me’Phaa Peasants Searching for Fuel Wood”, *Human Ecology*, vol. 40, núm. 2, pp. 167-174.
- Miranda, F. y X. E. Hernández (1963), “Los tipos de vegetación de México y su clasificación”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 28, pp. 29-179.
- Morales-Hernández, R. (2006), “Remesas familiares y condiciones de vida en el contexto de la migración guerrerense hacia los Estados Unidos de América”, tesis de doctorado, Universidad Autónoma de Guerrero.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] (2002), *Guía para encuestas de demanda, oferta y abastecimiento de combustibles de madera. Programa de manejo forestal sostenible*, Roma, FAO.

- Pérez, M. (2011), “Necesidades de información para el manejo de los socio-ecosistemas en la región Chamela-Cuixmala, Jalisco”, tesis de maestría en Ciencias Biológicas, Centro de Investigación en Ecosistemas/UNAM.
- Perfecto, I., R. A. Rice, R. Greenberg y M. E. Van der Voort (1996), “Shade Coffee: A Disappearing Refuge for Biodiversity”, *BioScience*, vol. 46, núm. 8, pp. 598-608.
- Purohit, A. N. y A. R. Nautiyal (1987), “Fuelwood Value Index of Indian Mountain Tree Species”, *International Tree Crops Journal*, vol. 4, núms. 2-3, pp. 177-182.
- Ramachandra-Reddy, A. y V. S. R. Das (1986), “Correlation between Biomass Production and Net Photosynthetic Rates and Kinetic Properties of RuBP Carboxylase in Certain C₃ Plants”, *Biomass*, vol. 10, núm. 2, pp. 157-164.
- Ramos, M. (2005), “La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica”, en O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara (eds.), *Temas sobre restauración ecológica*, México, Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat), pp. 31-45.
- Salgado, O. (2015), “Caracterización del uso y calidad de especies nativas para leña en comunidades de Acatepec, Guerrero con fines de restauración”, tesis de maestría, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Servicio Meteorológico Nacional [SMN] (2013), *Reporte Anual 2013*, Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional. <<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/analisis/reporte/Anual2013.pdf>> (consultado el 25 de octubre de 2014).
- Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group [SER] (2004), *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*, <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/spanish.pdf>>.
- Taniguchi, H. (2011), “Guerrero tiene municipios tan pobres como algunos países de África”, CNN México, <<http://mexico.cnn.com/nacional/2011/01/30/guerrero-tiene-municipios-tan-pobres-como-algunospaises-de-africa>> (consultado el 20 de septiembre de 2011).
- Vandermeer, J. e I. Perfecto (2007), “The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation”, *Conservation Biology*, vol. 21, núm. 1, pp. 274-277.

- Vickery, J. A., R. B. Bradbury, I. G. Henderson, M. A. Eaton y P. V. Grice (2004), "The Role of Agri-environment Schemes and Farm Management Practices in Reversing the Decline of Farmland Birds in England", *Biological Conservation*, núm. 119, pp. 19-39.
- Xuajin Me'Phaa, A. C. (2012), "Proyecto YA'HO Traspasio Cultural Me'Phaa como base para la Sustentabilidad Alimentaria en La Montaña", manuscrito.
- Zárate-Pedroche, S. (1994), "Revision of the genus *Leucaena* in Mexico", *Anales del Instituto de Biología*, Serie Botánica, vol. 65, núm. 2, pp. 83-162.

Capítulo 16

Restauración de poblaciones de invertebrados e interacciones bióticas en selvas estacionales de Jalisco y Morelos

Ek del Val
ekdelval@cieco.unam.mx
Karina Boege

Cristina Martínez-Garza
Iris Juan-Baeza
Lizeth Solis

Abstract

Land use change in tropical dry forests has been dramatic in recent years, and less than 35% of these ecosystems remain in a good condition in Mexico. Strategies to restore them have been under debate, since some studies argue that fencing against cattle is sufficient to promote secondary succession. However, other studies contend for a faster recovery using restoration plantings. We evaluated three restoration experiences in Mexican tropical dry forests to investigate if lepidopteran communities and herbivory are reestablished after restoration actions. In Chamela, Jalisco we compared herbivory rates in two tropical trees (*Apoplansia paniculata* and *Heliocarpus pallidus*) in a restored *vs.* a successional site, and found no differences in leaf area removed by herbivores. In Sierra de Huautla, Morelos we compared herbivory rates in two tropical trees (*Heliocarpus pallidus* and *Ipomoea welcothiana*) in enriched *vs.* successional habitats finding greater herbivory rates in enriched habitats. Lepidopteran larvae abundance and richness were similar between habitats but species composition was different in Chamela. In Sierra de Huautla, lepidopteran larvae richness was similar between habitats but abundance was higher at enriched habitats and species composition was also different between sites. In the third experience in Chamela, with three restoration treatments: planting with plastic mulching, planting with clearing and just planting, the restoration treatment appears to be indistinctive to Lepidopterans since there were no differences in richness or abundance between treatments. These experiences show that restoration in tropical dry forests is possible and plantings can speed up ecosystem recovery and the reestablishment of Lepidopterans.

Keywords: herbivory, lepidopterans, ecological function, tropical dry forest, caterpillars.

Introducción

Las experiencias de restauración ecológica que se han llevado a cabo en el mundo han tenido diversos resultados, dependiendo del nivel de degradación, del tipo de ecosistema y de la propuesta de manejo de cada experiencia. Algunas logran restablecer la cobertura vegetal, sin embargo, rara vez se ha evaluado si el funcionamiento del ecosistema se recupera también, y por tanto, existe incertidumbre sobre el éxito real de la restauración (Laughlin *et al.*, 2006; Maestre *et al.*, 2006). Ante esta coyuntura, existen numerosas llamadas para poner mayor énfasis en la evaluación de los proyectos desde un punto de vista funcional (Hobbs y Harris, 2001).

El re-establecimiento de los procesos ecosistémicos es crucial durante la tarea de restauración ecológica, ya que permite asegurar que los ecosistemas tengan un funcionamiento equivalente al que tenían antes de su perturbación (SER, 2007). Por esta razón, es necesario asegurar que además de la presencia de las especies originales, se establezcan las interacciones bióticas características del sistema (Hobbs y Harris, 2001; Lindell, 2008; Malmstrom *et al.*, 2009). Esto es, para asegurar el éxito de una experiencia de restauración, es necesario evaluar, además de la cobertura vegetal y el inventario de la fauna asociada, la presencia y magnitud de los procesos ecológicos involucrados en las interacciones entre especies.

Un proceso ecológico muy importante y relativamente sencillo de evaluar es la herbivoría. Dicha interacción involucra el consumo de plantas hospederas por animales, y está relacionada con procesos ecosistémicos como la acumulación de biomasa o las tasas de descomposición (Crawley, 1983). En particular, la herbivoría tiene una influencia directa en el reciclaje de nutrientes, pues los herbívoros ayudan a acelerar el proceso de descomposición y liberación de éstos por medio de sus heces fecales (Jeffries, 1999; Hamilton y Frank, 2001). Indirectamente, la herbivoría también puede afectar otros procesos ecológicos como la polinización. Muchos de los polinizadores en sistemas tropicales son las mariposas que durante su estadio larval son herbívoros, por tanto, para asegurar la presencia de los polinizadores y la reproducción de las plantas, es necesario que la comida de los estadios juveniles esté presente en el sitio restaurado (Summerville *et al.*, 2005; Summerville *et al.*, 2007).

Bosques tropicales caducifolios

El mal estado de conservación y la degradación ambiental son características de la mayoría de los bosques tropicales caducifolios mexicanos. Este tipo de ecosistema en México originalmente ocupaba 12.9% del territorio nacional (Conabio, 2009), sin embargo, se calcula que hoy en día únicamente 27% de la superficie se encuentra en buen estado de conservación (Trejo y Dirzo, 2000). A pesar de ello, las experiencias de restauración en bosques tropicales caducifolios que evalúen la fauna son escasas, por lo que resulta de fundamental importancia evaluar las estrategias de restauración que aseguren no solamente el establecimiento de la cobertura vegetal, sino también la llegada de animales y el restablecimiento de las interacciones entre especies y, como consecuencia, el funcionamiento del ecosistema. A continuación se describen tres experiencias de restauración ecológica del bosque tropical caducifolio, evaluadas desde el punto de vista de la función ecológica. En particular, se evaluó la diversidad de larvas de lepidópteros asociadas con las especies vegetales plantadas y el área foliar consumida por los herbívoros.

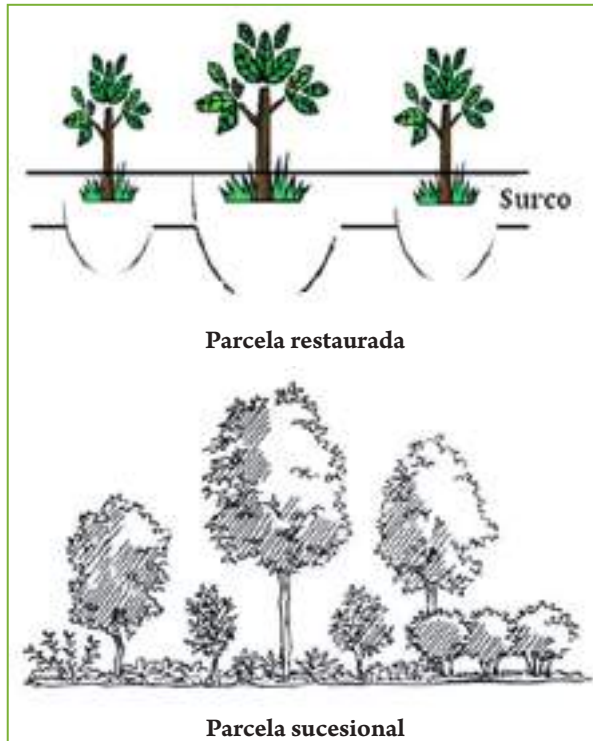
Estudios de caso

Fundación Cuixmala

En el bosque tropical caducifolio de la costa de Jalisco, dentro de los terrenos de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en el año 2002 se realizó un estudio de restauración. En una parcela de 1 ha que previamente había sido utilizada como pradera ganadera, se sembraron 39 especies arbóreas de la región (intervención máxima; González, 2002; figuras 1 y 4). Después de 5 años, esta parcela fue comparada con una parcela bajo sucesión secundaria que también había sido pradera ganadera y fue excluida de la perturbación 17 años antes (intervención mínima). En ambas parcelas, durante la temporada de lluvias de 2008 se evaluó la diversidad de larvas de lepidópteros inmaduros asociados con dos especies de árboles presentes en ambos hábitats: *Apoplanea paniculata* (Fabaceae) y *Heliocarpus pallidus* (Tilliaceae). Adicionalmente,

Figura 1

Diseño experimental de la restauración en el predio de la Fundación Cuixmala. Se muestra la parcela restaurada y la parcela en sucesión



Fuente: elaboración propia.

se estimó el daño foliar por medio de la tasa de herbivoría sobre las mismas especies arbóreas (Hernández *et al.*, 2014).

Los resultados mostraron que tanto la diversidad de herbívoros como el daño foliar fueron equivalentes en el hábitat restaurado y el de sucesión natural, se encontraron 119 larvas de lepidóptero pertenecientes a 49 morfoespecies y 103 larvas de lepidóptero pertenecientes a 29 morfoespecies, respectivamente. Es importante hacer notar que existió un recambio significativo en la composición de especies de lepidópteros, ya que los hábitats únicamente compartieron 27% de la identidad de las especies. Otro proceso ecológico que fue similar entre ambos hábitats fue la depredación de larvas de lepidópteros. A pesar de que la parcela bajo sucesión natural tenía 8 años más, el hábitat

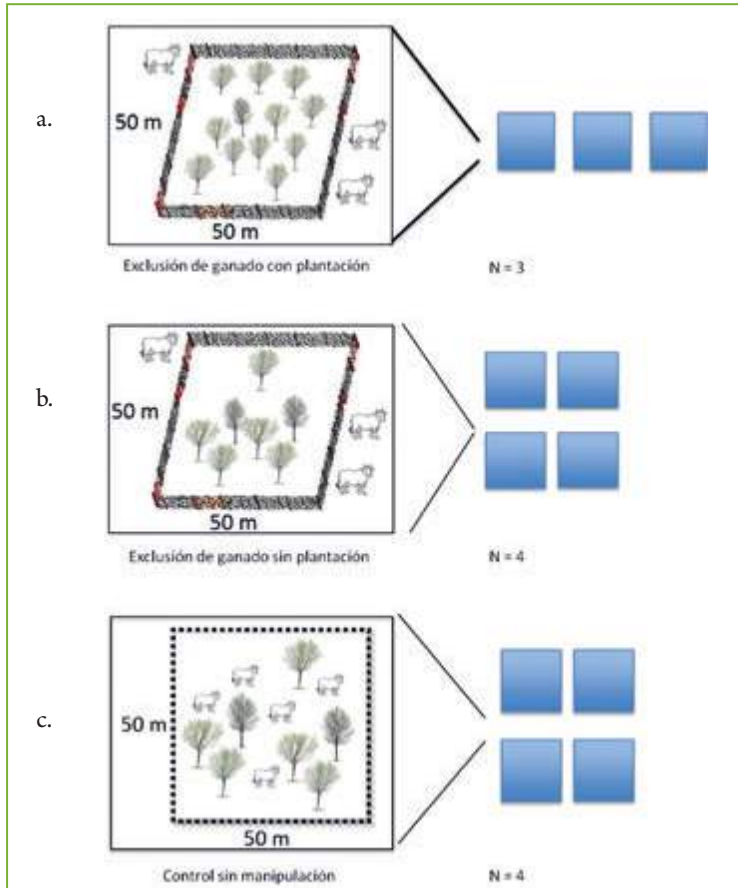
restaurado presentó características equivalentes de procesos ecológicos como la herbivoría, la depredación de orugas y el ensamblaje de la comunidad de larvas de lepidópteros (Hernández *et al.*, 2014). En tal sentido, dicha experiencia aporta elementos para considerar que la intervención máxima con plantaciones de restauración acelera el proceso de sucesión, y también pone de manifiesto que dado que la diversidad beta en la comunidad de lepidópteros es grande, es importante tener una estrategia de conservación-restauración que considere varias parcelas, a fin de abarcar un mayor número de especies vegetales asociadas con la heterogeneidad ambiental del sistema y que, por tanto, permitirán atraer a las mariposas especialistas de los diferentes ambientes.

Sierra de Huautla

Este proyecto se llevó a cabo en la selva secundaria aledaña a la comunidad de El Limón de Cuauchichinola, ubicada dentro de la Reserva de la Biosfera de la Sierra de Huautla, Morelos. En este caso, se evaluó la diversidad de lepidópteros y el daño foliar sobre árboles establecidos en parcelas con diferentes tratamientos de restauración en un experimento comenzado en 2006. Los tratamientos consistieron en exclusiones de ganado con plantación de 20 especies nativas (intervención máxima; N= 3 parcelas), exclusión de ganado sin plantación (intervención mínima; N= cuatro parcelas) y controles sin manipulación (N= 4 parcelas) (Martínez-Garza *et al.*, 2011, figuras 2 y 4; véase capítulo 17). Todas las parcelas fueron desmontadas hace 30 años y utilizadas para actividades agrícolas durante seis años, al ser abandonados, creció una vegetación secundaria donde el ganado pastaba libremente. Como resultado de estas actividades, las parcelas presentaban una baja diversidad de árboles. Para aumentar la diversidad de árboles, en junio de 2006 se sembraron plántulas de 20 especies de árboles nativos de la selva estacional, 18 típicas de sitios sucesionales tardíos y dos especies que se establecen comúnmente en sitios sucesionales tempranos (especies pioneras); las plantaciones de restauración se establecieron en cuatro de las ocho parcelas con exclusión del ganado. Se analizó la variación de los niveles de herbivoría y la diversidad (riqueza, abundancia y similitud) de las comunidades de larvas de lepidópteros asociadas con

Figura 2

Diseño experimental de la restauración en la Sierra de Huautla. Se muestran los tres tratamientos: a. exclusión de ganado mas plantación, b. exclusión de ganado sin plantación y c. control



Fuente: elaboración propia.

dos especies pioneras en respuesta a los dos tratamientos de restauración y un control sin manipulación (sitios perturbados; Juan-Baeza *et al.*, 2015). El estudio fue realizado durante la temporada de lluvias entre julio y octubre de 2010. Al inicio de la temporada de lluvias se seleccionaron al azar 10 individuos juveniles de *Heliocarpus pallidus* y 10 de *Ipomoea pauciflora* en cada una de las 11 parcelas. Para medir el daño foliar por herbívoros, al final de la temporada se colectaron 15 hojas de cada planta, en las que se estimó el área original y el área

consumida por los herbívoros con ayuda de un escáner de área foliar. Se encontró que el porcentaje de herbivoría a nivel de especie fue mayor en *Ipomoea pauciflora* que en *H. pallidus* y que sólo *H. pallidus* recibió menor daño por herbivoría en sitios perturbados. Para evaluar la riqueza y abundancia de larvas de lepidópteros, se realizaron muestreos mensuales en los que cada planta fue revisada minuciosamente en busca de estos organismos. Se encontró un total de 868 larvas de lepidópteros clasificadas en 65 morfoespecies de 25 familias. La familia con el mayor número de morfoespecies (nueve) fue Geometridae y la familia con mayor abundancia fue Saturnidae con 427 individuos, de los cuales 422 correspondieron a una especie (*Arsenura armida*). La riqueza y abundancia de larvas a nivel de especie fue mayor en *H. pallidus*, aunque la riqueza de larvas disminuyó en ambas especies conforme transcurrió la temporada de lluvias. La abundancia de lepidópteros fue mayor en los sitios perturbados, en particular *H. pallidus* presentó 390 larvas de *A. armida*, mientras que en el hábitat restaurado no se encontró ningún individuo de esta especie. Estos resultados concuerdan con lo reportado por el análisis de similitud de las comunidades de lepidópteros, en el cual el árbol tuvo tres ramas principales: una corresponde a *H. pallidus* en sitios perturbados, en la segunda se agrupa la comunidad asociada con *I. pauciflora* en los tres hábitats y en la tercera la comunidad asociada a *H. pallidus* en sitios excluidos (Juan-Baeza *et al.*, 2015). A cuatro años del inicio de la restauración en la selva estacional de Sierra de Huautla, se concluyó que para el restablecimiento del proceso ecológico herbivoría y el aumento en la riqueza de larvas de lepidópteros es más importante la exclusión del ganado que la plantación de nuevas especies.

Predio Zafiro

Esta experiencia se llevó a cabo en un predio privado denominado Zafiro en las inmediaciones de la Reserva de Biosfera de Chamela Cuixmala cuya vegetación original era selva baja caducifolia y que fue utilizado para ganadería extensiva durante un par de décadas. Al momento de comenzar el experimento en 2012, el predio estaba constituido por praderas ganaderas que fueron excluidas del pastoreo y estaban dominadas por pastos y arbustos de *Croton* spp.

Se establecieron plantaciones de restauración de 11 árboles nativos en una extensión de 9 hectáreas bajo tres tratamientos de manejo y un control: plantación con acolchado, plantación con remoción de pasto, plantación sin manejo, y parcelas control sin plantaciones; los tratamientos estuvieron distribuidos y replicados en 5 sitios diferentes. Cada sitio tuvo 6 repeticiones de los tratamientos en parcelas de 36 x 30 m; en cada parcela se sembraron 10 individuos de las 11 especies arbóreas seleccionadas: *Cordia alliodora*, *Caesalpinia eriostachys*, *Lysiloma microphylla*, *Apoplanesia paniculata*, *Caesalpinia platyloba*, *Leucaena leucocephala*, *Cordia eleagnoides*, *Caesalpinia pulcherrima*, *Guazuma ulmifolia*, *Gliricidia sepium* y *Heliocarpus pallidus* (Saucedo, 2016; figuras 3 y 4; véase capítulo 17). Para evaluar el efecto del establecimiento de las plantaciones y su manejo en el restablecimiento de las poblaciones de invertebrados y sus funciones ecológicas, se llevó a cabo un monitoreo de larvas de lepidópteros asociadas con los árboles sembrados en los tratamientos. Para ello se utilizaron 4 árboles por especie por parcela, en 9 parcelas distribuidas en 3 sitios. Durante la época de lluvias de 2013 se hicieron censos mensuales para estimar la diversidad (riqueza y abundancia) de los lepidópteros inmaduros asociados con los árboles plantados. En total, durante la temporada de lluvias se colectaron 237 larvas pertenecientes a 88 especies, 30% de todos los individuos registrados pertenecía a 6 especies de lepidópteros. A pesar de que la diversidad de larvas de lepidópteros asociada con los árboles sembrados no estuvo relacionada con los tratamientos de restauración, se encontraron diferencias significativas entre especies de árboles. En particular, *Gliricida sepium* fue la especie hospedera con mayor diversidad de lepidópteros (62 individuos pertenecientes a 54 especies), mientras que *Caesalpineia eriostachys* y *Cordia alliodora* presentaron únicamente 6 larvas cada una pertenecientes a 6 especies (Solis-Gabriel, en proceso).

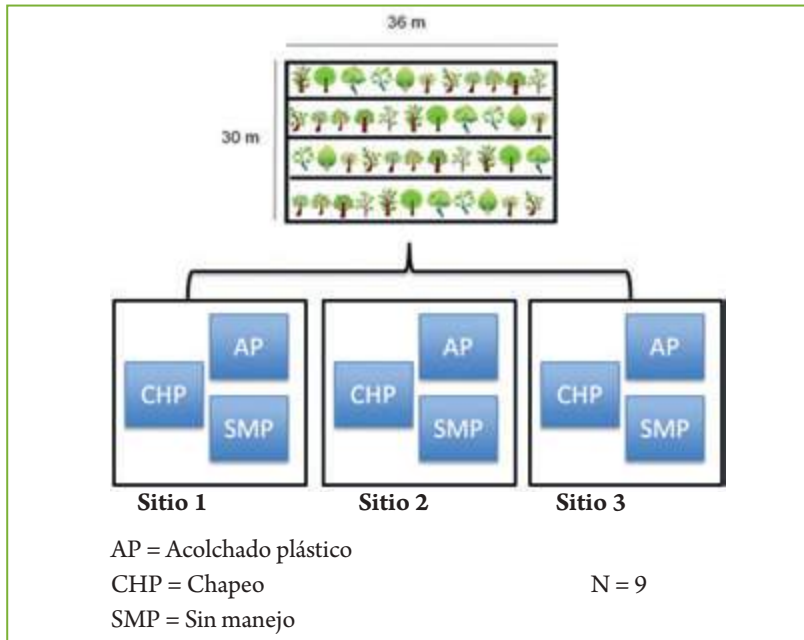
Discusión

Recuperación de la diversidad de lepidópteros

Los herbívoros, y especialmente los lepidópteros, son capaces de localizar su planta hospedera y también colonizar nuevos ambientes. Es así como

Figura 3

Diseño experimental de la restauración en el predio Zafiro. Se muestran los tres tratamientos: Acolchado plástico con plantación (AP), Plantación con chapeo (CHP) y Plantación sin manejo (SMP)



Fuente: elaboración propia.

a lo largo de la historia evolutiva de la Tierra han podido colonizar nuevos hospederos y adaptarse a diversos cambios ambientales (Denno y McGlure, 1983). Para fines de conservación y restauración ecológica, esta capacidad de búsqueda resulta una gran ventaja que teóricamente permite restablecer las poblaciones de lepidópteros en sitios restaurados, o en lugares que estuvieron aislados y que por acciones de conservación, como el establecimiento de corredores biológicos, se vuelven a conectar (New, 2013). Sin embargo, las evaluaciones empíricas sobre experiencias de restauración que consideren el establecimiento de poblaciones de estos insectos son escasas. Algunos trabajos pioneros como el de Lomov y colaboradores (2006), utilizando mariposas y polillas como indicadores del estado de recuperación de un sitio restaurado del bosque de eucalipto en Australia, reveló que el ensamble de polillas se favoreció con la restauración. Las evaluaciones de Summerville y colaboradores

(2007), y Forup y Memmott (2005), encontraron que en praderas y pastizales norteamericanos las comunidades de mariposas son similares entre hábitats restaurados y conservados; también encontraron que se restableció la red de interacciones entre plantas y polinizadores en hábitat restaurados. En bosques tropicales donde se realizan actividades de aclareo selectivo se ha encontrado que la comunidad de mariposas es similar en términos de riqueza en relación con los bosques prístinos, sin embargo, se observa un recambio en la composición (Willott *et al.*, 2000; Lewis, 2001; Hamer *et al.*, 2003). Por otro lado, algunos estudios han evaluado la capacidad de aumentar la diversidad de mariposas en sitios restaurados en relación con los perturbados; en este sentido, Waltz y Covington (2004) reportan que en el sotobosque de un bosque de pino ponderosa restaurado aumentó en 3.5% la riqueza de mariposas después de 3 años de la intervención; las actividades de restauración permitieron la llegada de un mayor número de lepidópteros que los sitios sin intervención.

Las experiencias de restauración de bosques estacionales reseñadas en este trabajo muestran que la intervención mínima (excluir la perturbación) y la máxima (plantaciones de restauración) promueven efectivamente la presencia de especies de lepidópteros; en nuestro caso, se evaluó en los estadios larvales. También se observa una tendencia similar a lo encontrado en otros trabajos: la comunidad de lepidópteros se recupera en términos de riqueza, aunque Hernández y colaboradores (2014) también reportan un recambio de especies importante. En este sentido, dado que la heterogeneidad espacial de los bosques estacionales en México es muy alta (Trejo y Dirzo, 2000), no podríamos esperar una comunidad de lepidópteros idéntica en el bosque restaurado a la encontrada en un bosque conservado (Hamer *et al.*, 2003). Esto implica la necesidad de restaurar sitios con diferentes características fisiográficas para mantener la diversidad de ambientes que permitirán el establecimiento de diferentes comunidades de animales.

Recuperación de las funciones ecológicas

Las experiencias de restauración realizadas en tres áreas del bosque estacional en México, en los estados de Jalisco y Morelos, han demostrado que las acciones

de restauración generan comunidades vegetales que atraen a una diversa comunidad de lepidópteros y fomentan el restablecimiento de sus asociaciones con las plantas hospederas. En el caso de Chamela-Cuixmal y en el caso de Sierra de Huautla, no se observaron diferencias significativas entre la comunidad de lepidópteros asociada con las especies arbóreas estudiadas entre las parcelas con plantaciones y las parcelas bajo sucesión natural. Esto es, el hecho de que una especie de planta específica esté presente, asegura la llegada de sus herbívoros. La composición química de las plantas parece estar dictando las asociaciones en los tres experimentos, independientemente de las condiciones del hábitat o de los tratamientos de manejo aplicados a las plantaciones de restauración, como han mostrado otros estudios (Dyer *et al.*, 2007). No obstante, es importante señalar que en los tres sitios estudiados existen comunidades remanentes de lepidópteros dentro de las áreas núcleo de las Reservas de la Biosfera, Chamela-Cuixmala y Sierra de Huautla, y estos lugares están funcionando como fuente de propágulos para que las poblaciones de lepidópteros puedan llegar nuevamente a los sitios que estaban perturbados y que ahora cuentan con vegetación incipiente (Hilt *et al.*, 2006). Por esta razón, una estrategia de conservación-restauración debe forzosamente incluir zonas de preservación donde las comunidades de lepidópteros se conserven (Villa-Galaviz *et al.*, 2012).

En relación con el restablecimiento de la asociación entre las larvas de lepidópteros y las plantas hospederas, y como consecuencia, la función ecológica asociada con esta interacción, los trabajos realizados en Chamela (Hernández *et al.*, 2014) y Sierra de Huautla (Juan-Baeza *et al.*, 2015) encontraron niveles de consumo foliar similares entre las plantaciones de restauración y la sucesión secundaria, es decir, que los herbívoros restablecen sus asociaciones con las plantas hospederas independientemente de cómo llegaron las plantas al lugar, ya sea plantadas o por procesos de dispersión y establecimiento natural. Resulta muy interesante que la cantidad de tejido consumido por planta sea similar, es decir, que las características intrínsecas de las plantas estudiadas (características físicas y químicas) parecen dictar los niveles de consumo de los herbívoros (Coley, 1983; Coley y Barone, 1996). Esta información resulta fundamental puesto que corrobora la existencia de barreras o limitaciones para el número de interacciones entre plantas y herbívoros que se logran establecer, ya que no todos los herbívoros pueden alimentarse de todas las plantas dada la composición química de

los tejidos y dada su capacidad de detoxificar metabolitos secundarios. Al mismo tiempo, esta información podría darnos alguna indicación de la equivalencia entre sitios (Janzen, 1974; McKey *et al.*, 1978; Coley *et al.*, 1985; Boege y Dirzo, 2004), como sucede en los bosques sin perturbar.

Conclusiones

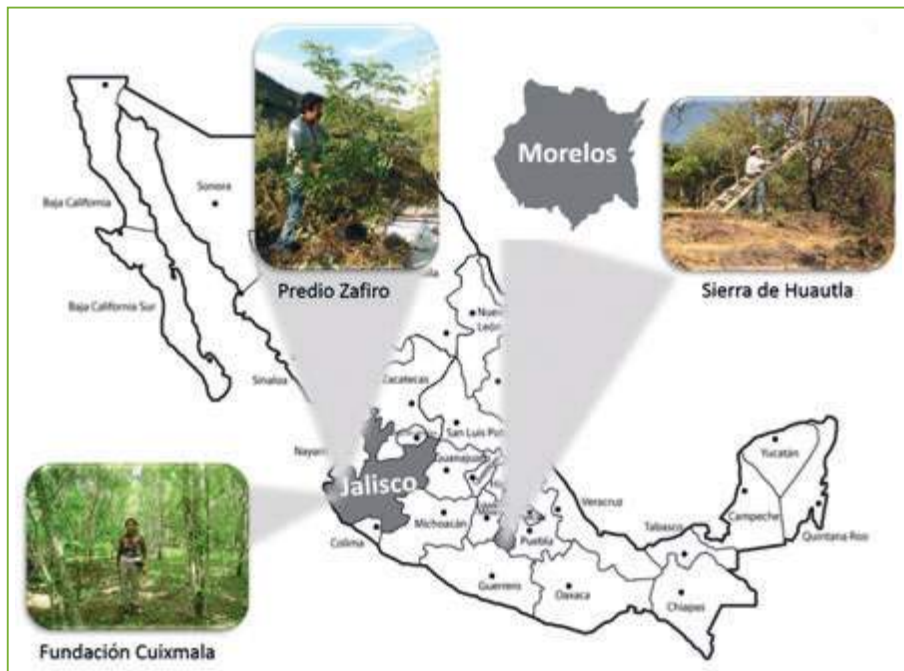
A partir de esta información, sugerimos que las propuestas de restauración ecológica consideren a las especies vegetales que funcionan como alimento de un gran número de especies de animales, lo que maximizaría la diversidad de lepidópteros en el sitio intervenido, así como la diversidad de polinizadores. En este sentido, la selección de especies vegetales que aumenten las posibilidades de establecer una mayor diversidad de invertebrados asociados puede ser crucial para el restablecimiento de las funciones ecológicas del ecosistema.

La presente propuesta plantea que la valoración de la herbivoría (% área foliar removida por herbívoros) permite evaluar la efectividad de los procedimientos de restauración y, al mismo tiempo, propone estrategias de manejo complementarias o alternativas que consideran a la fauna de invertebrados nativa para el restablecimiento del funcionamiento del ecosistema restaurado.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

- Es factible evaluar experiencias de restauración ecológica utilizando a los lepidópteros como indicadores.
- La medición de herbivoría permite evaluar el funcionamiento de los sitios restaurados.
- Dado que existe una gran variación en el número de especies de lepidópteros que se alimentan de una especie vegetal, la selección de especies atractoras de lepidópteros puede ser una buena estrategia para aumentar la diversidad de invertebrados del sitio restaurado y, por tanto, el funcionamiento del ecosistema.

Figura 4
Ubicación geográfica de las tres experiencias de restauración evaluadas, dos en la costa de Jalisco (Fundación Cuixmala y Predio Zafiro) y una en Morelos (Sierra de Huautla)



Fotos: Yared Hernández, Ek del Val y Cristina Martínez.

Agradecimientos

Durante la elaboración del capítulo, E. D. V. contó con el apoyo del proyecto UNAM-PAPIIT IN205013.

Referencias bibliográficas

Boege, K. y R. Dirzo (2004), "Intraspecific Variation in Growth, Defense and Herbivory in *Dialium guianense* (Caesalpinaceae) Mediated by Edaphic Heterogeneity", *Plant Ecology*, núm. 175, pp. 59-69.

- Coley, P. D. (1983), "Herbivory and Defensive Characteristics of Tree Species in a Lowland Tropical Forest", *Ecological Monographs*, núm. 53, pp. 209-233.
- Coley, P. D. y J. A. Barone (1996), "Herbivory and Plant Defenses in Tropical Forests", *Annual Review of Ecology and Systematics*, núm. 27, pp. 305-335.
- Coley, P. D., J. P. Bryant y F. S. Chapin III (1985), "Resource Availability and Plant Anti-herbivore Defense", *Science*, núm. 230, pp. 895-899.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2009), *Capital Natural de México*, México, Conabio.
- Crawley, M. J. (1983), *Herbivory: The Dynamics of Animal-plant Interactions*, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- Denno, R. y M. S. McClure (1983), *Variable Plants and Herbivores in Natural and Managed Systems*, Estados Unidos, Academic Press.
- Dyer, L. A., M. S. Singer, J. T. Lill, J. O. I. Stireman, G. L. Gentry, R. Marquis, R. E. Ricklefs, H. F. Greeney, D. L. Wagner, H. C. Morais, I. R. Diniz, T. A. Kursar y P. D. Coley (2007), "Host Specificity of Lepidoptera in Tropical and Temperate Forests", *Nature*, núm. 448, pp. 696-700.
- Forup, M. L. y J. Memmott (2005), "The Restoration of Plant Pollinator Interactions in Hay Meadows", *Restoration Ecology*, núm. 13, pp. 265-274.
- González Díaz, G. (2002), "Restauración de la Selva Baja Caducifolia en la Reserva de la Biosfera Chamela Cuixmala, Jalisco: un enfoque experimental usando comunidades sintéticas", Facultad de Ciencias, UNAM.
- Hamer, K. C., J. K. Hill, S. Benedick, N. Mustaffa, T. N. Sherratt, M. Mariyati, y V. K. Chey (2003), "Ecology of Butterflies in Natural and Selectively Logged Forests of Northern Borneo: The Importance of Habitat Heterogeneity", *Journal of Applied Ecology*, núm. 40, pp. 150-162.
- Hamilton, E. W. y D. W. Frank (2001), "Plant Defoliation Promotes Microbial Nitrogen Cycling through Increased Root Exudation of Carbon", *Ecology*, núm. 82, pp. 2397-2402.
- Hernández, Y., K. Boege, R. Lindig-Cisneros y E. del-Val (2014), "Are Ecological Processes Reestablished after Restoration? A Comparison of Herbivory Rates and Herbivore Communities in a Restored vs. Successional Site of a Tropical Dry Forest", *Southwestern Naturalist*, núm. 59, pp. 68-76.

- Hilt, N., G. Brehm y K. Fiedler (2006), "Diversity and Ensemble Composition of Geometrid Moths along a Successional Gradient in the Ecuadorian Andes", *Journal of Tropical Ecology*, núm. 22, pp. 155-166.
- Hobbs, R. J. y J. A. Harris (2001), "Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium", *Restoration Ecology*, núm. 9, pp. 239-246.
- Janzen, D. H. (1974), "Tropical Blackwater Rivers, Animals and Mast Fruit by the Dipterocarpaceae", *Biotropica*, núm. 6, pp. 69-103.
- Jeffries, R. L. (1999), "Herbivores, Nutrients and Trophic Cascades in Terrestrial Environments", en H. Olff, V. K. Brown y R. H. Drent (eds.), *Herbivores: Between Plants and Predators*, Reino Unido, British Ecological Society-Blackwell Science, p. 639.
- Juan-Baeza, I., C. Martínez-Garza y E. del-Val (2015), "Recovering More than Tree Cover: Herbivores and Herbivory in a Restored Tropical Dry Forest", *PLOS-one* 10: e0128583.
- Laughlin, D. C., M. M. Moore, J. D. Bakker, C. A. Casey, J. D. Springer, P. Z. Fulé, W. W. Covington (2006), "Assessing Targets for Restoration of Herbaceous Vegetation in Ponderosa Pine Forests", *Restoration Ecology*, núm. 14, pp. 548-560.
- Lewis, O. T. (2001), "Effect of Experimental Selective Logging on Tropical Butterflies", *Conservation Biology*, núm. 15, pp. 389-400.
- Lindell, C. A. (2008), "The Value of Animal Behaviour in Evaluations of Restoration Success", *Restoration Ecology*, núm. 16, pp. 197-203.
- Lomov, B., D. A. Keith, D. R. Britton y F. D. Hochuli (2006), "Are Butterflies and Moths Useful Indicators for Restoration Monitoring? A Pilot Study in Sidney's Cumberland Plain Woodland", *Ecological Management and Restoration*, núm. 7, pp. 204-210.
- Maestre, F. T., J. Cortina y R. Vallejo (2006), "Are Ecosystem Composition, Structure, and Functional Status Related to Restoration Success? A Test from Semiarid Mediterranean Steppes", *Restoration Ecology*, núm. 14, pp. 258-266.
- Malmstrom, C. M., H. S. Butterfield, C. Barber, B. Deiter, R. Harrison, J. Qi, D. Riaño, A. Schrottenboer, S. Stone, C. J. Stoner y J. Wirka (2009), "Using Remote Sensing to Evaluate the Influence of Grassland Restoration Activities on Ecosystem Forage Provisioning Services", *Restoration Ecology*, núm. 17, pp. 526-538.

- Martínez-Garza, C., M. Osorio-Beristain, D. Valenzuela-Galván y A. Nicolás-Medina (2011), "Intra and Inter-annual Variation in Seed Rain in a Secondary Dry Tropical Forest Excluded from Chronic Disturbance", *Forest Ecology and Management*, núm. 262, pp. 2207-2218.
- McKey, D., P. G. Waterman y J. S. Gartlan (1978), "Phenolic Content of Vegetation in Two African Rain Forests: Ecological Implications", *Science*, núm. 202, pp. 61-63.
- New, T. R. (2013), *Lepidoptera and Conservation*, Wiley-Blackwell.
- Saucedo, E. (2016), "Desempeño y atributos funcionales de árboles en plantaciones de restauración ecológica en el bosque tropical caducifolio de Chamela, Jalisco", tesis de maestría, posgrado en Ciencias Biológicas/UNAM.
- Society for Ecological Restoration International [SER] (2007), *Principios de SER Internacional sobre la Restauración Ecológica*, Estados Unidos, SER.
- Solís-Gabriel, I. L. (en proceso), "Evaluación de distintas estrategias de restauración del bosque tropical caducifolio en base a la comunidad de insectos herbívoros asociados a once especies arbóreas en Chamela, Jalisco", tesis de licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo.
- Summerville, K. S., A. C. Bonte y L. C. Fox (2007), "Short-Term Temporal Effects on Community Structure of Lepidoptera in Restored and Remnant Tallgrass Prairies", *Restoration Ecology*, núm. 15, pp. 179-188.
- Summerville, K. S., M. Steichen y M. N. Lewis (2005), "Restoring Lepidopteran Communities to Oak Savannas: Contrasting Influences of Habitat Quantity and Quality", *Restoration Ecology*, núm. 13, pp. 120-128.
- Trejo, I. y R. Dirzo (2000), "Deforestation of Seasonally Dry Tropical Forest: A National and Local Analysis in Mexico", *Biological Conservation*, núm. 94, pp. 133-142.
- Villa-Galaviz, E., K. Boege y E. del-Val (2012), "Resilience in Plant-herbivore Networks during Secondary Succession", *PLOS-one* 7:e53009.
- Waltz, A. E. M. y W. W. Covington (2004), "Ecological Restoration Treatments Increase Butterfly Richness and Abundance: Mechanisms of Response", *Restoration Ecology*, núm. 12, pp. 85-96.
- Willott, S. J., D. C. Lim, S. G. Compton y S.L. Sutton (2000), "Effects of Selective Logging on the Butterflies of a Bornean Rainforest", *Conservation Biology*, núm. 14, pp. 1055-1065.

Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México

Cristina Martínez-Garza
cristina.martinez@uaem.mx
Marcela Osorio-Beristain

Raúl E. Alcalá-Martínez
David Valenzuela-Galván
Néstor Mariano

Abstract

Dry forests have been the scenario to main human civilizations and because of that, they have been historically perturbed. To recover the diversity and ecological function of the dry forest, four restoration experiments have been established in two localities of Sierra de Huautla, state of Morelos, in the *Ejido* San Mateo, Chamela, state of Jalisco and in Teotlalco, state of Puebla. Different levels of restoration intervention were included: minimal intervention, intermediate intervention through direct seeding and removal of grasses and restoration plantings as maximal restoration intervention. Density, richness and diversity of functional groups of plants and animals increased with time under minimal intervention. Intermediate intervention (direct seeding and removal of grasses) favored higher tree richness. Maximal intervention accelerated the arrival of seeds dispersed by animals due to higher richness of frugivorous birds. These experiences follow the systematic experimental restoration that seeks to intentionally integrate heterogeneity into permanent agricultural landscapes to favor the maintenance of biodiversity.

Key words: Levels of restoration intervention; deciduous tropical forest.

Introducción

A menudo, se intenta recrear hábitats mediante la restauración por ensayo y error que está basada en “la mejor técnica disponible”; un ejemplo de esto es el manejo adaptativo que incluye usar la experiencia y corregir errores durante el proceso (revisado en Howe y Martínez-Garza, 2014). Por otra parte, “la

restauración experimental sistémica” busca diseñar comunidades vegetales en proyectos públicos o comerciales que incluyan réplicas con tratamientos contrastantes para crear parches de vegetación que sean expresiones diferentes de una comunidad dentro de un mosaico de hábitats (Howe y Martínez-Garza, 2014). La ecología de la restauración, como ciencia que obtiene muchos de sus resultados relevantes a largo plazo, se beneficiará con la creación de estas comunidades semi-naturales con historias contrastantes donde practicantes y científicos podrán crear proyectos valiosos más allá de las metas explícitas incluidas en su plan inicial. En este contexto, los resultados de experimentos a pequeña escala que ponen a prueba tratamientos contrastantes pueden orientar la restauración experimental sistemática.

Las selvas estacionales de México y el mundo han sido escenario del desarrollo de las principales civilizaciones (Chazdon, 2014). Estas selvas, hoy en día, presentan altas tasas de deforestación y conversión debido a actividades antropogénicas intensivas como las agropecuarias y la extracción de flora y fauna (Trejo y Dirzo, 2000). Con la finalidad de estudiar la recuperación de la diversidad y la función de este delicado ecosistema, hemos establecido cuatro experimentos de restauración ecológica con diferentes grados de intervención en paisajes agropecuarios permanentes en las selvas estacionales de México con un gradiente de precipitación promedio anual: 1) en 2006 se estableció el primer experimento en la selva estacional aledaña a la localidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos (840 mm de precipitación; Conagua, 2013). Este experimento consistió en excluir de la perturbación parcelas de 50 x 50 m donde se evaluó la sucesión natural (N= 4 parcelas) y la sucesión después de establecer plantaciones de restauración (N= 4 parcelas con plantaciones de 20 especies de árboles nativos); se incluyeron dos condiciones control: un control superior que fue la selva estacional más conservada (N= 3 parcelas; hábitat de mayor calidad) y un control inferior que fue la selva estacional secundaria bajo perturbación crónica (N= 3 parcelas; hábitat de menor calidad; Martínez-Garza *et al.*, 2011). 2) En 2011 se estableció el segundo experimento en 5 parcelas de 316 x 180 m en el Ejido San Mateo, Chamela, Jalisco (731 mm de precipitación; Noguera *et al.*, 2002), que incluyó plantaciones de 11 especies de árboles nativos (Saucedo-Morquecho, 2016). 3) El tercer experimento se estableció en 2013 en Teotlalco, Puebla (1 250 mm de precipitación;

Conagua, 2013), donde se excluyeron de las actividades agropecuarias 2 ha de selva estacional secundaria bajo perturbación crónica por aproximadamente 40 años; ahí se establecieron experimentos de siembra directa con 6 especies de árboles nativos. 4) Finalmente, en 2013, se estableció el último experimento en la localidad de Quilamula, Morelos (862 mm de precipitación; Conanp-Semarnat, 2005) donde se excluyeron de las actividades agropecuarias 3 parcelas de 2 ha cada una y se establecieron plantaciones de 6 especies de árboles nativos (Carrasco-Carballido *et al.*, 2014; Márquez-Torres y Martínez-Garza, 2014). Estas áreas bajo restauración ecológica experimental son esfuerzos privados y públicos en selvas estacionales que cubren un gradiente de precipitación promedio anual y un periodo de 3 a 10 años desde su establecimiento.

La historia de degradación en las selvas estacionales debido a las actividades económicas que se han llevado a cabo son muy similares para las cuatro localidades bajo estudio: la selva estacional se encuentra usualmente sujeta a perturbación crónica debido a actividades iniciales de agricultura y más tarde de ganadería extensiva. El manejo agropecuario consiste en cortar la vegetación original, sembrar por algunos años y después abandonar las tierras para que la vegetación secundaria se establezca; mientras el área está bajo procesos de sucesión natural, se permite que durante la época de lluvias el ganado ramonee la parte baja de los árboles y el sotobosque (Stern *et al.*, 2002; De la O-Toriz *et al.*, 2012). Estas áreas bajo ganadería extensiva son dominadas por pocas especies de árboles con frutos secos dispersados por viento como *Acacia cochliacantha* (Fabaceae) e *Ipomoea pauciflora* (Convolvulaceae; Martínez-Garza *et al.*, 2011; Arias-Medellín *et al.*, 2014) que albergan poca diversidad animal (Orea, 2010; Martínez-Garza *et al.*, 2011). Por otra parte, aunque un alto porcentaje de las plantas nativas de la selva estacional es usado por las comunidades (Maldonado, 1997; Maldonado *et al.*, 2004; De la O-Toriz *et al.*, 2012), mucho del conocimiento para el aprovechamiento tradicional de los recursos se ha perdido debido a procesos de migración en las comunidades con menor porcentaje de población indígena (Maldonado *et al.*, 2013). Las selvas estacionales han estado sujetas a una historia de perturbación antropogénica relacionada principalmente con la ganadería extensiva, así, el paisaje resultante es un mosaico de fragmentos remanentes de selva estacional original, selva secundaria bajo diferentes grados de perturbación y campos de cultivos. Una meta importante

de los proyectos de restauración es aumentar la conectividad entre los fragmentos remanentes de la selva haciendo menos agresiva la matriz antropogénica (Howe y Martínez-Garza, 2014). Favorecer el movimiento de plantas y animales en paisajes agropecuarios permanentes permitirá el mantenimiento de la biodiversidad a largo plazo.

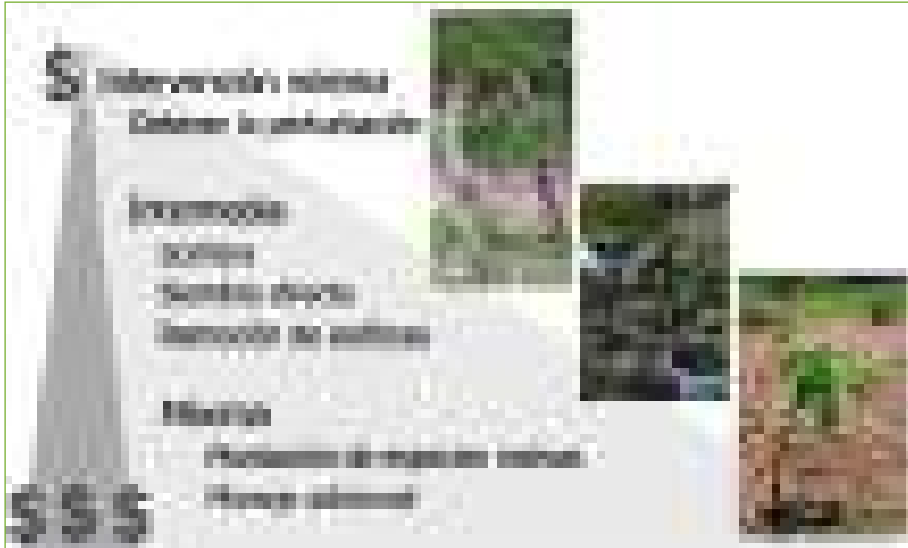
Niveles de intervención

Dependiendo de las metas de los proyectos de restauración y los recursos con los que se cuente, se pueden llevar a cabo acciones que corresponden a diferentes niveles de intervención (figura 1). Los niveles de intervención están directamente relacionados con la inversión de dinero necesaria para su implementación y la cantidad de conocimiento previo para llevarse a cabo. A continuación se desarrollan los tres niveles de intervención:

1. La intervención mínima, también llamada restauración pasiva (Zahawi *et al.*, 2014), es considerada la más económica e implica detener la perturbación en un ecosistema para favorecer los procesos de sucesión natural (Hobbs y Norton, 1996). Mantener un sitio excluido de la perturbación es indispensable en todo proyecto de restauración; la dificultad y costo de esta intervención mínima depende de: 1) la perturbación que está afectando al ecosistema, y 2) el tipo, calidad y durabilidad de los materiales usados para la exclusión. Por ejemplo, la perturbación ocasionada por la ganadería extensiva y la extracción de productos naturales se puede detener mediante el establecimiento de cercas, sin embargo, es necesaria la aceptación y colaboración de los pobladores para que éstas no sean removidas o traspasadas (Martínez-Garza, 2014; Zahawi *et al.*, 2014). Cuando la perturbación se debe al fuego, se pueden excavar brechas cortafuego alrededor de las áreas a restaurar (Conafor, 2014). Una vez que se ha logrado detener la perturbación puede comenzar la sucesión natural, la cual puede acelerarse con mayores niveles de intervención.
2. La siembra directa y la remoción de competidores son consideradas actividades de un nivel intermedio de intervención y a menudo se

Figura 1

Acciones llevadas a cabo en los diferentes niveles de intervención en la restauración; los niveles de intervención están relacionados con el dinero y conocimiento necesarios para llevarlos a cabo



Fuente: elaborado por Marines de la Peña Domene.

usan simultáneamente (figura 1). La sucesión natural se puede acelerar mediante acciones de intervención intermedia al eliminar algunas barreras bióticas (Holl, 1999); por ejemplo, la baja o nula llegada de semillas debido a la lejanía de las fuentes de propágulos o la falta de animales que dispersen las semillas, retarda o detiene el proceso de sucesión (Cecon y Hernandez, 2009; Moran *et al.*, 2009). Esta barrera se puede eliminar mediante la siembra directa, que se refiere a la siembra de semillas de especies sucesionales tempranas o tardías a las cuales se les ha aplicado un tratamiento pre-germinativo (Engel y Parrotta, 2001). Por otra parte, la presencia de especies competitivas como pastos y helechos también causan que la sucesión natural sea muy lenta o se detenga. Para eliminar esta barrera se puede remover a las plantas competidoras mediante machete, herbicidas o maquinaria pesada (Hooper *et al.*, 2002; Douterlungne *et al.*, 2010; véase capítulos 4 y 10). Para la selva estacional se ha encontrado que la remoción de pastos puede afectar negativamente la germinación de las

semillas en siembra directa mientras que aumenta la supervivencia de las plántulas durante el primer año (Alba-García, 2015).

3. El establecimiento de plantaciones es considerado un nivel máximo de intervención. Con las plantaciones se pueden eliminar varias barreras para que comience la sucesión natural (figura 2): *a*) las plantaciones de especies de rápido crecimiento pueden sombrear a las especies competidoras como los pastos y helechos (Douterlungne *et al.*, 2013), *b*) el establecimiento de plantaciones de árboles que atraen animales puede acelerar la llegada de semillas de árboles nativos (Gamboa-Villa, 2012), *c*) las plantaciones pueden mejorar las concentraciones de nutrientes en el suelo (Roa-Fuentes *et al.*, 2013) y la cantidad de hojarasca (Valencia-Esquivel, 2012) que junto con el aumento en la lluvia de semillas puede favorecer el reclutamiento de especies de la selva madura (De la Peña-Domene *et al.*, 2014). El sotobosque de las plantaciones representan sitios seguros para que las semillas puedan escapar de la depredación y germinar; las plántulas pueden posteriormente crecer y establecerse, ya sea que hayan llegado mediante eventos de dispersión natural o asistida, como la siembra directa. La introducción de árboles incrementa la diversidad de forma inmediata y tiene un efecto en los procesos ecológicos existentes y en la velocidad de la recuperación de otros, dirigiendo así el ensamblaje de las nuevas comunidades. Aunque las plantaciones requieren de una gran cantidad de dinero y conocimiento previo para su implementación exitosa, pueden eliminar muchas de las barreras bióticas y abióticas para la sucesión natural (figura 2).

Selección de especies para el establecimiento de plantaciones

La selección de especies para establecer plantaciones de restauración se ha llevado a cabo bajo diferentes criterios, entre los más importantes están: 1) el buen desempeño en condiciones adversas; dado el alto precio para establecer plantaciones, se busca maximizar su supervivencia y crecimiento en áreas degradadas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Las especies de rápido crecimiento que usualmente se establecen de forma natural en áreas perturbadas han sido por mucho tiempo la primera opción para diseñar plantaciones de restauración (Lamb

Figura 2
Estrategias incluidas en los diferentes niveles de intervención para eliminar las barreras que detienen el proceso de sucesión natural

Barreras para la sucesión natural	Estrategias	Intervención
<p>Baja lluvia de semillas</p> 	<p>Perchas →</p> <p>Siembra directa →</p> <p>Plantaciones →</p>	<p>Intermedia</p> <p>Intermedia</p> <p>Máxima</p>
<p>Plantas exóticas (pastos, helechos)</p> 	<p>Sombra →</p> <p>Remoción de competidores →</p> <p>Siembra directa →</p> <p>Plantaciones →</p>	<p>Intermedia</p> <p>Intermedia</p> <p>Intermedia</p> <p>Máxima</p>
<p>Falta de sitios para el establecimiento</p> 	<p>Sombra →</p> <p>Siembra directa →</p> <p>Plantaciones →</p>	<p>Intermedia</p> <p>Intermedia</p> <p>Máxima</p>

Fuente: elaborado por Marines de la Peña Domene.

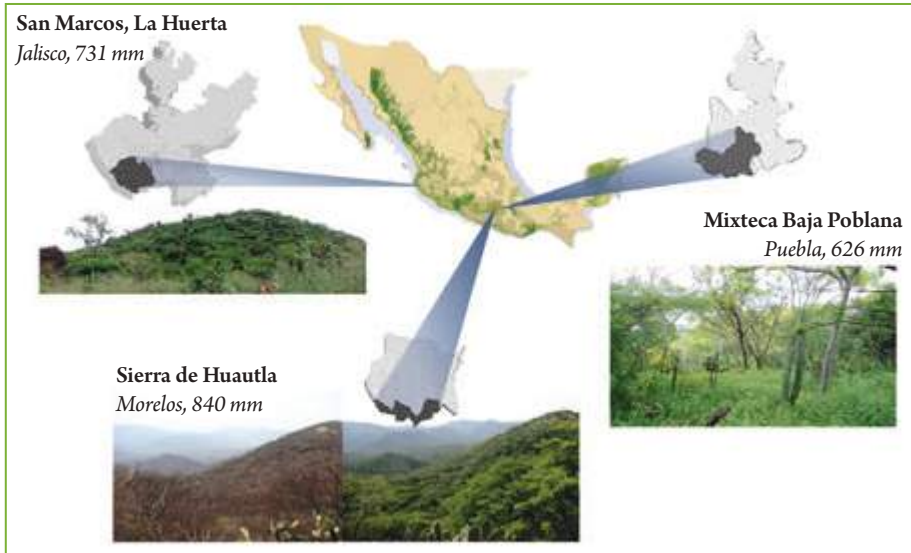
et al., 2005). Por otra parte, las especies de lento crecimiento y larga vida que componen la selva madura, tardan más en llegar de forma natural a las áreas perturbadas y muchas han mostrado tener buen desempeño cuando son sembradas en áreas abiertas fuera de la selva (revisado en Martínez-Garza y Howe, 2003). Existe un gran número de especies de lento crecimiento; algunas se han sembrado fuera del bosque y se conoce su desempeño en esas condiciones, para otras es posible predecir su desempeño utilizando caracteres funcionales foliares fáciles de medir (Saucedo-Morquecho, 2016). Por ejemplo, las especies que tienen hojas con bajo contenido de masa seca y baja longevidad foliar presentaron mayor altura, diámetro a la base y volumen del tronco después de dos años de crecimiento en plantaciones de restauración (Saucedo-Morquecho, 2016). 2) Especies que son usadas por las comunidades humanas

(Maldonado, 1997; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2004) o aquellas que permiten el restablecimiento de procesos ecológicos con beneficio evidente para el hombre, es decir, los servicios ambientales. Algunos de los servicios ambientales que se derivan de los procesos que se busca restaurar con las plantaciones incluyen el almacenamiento de carbono, la retención de suelo y la resiliencia del ecosistema, entre otros. Buscar el restablecimiento de servicios ambientales favorece el apoyo de las comunidades cercanas o quienes obtendrán un beneficio directo de las plantaciones que se están estableciendo, por lo que se asegura que permanezcan. 3) Seleccionar especies que tienen funciones específicas en el ecosistema asegura que el sitio restaurado funcione a largo plazo con una menor o nula intervención humana, lo que también reduce los gastos de mantenimiento. Esto se consigue al favorecer la recuperación de interacciones ecológicas básicas. Por ejemplo, las interacciones mutualistas (dispersión y polinización) son procesos clave para la reproducción sexual de las angiospermas, muchas de las cuales dependen de la interacción con animales para reproducirse exitosamente (Barrett, 2010). La recuperación de estas interacciones que mantienen en funcionamiento los ecosistemas comienza con la llegada o introducción de los protagonistas principales, en este caso, se espera que al introducir las plantas lleguen sus polinizadores, dispersores (Hernández-Galindo, 2016) y consumidores (véase capítulo 16).

Estudios de caso

En nuestros experimentos en la selva estacional hemos puesto a prueba todos los niveles de intervención: el mínimo con exclusiones de ganado, el intermedio con siembra directa y remoción de competidores, y el máximo con la introducción de árboles nativos en plantaciones incluyendo manejo para maximizar su desempeño. El éxito de los diferentes niveles de intervención lo hemos evaluado mediante la riqueza y densidad de plantas y animales que han llegado a las parcelas bajo restauración y en la recuperación de importantes procesos ecológicos como la dispersión de semillas y la herbivoría. A continuación detallamos los resultados más relevantes para cada tipo de intervención:

Figura 3
Localidades de selva estacional donde se establecieron
cuatro proyectos experimentales de restauración en México



En Morelos se establecieron dos proyectos: uno en El Limón de Cuauchichinola y el segundo en Quilamula.

Fuente: elaborado por Marines de la Peña Domene.

Intervención mínima

La llegada de semillas, las tasas de reclutamiento y la densidad, riqueza y cobertura de los árboles establecidos son parámetros de la estructura de la vegetación que se modifican durante la sucesión natural cuando se detiene la perturbación (Kennard, 2002). Los efectos de la intervención mínima los hemos estudiado durante más tiempo y más intensivamente en nuestro primer experimento establecido en El Limón de Cuauchichinola, en el estado de Morelos, en 2006 (figura 3).

Durante los primeros tres años de la exclusión de la perturbación, la lluvia de semillas estuvo dominada por un arbusto sucesional temprano dispersado por aves (*Hamelia patens* Jacq., Rubiaceae), mientras que la lluvia de semillas en las áreas bajo perturbación crónica se componía principalmente de un árbol

sucesional temprano dispersado por viento (*Heliocarpus* sp., Malvaceae; Martínez-Garza *et al.*, 2011). La riqueza (0.35 ± 0.01 especies/m²/mes) y densidad (7.28 ± 0.07 semillas/m²/mes) de semillas aumentaron significativamente en el segundo año de exclusión, mientras que para el tercer año, la riqueza permaneció constante (0.32 ± 0.01 especies/m²/mes); la densidad de semillas disminuyó (5.24 ± 0.06 semillas/m²/mes; Martínez-Garza *et al.*, 2011). Esta variación en la densidad y riqueza de la lluvia de semillas pudo estar asociada con la estacionalidad típica de este ecosistema, pero también con que el recambio de especies propio de la sucesión natural en ocasiones se detiene debido a la lejanía de las fuentes de semillas del bosque y al comportamiento de los dispersores, muchos de los cuales evitan áreas perturbadas.

Aunque la riqueza de semillas cayendo en las exclusiones permaneció constante, la composición comenzó a cambiar: aumentó el número de especies dispersadas por animales. Una mayor lluvia de semillas dispersadas por animales se relacionó con el aumento de aves y murciélagos con el tiempo de exclusión. En 2011, en las exclusiones se capturaron significativamente más especies de aves (1.5 ± 0.93) que en 2010 (1.00 ± 0.76) y se duplicó el número de capturas por exclusión (1.00 ± 0.80 en 2010 y 2.38 ± 2.00 en 2011), mientras que las aves granívoras triplicaron su densidad (M. Osorio, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2012). Después de 4 años de la exclusión (2010) se capturaron 12 individuos de 4 especies de murciélagos y en 2011 se capturaron 29 individuos de 6 especies de murciélagos (L. Orozco, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2012). En 2011 se duplicó el número de capturas del murciélago frutero de Jamaica (*Artibeus jamaicensis*) y se registraron dos especies de murciélagos frugívoros de talla media (*Sturnira ludovici*, *S. lilium*), que son especialistas en forrajeo en arbustivas de sotobosque; también se encontraron dos especies nectarívoras especialistas: *Choeronycteris mexicana* y *Glossophaga soricina* (L. Orozco, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2012). La riqueza y densidad de diferentes grupos funcionales de aves y murciélagos aumentaron con el tiempo de exclusión de la perturbación, lo que resultó en una mayor caída de semillas dispersadas por estos animales.

La riqueza de herbáceas y pastos a 2.5 años de establecida la exclusión de la perturbación (2008) fue significativamente mayor en las exclusiones (3.9 ± 1.1 spp/m²) y en el hábitat perturbados (3.6 ± 1.1 spp/m²) en comparación

con la selva más conservada (1.9 ± 1.1 spp/m²), mientras que la biomasa de herbáceas fue dos veces mayor en el hábitat excluido (95.96 ± 1.2 g/m²) que en la selva más conservada (28.79 ± 1.3 g/m²) y cuatro veces mayor en el hábitat excluido que en el perturbado (22.41 ± 1.3 g/m²; De la O-Toriz *et al.*, 2012). Al excluir la perturbación por sólo 2.5 años, la biomasa de hierbas nativas alcanzó los valores registrados para la selva más conservada, además, la riqueza de hierbas ruderales disminuyó de forma significativa (De la O-Toriz *et al.*, 2012). Además, el aumento de hierbas estuvo positivamente relacionado con la presencia de roedores: fuera de las exclusiones, donde la biomasa de hierbas es menor debido al ramoneo del ganado bovino, el éxito promedio de captura de roedores (núm. de capturas en 60 noches-trampa x 100) fue de 0.8 ± 0.5 roedores por noche en 2008, mientras que dentro de las exclusiones fue casi nueve veces mayor (7.1 ± 1.8 roedores). El éxito de captura alcanzó su máximo en las exclusiones después de 6 años (2010), cuando se registraron 20 capturas en las exclusiones y sólo 2.5 en promedio en el hábitat perturbado (D. Valenzuela-Galván y D. Muro, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2012). La exclusión del ramoneo tiene un efecto a corto plazo en la riqueza y biomasa de hierbas nativas, ayuda al control de las hierbas ruderales y favorece la presencia de roedores nativos.

En 2011, 5 años después de la exclusión de la perturbación, la riqueza (0.072 ± 0.01 sp/m²) y la densidad (0.69 ± 0.45 individuos/m²) de la comunidad de regeneración de avanzada fue siete veces mayor que en el hábitat perturbado (0.010 ± 0.0001 sp/m² y 0.10 ± 0.06 individuos/m²; Martínez-Pérez, 2014), lo que pudo estar relacionado con el aumento de la densidad y riqueza de semillas dispersadas a las parcelas. Este cambio en la vegetación dentro de las exclusiones ha tenido un efecto muy relevante en otros procesos ecológicos, como el de la herbivoría (Juan-Baeza *et al.*, 2015; véase capítulo 16). La intervención mínima ha tenido un efecto inmediato en la llegada de semillas, el establecimiento de plántulas y en la riqueza y densidad de organismos de tamaño pequeño o ciclos de vida cortos como hierbas, roedores y lepidópteros.

Los cambios en la estructura de la vegetación han favorecido la abundancia de otros grupos de animales, pero no su riqueza. Por ejemplo, después de 7 años de establecida la exclusión (2013), la riqueza de familias de arañas errantes (4.25 ± 0.68 familias) y de la vegetación (7.10 ± 1.11 familias) fue

estadísticamente similar en las exclusiones y en el hábitat perturbado (4.16 ± 0.68 y 5.07 ± 1.11 familias de arañas errantes y de la vegetación, respectivamente); sin embargo, la composición de familias de arañas de la vegetación y errantes durante la época de secas fue diferente en los sitios perturbados en comparación con los excluidos (Hernandez-Silva, 2016; Rivas-Herrera, 2015). Por otra parte, la abundancia de arañas errantes fue estadísticamente similar en el hábitat excluido (22.41 ± 4.58) y perturbado (11.66 ± 4.58), mientras que la abundancia de arañas de la vegetación fue cuatro veces mayor en las exclusiones (56.84 ± 1.19) que en el hábitat perturbado (12.87 ± 1.19). En este estudio hemos registrado cambios a corto plazo en la densidad de plantas, cambios a mediano plazo en la riqueza de plantas, mientras que la composición de plantas y animales apenas ha comenzado a cambiar. Para las arañas se ha observado un patrón diferente, la riqueza no se ha visto favorecida a mediano plazo, mientras que la composición de familias ha cambiado en los sitios excluidos en comparación con los perturbados; sólo la abundancia de arañas de la vegetación se ha visto favorecida por la exclusión.

Intervención intermedia

En el sitio de El Limón, Morelos, y en el de Teotlaco, Puebla, se han llevado a cabo experimentos de intervención intermedia. La intervención intermedia se realizó mediante siembra directa de especies sucesionales tempranas y tardías y la remoción de especies competidoras, principalmente pastos nativos. En Teotlaco, 3 meses después de la exclusión, se encontró que las especies sucesionales tempranas mostraron un mayor porcentaje de germinación (73.6%) que las sucesionales tardías (26.4%; Nicolás-Medina, 2016), mientras que en El Limón, 6 años después de la exclusión, no hubo diferencias en la germinación para las especies sucesionales tempranas ($35.85 \pm 0.99\%$) y tardías ($31.57 \pm 0.75\%$; Alba-García, 2015), probablemente debido al mejoramiento en las condiciones microambientales en las parcelas después de un mayor tiempo bajo intervención mínima. La siembra directa de especies sucesionales tempranas parece ser más exitosa al comienzo de la intervención mínima, en tanto que las especies sucesionales tardías mostraron niveles de

germinación similares al de las tempranas cuando se mejoran las condiciones microambientales con el tiempo de exclusión.

Intervención máxima

Las plantaciones de restauración ecológica, la estrategia principal de la intervención máxima, la hemos implementado en dos sitios de Morelos (El Limón y Quilamula) y en Teotlalco, Puebla, y Chamela, Jalisco. En El Limón sembramos 20 especies de árboles nativos en cuatro de exclusiones en agosto de 2006. La supervivencia de plántulas después de un año de siembra fue estadísticamente similar bajo condiciones de sol ($38.7 \pm 24.5\%$) y de sombra ($43.3 \pm 24.3\%$; Carrasco-Carballido y Martínez-Garza, 2011). En estas parcelas, las especies que presentaron mejor desempeño después de cinco años de siembra fueron *Lysiloma divaricata* (Fabaceae) y *Haematoxylon brasiletto* (Fabaceae; Montes de Oca y Martínez Garza, 2013). En Quilamula sembramos 6 especies de árboles nativos en parcelas excluidas. Ahí, *Acacia coulteri* y *Lysiloma divaricata* (Fabaceae) tuvieron las probabilidades más altas de supervivencia (0.89), mientras que *Lysiloma divaricata* presentó la tasa más alta de crecimiento en altura (2.5 ± 11.7 cm/mes) y *Leucaena esculenta* la tasa más alta de crecimiento en diámetro a la base (1.1 ± 2.7 mm/mes; Carrasco-Carballido *et al.*, 2014). En Chamela, Jalisco, se instalaron plantaciones de restauración con 11 especies de árboles nativos. La supervivencia fue mayor a 90% para todas las especies después de dos meses de plantación (González-Tokman *et al.*, en revisión). Después de dos años, *Heliocarpus pallidus* mostró el mayor volumen del tallo ($3\,124$ cm³), seguido por *Gliricidia sepium* ($1\,979$ cm³; Saucedo-Morquecho, 2016).

Para las 20 especies plantadas en El Limón, se encontró que aquellas con mayor crecimiento en altura mostraron la mejor supervivencia; dado que en los sitios perturbados la temperatura del suelo puede disminuir hasta 5 grados a sólo un metro de altura (Ehleringer y Sandquist, 2006), se sugiere que aquellas especies que alcanzan mayores alturas tienen más probabilidades de sobrevivir.

Las especies introducidas en plantaciones pueden sufrir de herbivoría por insectos, lo que puede afectar su supervivencia. En 2011 se evaluó la herbivoría en algunas de las especies plantadas en El Limón (5 años después de establecida la plantación), mientras que en Quilamula se evaluó la herbivoría dos años después de establecida la plantación (2014). El índice de herbivoría (Dirzo *et al.*, 1995) fue 5 veces menor en las especies sucesionales tardías (*ca.* 1) que corresponde a un porcentaje de herbivoría menor a 6%, en tanto que en *Ipomoea pauciflora*, un árbol sucesional temprano que se reclutó naturalmente, el índice de herbivoría fue de 3, que corresponde a *ca.* 25% de herbivoría (N. Mariano y R. Alcalá, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2012). Los niveles de herbivoría de *Ipomoea* de 2011 fueron ligeramente menores a lo que se registró un año antes (2010) en las exclusiones (30%; Juan-Baeza, 2013; véase también capítulo 16). En Quilamula se registró un mayor porcentaje de herbivoría para las especies sucesionales tempranas (7%) que para las tardías (5%) después de dos años de establecida la plantación (Márquez-Torres y Martínez-Garza, 2014); el porcentaje de herbivoría para las especies tardías en Quilamula fue similar a lo encontrado en El Limón (mencionado con anterioridad). En Quilamula, las plantas protegidas de la herbivoría mostraron una supervivencia y crecimiento similares a los de las plantas no-protegidas (Márquez-Torres y Martínez-Garza, 2014). Se ha reportado que la herbivoría puede ser menor en plantaciones mixtas comparadas con monocultivos (véase por ejemplo, Straub *et al.*, 2014), así, la plantación de seis especies pudo haber contribuido a la disminución de los porcentajes de herbivoría.

Las plantaciones de restauración tuvieron un efecto positivo en la densidad o riqueza de reptiles, roedores y aves. El efecto más inmediato de las plantaciones en la fauna se notó en el grupo de reptiles y anfibios en El Limón durante la época de secas, cuando se registró el doble de reptiles y anfibios en las plantaciones (14 individuos) en comparación con los sitios bajo intervención mínima (7 individuos; Orea, 2010). También para los roedores se notó un efecto de las plantaciones: durante el tercer y cuarto años del experimento en El Limón, la abundancia de roedores fue significativamente mayor en el hábitat bajo intervención mínima (7.05 ± 1.47 y 12.94 ± 4.4 capturas, respectivamente) que en las plantaciones (2.35 ± 0.58 y 3.24 ± 1.5 capturas, respectivamente; D. Valenzuela-Galván, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2014). La mayor

parte de los roedores registrados son granívoros, y muchos también pueden disminuir la biomasa vegetal debido al ramoneo de plántulas recién germinadas (véase por ejemplo, Howe y Brown, 1999). Una menor abundancia de roedores en las plantaciones podría favorecer el crecimiento de la vegetación al disminuir la depredación de semillas y de plántulas.

En 2011 se registró una mayor riqueza y abundancia de aves frugívoras en las plantaciones de restauración en El Limón (10.0 ± 0.48 especies y 35.77 ± 1.22 individuos) que en el hábitat bajo intervención mínima (8.0 ± 0.48 especies y 41.11 ± 1.22 individuos; M. Osorio, datos no publicados; Martínez-Garza *et al.*, 2014). La mayor riqueza y abundancia de aves frugívoras en las plantaciones parece estar asociada con una mayor caída de semillas dispersadas por animales (Gamboa-Villa, 2012); a pesar de que las plantaciones aún no presentaban individuos reproductivos en el momento del estudio, las aves frugívoras parecen estar visitando las plantaciones de restauración en busca de refugio y para alimentarse de insectos durante la época de reproducción.

Las plantaciones de restauración acelerarán el proceso de sucesión natural al favorecer una mayor riqueza de aves y de semillas que son dispersadas por animales, esto resulta en un cambio en la composición de plantas y animales en los sitios restaurados. Además del efecto positivo de las plantaciones para acelerar la restauración, la manipulación de la composición de árboles, a través de la siembra directa o las plantaciones permite dilucidar los mecanismos detrás de los patrones de sucesión tardía y de la velocidad de la recuperación de procesos involucrados en la regeneración y en el mantenimiento de los servicios ambientales básicos que nos brinda este ecosistema.

Conclusiones

1. La densidad, riqueza y diversidad de grupos funcionales de árboles y hierbas y de animales como aves, roedores, reptiles y anfibios incrementa con el tiempo bajo intervención mínima (exclusión de la perturbación).
2. La intervención intermedia favorece el aumento de la riqueza de árboles, mientras que la intervención máxima acelera la llegada de especies dispersadas por una mayor riqueza de aves.

3. El aumento en la riqueza y densidad de árboles y el recambio de especies muestra que la sucesión natural está teniendo lugar, sin embargo, éste es un proceso lento aun bajo la intervención máxima (plantaciones).
4. La modificación en la lluvia de semillas en los sitios bajo intervención mínima y máxima comienza a verse reflejada en la composición de la regeneración de avanzada.

Lecciones aprendidas

1. La acción mínima de cercar áreas pequeñas para evitar la entrada de ganado favorece el movimiento de plantas y animales en los paisajes agropecuarios permanentes.
2. Acciones de intervención mayor (intervención intermedia o máxima) favorece a grupos en riesgo: la introducción de árboles nativos tuvo un efecto positivo adicional durante la época de secas en la densidad de anfibios y reptiles, cuando las condiciones ambientales son sumamente hostiles en toda la selva estacional y se tornan imposibles para la presencia de estos animales en las áreas bajo perturbación crónica.
3. A pesar de la presencia de hierbas ruderales debido a la ganadería extensiva, su biomasa ha disminuido en las plantaciones, lo que apoya la hipótesis de que sitios con mayor diversidad sufren de una menor invasión de especies exóticas.
4. Incluir sitios con mínima intervención (exclusión de la perturbación), además de sitios en el ecosistema de referencia, otros bajo restauración o manejo, permite evaluar el efecto de las técnicas utilizadas en la recuperación de plantas y animales.

Referencias bibliográficas

Alba-García, L. (2015), "Siembra directa de árboles pioneros y no-pioneros de un bosque tropical caducifolio bajo diferentes tratamientos de restauración",

tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos.

- Arias-Medellin, L. A., A. Flores-Palacios y C. Martínez-Garza (2014), “Cacti Community Structure in a Tropical Mexican Dry Forest under Chronic Disturbance”, *Botanical Sciences*, núm. 92, pp. 405-415.
- Barrett, S. C. H. (2010), “Understanding Plant Reproductive Diversity”, *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, núm. 365, pp. 99-109.
- Camargo-Ricalde, S. L. y S. S. Dhillion (2004), “Use and Management of Mimosa Species in the Tehuacan-Cuicatlan Valley, a Tropical Semi-arid Region in Mexico (Fabaceae-Mimosoideae)”, *Revista De Biología Tropical*, núm. 52, pp. 845-851.
- Carrasco-Carballido, V., J. F. Márquez-Torres y C. Martínez Garza (2014), “Evaluación de la sucesión y recuperación de la función del ecosistema en selva baja caducifolia”, en E. Ceccon y C. Martínez-Garza (eds.), *I Simposio Mexicano de Restauración de Ecosistemas*, Cuernavaca, CRIM-UAEM.
- y C. Martínez-Garza (2011), “Recuperación de la biodiversidad con plantaciones de especies nativas en selvas húmedas y secas de México. Tres estudios de caso”, *I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*, Bogotá, Universidad Nacional de Colombia, pp. 297-305.
- Ceccon, E. y P. Hernández (2009), “Seed Rain Dynamics following Disturbance Exclusion in a Secondary Tropical Dry Forest in Morelos, Mexico”, *Revista de Biología Tropical*, núm. 57, pp. 257-269.
- Chazdon, R. L. (2014), *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*, Chicago, The University of Chicago Press.
- Comisión Nacional del Agua [Conagua] (2013), <<http://www.conagua.gob.mx/>> (consultado el 15 de agosto de 2014).
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp-Semarnat] (2005), *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla*, México, Conanp.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2014), *Programa de protección contra incendios forestales*, <http://www.eco-index.org/search/results_es.cfm?projectID=1350#VRAarS6zHfc> (consultado el 10 de enero de 2015).

- De la O-Toriz, J., B. Maldonado y C. Martínez-Garza (2012), “Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana”, *Botanical Sciences*, núm. 90, pp. 469-480.
- De la Peña-Domene, M., C. Martínez-Garza, S. Palmas-Pérez, E. Rivas-Alonso y H. F. Howe (2014), “Roles of Birds and Bats in Early Tropical-Forest Restoration”, *Plos One*, núm. 9, e104656.
- Dirzo, R., C. Domínguez, S. Bullock, H. Mooney y E. Medina (1995), “Plant-herbivore Interactions in Mesoamerican Tropical Dry Forests”, en S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 305-325.
- Douterlungne, D., E. Thomas y S. I. Levy-Tacher (2013), “Fast-growing Pioneer Tree Stands as a Rapid and Effective Strategy for Bracken Elimination in the Neotropics”, *Journal of Applied Ecology*, núm. 50, pp. 1257-1265.
- , S. I. Levy-Tacher, D. J. Golicher y F. R. Danobeytia (2010), “Applying Indigenous Knowledge to the Restoration of Degraded Tropical Rain Forest Clearings Dominated by Bracken Fern”, *Restoration Ecology*, núm.18, pp. 322-329.
- Ehleringer, J. R. y D. R. Sandquist (2006), “Ecophysiological Constraints on Plant Responses in a Restoration Setting”, en D. A. Falk, M. A. Palmer y J. B. Zedler (eds.), *Foundations of Restoration Ecology*, Washington, Island Press, pp. 42-58.
- Engel, V. L. y J. A. Parrotta (2001), “An Evaluation of Direct Seeding for Reforestation of Degraded Lands in Central Sao Paulo State, Brazil”, *Forest Ecology and Management*, núm. 152, pp. 169-181.
- Gamboa-Villa, L. (2012), “Efecto de plantaciones de restauración ecológica sobre la lluvia de semillas en la selva seca de Sierra de Huautla, Morelos, México”, tesis de licenciatura, Cuernavaca, Facultad de Ciencias Biológicas/UAEM.
- Hernández-Galindo, M. A. (2016), “Fenología floral, expresión sexual de árboles y visitantes florales en sitios de restauración ecológica experimental en Sierra de Huautla, Morelos”, tesis de licenciatura, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla.
- Hernández-Silva, Y. G. (2016), “Araneofauna de vegetación en tratamientos de restauración ecológica en selva estacional de Sierra de Huautla, Morelos”,

- tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Higgs, E. S. (1997), "What is Good Ecological Restoration?", *Conservation Biology*, núm. 11, pp. 338-348.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton (1996), "Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology", *Restoration Ecology*, núm. 4, pp. 93-110.
- Holl, K. D. (1999), "Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil", *Biotropica*, núm. 31, pp. 229-242.
- Hooper, E., R. Condit y P. Legendre (2002), "Responses of 20 Native Tree Species to Reforestation Strategies for Abandoned Pastures in Panama", *Ecological Applications*, núm. 12, pp. 1626-1641.
- Howe, H. F. y C. Martínez-Garza (2014), "Restoration as Experiment", *Botanical Sciences*, núm. 92, pp. 1-10.
- y J. S. Brown (1999), "Effects of Birds and Rodents on Synthetic Tallgrass Communities", *Ecology*, núm. 80, pp. 1776-1781.
- Juan-Baeza, I. (2013), "Efecto de tratamientos de restauración ecológica sobre la herbivoría y la comunidad de lepidópteros en dos árboles pioneros de una selva estacional de México", tesis de licenciatura, Cuernavaca, Facultad de Ciencias Biológicas/UAEM.
- Juan-Baeza, I., C. Martínez-Garza y E. del Val (2015), "Recovering more than Tree Cover: Herbivores and Herbivory in a Restored Tropical Dry Forest", *Plos One*, en revisión.
- Kennard, D. K. (2002), "Secondary Forest Succession in a Tropical Dry Forest: Patterns of Development across a 50-year Chronosequence in Lowland Bolivia", *Journal of Tropical Ecology*, núm. 18, pp. 53-66.
- Lamb, D., P. D. Erskine y J. A. Parrotta (2005), "Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes", *Science*, núm. 310, pp. 1628-1632.
- Maldonado, B. (1997), "Aprovechamiento de los recursos florísticos de la Sierra de Huautla, Morelos, México", tesis de maestría en Ciencias (Biología)/UNAM.
- Maldonado, B., J. Caballero, A. Delgado-Salinas y R. Lira (2013), "Relationship between Use Value and Ecological Importance of Floristic Resources

- of Seasonally Dry Tropical Forest in the Balsas River Basin, Mexico”, *Economic Botany*, núm. 67, pp. 17-29.
- , A. Ortiz-Sánchez y O. Dorado (2004), *Preparados galénicos e imágenes de plantas medicinales*, Cuernavaca, Conabio.
- Márquez-Torres, J. F. y C. Martínez-Garza (2014), “Herbivoría y crecimiento de seis especies arbóreas de la selva estacional establecidas en plantaciones de restauración ecológica”, en E. Ceccon y C. Martínez-Garza (eds.), *I Simposio Mexicano de Restauración de Ecosistemas*, Cuernavaca, CRIM-UAEM, p. 39.
- Martínez-Garza, C. (2014), *Restauración de la diversidad biológica en áreas degradadas de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos, México*, <http://www.eco-index.org/search/results_es.cfm?projectID=1350#.VRaarS6zHfc> (consultado el 10 de enero de 2015).
- , M. Osorio-Beristain, D. González-Tokman, D. Valenzuela-Galván, F. Márquez-Torres, E. del Val, K. Boege, C. Domínguez, A. Nicolás-Medina y G. Santana (2014), “Experimental Restoration in Three Dry Forests of Mexico: Exclusions, Direct Seeding and Plantings”, en Association of Tropical Biology and Conservation [ATBC] (eds.), *Meeting of the Association of Tropical Biology and Conservation*, Cairns, Australia, ATBC.
- , M. Osorio-Beristain, D. Valenzuela-Galván, R. E. Alcalá, N. Mariano y L. Orozco (2012), “Natural and Manipulated Succession in a Mexican Dry Forest: Recovering Functional Diversity”, en Association of Tropical Biology and Conservation [ATBC] (eds.), *Meeting of the Association of Tropical Biology and Conservation*, Bonito, Brazil, ATBC.
- , M. Osorio-Beristain, D. Valenzuela-Galván y A. Nicolás-Medina (2011), “Intra and Inter-annual Variation in Seed Rain in a Secondary Dry Tropical Forest Excluded from Chronic Disturbance”, *Forest Ecology and Management*, núm. 262, pp. 2207-2218.
- y H. F. Howe (2003), “Restoring Tropical Diversity: Beating the Time Tax on Species Loss”, *Journal of Applied Ecology*, núm. 40, pp. 423-429.

- Martínez-Pérez, A. (2014), “Efecto de los tratamientos de restauración ecológica en la regeneración de avanzada en la selva baja caducifolia de la Sierra de Huautla, Morelos, México”, tesis de licenciatura, Ciudad de México, UAM.
- Montes de Oca Villegas, M. y C. Martínez Garza (2013), “Tasa de sobrevivencia y crecimiento de 20 especies de árboles nativos de la Selva Baja Caducifolia en plantaciones experimentales en la Sierra de Huautla, Morelos, México”, en M. Osorio-Beristain y C. Martínez-Garza (eds.), *Ecología de la selva seca. Estudios de caso*, Cuernavaca, UAEM, pp. 42-44.
- Moran, C., C. P. Catterall y J. Kanowski (2009), “Reduced Dispersal of Native Plant Species as a Consequence of the Reduced Abundance of Frugivore Species in Fragmented Rainforest”, *Biological Conservation*, núm. 142, pp. 541-552.
- Nicolás-Medina, A. J. (2016), “Siembra directa de especies arbóreas en hábitats contrastantes en la Selva Estacional de la Mixteca Baja Poblana”, maestría en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada (2002), *Historia natural de Chamela*, México, Instituto de Biología/UNAM.
- Orea, J. (2010), “Efecto de plantaciones mixtas sobre la diversidad herpetofaunística en selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos”, tesis de licenciatura, Cuernavaca, Facultad de Ciencias Biológicas/UAEM.
- Rivas Herrera, C. I. (2015), “Araneofauna errante (Arachnida: Araneae) en tratamientos de restauración ecológica en la Selva Estacional de Sierra de Huautla, México”, tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Roa-Fuentes, L. L., C. Martínez-Garza, J. Etchevers y J. Campo (2013), “Recovery of Soil c and n in a Tropical Pasture: Passive and Active Restoration”, *Land Degradation & Development*, núm. 26, pp. 201-210.
- Saucedo-Morquecho, E. (2016), “Desempeño y atributos funcionales de árboles en plantaciones de restauración ecológica en el Bosque Tropical Caducifolio de Chamela, Jalisco”, Sciences Masters Dissertation, UNAM.
- Saucedo-Morquecho, E., D. González-Tokman, K. Boege, C. Domínguez, V. Barradas, A. Mendoza y C. Martínez-Garza (2014), “Crecimiento en plantaciones de restauración ecológica en el bosque tropical caducifolio”,

- en E. Ceccon y C. Martínez-Garza (eds.), *I Simposio Mexicano de Restauración de Ecosistemas*, Cuernavaca, CRIM-UAEM, p. 63.
- Society for Ecological Restoration Internacional [SER] (2006), *The SER International Primer on Ecological Restoration*, Tucson, SER.
- Stern, M., M. Quesada y K. E. Stoner (2002), "Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest following Intermittent Cattle Grazing", *Revista de Biología Tropical*, núm. 50, pp. 1021-1034.
- Straub, C. S., N. P. Simasek, R. Dohm, M. R. Gapinski, E. O. Aikens y C. Nagy (2014), "Plant Diversity Increases Herbivore Movement and Vulnerability to Predation", *Basic and Applied Ecology*, núm. 15, pp. 50-58.
- Trejo, I. y R. Dirzo (2000), "Deforestation of Seasonally Dry Tropical Forest: A National and Local Analysis in Mexico", *Biological Conservation*, núm. 94, pp. 133-142.
- Valencia-Esquivel, I. (2012), "Efecto de plantaciones de restauración ecológica experimental en la caída de hojarasca en un pastizal tropical lluvioso en Los Tuxtlas, Veracruz", Bachelor Degree Dissertation, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis-Muñoz, M. I. Alcocer-Silva, M. Y. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo (1999), "Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación", Reporte técnico del proyecto J084, México, Conabio-Instituto de Ecología/UNAM.
- Zahawi, R. A., J. L. Reid y K. D. Holl (2014), "Hidden Costs of Passive Restoration", *Restoration Ecology*, núm. 22, pp. 284-287.



dunas costeras



Foto: María Luisa Martínez

Capítulo 18

Diagnóstico de las necesidades y probabilidades de restauración en las dunas costeras de Quintana Roo

María Luisa Martínez
marisa.martinez@inecol.mx

Debora Lithgow
Gabriela Vázquez
José Guadalupe García Franco

Abstract

Population growth along the coasts has resulted in intense degradation and loss of coastal ecosystems, and sandy beaches and coastal dunes are amongst the most threatened and affected. In Mexico, the coastal dunes of the state of Quintana Roo are amongst the most urbanized and degraded. In spite of the growing need of restoration or rehabilitation actions on coastal dunes in Mexico, these are almost non-existent because of financial limitations, the difficulty of choosing the locations where these actions are most urgently needed, and because of the uncertainty of a successful restoration. Our goal was to analyze the coasts of the state of Quintana Roo with the Re-Dune index which includes geomorphological, ecological and socioeconomic variables, in 25 beaches. We found that six beaches were considered as adequate for conservation; restoration is the recommended action in two beaches and the remaining 13 were so degraded that only rehabilitation is possible. The expansion of tourism along the coasts of Quintana Roo certainly results in economic venues but also in intense environmental degradation. The actions recommended for recovering the coastal dunes of the state of Quintana Roo will increase hurricane protection and support a sustainable social and economic development. These actions should include: *a)* decreasing human disturbance to allow natural regeneration; *b)* avoid constructions on top of the dunes; *c)* analyze the reasons for the sediment deficit and address this problem urgently and; *d)* favor the conservation of those coastal dunes that are not deteriorated.

Key words: coastal dunes, Re-Dune index, restoration, rehabilitation, Quintana Roo.

Introducción

El continuo crecimiento poblacional a lo largo de las costas ha generado la degradación y pérdida de los ecosistemas costeros (Coverdale *et al.*, 2013; DINAS-COAST, 2006; Halpern *et al.*, 2008), siendo las playas y dunas los más amenazados y afectados (Martínez *et al.*, 2013a; Nordstrom, 2008; Barbier *et al.*, 2011). Las actividades humanas afectan los ecosistemas costeros, ya que: *a)* alteran los procesos naturalmente dinámicos de la costa; *b)* eliminan la variabilidad topográfica; *c)* fragmentan, degradan o eliminan la vegetación, y *d)* generan cambios en la biodiversidad al aumentar, disminuir o sustituir especies (De Luca *et al.*, 2011; Faggi y Dadon, 2011; Martínez *et al.*, 2006; 2013b; Nordstrom, 2000). En consecuencia, se ve interrumpida la provisión de servicios ecosistémicos, como la protección contra eventos hidrometeorológicos extremos (Mendoza-González *et al.*, 2012) y, por tanto, se incrementa el riesgo para las poblaciones costeras (Costanza *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2012).

Recientemente, en un estudio sobre la distribución y estado de conservación de las dunas costeras de México, Martínez *et al.* (2014) encontraron las siguientes tendencias: *a)* las dunas costeras abarcan una superficie total de 808 711 ha, superficie similar a la cubierta por manglares en México (Conabio, 2008). Los estados de Baja California Sur, Veracruz, Sinaloa y Tabasco son los que tienen mayor extensión de dunas en su territorio; *b)* en general, las dunas costeras de los estados del noroeste se encuentran mejor conservadas que las del este y sureste; *c)* también existen diferencias regionales en la superficie de dunas urbanizadas, siendo Quintana Roo uno de los estados con mayor urbanización y degradación de sus costas. De hecho, 58.8% del Producto Interno Bruto (PIB) estatal de Quintana Roo corresponde a actividades estrechamente relacionadas con el turismo de sol y arena, como son: servicios de alojamiento temporal y de preparación de alimentos y bebidas (22%), comercio (17%), servicios inmobiliarios y de alquiler de bienes muebles e intangibles (12%), y construcción (8%) (Secretaría de Economía, 2014).

A pesar de la creciente necesidad de realizar acciones de restauración ecológica de dunas costeras, éstas son realmente escasas en México. En la literatura científica sólo hemos encontrado el caso de Moreno-Casasola y colaboradores (2008), quienes realizaron acciones de rehabilitación después

de la expansión del puerto de Veracruz en 1996. En ese trabajo se relatan las acciones de estabilización del remanente de duna artificial que quedó después de las obras, con la siembra de vegetación nativa (*Opuntia stricta*) y de pastos provenientes de pastizales aledaños. Otros casos de intervención en playas y dunas costeras se han enfocado en los rellenos de playas, aunque éstos no implican una restauración ecológica y, hasta donde sabemos, no se han publicado en la literatura científica.

La escasez de acciones de restauración o rehabilitación de dunas en el mundo y sobre todo en México, está asociada con retos a los que la mayoría de los proyectos de restauración se deben enfrentar, como: *a*) las escasas oportunidades de financiamiento disponibles; *b*) la dificultad de elegir las localidades donde las acciones de restauración son más urgentes (véase capítulo 1), y *c*) la incertidumbre de las probabilidades de realizar una restauración exitosa. Frente a este escenario, es importante tomar decisiones sobre las posibles acciones de restauración de una manera eficiente. Las acciones de restauración deben estar estandarizadas para hacer comparaciones entre localidades; y a la vez es necesario que la priorización entre los sitios a restaurar se realice con un enfoque multidisciplinario que considere los factores ecológico, geomorfológico y socioeconómico.

Recientemente, Lithgow y colaboradores (2015) diseñaron el índice Re-Duna (Restauración de Dunas) que se enfoca en evaluar los aspectos geomorfológicos, ecológicos y socioeconómicos que se deben considerar para determinar si un sitio necesita y puede ser recuperado, así como la elección del tipo de intervención necesaria. De esta manera, se busca maximizar las probabilidades de éxito de las diferentes intervenciones posibles a través de la toma de decisiones informadas y alentar a conservar, restaurar, o bien, rehabilitar dunas costeras cuando cada una de estas acciones sea pertinente. El índice Re-Duna utiliza un listado de variables que en su mayoría se evalúa directamente en el campo y se complementan con trabajo de gabinete. Además, aunque existen muchos tipos y formas de dunas, el índice Re-Duna se enfoca solamente en las dunas frontales, en particular las más recientes, que son las que se encuentran en el fondo de la playa y donde se realiza la mayoría de las actividades humanas, debido a su proximidad con la playa. Así, estas dunas tienen una orientación paralela a la línea de costa, y a veces, a través de

siglos, pueden formar grandes campos de dunas frontales, como es el caso de las marismas nacionales en Nayarit (Martínez *et al.*, 2014).

El objetivo de este trabajo fue analizar las costas de Quintana Roo, ya que son las que tienen la mayor actividad turística del país. Se probó el índice Re-Duna en todas las playas a las que tuvimos acceso y usamos variables geomorfológicas, ecológicas y socioeconómicas con la finalidad de hacer un diagnóstico sobre las necesidades y posibilidades de realizar actividades de restauración, rehabilitación o conservación, que permita recuperar la estructura y el funcionamiento de las dunas frontales de estas costas.

Método

Zona de estudio

Quintana Roo es uno de los estados con menor extensión de dunas, las cuales suman 12 278 ha (Martínez *et al.*, 2014). Todas las dunas de este estado son frontales, y están total o parcialmente cubiertas por vegetación. Las costas de Quintana Roo están fuertemente afectadas por las actividades humanas, sobre todo las de índole turística. En particular, Cancún ha concentrado el turismo internacional que visita México desde 1991 (Propin-Frejomil y Sánchez, 2007). El grado de conservación de las dunas de este estado incluye dos extremos: casi la mitad está bien conservada o ligeramente degradada, y la otra mitad tiene usos mixtos, que incluyen agricultura, ganadería, presencia de caminos y aproximadamente 23% de las dunas tiene asentamientos urbanos (Inegi, 2010; Martínez *et al.*, 2014).

Trabajo de campo

Se visitaron 25 localidades ubicadas a lo largo de la costa de Quintana Roo (figura 1). El único criterio para la elección de los sitios de estudio fue la posibilidad de acceso a la playa. Los sitios donde se pudo evaluar la lista de variables del índice Re-Duna difirieron entre sí por su geomorfología, presencia de

Figura 1
Localización de los sitios de estudio



MIDA Federal (1988-2002; 2000-2001; 1989-2002; 2000-2001; 1999-2001; 1999-2002; 1999-2002), Landsat GeoCover ETM+ 2000 Edition, Mosaics Tile N-15-15; N-15-20; N-16-15; N-16-20; N-17-15; N-17-20), ETM-EarthSat-MrSID, 1.0. USGS, Sioux Falls, South Dakota, 2000. Disponible en: www.landcover.org

Fuente: elaboración propia.

vegetación e intensidad del impacto de las actividades humanas. En cada sitio se hizo un recorrido inicial de la playa y del primer cordón de dunas, y posteriormente se eligió un segmento de 200 m de longitud, considerando dos factores: *i*) que el segmento incluyera un conjunto de condiciones relativamente homogéneas de atributos físicos, ecológicos y de presión humana; y *ii*) que representara la localidad en general. En el caso de que la localidad mostrara diferentes tipos de condiciones, se aplicó el índice las veces necesarias para tener representada la zona, como fue el caso de Sian Ka'an.

En cada zona elegida se aplicó el índice Re-Duna (Lithgow *et al.*, 2015) que evalúa las características geomorfológicas, la vegetación presente, la presencia de elementos bióticos y abióticos que favorecen las acciones de restauración, y la presencia de elementos prioritarios como son especies y poblaciones humanas e infraestructura en riesgo (figura 2).

Uso de la lista de revisión

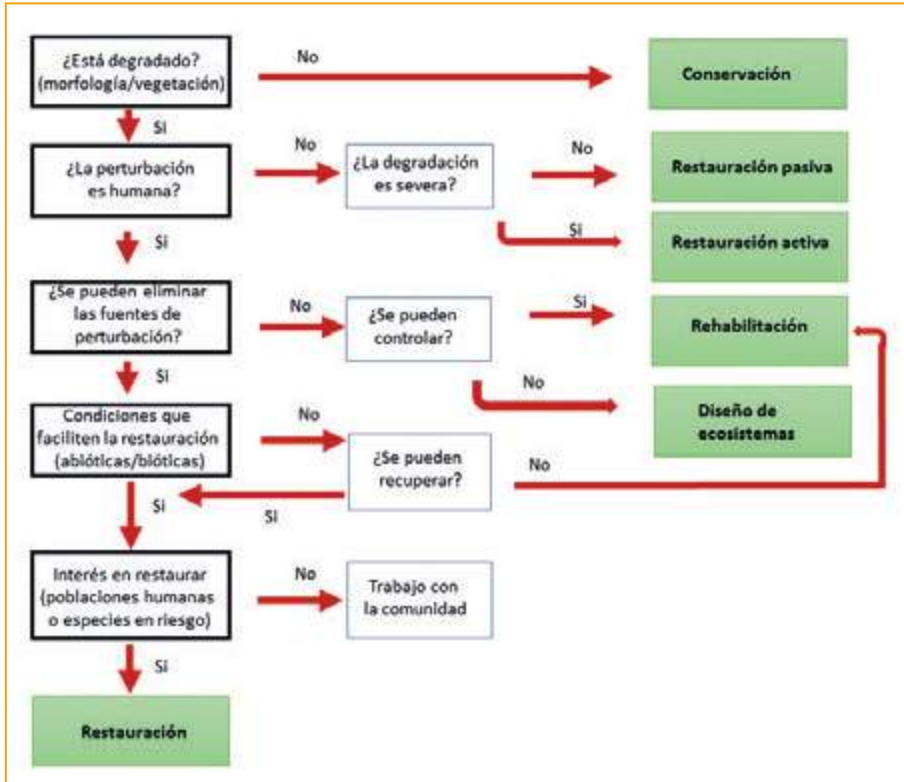
Después de aplicar la lista de revisión en cada localidad se calculó el Índice Re-Duna. Este índice se divide en dos secciones: elementos positivos y negativos. A su vez, cada sección contiene dos criterios y dos subcriterios dentro de los que se utilizan 36 variables en total (cuadros 1 y 2). Los elementos con influencia positiva favorecen la recuperación de los atributos bióticos y abióticos del sistema; por ejemplo, cercanía a sitios conservados que funcionen como fuente de propágulos. Por otro lado, los elementos con un impacto negativo incluyen diferentes componentes de degradación que afectan la morfología de la duna y la estructura de la vegetación, por ejemplo, el pisoteo de la vegetación. Todas las variables del índice tienen entre 2 y 5 categorías.

Cálculo del índice Re-Duna

Después de evaluar cada variable a través de la lista de revisión (*checklist*) en cada sitio, cada variable se multiplicó por su valor de importancia relativa (ponderación). Esta importancia relativa se obtuvo por medio de un análisis

Figura 2

Elementos que se deben considerar para decidir cuándo y dónde es necesario o posible realizar actividades de restauración de dunas costeras



Fuente: elaboración propia con base en Lithgow *et al.* (2013a).

jerárquico analítico y un panel de expertos multidisciplinario (Lithgow *et al.*, 2015). Los valores de ponderación se encuentran indicados en la lista de revisión mostrada en el trabajo de Lithgow y colaboradores (2013).

El cálculo del índice Re-Duna consiste en tres pasos:

Paso 1. Integración de elementos positivos y negativos.

$$\text{Índice Re - Duna} = \sum_{i=1}^N w_i X_i - \sum_{i=1}^N w_i Y_i = (\Sigma w_f F + \Sigma w_p P) - (\Sigma w_d D + \Sigma w_T T)$$

Cuadro 1
Elementos con un impacto positivo en las dunas frontales,
donde se indican los subcriterios y los indicadores para cada uno

Crterios	Sub-criterios	Variables	Descripción de las variables	Unidades
Aspectos facilitadores	Atributos abióticos	Transporte de sedimento hacia la duna frontal	Las dunas se forman a partir de la arena de la playa.	Evidencia de movimiento de sedimento (cualitativo): Baja (la vegetación no está enterrada), Media (presencia de arena sobre la superficie de las hojas), Alta (vegetación enterrada).
		Ancho de la playa seca	Evidencia de suficiente aporte de sedimentos.	Ancho de la playa seca (m).
		Dinámica eólica	La velocidad y dirección del viento determinan la formación de dunas.	Presencia o ausencia de una velocidad de viento mínima: 5m/s.
		Orientación de la costa/olas	Necesario para el transporte de sedimentos hacia la playa y dunas.	Orientación respecto de la dirección predominante del viento y el tipo de oleaje.
		Tamaño del grano de arena	Cuando los granos de arena son lo suficientemente pequeños, pueden ser transportados por el viento. La presencia de un adecuado aporte de sedimentos es necesaria para la formación de dunas.	Tamaño del grano de la arena de la playa y duna frontal (cualitativo o cuantitativo si es posible): fino (0.063-0.2mm); parecido al azúcar glass o harina; medio (0.2-0.63mm) parecido al azúcar refinada; grueso (0.63-2.0mm) diámetro parecido al azúcar morena, no refinada.
		Longitud relativa de la duna frontal	Aporta información sobre la fragmentación a nivel local.	Porcentaje de duna frontal intacta.
	Atributos bióticos	Especies nativas y constructoras de dunas	Necesarias para la recuperación natural de la vegetación y desarrollo posterior de las dunas.	Presencia/ausencia.
		Especies pioneras	La arena se acumula alrededor de las especies pioneras (colonizadoras de playas) de manera que se forman dunas embrionarias en la playa.	Presencia/ausencia.

Cuadro 1 (continuación)
Elementos con un impacto positivo en las dunas frontales,
donde se indican los subcriterios y los indicadores para cada uno

Crterios	Sub-criterios	Variabes	Descripción de las variables	Unidades
Aspectos facilitadores	Atributos bióticos	Fuente de propágulos	Para la revegetación o restauración se deben utilizar propágulos de la misma región geográfica.	Distancia a la fuente de propágulos más cercana (km).
Aspectos de utilidad para la priorización	Conservación	Especies endémicas	Importancia ecológica y evolutiva para la conservación. Se deben proteger las especies (características de dunas móviles).	Presencia/ausencia.
		Especies de alta prioridad	Estas especies atraen el interés y los recursos para la conservación.	Presencia/ausencia.
		Áreas protegidas cercanas	Son importantes como fuentes potenciales de propágulos.	Distancia a las áreas protegidas más cercanas (km).
	Servicios ecosistémicos	Protección de tormentas y huracanes	La protección es importante dado el creciente impacto de tormentas y huracanes en términos de daño a la infraestructura y pérdida de vidas humanas.	Presencia de infraestructura o intereses culturales y económicos en riesgo.
		Hedónico	La belleza escénica de las playas y costas ha sido ampliamente reconocida.	Más natural es percibido como más bello.
		Recreación	El turismo es de las industrias más grandes del mundo y las playas son destinos preferidos.	Distancia de sitios turísticos además del que se está estudiando (km).
		Patrimonio cultural	Las playas y dunas se han usado por milenios. Existen sitios antropológicos cerca o en las playas.	Distancia de sitios de importancia cultural (km).

Fuente: elaboración propia con base en Lithgow *et al.* (2013).

Dunas costeras

Cuadro 2
Elementos con un impacto negativo en las dunas frontales,
donde se indican los subcriterios y los indicadores para cada uno

Criterion	Sub-criterion	Variables	Description of the variable	Units
Nivel de disturbio	Morfología	Infraestructura permanente	La infraestructura permanente destruye las dunas costeras y elimina la vegetación natural.	Superficie relativa (%) cubierta por diferentes tipos de infraestructura (caminos, casas, etc.).
		Desestabilización por pisoteo y pastoreo	El pisoteo y sobrepastoreo eliminan la vegetación y producen zonas de deflación (erosión).	Porcentaje de la superficie total analizada.
		Zonas de deflación	Red de caminos.	Zonas de erosión debido a la red de caminos, medido como porcentaje de la duna frontal analizada.
		Infraestructura temporal	La infraestructura temporal daña a las dunas costeras, elimina la vegetación natural e interrumpe la dinámica sedimentaria.	Frecuencia relativa de diferentes tipos de infraestructura temporal (Porcentaje de camastros, palapas).
	Vegetación	Plantaciones y especies exóticas	Se modifican los procesos ecológicos como la sucesión y los ciclos de nutrientes, carbono, agua.	Presencia/ ausencia.
		Degradación y pérdida de vegetación	Las perturbaciones eliminan la cubierta vegetal y extinguen especies, reduciendo la biodiversidad.	Porcentaje de la vegetación perdida o degradada.
Tensión en el sistema	Factores endógenos	Extracción de arena	Pérdida de sedimentos y erosión.	Presencia/ ausencia.
		Infraestructura permanente sobre las dunas móviles	La vegetación se destruye y se modifica la dinámica sedimentaria.	Densidad de infraestructura: Baja (1-2/km), Media (3-5/km), Alta (>5/km).

Cuadro 2 (continuación)
Elementos con un impacto negativo en las dunas frontales,
donde se indican los subcriterios y los indicadores para cada uno

Tensión en el sistema	Factores endógenos	Infraestructura permanente sobre las dunas estabilizadas	Desestabilización; destrucción de la vegetación; pérdida de biodiversidad; exposición al movimiento de arena.	Bajo (pocas construcciones aisladas /km), Medio (1 hotel o 3 casas/km), Alto (>2 hoteles o 5 casas/km).
		Descargas de agua en la playa	Contaminación.	Presencia/ ausencia.
		Presión por ganado y pisoteo	Vegetación y propágulos son destruidos; disminuye la biodiversidad; fragmentación; erosión.	Intensidad de pisoteo: Nada, Muy Baja (<10%); Baja (10-30%); Media (31-50%); Alta (>50%) de la vegetación con evidencia de haber sido pisoteada.
		Infraestructura o actividades temporales sobre las dunas móviles	Con mayor turismo aumenta el uso de vehículos, pisoteo, aplanamiento de dunas, limpieza de playa con vehículos.	Impacto: Bajo (senderos marcados), Medio (algunas huellas de vehículos), Alto (muchas huellas de vehículos y senderos).
	Factores exógenos	Dragado de lagunas	Se modifica el flujo de agua y la dinámica sedimentaria.	Presencia/ ausencia.
		Proximidad a sitios turísticos	Posible sobre-explotación del sistema.	Distancia (km) de sitios turísticos adicionales.
		Infraestructura sobre la línea de costa	La dinámica del oleaje y los sedimentos se alteran.	Tipo de infraestructura (rompeolas, muros de protección, escolleras).
		Infraestructura sobre la costa	Se interrumpe la dinámica sedimentaria.	Presencia de puertos.

Fuente: elaboración propia con base en Lithgow *et al.* (2013).

donde w_i representa la importancia relativa de cada variable; X_i es el valor obtenido para cada variable con influencia positiva y Y_i para cada variable con influencia negativa; $w_f F$ es el total de las variables que pertenecen a los aspectos facilitadores y que ya han sido ponderados al multiplicarlos por su importancia relativa; $w_p P$ representa el total de las variables ponderadas que son de utilidad para la priorización; $w_d D$ son las variables ponderadas que permiten evaluar el nivel de perturbación del sitio y $w_t T$ se refiere a las variables ponderadas usadas para medir la tensión en el sistema. De esta manera, $\sum_{i=1}^N w_i X_i$ es la suma ponderada de las variables consideradas como aspectos facilitadores ($w_f F$), así como las que se consideraron útiles para la priorización ($w_p P$). Por otro lado, $\sum_{i=1}^N w_i Y_i$ incluye la suma ponderada de las variables consideradas como generadoras de disturbio ($w_d D$) y la suma de las que causan estrés al sistema ($w_t T$). Los elementos con un efecto negativo ($\sum_{i=1}^N w_i Y_i$) se restan de los elementos con un efecto positivo ($\sum_{i=1}^N w_i X_i$).

Paso 2. Cálculo del Índice Re-Duna. A partir de la sumatoria anterior se determina si el sitio de estudio necesita y puede ser restaurado con probabilidades de éxito, o bien, se puede sugerir una intervención alternativa como la conservación o la rehabilitación.

$$\text{Paso 2 del Índice Re - Duna} = \frac{x_j + 22.51}{68.62} * 100$$

donde x_j es el resultado de restar los elementos negativos a los elementos positivos (paso 1), y los valores 22.51 y 68.62 son constantes determinadas previamente por Lithgow y colaboradores (2015). De esta manera, el índice se estandariza y adquiere un valor entre 0 y 100 permitiendo comparar entre localidades.

Paso 3. Uso de la escala para determinar el tipo de intervención recomendable de acuerdo con las siguientes reglas de decisión: 0-35 rehabilitar; 35-50 restaurar; > 50 conservar. Estas reglas fueron establecidas a través de la evaluación de 15 sitios de referencia que abarcaron diferentes niveles de degradación y posibilidades de restauración de acuerdo con expertos en restauración de dunas costeras. Su aplicación previa en la costa de Veracruz confirmó que la escala es adecuada (Lithgow *et al.*, 2015).

Resultados

El análisis del nivel de perturbación de los sitios estudiados indica que son muy frecuentes: *a)* la degradación por presencia de infraestructuras temporales y permanentes, y *b)* los pasillos de deflación que son zonas de erosión a manera de corredores dentro de las dunas. Los disturbios originados por el pisoteo, la pérdida de vegetación y la presencia de especies exóticas fue registrada en un menor número de localidades (figura 3a). Los elementos endógenos (que tienen un impacto directo en el sistema y generan tensión) que predominaron fueron la presencia de visitantes y vehículos, así como la infraestructura permanente y temporal sobre las dunas móviles y estabilizadas (figura 3b). Por otro lado, los elementos exógenos (con un impacto indirecto, pero que también generan tensión en el sistema) incluyeron la presencia de zonas turísticas, así como estructuras que modifican el oleaje y la dinámica sedimentaria (escolleras, espigones y la infraestructura portuaria o marina) (figura 3c). La variable exógena más frecuente y que genera mayor tensión en los sitios estudiados fue la presencia de zonas turísticas, pues la mayoría de los sitios evaluados se encuentra a 10 km o menos de éstas. En cambio, la fuente de tensión exógena menos frecuente fue el dragado de cuerpos lagunares. Por otro lado, la frecuencia de los elementos abióticos (aporte de sedimentos, fuentes de sedimento, dinámica eólica) que facilitarían las acciones de restauración fue baja (figura 3d). Sin embargo, el ancho de las playas y la presencia de sedimentos finos se consideran como promotores de la recuperación del sistema, ya que indican disponibilidad de sedimentos, lo que favorece la reconstrucción y recuperación de las dunas. La escasez de sedimentos es un elemento que dificulta las acciones de recuperación y se observa en el escaso aporte de sedimento (figura 3d). En contraste, existen elementos bióticos como la presencia de especies colonizadoras de playas (pioneras), especies nativas y fuentes cercanas de propágulos que favorecen las acciones de restauración o rehabilitación de la vegetación (figura 3e). Por último, los elementos que se presentaron con mayor frecuencia y que ayudan en el proceso de priorización entre sitios a restaurar, fueron la cercanía a zonas naturales protegidas, la presencia de zonas de interés cultural y en algunas playas, una elevada cantidad de visitantes por año, así como la presencia de hoteles e infraestructura en riesgo (figura 3f). La frecuencia de inundaciones

es moderada, por lo que se utiliza para dar prioridad a la intervención de los sitios donde estos eventos ocurren.

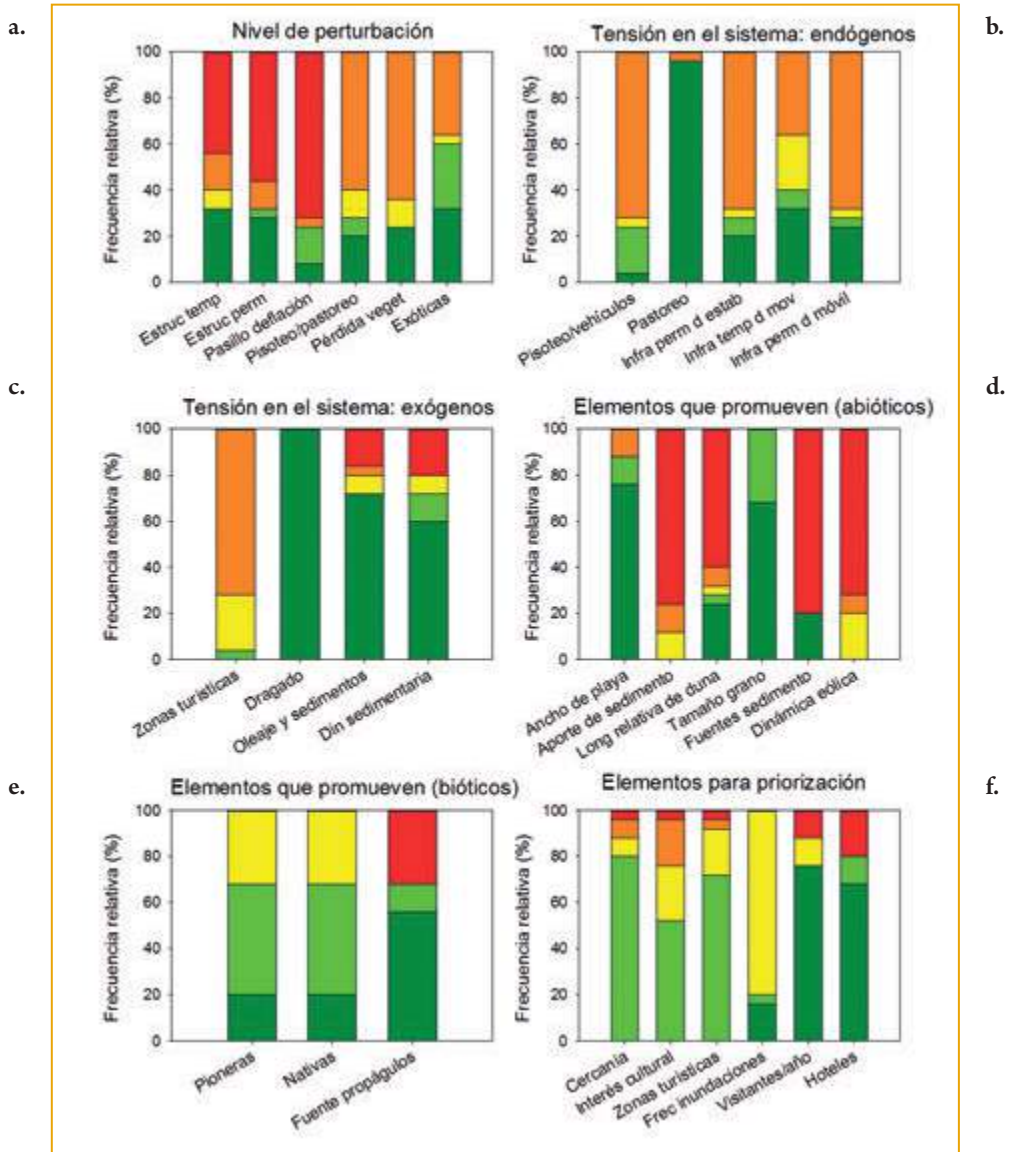
Al integrar las variables descritas anteriormente se calculó el índice Re-Duna, el cual indica que seis de los 25 sitios analizados ameritan acciones de conservación, dos requieren acciones de restauración y 17 están tan degradados que únicamente podrían ser rehabilitados, con intervenciones de mantenimiento periódicas para manejar el ecosistema rehabilitado (cuadro 3; figura 4).

Discusión

Existen índices que se han utilizado para evaluar el estado de las playas y dunas costeras y que tienen diferentes enfoques: *a*) analizar la vulnerabilidad (García-Mora *et al.*, 2001); *b*) determinar el impacto del turismo (Leatherman, 1997; Phillips y House, 2009); *c*) comparar entre playas con diferente enfoque turístico (Cervantes y Espejel, 2008); *d*) valorar la calidad de las playas en términos de seguridad, calidad del agua, facilidades, belleza escénica y basura (Micalleff *et al.*, 2011), y *e*) estimar el valor de conservación y el potencial de recreación (McLachlan *et al.*, 2013). Complementario a los índices mencionados, el índice Re-Duna es una herramienta multidisciplinaria de diagnóstico que permite determinar las necesidades y posibilidades de realizar acciones de restauración o rehabilitación, así como priorizar entre las zonas donde se recomienda tomar estas acciones. Este índice se aplicó previamente en las costas de Veracruz (Lithgow *et al.*, 2015) y se determinó que alrededor de la mitad de las playas con dunas frontales tienen signos de degradación, lo que indica la necesidad de restaurar o rehabilitar.

En el caso de las costas de Quintana Roo, se diagnosticó que las dunas costeras de la mayoría de las playas estudiadas también requieren de acciones de restauración y rehabilitación. Los sitios considerados como adecuados para la conservación fueron 6 y son aquellos que ya están sujetos a algún programa de conservación. Tal es el caso de la zona de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, donde aunque las dunas no están sujetas a ningún programa de protección especial, su estado de conservación es relativamente bueno, debido a la protección de los ecosistemas adyacentes (cuadro 3). También

Figura 3
Frecuencia relativa de las variables utilizadas por el índice Re-Duna
para el diagnóstico de las posibilidades y necesidades
de restauración de dunas costeras



Los colores representan un gradiente, siendo verde oscuro lo óptimo y rojo lo peor.

Fuente: elaboración propia.

Figura 4
 Localización de las playas a conservar (puntos verdes), restaurar (puntos amarillos)
 y rehabilitar (puntos rojos) de acuerdo con el índice Re-Duna



Fuente: elaboración propia.

Cuadro 3
Índice Re-Duna para los 25 sitios estudiados y recomendación
que se hace a partir de los valores generados en éste

Sitio	Índice Re-Duna	Decisión final
Xcachelito	79	Conservar
Sian Ka'an 3	79	Conservar
Sian Ka'an 1	73	Conservar
Xcachel	70	Conservar
Sian Ka'an 4	67	Conservar
Sian Ka'an 2	63	Conservar
Playa Delfines	39	Restaurar
Tulum 1	39	Restaurar
Playa Ballenas 3a etapa	34	Rehabilitar
Playas Aventuras	32	Rehabilitar
Playa Ballenas	32	Rehabilitar
Playa Marlín carretera	31	Rehabilitar
Playa Marlín playa	27	Rehabilitar
Akumal	26	Rehabilitar
Xcalacoco	25	Rehabilitar
Puerto Morelos II	23	Rehabilitar
Playa Tortugas	23	Rehabilitar
Playa Niño	23	Rehabilitar
Playa Cur	21	Rehabilitar
Puerto Morelos	20	Rehabilitar
Playa Chac mool	18	Rehabilitar
Playa Langosta	17	Rehabilitar
Playa Las Perlas	17	Rehabilitar
Playa Paraíso 2	13	Rehabilitar
Playa del Carmen	12	Rehabilitar

Fuente: elaboración propia.

las dunas de los campamentos tortugueros Xcabel y Xcabelito se encuentran bien conservadas, igualmente debido a las actividades de conservación que se realizan en estas playas.

Solamente encontramos dos playas donde se recomienda realizar acciones de restauración en sus dunas con probabilidades de éxito relativamente buenas (Playa Delfines y Tulúm 1). Esas playas son extensas y contienen abundante sedimento, y además están relativamente apartadas de zonas muy urbanizadas. Por último, las playas que se encuentran en la isla de Cancún están severamente degradadas y carecen de los elementos necesarios para realizar acciones de restauración. Allí hay poco aporte de sedimentos, y sobre todo, la presencia de hoteles construidos encima de las dunas provoca una severa degradación difícil de revertir. En estos casos, la rehabilitación constante de las dunas es necesaria para continuar usándolas con fines turísticos.

Conclusiones

A pesar del grado de deterioro detectado a lo largo de la costa de Quintana Roo, las intervenciones de restauración o rehabilitación son prácticamente nulas y la mayoría se ha centrado en el relleno de las playas después de eventos severos de erosión. De hecho, en las últimas décadas las playas de Cancún y Playa del Carmen han sido rellenadas en dos ocasiones (Silva-Casarín *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2009), sin esfuerzos para recuperar las dunas frontales ni la vegetación nativa. Lo anterior es de particular relevancia dada la protección que las dunas costeras y su vegetación ofrecen contra el impacto de eventos hidrometeorológicos extremos (Odériz *et al.*, 2014), y el hecho de que, a nivel nacional, Quintana Roo es uno de los estados más afectados por el impacto de huracanes (Martínez *et al.*, 2014).

Recomendaciones y lecciones aprendidas

Sin duda, la expansión de las actividades turísticas en las costas ha generado importantes ganancias económicas, pero también una fuerte degradación

Ejemplos de las playas y dunas frontales de la costa de Quintana Roo (México)



a. y b. Playas en buen estado de conservación donde incluso hay arribazón de tortugas. Estas playas mantienen su dinamismo y se recuperan naturalmente después del paso de los huracanes. c. Desarrollo urbano altamente denso y en la playa del Caribe mexicano (Quintana Roo), lo que restringe la capacidad de recuperación después del paso de huracanes, generando erosión severa (d).

Fotos: M. Luisa Martínez.

ambiental. La manutención y recuperación de las dunas costeras de Quintana Roo es de gran relevancia para mitigar las pérdidas por el impacto de huracanes, así como para fomentar el desarrollo económico y social de la zona costera. En particular, es recomendable: *a)* disminuir el nivel de perturbación de las dunas, zonificando las actividades turísticas, al tiempo que se recupere la topografía y la vegetación nativa; *b)* disminuir los elementos que generan tensión en el sistema, como es impedir construcciones sobre las dunas frontales, fomentando que se realicen en zonas posteriores con caminos bien

delimitados hacia la playa; *c*) analizar las causas del déficit de sedimentos en las playas y tomar las acciones pertinentes; *d*) conservar las dunas que aún no se han degradado, ya que ofrecen protección y además funcionan como reservorios de biodiversidad. La evaluación de las necesidades y posibilidades de restauración permite plantear estrategias para el manejo de las playas y dunas costeras de Quintana Roo.

Referencias bibliográficas

- Barbier E., S. Hacker, C. Kennedy, E. Koch, A. Stier y B. Silliman (2011), "The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services", *Ecological Monographs*, vol. 81, núm. 2, pp. 169-193.
- Cervantes O. e I. Espejel (2008), "Design of an Integrated Evaluation Index for Recreational Beaches", *Ocean and Coastal Management*, vol. 51, núm. 5, pp. 410-419.
- Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2008), *Manglares de México*, México, Conabio.
- Costanza, R., O. Pérez-Maqueo, M. L. Martínez, P. Sutton, S. J. Anderson y K. Mulder (2008), "The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection", *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 37, núm. 4, pp. 241-248.
- Coverdale, T. C., N. C. Herrmann, A. H. Altieri y M. D. Bertness (2013), "Latent Impacts: The Role of Historical Human Activity in Coastal Habitat Loss", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 11, núm. 2, pp. 69-74.
- De Luca, E., C. Novelli, F. Barbato, P. Menegoni, M. Lannetta y G. Nascetti (2011), "Coastal Dune Systems and Disturbance Factors: Monitoring and Analysis in Central Italy", *Environmental Monitoring Assessment*, núm. 183, pp. 437-450.
- DINAS-COAST (2006), Consortium: DIVA1.5.5. Potsdam Institute for Climate Impact Research (CD-ROM), Potsdam, Germany.
- Faggi, A. y J. Dadon (2011), "Temporal and Spatial Changes in Plant Dune Diversity in Urban Resorts", *Journal of Coastal Conservation*, núm. 15, pp. 585-594.

- García-Mora, M., J. B. Gallego-Fernández, A. Williams y F. A. García-Novo (2001), "Coastal Dune Vulnerability Classification: SW Iberian Peninsula Case Study", *Journal of Coastal Research*, núm. 17, pp. 802-811.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck y R. Watson (2008), "A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems", *Science*, núm. 319, pp. 948-952.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010), *Censo de Población y Vivienda*, Mexico, Inegi.
- Leatherman, S. (1997), "Beach Rating: A Methodological Approach", *Journal of Coastal Research*, vol. 13, núm. 1, pp. 253-258.
- Lithgow, D., M. L. Martínez y J. B. Gallego-Fernández (2015), "The 'Re-Dune' Index (Restoration of Coastal Dunes Index) to Assess the Need and Viability of Coastal Dune Restoration", *Ecological Indicators*, núm. 49, pp. 178-187.
- , M. L. Martínez, J. B. Gallego-Fernández, P. A. Hesp, P. Flores, S. Gachuz, N. Rodríguez-Revelo, O. Jiménez-Orocio, G. Mendoza-González y L. L. Álvarez-Molina (2013), "Linking Restoration Ecology with Coastal Dune Restoration", *Geomorphology*, núm. 199, pp. 214-224.
- Martínez, M. L., P. Moreno-Casasola, I. Espejel, O. Jiménez-Orocio, D. Infante-Mata y N. Rodríguez-Revelo (2014), *Diagnóstico de las dunas costeras de México*, México, Conafor.
- , P. A. Hesp y J. B. Gallego-Fernández (2013a), "Costal Dunes: Human Impact and Need for Restoration", en M. L. Martínez, J. B. Gallego-Fernández y P. A. Hesp (eds.), *Coastal Dune Restoration*, Berlín, Springer-Verlag, pp. 1-14.
- , P. A. Hesp y J. B. Gallego-Fernández (2013b), "Coastal Dune Restoration: Trends and Perspectives", en M. L. Martínez, J. B. Gallego-Fernández y P. A. Hesp (eds.), *Coastal Dune Restoration*, Berlín, Springer-Verlag, pp. 323-339.
- , R. A. Feagin, K. M. Yeager, J. Day, R. Costanza, J. H. Harris, R. J. Hobbs, J. López Portillo, I. J. Walker, E. Higgs, P. Moreno-Casasola, J. Sheinbaum y A. Yáñez-Arancibia (2012), "Artificial Sand Berms and the

- Gulf Oil Spill: A Quick Solution or a Long Term Liability?,” *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, núm. 1, pp. 44-49.
- Martínez, M. L., J. B. Gallego-Fernández, J. García-Franco, C. Moctezuma y C. D. Jiménez (2006), “Assessment of Coastal Dune Vulnerability to Natural and Anthropogenic Disturbances along the Gulf of Mexico”, *Environmental Conservation*, vol. 33, núm. 2, pp. 109-117.
- McLachlan, A., O. Defeo, E. Jaramillo y A. D. Short (2013), “Sandy Beach Conservation and Recreation: Guidelines for Optimising Management Strategies for Multi-purpose Use”, *Ocean & Coastal Management*, núm. 71, pp. 256-268.
- Mendoza-González, G., M. L. Martínez, D. Lithgow, O. Pérez-Maqueo y P. Simonin (2012), “Land Use Change and Its Effects on the Value of Ecosystem Services along the Coast of the Gulf of Mexico”, *Ecological Economics*, núm. 82, pp. 23-32.
- Micallef, A., A. T. Williams y J. B. Gallego-Fernández (2011), “Bathing Area Quality and Landscape Evaluation on the Mediterranean Coast of Andalusia, Spain”, *Journal of Coastal Research*, núm. 61, pp. 87-95.
- Moreno-Casasola, P., M. L. Martínez y G. Castillo-Campos (2008), “Designing Ecosystems in Degraded Tropical Coastal Dunes”, *Ecoscience*, vol. 15, núm. 1, pp. 44-52.
- Nordstrom, K. F. (2008), *Beach and Dune Restoration*, Cambridge, Cambridge University Press.
- (2000), *Beaches and Dunes on Developed Coasts*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Odériz-Martínez, I., E. Mendoza-Baldwin, M. L. Martínez y R. Silva Casarín (2014), “Análisis morfodinámico de duna y perfil de playa en presencia de vegetación”, *XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, Santiago, de Chile, agosto.
- Phillips, M. y C. House (2009), “An Evaluation of Priorities for Beach Tourism: Case Studies from South Wales, UK”, *Tourist Management*, vol. 30, núm. 2, pp. 176-183.
- Propin-Frejomil, E. y A. Sánchez Crispín (2007), “Tipología de los destinos turísticos preferenciales en México”, *Cuadernos de Turismo*, núm. 19, pp. 147-166.

- Secretaría de Economía (2014), *Actividad económica de Quintana Roo*, <<http://www.economia.gob.mx/delegaciones-de-la-se/estatales/quintana-roo#>> (consultado el 2 de octubre de 2014).
- Silva, R., E. M. Baldwin, E. E. Mancera, I. M. Tapia y F. R. Rentería (2009), “Oleaje inducido por el huracán Wilma en Puerto Morelos, Quintana Roo, México”, *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. 24, núm. 2, pp. 93-109.
- Silva-Casarín, R., G. Ruiz-Martínez, I. Mariño-Tapia, Gregorio Posada Vane-gas, E. Mendoza-Baldwin y E. Escalante-Mancera (2012), “Man-made Vulnerability of the Cancun Beach System: The Case of Hurricane Wilma”, *Clean-Soil, Air, Water*, vol. 40, núm. 9, pp. 911-919.

Capítulo 19

Restauración de un popal: estado de la vegetación y nivel de inundación después de siete años del manejo de una gramínea invasora en Veracruz

Patricia Moreno-Casasola
patriciamorenoc@gmail.com
Hugo López Rosas

Judith Vázquez Benavides
Fabiola López-Barrera
Verónica Ernestina Espejel González
Lorena Sánchez Higuereado

Abstract

Wetlands provide numerous environmental goods and services, and in the tropics they are used to raise cattle. The introduction of African forage species tolerant to flooding has had a negative impact on wetlands. In 2007 a project to restore a “popal”, a freshwater herbaceous broadleaf wetland, was conducted. This wetland had been invaded by the exotic grass *Echinochloa pyramidalis*, which was introduced as forage. The area covers 2.6 ha and is located in La Mancha, Actopan, Veracruz. The grass was cut down to soil level, taking care not to eliminate the native flora and flooded for 16 continuous months. At places with specific problems the vegetation was burned, the land leveled, and covered with shade cloth or black plastic sheets. The vegetation and environment, particularly the flood level, were monitored every three months. The first year, many of the native hydrophytes increased in presence and abundance: *Sagittaria lancifolia*, *Pontederia sagittata*, *Hydrocotyle bonariensis*, and *Typha domingensis*, among others. In subsequent years the floristic composition increased, with more hydrophytes. Currently, composition is similar to that reported in 1978 in a study conducted at the same site. The invasive species has disappeared and only reappeared in one part of the area during a very dry year. That area was leveled by removing 40 cm of soil to eliminate the invasive species. Multiplying the number of quadrants allowed us to see the increase in plant richness produced by the environmental heterogeneity.

Key words: diversity, hydroperiod, hydrophytes, flooded grassland, wetland.

Introducción

Los humedales se presentan en una gran variabilidad ambiental y se pueden encontrar incluso dentro de los ecosistemas más secos tierra adentro. Se forman diferentes tipos de humedales de acuerdo principalmente con un grado de humedad o inundación (Wheeler *et al.*, 2002). La hidrología es el principal factor ambiental que determina y afecta a los humedales; influye en la composición de especies, la riqueza, la productividad primaria, la acumulación orgánica y el reciclaje de nutrientes (Mitsch y Gosselink, 2000). Cuando están cerca de la costa, la salinidad es otro factor que produce heterogeneidad ambiental. Esto da como resultado humedales herbáceos y arbóreos, temporales y permanentes, de aguas dulces, salobres, salinas e hipersalinas. En las zonas costeras estos ecosistemas se ubican en las planicies de inundación y esteros, así como en depresiones en las propias planicies o en las dunas costeras.

Las dunas costeras son ecosistemas con una gran heterogeneidad espacial dada por los gradientes que se establecen del litoral hacia la tierra, por los distintos estados sucesionales resultado de factores estresantes como el movimiento de arena y los diversos ambientes que se producen por la interacción de la topografía con el manto freático y el movimiento de arena (Moreno-Casasola, 2010). Los humedales de las dunas costeras conjuntan desde ambientes inundados temporalmente por dos o tres meses o hasta diez meses, formando tularés y popales; algunos se inundan permanentemente, formando lagos como los que se encuentran en el sitio Ramsar Sistema de Lagunas Interdunarias de Veracruz (Peralta-Pélaez y Moreno-Casasola, 2009). También llegan a establecerse selvas inundables a la orilla de estos cuerpos de agua (Moreno-Casasola *et al.*, 2009). Algunos humedales se localizan en depresiones inundables y a menudo se encuentran sujetos a actividades ganaderas (Rzedowski, 1978; Moreno-Casasola, 2010; Moreno-Casasola *et al.*, 2009; Moreno-Casasola *et al.*, 2012).

A pesar de la gran diversidad biológica y de los servicios ecosistémicos que prestan los distintos tipos de humedales, estos ecosistemas han sufrido graves alteraciones como consecuencia de impactos humanos (Mitsch y Gosselink, 2000; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). A nivel mundial, más de 50% de los recursos de los humedales se ha perdido debido a alteraciones

por drenaje para la agricultura, la acuicultura, la transformación en pastizales para cría de ganado, la construcción de las estructuras de control de inundaciones, la extracción de turba para combustible y por la modificación y rectificación de los cauces de los ríos (Bobbink *et al.*, 2006). En México se ha perdido 62% de la superficie de humedales (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012). A pesar de ello, los esfuerzos y las investigaciones para restaurar estos ecosistemas en nuestro país son escasos y se han enfocado sobre todo en los manglares, mientras que son muy raros en dunas (Moreno-Casasola *et al.*, 2008) y humedales de agua dulce (López-Rosas *et al.*, 2010). La restauración de estos ecosistemas es una necesidad que se tendrá que abordar a gran escala. Desde la década de los setenta existen numerosos ejemplos exitosos de restauración de humedales en Estados Unidos y otros países, sin embargo, la diversidad de tipos de humedales, sus características individuales y la historia de su degradación, requieren medidas de restauración adaptadas a condiciones particulares (Erwin, 2009).

En particular, en México, el humedal herbáceo de hojas anchas, llamados popales, han sido degradados por la introducción deliberada o invasión de gramíneas africanas como *Panicum maximum*, *Cynodon dactylon* y *Pennisetum purpureum*, y en las zonas más inundadas, *Echinochloa pyramidalis*, conocida localmente como pasto alemán. *Echinochloa* es una gramínea C4 que se reproduce mediante estolones. Proviene de África y fue introducida como un pasto forrajero que tolera la inundación. Hoy en día se distribuye ampliamente en los trópicos americanos y en las planicies costeras del Golfo de México (Moreno-Casasola *et al.*, 2012).

El objetivo de este trabajo es mostrar las principales actividades desarrolladas durante la restauración de un popal invadido por una gramínea exótica —*Echinochloa pyramidalis*— introducida en la región de La Mancha en el centro de Veracruz, así como los cambios en la composición y riqueza florística después de siete años (2007 a 2014) de haber iniciado el proceso. Para ello se compararon la composición y abundancia (a través del valor de importancia de las especies) en 27 cuadros establecidos desde el inicio (siete años). También se muestran los resultados de la estrategia de incrementar posteriormente el número de cuadros para detectar variación en el tiempo (diversidad) y en el espacio (heterogeneidad), para lo cual se adicionaron 29 cuadros que se monitorearon durante seis años (2008-2014).

El sitio de la restauración y su historia

Las dunas de La Mancha se ubican en la cuenca de La Antigua, municipio de Actopan, Veracruz. Junto con la laguna de La Mancha forman una pequeña subcuenca alimentada por Caño Gallegos, escurrimiento permanente de agua que alimenta al manglar que rodea dicho cuerpo de agua. El sistema de dunas es colindante con esta laguna y está formado por un sistema estabilizado en su mayor parte, un sistema semiestabilizado en la zona cercana a la orilla del mar, y un sistema transformado en pastizales y sembradíos de sandía y caña de azúcar. En las depresiones entre las dunas se forman humedales con diferentes hidroperiodos, es decir, tiempos y niveles de inundación (figura 1). Los humedales actuales de la región han sido descritos por Moreno-Casasola y colaboradores (2009) e incluyen selvas inundables, popales, tulares y vegetación acuática. La hidrología del humedal fue reportada por Yetter (2004), quien encontró que 75% del agua que inunda el humedal proviene de escurrimientos subsuperficiales y está presente todo el año. El restante 25% proviene de lluvia y escurrimientos superficiales.

La restauración del popal se llevó a cabo en los terrenos del Cicolma (Centro de Investigaciones Costeras La Mancha), reserva privada del Instituto de Ecología, A. C. Se trabajó en un popal invadido por una gramínea africana introducida como forrajera (*Echinochloa*). Este humedal se localiza en una depresión interdunaria, cubre una superficie de 2.6 ha y presenta algunos árboles aislados de *Pachira aquatica* (apompo), *Annona glabra* (corcho) y *Salix humboldtiana* (sauce).

Este predio formó parte del Instituto de Investigaciones sobre Recursos Bióticos (Inireb) y en los años setenta fue modificado para crear una granja integral. Se excavaron zanjas y con el suelo removido se construyeron nueve plataformas o parcelas de humedales agrícolas (chinampas) para cultivo de hortalizas (López, 1985). Las zanjas o canales ayudaron a reducir las inundaciones. En el borde oriental se excavaron cinco estanques para acuicultura y los sedimentos se colocaron alrededor, elevando el nivel del suelo. Estas modificaciones alteraron la topografía del sitio creando mayor heterogeneidad, con zonas inundadas permanentemente con agua dulce, zonas saturadas y zonas más secas. Al mismo tiempo, en la región se introdujeron pastos africanos:

Figura 1

Localización de la laguna de La Mancha y del sistema de dunas y planicie costera donde se ubica la zona de restauración. La zona de restauración corresponde a la zona plana de mayor verdor enmarcada en un cuadro



Fuente: elaboración propia.

Foto: Gerardo Sánchez Vigil.

primero *Panicum maximum* y *Cynodon dactylon*, y posteriormente *Echinochloa pyramidalis*. La granja fue abandonada a finales de los ochenta, produciéndose un incremento significativo de la presencia del pasto alemán. Existen reportes de que antes de la introducción del pasto alemán el humedal estaba dominado por *Typha domingensis* y *Sagittaria lancifolia* (Novelo, 1978).

Metodología

Antes de iniciar las acciones de restauración (marzo 2007), se caracterizó la vegetación del humedal y se reconocieron tres comunidades en función de su composición florística: una dominada por *Echinochloa*, otra por *Typha domingensis* y la tercera por *Sagittaria lancifolia*, *Boehmeria cylindrica*, *Hydrocotyle bonariensis*, entre otras (véase descripción en López Rosas *et al.*, 2005). Esta última presentaba una composición florística característica de un popal semejante a la reportada por Novelo (1978), y para ese momento sólo quedaba un parche remanente del humedal original con dominancia de *Sagittaria*, por lo que se consideró una muestra de la composición florística deseada en el humedal.

El proceso de restauración se inició tomando la hidrología como el principal factor a manipular a lo largo del proceso, buscando incrementar el nivel y periodo de inundación para favorecer la presencia de hidrófitas nativas y erradicar el pasto alemán, convertido en invasor y que dominaba el área. Durante la estación seca de 2007 se establecieron los primeros 27 cuadros permanentes de monitoreo cubriendo las siguientes áreas: 1) pastizal, área dominada por *Echinochloa* sin manipulación (seis cuadros); 2) popal, área de referencia sin manipulación dominado por *Sagittaria* (seis cuadros); 3) tular, área dominada por *Echinochloa* y *Typha*, donde se eliminó toda la vegetación a ras de suelo y los restos se quemaron para evitar rebrotes (cinco cuadros); 4) borde, área dominada por el pasto invasor, pero con presencia importante de *Sagittaria*, por lo que se realizó una remoción selectiva del pasto conservando las especies nativas y además se redujo la luz con malla sombra. La malla sombra redujo 50% la intensidad de luz y se usó para dar ventaja al crecimiento de las plantas nativas con fotosíntesis tipo C3 sobre el pasto invasor, que tiene fotosíntesis

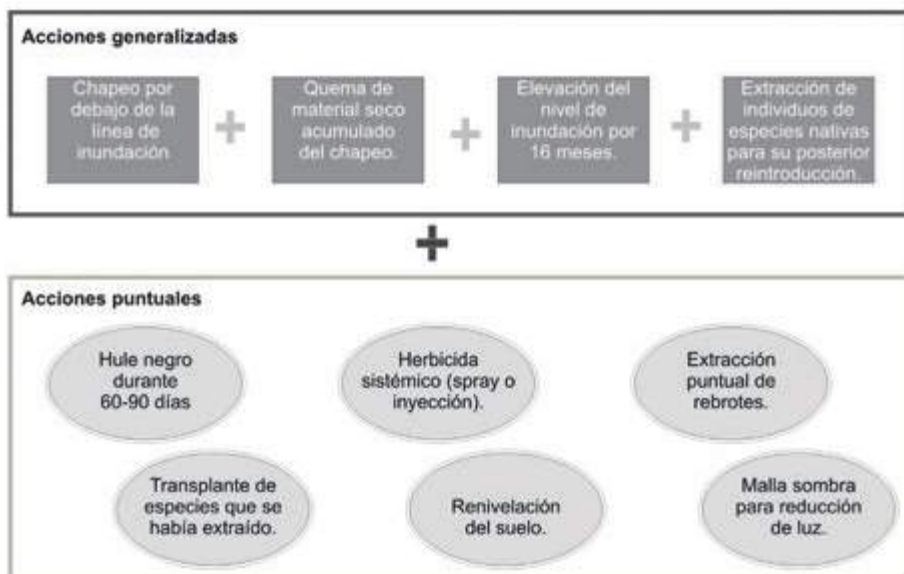
C4 (cinco cuadros) (López Rosas *et al.*, 2015); 5) mucal, área dominada por el pasto y por el arbusto nativo trepador *Dalbergia brownnei*, la cual se cortó a ras de suelo, se le aplicó herbicida sistémico Round-Up debido a su alta capacidad de rebrote y posteriormente se le aplicó una quema controlada (5 cuadros). En todos los cuadros se hizo un monitoreo permanente de vegetación y de algunas características fisicoquímicas de suelo (potencial redox, densidad aparente y humedad) y agua intersticial (salinidad, pH) cada tres meses. El primer monitoreo con estos 27 cuadros se consideró como el tiempo 1.

Para poder controlar el hidropериодо se bloquearon los escurrimientos de salida de agua del humedal usando el tubo que cruzaba la carretera, donde posteriormente se colocó una compuerta, lo que mantuvo la zona inundada durante 16 meses y aseguró que los tallos cortados se quedaran debajo del nivel del agua. Los resultados obtenidos por Yetter (2004) y anteriormente descritos, aseguraron que se tenía agua todo el año para la recuperación del humedal. En la figura 2, bajo acciones generalizadas, se muestran las cuatro acciones que se aplicaron en las áreas tular, borde y mucal, es decir, en todo el predio excepto en los cuadros de control. Sin embargo, todo el predio de restauración, incluyendo el pastizal y popal de referencia, quedaron sujetos a la inundación inducida, pues ésta afectó a todo el humedal, ya que no había forma de aislarlos.

En julio de 2008, conforme se fueron realizando nuevas acciones, y dada la respuesta heterogénea de la vegetación, se ubicaron otros 29 cuadros de monitoreo permanentes, adicionales a los 27 existentes, en zonas no contempladas al inicio de la restauración, y que obedecieron a acciones puntuales, como se indica en la figura 2. Se encontró un área dominada por otro pasto invasor, *Pennisetum purpureum*, y otras áreas dominadas por el helecho arborescente *Acrostichum aureum*. En estas dos zonas se cortó y quemó la vegetación y se redujo el nivel del suelo (renivelación), extrayendo una capa de aproximadamente 30 cm de tierra. En una tercera zona donde posteriormente continuó rebrotando *Echinochloa*, la zona también se reniveló extrayendo 30-40 cm de suelo, y se colocó un hule negro durante tres meses. Todas estas acciones fueron puntuales, es decir, solamente se aplicaron en el área problemática. En este trabajo se refieren como el tiempo 4, equivalente al cuarto monitoreo en el tiempo, en 2008.

Figura 2

Diagrama de las acciones que se han llevado a cabo durante la restauración del humedal. Hay acciones generalizadas que se han llevado a cabo en todo el predio (cuadrados) y acciones puntuales que se aplicaron en función de la problemática (óvalos)



Fuente: elaboración propia.

Se realizó un monitoreo en todos los cuadros de vegetación cada dos meses en un inicio, y durante los últimos tres años, cada tres meses. En el presente trabajo se comparó el tiempo 1 (con 27 cuadros) y el tiempo 4 (con 56 cuadros) con el tiempo 33, correspondiente a 2014. Todas las especies presentes en el cuadro se registraron y se estimó su cobertura (%) y altura. Con estos datos se calculó el valor de importancia relativo por especie y por cuadro (VIR de especie $Y = (\text{porcentaje de cobertura de la especie } Y + \text{altura relativa de la especie } Y \text{ en relación con la especie más alta}) / 2$; la especie más alta fue *Typha*, con 4 m). En cada cuadro de vegetación se registraron los parámetros ambientales ya mencionados anteriormente. Los primeros resultados del trabajo de restauración se pueden consultar en López Rosas y colaboradores (2010; 2013).

Un muestreo extensivo de los popales de la costa de Veracruz mostró que todos ellos están sujetos a impacto ganadero y presentan distinto grado de afectación. Por tanto, no se tenía un humedal de referencia como tal; únicamente el trabajo de Novelo (1978) describiendo la composición florística realizado antes de la invasión del popal por la gramínea permite tener una referencia, al menos para la composición florística.

En la presente experiencia, el humedal bajo restauración se ubica en una reserva privada, por lo que es un predio particular y hay poca interacción con los pobladores locales. Los jóvenes de la comunidad adyacente al predio trabajaron en el corte de vegetación exótica, renivelando el terreno y en otras actividades de campo. Adicionalmente, en 2011 se realizó un cuestionario para ver el impacto que el trabajo había tenido en ellos y el principal resultado fue el cambio de percepción de la importancia de los humedales. Un grupo local de ecoturismo utiliza el sitio actualmente para la observación de la naturaleza usando una serie de pasarelas de madera que atraviesan el sitio restaurado y que fueron construidas para facilitar el trabajo de monitoreo sin afectar el humedal y difundir entre los visitantes el conocimiento de los humedales herbáceos.

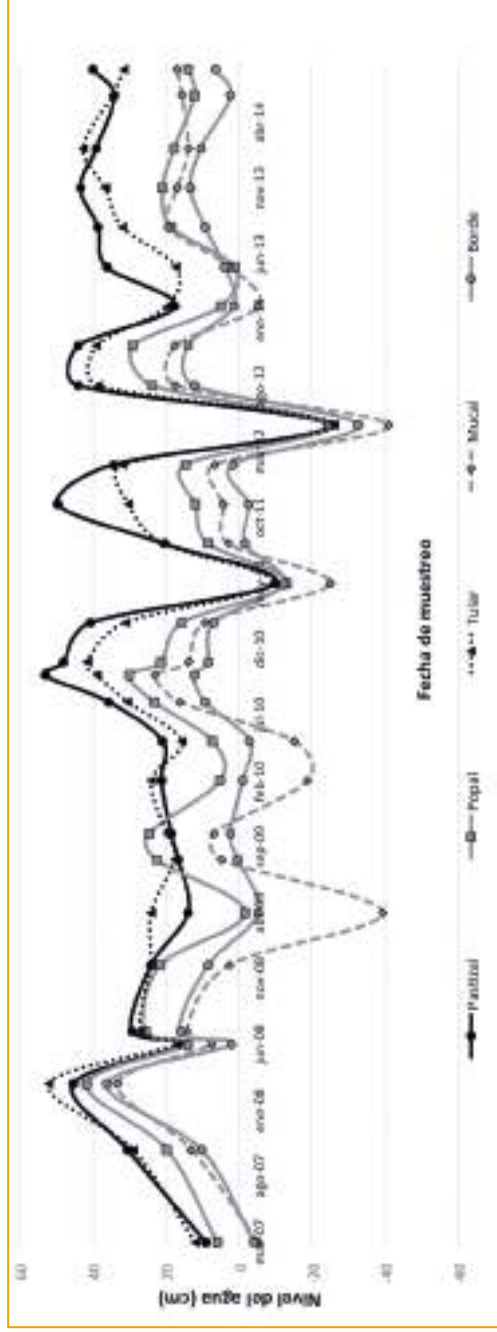
Resultados y discusión

Los resultados muestran los cambios en la composición, estructura y riqueza florística que se produjeron a lo largo de siete años de haber iniciado el proceso de restauración. Se analizó el comportamiento de las especies a lo largo del tiempo comparando la diversidad de los 27 cuadros establecidos desde el inicio (siete años) y de los 56 cuadros (seis años, 33 muestreos). Se consideró que la estrategia de incrementar el número de cuadros permitiría detectar variación en el tiempo (diversidad) y en el espacio (heterogeneidad).

Hidrología y vegetación de los cinco tratamientos iniciales (2007-2014)

El nivel de inundación es uno de los factores determinantes del conjunto de especies que se establece. En la figura 3 se presenta la fluctuación del nivel del

Figura 3
Cambios en el nivel de inundación de marzo de 2007 a junio de 2014 en tres tipos de manipulaciones
(tular, mucal y borde) y dos controles (pastizal y popal). El cero indica el nivel del suelo



Fuente: elaboración propia.

agua a lo largo del tiempo en los cinco tratamientos o manipulaciones iniciales (27 cuadros). Puede observarse que de marzo de 2007 a octubre de 2008, el nivel de inundación se mantuvo por arriba del nivel del suelo, ya que el paso de agua estuvo bloqueado durante 16 meses. El resto de los años muestra una reducción del nivel durante la temporada de secas, en particular de abril a mayo de 2012. En general, el mucal, seguido por los cuadros del borde, fueron los que menos tiempo permanecieron inundados. En cambio, los otros tres grupos variaron en la altura que alcanzó el agua y no todos los años desapareció el agua de la superficie del suelo.

Las curvas de sucesión utilizando todas las morfoespecies (un total de 23 especies) muestra que un año después de iniciada la restauración, en julio de 2008, ya estaban presentes muchas especies de hidrófitas y sus poblaciones comenzaron a incrementarse. Se observan dos tipos de comportamiento, uno de reducción de su presencia y otro de mantenimiento en el tiempo. Únicamente se muestra la gráfica con las 13 especies principales (figura 4). Puede verse que *Echinochloa* y *Dalbergia* redujeron su presencia desde el inicio. *Echinochloa* ha tenido un incremento, debido a que aún permanece en los cuadros control, elevando por ello el valor de importancia; sin embargo, esta especie se encuentra confinada a esas áreas. *Dalbergia* fue eliminada totalmente y *Typha*, *Pontederia*, *Sagittaria* y *Calopogonium caeruleum* son las especies dominantes que se mantienen a lo largo del tiempo, aunque con variaciones (figura 4). El resto mantiene un comportamiento similar, pero con valores de cobertura mucho menores. Dado que *Typha* se convirtió rápidamente en la especie dominante, desde 2010 se ha reducido su biomasa por medio del corte para bajar su dominancia y permitir la diversificación florística del humedal.

Con este mismo conjunto de cuadros se calculó una serie de indicadores que aparecen en el cuadro 1. Se puede ver una clara reducción de la dominancia de la especie invasora, un incremento en la riqueza y en la diversidad de especies; se mantiene la equidad o equitabilidad.

En la figura 5 se muestra una ordenación de los 27 cuadros con base en la vegetación y en las variables fisicoquímicas registradas. En la primera ordenación (a) se puede ver que la posición de los cuadros iniciales (tiempo 1) se ubica a la izquierda de la ordenación y la mayoría de los cuadros del tiempo 33 se ubica a la derecha, por lo que el eje 1 se puede interpretar como el tiempo,

Cuadro 1
Indicadores de las tendencias en la dominancia
y en el número de especies de 27 cuadros en el tiempo, de 2007 a 2014

Indicador	2007	2008	2014	Estadístico
Importancia relativa invasora	0.35 ± 0.05 a	0.12 ± 0.04 b	0.07 ± 0.03 b	$F_{2,78} = 14.8$ $P < 0.001$
Índice de dominancia invasora	0.84 ± 0.07		0.50 ± 0.03	$t_{0.05,26} = 5.6$ $P < 0.001$
Índice de diversidad de Shannon (H')	0.88		1.06	$t_{0.05,66} = 1.73$ $P < 0.05$
Riqueza	14		23	
Equitabilidad	0.77		0.78	

Fuente: elaboración propia.

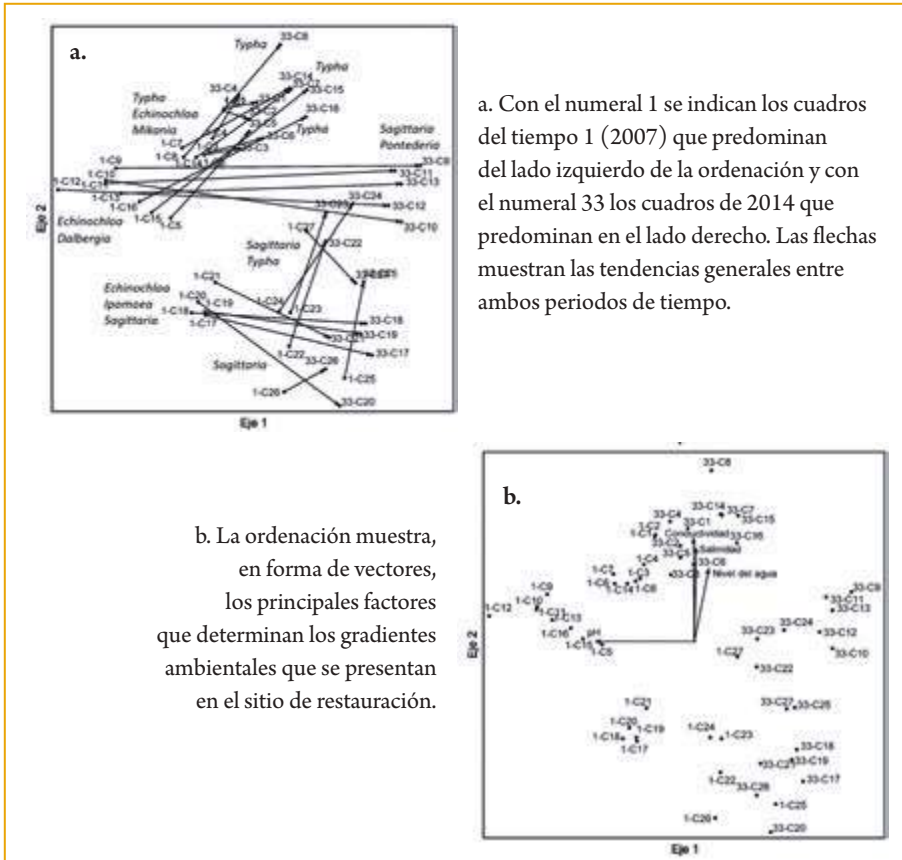
durante el cual ha habido cambios importantes en la composición de especies. En la segunda ordenación (b) se observa un gradiente de pH que separa los cuadros iniciales (1) donde predominan *Echinochloa* y *Dalbergia* y algunos cuadros iniciales donde dominaban *Typha* y *Echinochloa* del resto de cuadros dominados por las especies de hidrófitas (*Sagittaria*, *Pontederia*, *Hydrocotyle*, entre otras), tanto de los cuadros iniciales (tiempo 1) como del tiempo 33. Sobre el eje 2 se separan las muestras del tiempo 33 de los cuadros del control de *Echinochloa* y los de *Typha*, así como los iniciales del mucal, todos los cuales se encuentran en condiciones de menor inundación. Asimismo, *Typha* soporta concentraciones ligeramente mayores de salinidad. En la parte inferior se ubican los cuadros de hidrófitas que viven en condiciones de mayor inundación.

Hidrología y vegetación del humedal (2008-2014)

La figura 6 muestra la fluctuación del nivel del agua en la zona de restauración donde se ubican los 56 cuadros, después de haber incrementado el número inicial para tener mayor representatividad. Puede verse la tendencia a lo largo del tiempo. La variación muestra que no hay grandes diferencias entre cuadros, sino entre las estaciones del año, con una sequía muy marcada en 2012.

Los cambios de valores de importancia relativa se realizaron para 41 especies y en la figura 7 se muestran las 13 especies dominantes. Se puede ver que

Figura 5
Ordenación por NMS de 27 cuadros.
Corresponden a las cinco áreas iniciales del monitoreo

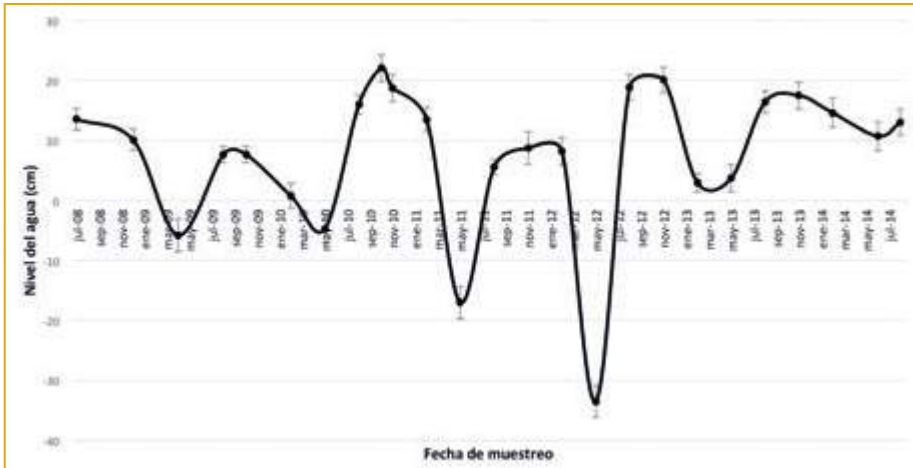


Fuente: elaboración propia.

han permanecido todo el periodo de monitoreo. Doce especies coinciden con la figura 3, apareciendo en este caso *Mikania micrantha* (ya no aparece *Dalbergia*). *Ipomoea tiliacea* ha aumentado su presencia, aunque presenta cambios estacionales importantes.

Con este mismo conjunto de cuadros se calculó una serie de indicadores que aparecen en el cuadro 2. Se puede ver una reducción de la dominancia de la especie invasora, un incremento en la riqueza y equitabilidad de especies, pero valores similares en la diversidad de especies entre 2008 y 2014. Después

Figura 6
Fluctuación del nivel del agua a lo largo del tiempo
en el humedal bajo restauración



Se presenta la media ± 1 error estándar de los 56 cuadros de monitoreo. El cero representa el nivel del suelo. Por arriba de ese nivel se encontró una lámina de agua y por debajo de dicho nivel el suelo estaba saturado, pero no se veía una lámina superficial.

Fuente: elaboración propia.

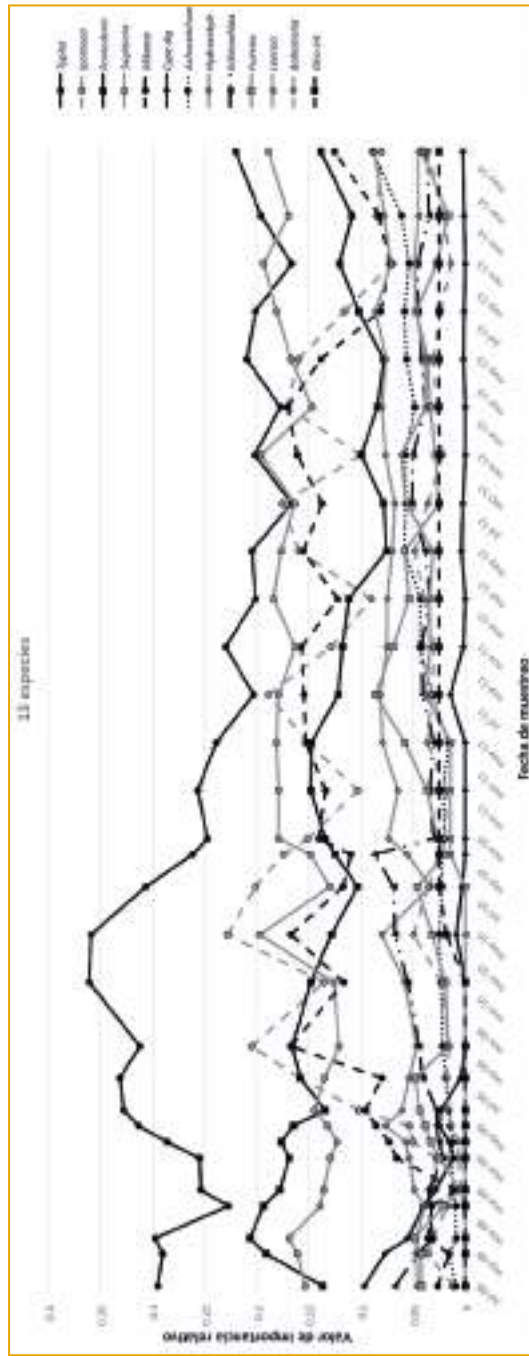
Cuadro 2
Indicadores de las tendencias en la dominancia
y en el número de especies de 56 cuadros en el tiempo, de 2008 a 2014

Indicador	2008	2014	Estadístico
Índice de dominancia invasora	0.52 \pm 0.20	0.46 \pm 0.016	$t_{0.05,55} = 3.13$ $P < 0.01$
Índice de diversidad de Shannon (H')	1.16	1.25	$t_{0.05,140} = 1.19$ $P > 0.05$
Riqueza	36	41	
Equitabilidad	0.74	0.78	

Puede compararse con el cuadro anterior (cuadro 1) para ver los cambios que arrojan los resultados al incrementar el número de cuadros de muestreo.

Fuente: elaboración propia.

Figura 7
 Cambios en el valor de importancia de las 13 especies principales
 en los 56 cuadros a lo largo del tiempo (2008 a 2014)



Fuente: elaboración propia.

del primer año de las acciones de restauración se logró el máximo de diversidad y se ha mantenido con el tiempo con ligeros incrementos en la riqueza. Al compararlo con el cuadro 1, se percibe que al incrementar el número de cuadros y con ello la intensidad del monitoreo, se logró registrar una mayor riqueza y mayor diversidad.

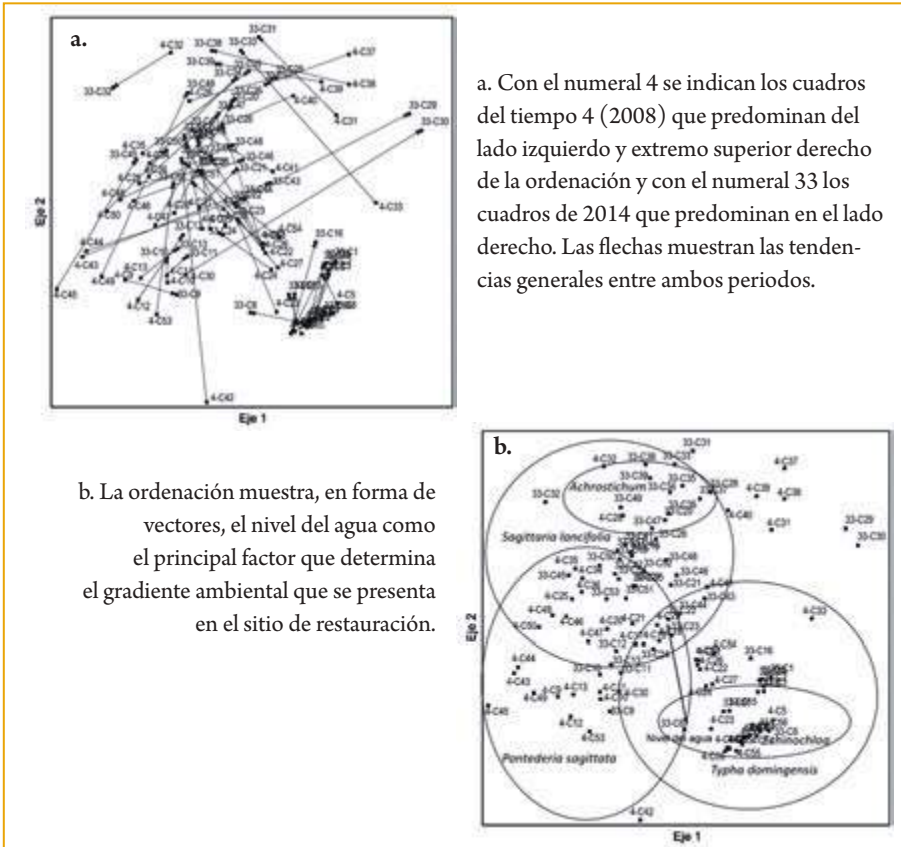
La figura 8 muestra la ordenación de 56 cuadros entre el tiempo o monitoreo 4 realizado en 2008 y el tiempo o monitoreo 33 realizado en 2014. La primera gráfica (a), muestra las tendencias de cambio en el tiempo; los cuadros en 2008 tienden a ubicarse en el lado izquierdo e inferior del espacio de ordenación y migran en el tiempo hacia la parte superior. La segunda gráfica (b) indica que los menores niveles de inundación se producen en la parte inferior. En general, la tendencia de las muestras en el tiempo es a converger hacia la parte superior de la gráfica, donde se ubican los cuadros y la composición de especies de hidrófitas que requieren de inundación, como muestran las flechas. Esta gráfica b coloca los cuadros del control de *Typha*, de *Echinochloa-Typha*, de *Dalbergia* y las zonas donde resurgió el pasto alemán en la parte inferior de la gráfica, con menores niveles de inundación. En la parte superior se ubican los cuadros de *Acrostichum* y los cuadros dominados por *Sagittaria*, *Pontederia*, *Hydrocotyle*, entre otras especies de hidrófitas.

A la fecha, se muestra un incremento en la riqueza de especies (cuadros 1 y 2) y una composición florística del humedal similar a la de otros humedales de la región (Moreno-Casasola, 2010) y al ecosistema de referencia descrito por Novelo (1978). En cuanto a la estructura, el ecosistema transitó de ser un humedal dominado por *Echinochloa* a ser dominado por *Sagittaria*, *Pontederia* y *Typha*.

Conclusiones

Con el corte masivo y la modificación del hidroperiodo del primer año de restauración se logró reducir significativamente la cobertura de la especie invasora (*Echinochloa*) y otras especies no deseables como *Dalbergia* y *Pennisetum* y con ello aumentar la cobertura de especies nativas deseables, principalmente hidrófitas (figura 9). Aparecieron e incrementaron sus poblaciones especies como *Sagittaria*, *Pontederia* e *Hydrocotyle*, que se reportan como

Figura 8
Ordenación por NMS de 56 cuadros



Fuente: elaboración propia.

dominantes en el ecosistema de referencia (Novelo, 1978). Los resultados muestran que al finalizar el primer año se logró el máximo de diversidad con la aparición de las hidrófitas dominantes y se ha mantenido con el tiempo, aunque con ligeros incrementos en la riqueza. Se inició con 14 especies en 2007 y para 2008 se registraron 36 especies, incrementándose a 41 especies en 2014. La alta heterogeneidad espacial del sitio de estudio favoreció la creación de microhábitats particulares, por lo que el aumentar el área de monitoreo probablemente derive en mayor número de especies, como ocurrió al pasar de 27 a 56 cuadros.

Figura 9



a. La primera imagen muestra una vista del predio en 2007, antes de iniciar la restauración dominado por el pasto alemán, con algunos individuos aislados de *Sagittaria* y de *Typha*. b. Popal dominado por *Sagittaria* y *Pontederia* en 2014. c. Popal restaurado rodeando al espejo de agua cubierto por *Nymphaea ampla* y diversas flotadoras. d. Vista general del popal restaurado, desde la pasarela. Fuente: elaboración propia. Fotos: Gerardo Sánchez Vigil.

En junio de 2014, las especies nativas que dominaron el humedal restaurado fueron *Sagittaria* y *Pontederia*. *Typha* sigue presente, pero confinada a un extremo del humedal y a los cuadros control, y por su tamaño adquiere un valor de importancia alto. *Echinochloa* sólo está presente en los cuadros control iniciales, mostrando que es una especie que, de persistir, forma parches monodominados que no permiten la sucesión ni la diversificación florística. El riesgo de invasión del pasto alemán está latente, ya que puede invadir las zonas más elevadas del humedal, sobre todo después de periodos de sequía fuertes, como ya sucedió en 2012. En los últimos años se ha logrado disminuir la abundancia de *Typha* mediante el corte selectivo y la inundación inducida para ahogar los tallos. Las especies que han registrado picos de abundancia son *Leersia ligularis*, *Cyperus digitatus*, *Eleocharis intincta* y *E. mutata*, y más recientemente, *Achrostichum aureum*. Las ciperáceas aparecen sobre todo después de una manipulación en que se elimina la cubierta vegetal, como las primeras colonizadoras, pero a diferencia del pasto alemán, permiten un recambio florístico con el tiempo.

Leersia ligularis, un pasto C3, puede convertirse en un problema por su capacidad de expansión vegetativa; esta especie ha penetrado a través de los caminos de tierra más elevados. *Acrostichum*, helecho arborescente presente desde el inicio, se mantiene localmente controlada, pero su alta capacidad de rebrote produce parches densos y monodominados. *Typha* puede controlarse mediante la remoción de su biomasa aérea y probablemente mediante un manejo de los tiempos de inundación, ya que tolera la inundación permanente, pero no así las otras especies del popal. *Ipomoea tiliacea* actualmente no es una especie problemática, pero en otros humedales, como la selva inundable de la Ciénaga del Fuerte, trepa a los árboles y produce su muerte.

El humedal ha recuperado su estructura vegetal y el hidropereodo exitosamente, sin embargo, aún no se considera que sea autosostenible. Esto se puede atribuir a su tamaño y ubicación en el paisaje. El sitio se encuentra adyacente a pastizales activos y cañaverales. Los fertilizantes que se usan en los cultivos de caña enriquecen las aguas de escurrimiento con nutrientes, provocando que el humedal sea más susceptible a que ciertas especies con comportamiento invasivo aumenten su población y cubran mayores superficies. No se cuenta con otros antecedentes de restauración de estos ecosistemas con problemas

de invasión de gramíneas en el país, por lo cual el monitoreo a largo plazo de los indicadores de éxito de la restauración (vegetación y microambiente), permitirá comprender la complejidad de mantener los procesos ecológicos a largo plazo y detectar hasta dónde el humedal podrá mantener su diversidad de especies.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

- a) Una remoción de la biomasa aérea del pasto alemán a la par del manejo de la topografía y el hidropериodo son acciones sinérgicas eficaces en la modificación del hábitat y facilitan la entrada de especies hidrófitas deseables.
- b) Se recomienda tener un conocimiento del comportamiento del nivel del agua antes de iniciar la restauración y una imagen del hidropериodo que se desea tener en el humedal restaurado, y desarrollar desde el inicio de la restauración un manejo de estos niveles. Se confirma la importancia del nivel del agua en la composición y estructura de las formaciones vegetales, ya que en las zonas más inundadas hay mayor abundancia de *Typha*, mientras que en las zonas de inundación intermedia domina *Pontederia*, seguida de *Sagittaria*. Por ello, el mantenimiento de la alta heterogeneidad espacial, incluyendo la hidrológica, fomentará la diversidad de especies.
- c) Se debe contemplar el comportamiento del hidropериodo durante periodos de sequía y de mayor inundación para poder prever el efecto que puede tener un periodo prolongado con distinto nivel de inundación en la invasión de especies nativas y exóticas.
- d) Se debe mantener un monitoreo periódico que permita conocer el comportamiento de las especies invasoras actuales y potenciales, para poder tomar medidas pertinentes en tiempo y forma.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con el apoyo de Conacyt-SEP (106451), Conabio (HH024), y el Instituto de Ecología, A. C. (902-17).

Agradecemos la ayuda de Alex Sandria, Omar Romero Díaz, Máximo Azua Franco y Eliseo Díaz Luis.

Referencias bibliográficas

- Bobbink, R., B. Beltman, J. T. A. Verhoeven y D. F. Whigham (eds.) (2006), *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation and Restoration*, Berlín, Springer.
- Erwin, K. L. (2009), “Wetlands and Global Climate Change: The Role of Wetland Restoration in a Changing World”, *Wetlands Ecology and Management*, núm. 17, pp. 71-84.
- Landgrave, R. y P. Moreno-Casasola (2012), “Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México”, *Investigación Ambiental*, vol. 4, núm. 1, pp. 35-51.
- López Martínez, A. (1985), “Estudios de productividad en áreas de chinampas: El caso de la Estación de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, ‘El Morro de La Mancha’ municipio de Actopan, Ver.”, tesis de licenciatura, Villahermosa, Colegio Superior de Agricultura Tropical.
- López Rosas, H., P. Moreno-Casasola y V. Espejel González (2015), “Shade Treatment Affects Structure and Recovery of Invasive C4 African Grass *Echinochloa pyramidalis*”, *Ecology and Evolution*, núm. 5, pp. 1327-1342.
- , P. Moreno-Casasola, F. López Barrera, L. Sánchez Higuero, V. Espejel González y J. Vázquez (2013), “Interdune Wetland Restoration in Central Veracruz, Mexico: Plant Diversity Recovery Mediated by Hydroperiod”, en M. L. Martínez, J. B. Gallego-Fernández y P. A. Hesp (eds.), *Coastal Dune Restoration*, Berlín, Springer Verlag, pp. 255-269.
- , F. López-Barrera, P. Moreno-Casasola, G. Aguirre-León, E. Cázares-Hernández y L. Sánchez-Higuero (2010), “Indicators of Recovery in a Tropical Freshwater Marsh Invaded by an African Grass”, *Ecological Restoration*, vol. 20, núm. 3, pp. 324-332.
- López-Rosas, H., P. Moreno-Casasola e I. Mendelssohn (2005), “Effects of an African Grass Invasion on Vegetation, Soil and Interstitial Water Characte-

- ristics in a Tropical Freshwater Marsh in La Mancha, Veracruz (Mexico)”, *Journal of Plant Interactions*, vol. 1, núm. 3, pp. 187-195.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Wellbeing: Wetlands and Water Synthesis*, Washington, World Resources Institute.
- Mitsch, W. J. y J. G. Gosselink (2000), *Wetlands*, Nueva York, J. Wiley and Sons.
- Moreno-Casasola, P. (2010), *Veracruz. Mar de arena*, Xalapa, Gobierno del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y de la Revolución Mexicana-Universidad Veracruzana.
- , H. López Rosas y K. Rodríguez Medina (2012), “From Tropical Wetlands to Pastures on the Coast of the Gulf of Mexico”, *Revista Pastos*, vol. 42, núm. 2, pp. 183-215.
- , H. López Rosas, D. Infante Mata, L. A. Peralta, A. C. Travieso-Bello y B. G. Warner (2009), “Environmental and Anthropogenic Factors Associated with Coastal Wetland Differentiation in La Mancha, Veracruz, Mexico”, *Plant Ecology*, núm. 200, pp. 37-52.
- , M. L. Martínez y G. Castillo-Campos (2008), “Designing Ecosystems in Degraded Tropical Coastal Dunes”, *Ecoscience*, vol. 15, núm. 1, pp. 44-52.
- Novelo, A. (1978), “La vegetación de la estación biológica El Morro de la Mancha, Veracruz”, *Biotica*, núm. 3, pp. 9-23.
- Peralta Peláez, L. A. y P. Moreno-Casasola (2009), “Composición florística y diversidad de la vegetación de humedales en los lagos interdunarios de Veracruz”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 85, pp. 89-101.
- Rzedowski, J. (1978), *Vegetación de México*, México, Limusa.
- Wheeler, B. D., R. P. Money, S. C. Shaw, M. R. Perrow y A. J. Davy (2002), “Freshwater Wetlands”, en M. R. Perrow y A. J. Davy (eds.), *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 2. *Restoration in Practice*, Londres, Cambridge University Press.
- Yetter, J. C. (2004), “Hydrology and Geochemistry of Freshwater Wetlands on the Gulf Coast of Veracruz, Mexico”, tesis de Maestría, Universidad de Waterloo, Canadá.



manglar



Foto: Claudia Teutli Hernández y Jorge A. Herrera Silva

Estrategias de restauración de manglares de México: el caso Yucatán

Claudia Teutli-Hernández
teutliclaudia@gmail.com

Jorge A. Herrera-Silveira
jorge.herrera@cinvestav.mx

Abstract

The mangrove area in the Yucatan Peninsula represents more than 50% of mangroves in Mexico; however, it has been estimated that the loss of this ecosystem has been high as a result of anthropogenic and natural disturbances. In this context it is urgent to develop actions to restore mangrove area; many experiences have shown low success and high economic costs. To reverse this and advance the conservation and ecological restoration of mangroves, a novel strategy was implemented on 36 ha of mangroves in Celestun (Yucatan). The strategy includes seven components: identification of sites to restore; setting clear objectives and goals; characterization of the site to restore and include one ecosystem of reference; implementation of specific restoration actions; monitoring indicators of restoration success; bonding and socialization; and institutional or group arrangements. After 18 months, a decrease in salinity from >110 to <50 g/kg was observed, seedling density change from 15 to >100 plants/m²; tree heights ranged from 40 to >100 cm. The strategy has been successful in recovering the structure and function of degraded mangrove. Successful restoration projects require long-term monitoring and maintenance actions, and relatively high costs, although this should not be limited and interrupted by changes of state administration. These successful restoration projects in the medium term recover ecosystem services, and thereby local communities benefit economically through the implementation of sustainable activities.

Key words: Mangrove rehabilitation hydrology, ecosystem strategy adaptation measure.

Introducción

La zona costera de Yucatán se caracteriza por formar parte de una amplia plataforma de bajo relieve, sin escurrimientos superficiales de agua, pero con una amplia red de agua subterránea. El suelo es pobre y de tipo cárstico, permitiendo la infiltración rápida del agua de lluvia al acuífero, el cual es somero en la costa (< 2 m). A lo largo de 500 km de línea de costa del norte de Yucatán, se registra un gradiente de bajas precipitaciones en el centro (< 400 mm/año, Progreso), a más abundantes hacia el este (< 900 mm/año, Chiquilá). En esta región de México destacan los manglares por su extensión (91 356 ha), los cuales se han visto impactados por: 1) la construcción de carreteras; 2) apertura de puertos de abrigo y bocas que conectan al mar con las ciénagas; y 3) cambios de usos del suelo (Batllori *et al.*, 1999; Euan-Avila y Witter, 2002; Teutli-Hernández, 2004). En este capítulo se desarrollan las acciones de restauración de un área de manglar degradada por la obstrucción del flujo superficial y sub-superficial de agua debido a la construcción de la carretera de acceso al Puerto de Celestún (imagen 1).

Material y métodos

Área del proyecto

Este proyecto se localiza en la costa noroeste de la Península de Yucatán (PY) ubicada entre los municipios de Celestún y Maxcanú en el estado de Yucatán, y de Calkiní (estado de Campeche). Forma parte del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera Ría Celestún con superficie de 81 482.33 ha; esta área se encuentra en la Región Prioritaria Terrestre No. 145, Marina No. 60, e Hidrológica No. 102 (Arriaga *et al.*, 2009). Además, esta región es sitio RAMSAR (Convención de los Humedales de Importancia Internacional), y área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS- No. 183). El clima es cálido semi-seco tipo BS1 (h') w(c) con lluvias en verano y escasas el resto del año. La temperatura promedio anual es de 26.5°C, con una tasa de evaporación y precipitación promedio de 1 400 mm/año y 767 mm/año, respectivamente.

Imagen 1
Carretera para ingresar al pueblo de Celestún, Yucatán



Foto: propiedad de los autores.

Presenta las épocas características de la PY en cuanto a lluvias y secas. El sustrato base se compone principalmente de calizas del periodo terciario, lo que favorece que la lluvia se infiltre rápidamente disolviendo la roca y formando un relieve denominado “karst” o cárstico, dando origen a los característicos cenotes y manantiales de esta región.

El área de restauración objeto de este proyecto fue nombrada Zona de Rehabilitación Fase II (ZRF-II), y comprende una superficie de 36 ha. Las causas de la muerte del manglar fueron la construcción de caminos y de la carretera principal para ingresar al pueblo de Celestún desde tierra. Estos caminos interrumpieron el flujo de agua superficial provocando el incremento de la salinidad intersticial a valores no tolerados por los manglares (> 100 gr/kg) durante periodos largos.

Estrategia conceptual y técnica

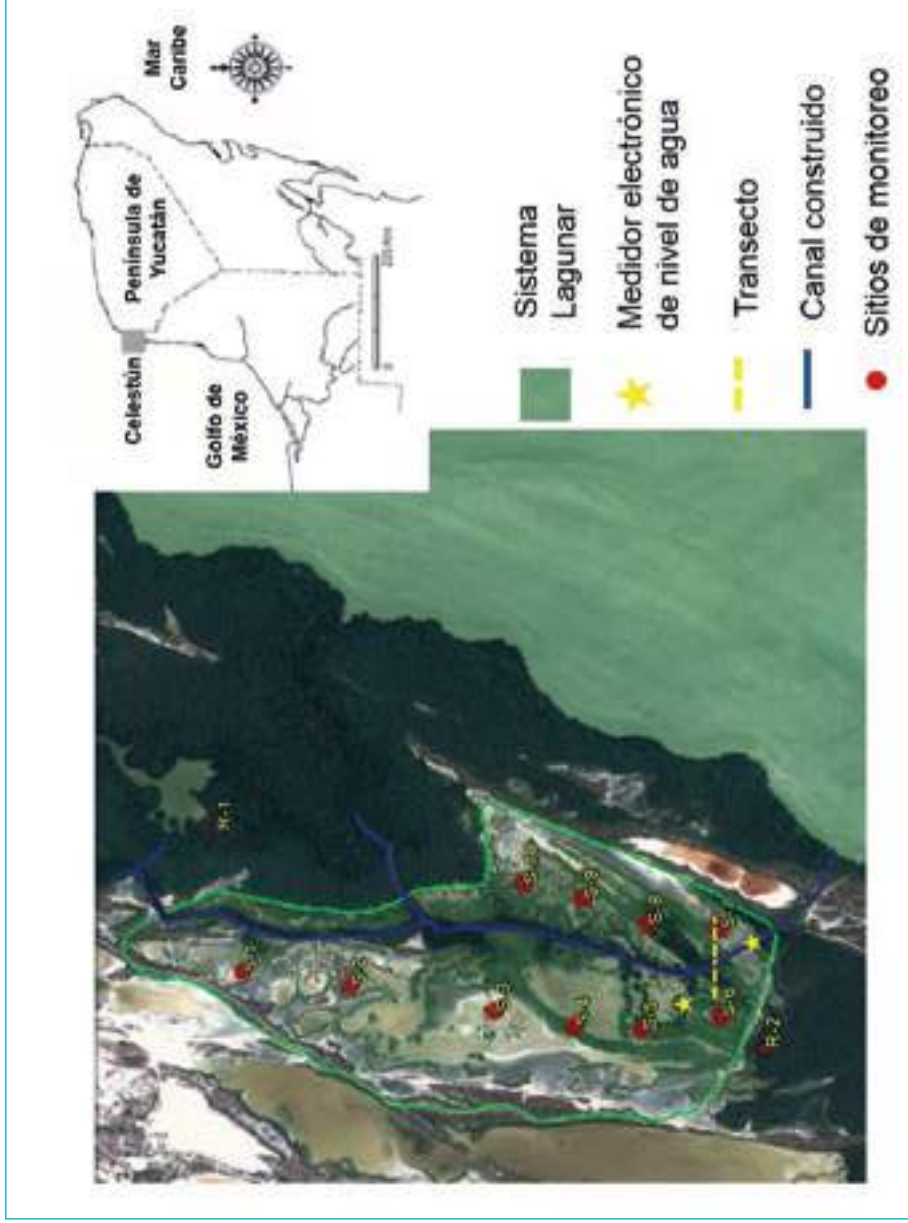
Entre 2007 y 2008, Ducks Unlimited de México, A. C. (DUMAC), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) y el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav-IPN), con fondos de la Comisión Nacional Forestal (Conafor) y de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), inician una serie de acciones de rehabilitación hidrológica con enfoque experimental y de participación comunitaria para la restauración ecológica de 36 ha de manglar impactado en la laguna de Celestún llamado Zona de Rehabilitación Fase II (ZRF-II) (Herrera-Silveira *et al.*, 2012) (figura 1).

La estrategia utilizada para la restauración ecológica de este manglar tuvo como marco conceptual las relaciones que hay entre la geomorfología, la hidrología, los estresores, los recursos y las características estructurales y funciones del ecosistema de manglar (Lewis, 1990; Twilley y Rivera-Monroy, 2005). También se consideraron las relaciones que hay entre la percepción de los habitantes de las zonas aledañas a los manglares degradados, las autoridades, las instituciones académicas y los financiadores. La estrategia consistió en un proceso que incluye los siguientes componentes: *a)* formación del grupo técnico y definición del sitio a restaurar; *b)* diagnóstico y “ecología forense”; *c)* plan y acciones de restauración; *d)* monitoreo del éxito de las acciones de restauración; *e)* vinculación y socialización; *f)* todo lo anterior dentro de un marco de cumplimiento de arreglos y acuerdos institucionales o de grupo (figura 2).

Formación del grupo técnico y definición del sitio a restaurar

Cuando se identifica que en una región, localidad, o estado existen áreas de manglares impactados, así como el interés y la oportunidad de recuperarlas, se debe formar un grupo técnico integrado por científicos, miembros de la comunidad local, grupos sociales organizados y administradores del sector ambiental. En la primera etapa, este grupo discutirá y definirá el sitio sujeto a la restauración usando uno o más criterios, por ejemplo, el de interés de las autoridades o comunidad, facilidades logísticas, área impactada, entre otros (véase capítulo 1 de la

Figura 1
Zona de Rehabilitación Fase II de la localidad de Celestún, Yucatán



Fuente: elaboración propia.

Figura 2
Componentes de la estrategia de restauración ecológica de manglares en Yucatán.
 Las flechas indican interacción entre componentes



Fuente: elaboración propia.

presente obra). Más adelante se establecen objetivos y metas realistas, definiendo lo que se quiere recuperar, por ejemplo, la función, ciertos procesos, la estructura, la cobertura vegetal o incluso una característica en particular como el retorno de una especie a la zona; finalmente, se define el nivel de participación de cada miembro del grupo.

En este proyecto participó el Grupo Interdisciplinario de Manglares de la Península de Yucatán (Gimpey), conformado por instituciones académicas: Cinvestav-IPN, Unidad Mérida, Universidad Estatal de Luisiana (LSU), Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY), instituciones del gobierno federal (Conanp), así como organizaciones no gubernamentales (DUMAC). Este grupo se integró informalmente en 2006 para contribuir al conocimiento y manejo sustentable de humedales costeros de la PY, y en particular para resolver el problema de la degradación de manglares a través de acciones

basadas en el conocimiento científico-práctico de su funcionamiento. Adicionalmente, se incorporaron grupos de pobladores del puerto de Celestún. El sitio impactado de este proyecto comprende 36 ha de manglar (ZRF-II) donde se planteó recuperar características hidrológicas, estructurales y funcionales del manglar en una secuencia temporal.

El objetivo fue restaurar las condiciones ecológicas de 36 ha de manglar muerto a través de acciones que le ayuden a la auto-sustentabilidad. Las metas fueron: *a)* reducir la salinidad intersticial a 50%; *b)* favorecer la regeneración natural del manglar en un periodo de 18 meses, y *c)* sincronizar las variaciones del nivel del agua entre el canal construido y el manglar en restauración.

Diagnóstico y “ecología forense”

En este paso se procedió a la caracterización del sitio a restaurar y de un sitio de referencia que estuviera en buen estado de conservación, de preferencia, lo más cercano posible al sitio impactado. Se incluyeron variables de topografía, hidrología (hidroperiodo), sedimentos y vegetación. Se determinaron las características tanto a nivel local como de paisaje, además de identificar las causas locales o regionales que determinaron la muerte del manglar (lo que llamamos “ecología forense”). La comparación entre el sitio de referencia y el sitio a restaurar permitió establecer la línea base y estimar la posible trayectoria de recuperación, la cual sería verificada con el monitoreo.

La caracterización incluyó la microtopografía tomando datos con un sistema GPS diferencial y niveles automáticos (imagen 2). Los datos fueron analizados para obtener un modelo digital de elevación, en el que se identificaron zonas de diferente nivel topográfico que daban como resultado áreas de acumulación y de drenaje (micro-cuencas), con dirección de flujos preferenciales naturales. Con el resultado de la topografía se procedió a zonificar el área de trabajo en 12 sitios (figura 1), diez dentro de la ZRF-II (1 a 10) y dos de referencia (R-1 y R-2). En estos últimos se llevaron a cabo mediciones de variables estructurales de árboles adultos, plántulas y juveniles, así como la toma de agua intersticial y núcleos de sedimentos, mientras que en cada sitio de la ZRF-II se tomaron núcleos de sedimentos, muestras de agua para análisis de

Imagen 2
Levantamiento topográfico de la zona de rehabilitación



Foto: propiedad de los autores.

nutrientes, y datos de salinidad intersticial como parte de la información del tiempo inicial, y como referencia para determinar el éxito de las acciones de restauración. Cabe señalar que en esta etapa no se observaron árboles, juveniles y plántulas vivas en la Zona de Rehabilitación Fase II.

Plan y acciones de restauración

En este paso se definieron e implementaron las acciones específicas para el sitio, en principio fueron consideradas las siguientes: rehabilitación hidrológica, cambios de la topografía, centros de dispersión, establecimiento de especies facilitadoras, plantaciones, entre otras. De acuerdo con el diagnóstico y con los resultados de microtopografía e hidroquímica de los sedimentos, se

determinó la rehabilitación hidrológica como la acción principal para restaurar el manglar de esta zona, y se identificaron los sitios donde se ejecutarían las acciones. También se definió la forma de realizar las acciones y el momento más apropiado para que se llevaran a cabo, tomando en cuenta los costos, el personal disponible y el tiempo de ejecución. En este paso, las comunidades y grupos organizados participaron activamente en la definición y ejecución de las acciones. El conocimiento empírico de estos grupos apoyó la logística de los trabajos de rehabilitación hidrológica.

Para este proyecto, la acción principal de restauración ecológica fue la construcción de un canal que conectara el cuerpo de agua lagunar con la zona impactada con el objetivo de rehabilitar la hidrología (hidroperiodo) de dicha zona. Se abrió un canal artificial de 1 800 m de longitud, de 3 m de ancho y de 0.8 a 1 m de profundidad. Este canal tiene conexión en ambos extremos con la laguna de Celestún formando un circuito. Los trabajos de apertura del canal fueron realizados por (40) pobladores del puerto de Celestún.

Monitoreo del éxito de las acciones de restauración

Todo proyecto de restauración debe incluir un programa de monitoreo, y en la medida de lo posible, involucrar a las comunidades en esta actividad, proveerles de equipo, y ofrecerles talleres de capacitación. Se deben seleccionar variables específicas que funcionen como indicadores de éxito para los programas de restauración, por ejemplo, características fisiológicas, estructurales, de paisaje, variables fisicoquímicas del sedimento, biológicas de las poblaciones, ecológicas o funcionales. Estas variables deben ser registradas tanto en el sitio en restauración como en el de referencia. El seguimiento de estas variables indicadoras permite —en caso de requerirlo— realizar cambios en el tipo de acciones bajo el concepto del manejo adaptativo (Biswas *et al.*, 2009). Cada variable de monitoreo tiene diferente tiempo de respuesta, y la frecuencia de muestreo se relaciona con la naturaleza de las variables y los recursos disponibles (humanos, equipo, personal, materiales). Con los resultados del monitoreo se debe hacer un análisis tanto del sitio en restauración como del de referencia bajo el contexto de “curvas de funcionamiento” (Twilley y

Rivera-Monroy, 2005). Las curvas de funcionamiento son la representación y comparación gráfica de los cambios en el tiempo de las variables de monitoreo del sitio en restauración respecto del de referencia. Proveen una buena aproximación de la trayectoria de recuperación que el manglar en restauración está siguiendo y la rapidez de los cambios. En este caso, se implementó un programa de monitoreo en 10 sitios dentro del área en restauración y dos sitios de referencia (figura 1), midiendo la salinidad intersticial, densidad y altura de plántulas, así como las variaciones del nivel de inundación entre el canal construido y la zona de manglar en restauración a través de la instalación de medidores continuos de presión.

Vinculación y socialización de la restauración ecológica

La restauración ecológica debe ser un proceso que considere a los diferentes actores. El proyecto debe ser presentado y discutido con los usuarios, beneficiarios directos e indirectos de la restauración, ejecutores de las diferentes acciones, financiadores y autoridades.

Un aspecto a resaltar es el apoyo y orientación que se debe proporcionar a los participantes que vivan en los alrededores del sitio impactado, para que se apropien del proyecto de restauración, asegurando su participación efectiva y que los resultados sean sostenibles a través de diversificar actividades. A los resultados de la restauración ecológica —exitosa o no— se les debe dar amplia difusión y tener el registro de ésta. Se deben incluir aspectos de educación ambiental, capacitación para el monitoreo, establecimiento y coordinación de grupos de usuarios y técnicos. La restauración de manglares es una actividad reciente de la cual se ha hablado mucho, pero los datos e información que demuestren o expliquen el éxito de la restauración son escasos (Teutli-Hernández *et al.*, 2013; Alonzo, 2011; Zaldívar, 2013). Hasta ahora no se habían podido establecer generalizaciones para robustecer los protocolos de restauración de manglares, y tampoco avanzar en el marco conceptual de la ecología de la restauración de este ecosistema. Este proyecto permitió establecer bases conceptuales y metodológicas que han sido usadas exitosamente en otras localidades de la Península de Yucatán (tabla 1).

Tabla 1
Experiencias de restauración utilizando
la estrategia propuesta en Zaldívar *et al.*, 2010

Sitio	Localidad	Estado	Hectáreas por restaurar	Institución u organización	Referencia
Bahamitas	Cd. Del Carmen	Campeche	1 300	GoM LME	Zaldívar, 2013
SR-II Celestún	Isla Arena	Campeche	464	DUMAC	Alonzo, 2011
Punta Norte	Cozumel	Quintana Roo	250	Conafor Conanp GoM LME	A. Zaldívar, com.pers.
Cayo Venado	Chetumal	Quintana Roo	50	Ecosur Conafor	H. Hernández, com.pers.
Costa norte Yucatán	De Celestún a Río Lagartos	Yucatán	2 100	Cinvestav API-Progreso	Herrera-Silveira <i>et al.</i> , 2013

SR-II Celestún: Sub-zona de Recuperación II de la Reserva de la Biosfera Ría Celestún.

GoM LME: Proyecto del Gran Ecosistema del Golfo de México.

API-Progreso: Administración Portuaria Integral de Progreso.

Ecosur-Chetumal: Colegio de la Frontera Sur, Chetumal.

Fuente: elaboración propia.

Arreglos institucionales o de grupo

Para que las diferentes etapas del proceso de restauración se lleven a cabo, y que el proyecto tenga sostenibilidad en el tiempo, se debe contemplar la formalización de arreglos entre los participantes en el proyecto como el elemento de cohesión entre ellos, y aseguramiento del financiamiento requerido. Compartir objetivos de la restauración asegura la viabilidad del proyecto a través de la gestión de los recursos necesarios para todas las etapas de éste (caracterización, acciones de restauración y mantenimiento de éstas, monitoreo, capacitación, difusión, entre otros). Una vez que las metas de restauración estén en proceso de alcanzarse, alternativas de sustentabilidad para los usuarios deben ser analizadas e implementadas. Para este proyecto se contó con acuerdos entre instituciones académicas (Cinvestav, LSU, CICY), del gobierno federal (Conanp, Semarnat, Conafor, Conabio), así como ONG (DUMAC). El grupo

de pobladores que participó en la construcción del canal se organizó en una sociedad civil (“Manglares de Dzinitún”) para prestar servicios de ecoturismo con diferentes actividades en los sitios restaurados (figura 3).

Figura 3
Sociedad civil “Manglares de Dzinitún”



Fotos: propiedad de los autores.

Participación social (tipo y grupo social)

Los trabajos de apertura de canales fueron realizados por 40 pobladores del puerto de Celestún (figura 4), cuya actividad en ese momento era de pescadores ribereños. Este grupo se organizó en cuadrillas para el trabajo. Se les impartieron talleres de sensibilización y capacitación.

Figura 4
Apertura del canal principal de la zona de rehabilitación



Fotos: propiedad de los autores.

Resultados y discusión

Estructura de los sitios de referencia

De acuerdo con las variables estructurales de la comunidad de manglar, el sitio de referencia 1 (llamado R-1) presentó la mayor densidad de individuos (3 450 árboles/ha), así como los de mayor altura (6.6 m). Los árboles con los menores diámetros a la altura del pecho se registraron en el sitio de referencia 2 (llamado R-2) (tabla 2). El índice de complejidad (IC, Holdridge *et al.*, 1971) en ambos sitios fue > 1 , indicando que son bosques estructuralmente bien desarrollados. Ambos sitios son bosques mono-específicos, siendo R.

Tabla 2
Características estructurales de la vegetación de manglar
de los sitios de referencia

Sitio	Densidad (árbol ha ⁻¹)	Diámetro promedio (cm)	Altura promedio (m)	Especie	IC
Referencia- 1 (R-1)	3 450	11.5	6.6	<i>R.mangle</i>	35.5
Referencia- 2 (R-2)	2 900	8.5	5.3	<i>A. germinans</i>	5.5

Fuente: elaboración propia.

mangle la especie dominante en el sitio R-1, mientras que *A. germinans* domina el sitio R-2, indicando que a pesar de estar en un área relativamente pequeña, la heterogeneidad ambiental es alta. La relación entre la composición de especies de manglar y las variables ambientales como salinidad intersticial, hidroperiodo y nutrientes en el sedimento determinan en gran medida la estructura de la vegetación (Twilley y Rivera-Monroy, 2005).

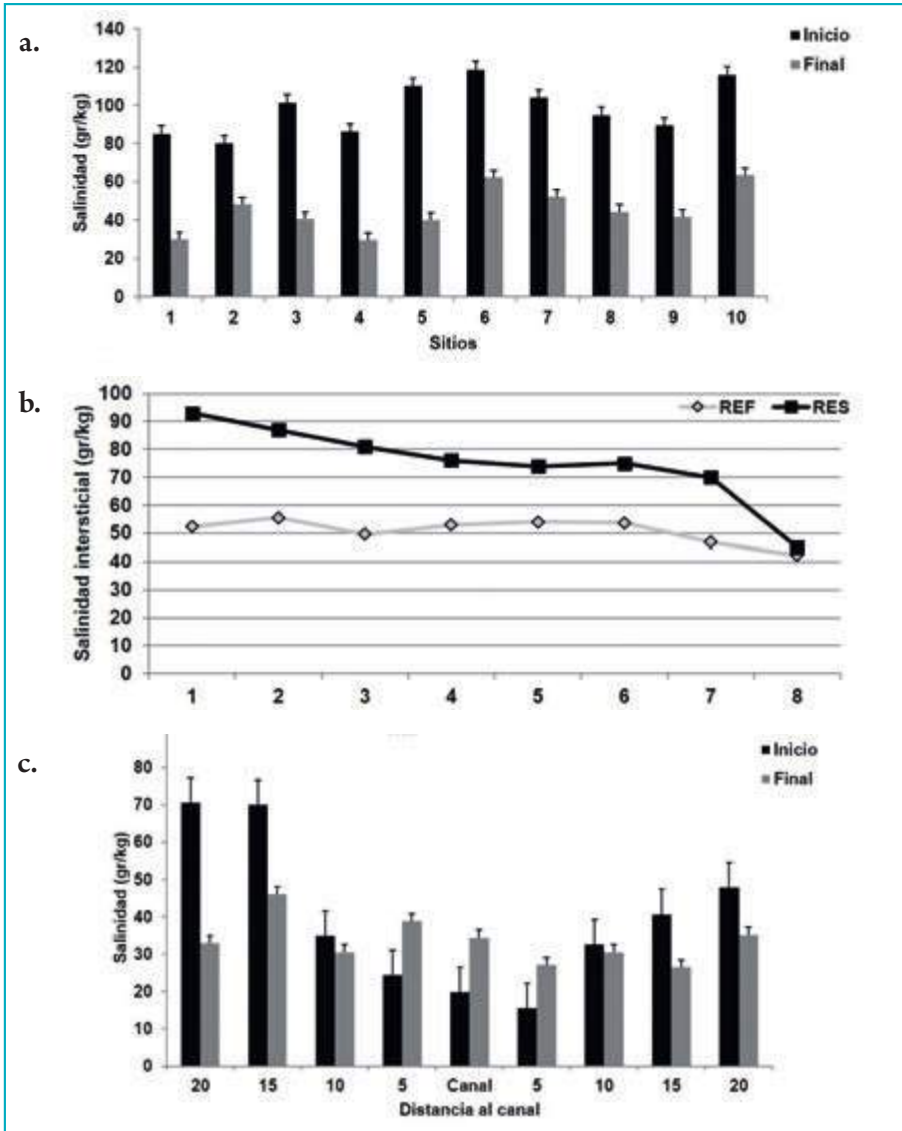
Variables fisicoquímicas de los sitios de referencia y sitios en restauración

Salinidad intersticial. El promedio de salinidad intersticial en la zona restaurada antes de la rehabilitación hidrológica fue de 98.5 gr/kg, observándose el valor más alto en el sitio 6 (118 gr/kg) (figura 5a). Posterior a la rehabilitación hidrológica y después de 18 meses, la salinidad intersticial de todos los sitios disminuyó alcanzando el promedio de 45.2 gr/kg. Estos resultados indican que la construcción del canal ha tenido éxito en reducir la salinidad intersticial del sitio impactado robusteciendo la propuesta de que la rehabilitación hidrológica es correcta para la desalinización de los sedimentos de manglares impactados donde se identifiquen salinidades intersticiales que en promedio son > 90 gramos por kilo.

Una medida de éxito que además define la trayectoria y velocidad de recuperación del sitio en restauración, son las curvas de funcionamiento. Al principio del proyecto la salinidad promedio del sitio en restauración y de los de referencia era muy diferente, sin embargo, al cabo de 16 meses de la apertura del canal, la salinidad intersticial entre ambos fue similar (figura 5b).

Figura 5

- a. Valores medios de la salinidad intersticial del sitio restaurado antes y después de la rehabilitación hidrológica.
- b. Cambios temporales de la salinidad intersticial durante el proceso de restauración en el sitio restaurado y de referencia.
- c. Cambios de la salinidad intersticial a diferentes distancias del canal construido para la restauración, antes y después de las acciones de rehabilitación hidrológica.



Fuente: elaboración propia.

Influencia del canal. Para determinar la distancia hasta la cual el canal de rehabilitación tenía influencia en reducir la salinidad intersticial, se diseñó un programa de muestreo en transectos perpendiculares (figura 1) a la orientación del canal con estaciones cada 5 metros hasta los 20 metros a partir del canal y a ambos lados de éste (figura 5c). El muestreo se inició un año después de la apertura del canal con duración de otro año haciendo visitas bimensuales. Se observó que las salinidades más altas se registraron en las estaciones más alejadas al canal (70 gr/kg), mientras que las estaciones cercanas presentaron valores entre 24 y 38 gr/kg (figura 5c). En el último periodo de muestreo la salinidad disminuyó en los puntos más alejados del canal hasta 33 gr/kg. Las variaciones de la salinidad del agua del canal tienen influencia en la magnitud de reducción de la salinidad. En el periodo de muestreo las salinidades del canal presentaron mayor influencia de agua marina, esto debido al momento de toma de muestras (entrada de la marea). Este resultado ayuda a definir la distancia mínima a la que se recomendaría hacer canales del tipo del que se construyó para esta restauración. Considerando que el canal tiene clara influencia hasta los 20 m, se recomendaría que en caso de ser necesaria la construcción de otro canal, estuviera al menos a una distancia de 5 veces la influencia de éste (a 100 m, en este caso).

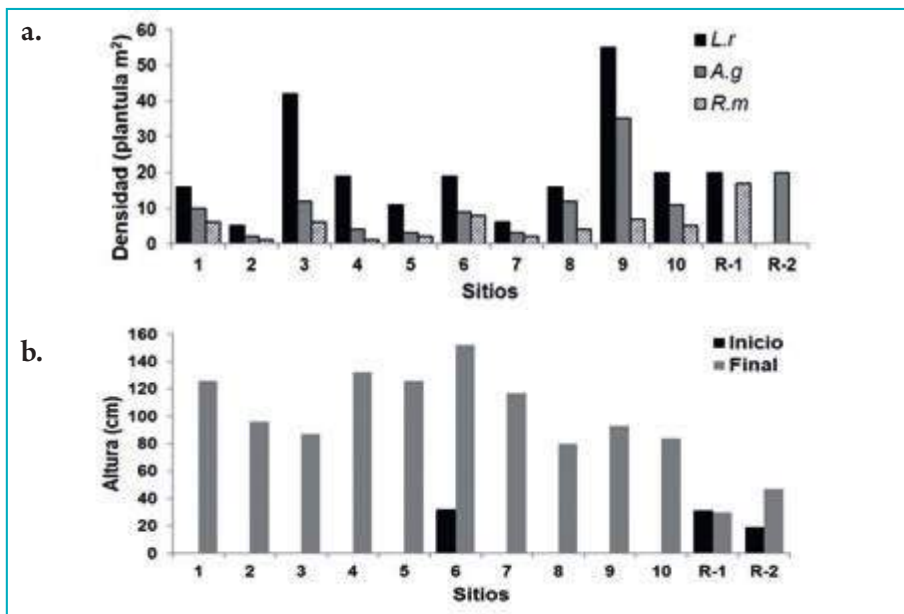
Densidad de plántulas. Al inicio del programa de monitoreo no había plántulas en el área a restaurar. Después de 4 meses de que las acciones de rehabilitación hidrológica se habían iniciado, se observaron plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa* sólo en el sitio 6 (15 plántulas m²), la cual es la estación de monitoreo más cercana al canal de rehabilitación, sugiriendo que la distancia respecto del agua del canal es una variable que podría ser importante en la velocidad de establecimiento natural de plántulas. Cabe señalar que la zona de manglar impactada se encuentra rodeada de manglar en buen estado (donde están los sitios de referencia) que sirve de fuente natural de propágulos. El sitio contó con la rehabilitación hidrológica por medio de la construcción del canal, el cual además funcionó como dispersor de propágulos provenientes de los manglares de referencia. Este aspecto es relevante, ya que reduce el trabajo de transportación de propágulos de sitios lejanos al impactado, con lo que se tiene ahorro de costos.

La densidad de plántulas después de 12 meses de monitoreo varió entre 8 y 92 plántulas/m² (figura 6a), siendo la especie dominante *L. racemosa*. Esta especie se ha distinguido por ser una especie en la que su crecimiento y supervivencia se ven favorecidos en condiciones de alta luminosidad, abundantes nutrientes, salinidades relativamente bajas, y tolera periodos de inundación (Rovai *et al.* 2012). En los sitios de referencia, la densidad de plántulas varió de 38 a 28 plántula/m², siendo la especie dominante en R-1 *R. mangle* y en R-2 *A. germinans*.

En relación con las alturas de plantas de manglar, en los 10 sitios de monitoreo donde ocurrió la regeneración natural se observó que después de 12 meses las mayores alturas variaron entre 79 y 152.5 cm (figura 6b), indicando que se trata de organismos en estadio juvenil. Las especies fueron *L. racemosa* (65%; altura promedio 73 cm), *A. germinans* (29%; altura promedio 55 cm) y *R. mangle* (6%; altura promedio 52 cm). Sin embargo, se observó que esta

Figura 6

a. Densidad de plántulas de manglar por especie en el sitio restaurado, y sitios de referencia; b. Alturas máximas de las plantas al inicio y final del periodo de monitoreo



Fuente: elaboración propia.

última especie dominaba (> 85%) en las orillas del canal construido. Los resultados del monitoreo indican que, a mediano plazo, la restauración ecológica tiene impacto positivo en la estructura de la vegetación, ya que se observaron las tres especies.

Nivel de inundación. El canal construido para la restauración ecológica del manglar se mantiene constantemente inundado, por lo que funciona como un canal de marea introduciendo agua de la laguna hacia la zona del manglar impactado. En la figura 7 se observa que en los dos primeros meses de funcionamiento del canal hay desconexión entre los niveles de inundación de ambos sitios. Sin embargo, a partir del segundo mes se observa que los niveles de inundación presentan similitud en cuanto a la sincronización, variando en el sitio de manglar entre -0.3 m y +0.4 m. Antes de la sincronización, el sitio de manglar permaneció constantemente inundado con niveles de hasta +0.58 metros.

Otros resultados. Se observó que 5 meses después de las acciones de rehabilitación hidrológica se establecieron de manera natural otras especies, como *Batis marítima* y *Salicornia virginica* en diferentes sitios de la zona. Estas especies funcionan como “facilitadoras” de la regeneración natural de plántulas a través de colonizar inicialmente el suelo desnudo y modificando sus condiciones, retienen a los propágulos de mangle, disminuyen la salinidad intersticial y aumentan la concentración de nutrientes en el suelo, favoreciendo el desarrollo de plántulas de manglar (Teutli-Hernández *et al.*, 2013). A nivel de paisaje se han observado cambios de cobertura de manglar después de las acciones de restauración ecológica. Después de 48 meses se ha recuperado alrededor de 45% de la cobertura (figura 8). Se observaron sitios de parches con plántulas y juveniles dominando *A. germinans* y *L. racemosa*, además de algunos individuos adultos, mientras que en otros sitios dominaban árboles de > 5m de altura y diámetros entre 3 y 5 cm, principalmente de *L. racemosa*. Aún se observan áreas de suelo desnudo donde las condiciones topográficas y distancia al canal construido limitan el desarrollo del manglar. Las orillas del canal han sido totalmente cubiertas por vegetación, principalmente de *L. racemosa* y *R. mangle*.

Además del monitoreo del éxito de la restauración del manglar de Celes-tún usando indicadores de la vegetación y del agua, se analizó la recuperación de funciones. Se muestreó por un año (estacionalmente) la comunidad de peces en el canal construido, identificándose 14 especies de peces, todas ellas

Figura 7
Variaciones temporales de los niveles de inundación en el canal restaurado
y en una zona del manglar en restauración



El valor de 0 corresponde al nivel del terreno de la zona de manglar donde se instaló en medidor de presión.

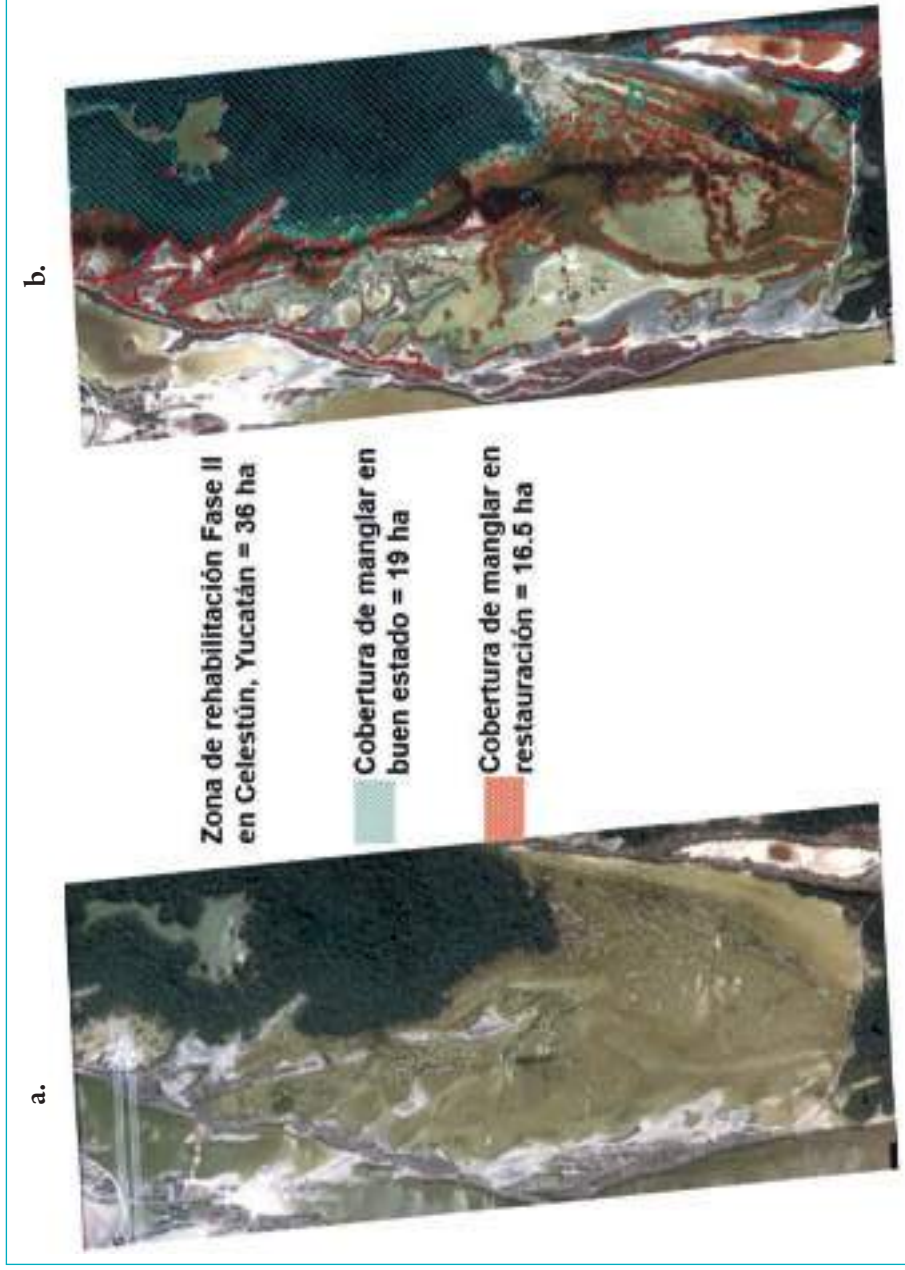
Fuente: elaboración propia.

en etapas juveniles que usan el manglar en restauración como área de crianza y alimentación (Arceo-Carranza *et al.*, 2014). El éxito de la restauración del manglar de Celestún no sólo ha sido en el componente de estructura, sino también de funciones.

Costos de la restauración. Un aspecto de la restauración del que se tiene escasa información se refiere a los costos de esta actividad. Los rubros deberían incluir las obras necesarias (construcción de canales, plantaciones) para la restauración y su mantenimiento; el monitoreo (pasajes y viáticos, materiales, equipo, reactivos, horas/hombre), las horas/hombre de capacitación (becarios, talleres) y difusión (talleres, elaboración de documentos, participación en eventos), y las del grupo técnico (laboratorio, análisis de resultados). En este proyecto, el costo de la restauración considerando los rubros que se mencionan ha sido de aproximadamente \$75,000.00 M.N./ha/año. La Conafor, en 2011, emitió un acuerdo de los costos de referencia para reforestación o

Figura 8

a. Coberturas de manglar impactado, b. Manglar en buen estado y en restauración después de 4 años de haber iniciado las acciones de rehabilitación hidrológica



Fuente: elaboración propia.

restauración, y su mantenimiento por compensación ambiental resultado de cambio de uso de suelo en terrenos forestales (DOF, 25/02/2011). En este documento establece la cantidad de \$38,766.02 M.N./ha/año para manglares y de \$160,678.76 M.N./ha/año para otros humedales. Los costos de este acuerdo no contemplan el monitoreo, la capacitación, la difusión y la participación de un grupo técnico.

Actualmente, el grupo del Cinvestav está analizando los servicios ecosistémicos (captura y almacén de carbono, control de la calidad del agua, recuperación de biodiversidad, protección a tormentas, control de la erosión) que el manglar en buena condición y restaurado provee. Adame y colaboradores (2014) han desarrollado una metodología para definir prioridades de restauración de manglares que sirvan de orientación a los tomadores de decisión y políticas públicas. Los resultados indican que la restauración de manglares siguiendo la estrategia aquí propuesta, podría favorecer la captura y almacenamiento de carbono, y potenciar otros servicios como el mejoramiento de la calidad del agua y la protección a tormentas, contribuyendo a la mitigación y adaptación al cambio climático.

La estrategia experimental de la restauración de manglares de Yucatán aquí presentada y diseñada entre el Cinvestav, LSU y DUMAC, ha sido adoptada y aplicada en otros sitios (tabla 1). Los resultados de estos proyectos han demostrado la efectividad de la estrategia propuesta, por lo que podría ser considerada como parte de las políticas públicas estatales y federales en materia de compensación ambiental, o por ejemplo, de los programas de apoyos como el de Conafor (<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/apoyos-2014>).

Conclusiones

- Los cambios en la hidrología de los ecosistemas de manglar de la Península de Yucatán son de las principales causas de degradación de estos ecosistemas en la región.
- Los resultados de este proyecto indican que la estrategia que aquí se propone y que incluye los pasos de: 1) identificación del sitio a restaurar y

establecimiento de objetivos y metas de la restauración; 2) caracterización del sitio a restaurar y uno de referencia; 3) implementación de acciones de restauración específicas; 4) monitoreo de indicadores del éxito de la restauración; 5) vinculación y socialización del proyecto de restauración, y 6) cumplimiento de arreglos institucionales y/o de grupo que aseguran el largo-plazo del proyecto, es la que debe implementarse en este tipo de ecosistema.

- La rehabilitación hidrológica como una de las acciones de restauración de manglares degradados demostró ser eficiente en la recuperación del hidroperiodo y niveles de salinidad que favorecieron la sucesión secundaria.
- Las plantas pioneras como *Batis* sp. y *Salicornia* sp. pueden funcionar como especies facilitadoras de la recuperación de manglares.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

- Se recomienda tener presente que la restauración ecológica requiere de trabajos de largo-plazo (monitoreo, mantenimiento), y no debe estar limitada e interrumpida por las políticas de corto y mediano plazos relacionadas con los cambios de la administración pública estatales y federales.
- Se recomienda aprovechar los desafortunados casos de degradación de los ecosistemas para diseñar experimentos de restauración, lo que permitirá avanzar en la generación del marco conceptual de la ecología de la restauración de ecosistemas en México.
- Durante la restauración de manglares de este estudio, se identificó que ésta es una actividad de largo plazo y de costos relativamente altos, por lo que se recomienda ser más eficiente —en tiempo y costos— llevando a cabo acciones de conservación y/o acciones tempranas de restauración, en sitios donde estos ecosistemas estén bien conservados, o en etapas iniciales o intermedias de degradación.
- Durante los 8 años de cooperación y apoyo entre instituciones, se aprendió cómo generar conocimiento a partir de actividades de restauración ecológica de manglares a diferentes escalas (fisiológica, población, comunidad y paisaje), favoreciendo la recuperación de estos ecosistemas de la región

de la Península de Yucatán, además de la formación de recursos humanos (Caamal, 2009; Andueza, 2011; Echeverría, 2013; Teutli, 2014).

- Se conformó un grupo capaz de abordar de forma ordenada y con estrategia metodológica basada en la investigación experimental, la restauración ecológica de manglares. La estrategia ha sido exitosa en recuperar estructura y funciones del manglar degradado de Celestún, Yucatán, y está siendo utilizada en otras localidades por el mismo grupo de trabajo de este proyecto, ahora con el enfoque adicional de la adaptación (captura de carbono) a los impactos del cambio climático.
- Se reconoce que durante el proceso de restauración de los manglares en la Península de Yucatán, la etapa de los arreglos institucionales es crítica para el éxito de los proyectos. Estos arreglos favorecen la comunicación (entre grupos o instituciones), la transferencia de información, y el éxito en el financiamiento para ejecutar las acciones de restauración, incluyendo el monitoreo, la difusión y la sostenibilidad del proyecto al incorporar a los usuarios del ecosistema —en este caso el restaurado— en actividades como el ecoturismo, la pesca artesanal, pesca deportiva, entre otras.
- El ecosistema de manglar se encuentra interconectado con otros ambientes tanto terrestres como costeros, por lo que el enfoque de su manejo —incluida la restauración— se recomienda sea abordado con un enfoque ecosistémico transversal considerando la conectividad hidrológica como en marco de referencia.

Agradecimientos

A Juan Caamal Sosa, David Alonso Parra, Víctor Rivera-Monroy, Arturo Zaldívar Jiménez, Eduard Ciau Cardózo, Ma. Teresa Andueza Briceño por su participación en discusiones técnicas, trabajos de campo y de laboratorio. A la Conabio por el financiamiento a través del proyecto GH009. A DUMAC por las facilidades en el uso de sus instalaciones de campo en Celestún. A un sinnúmero de estudiantes que participaron en las múltiples campañas de muestreo.

Referencias bibliográficas

- Adame, M. F., V. Hermoso, K. Perhans, C. E. Lovelock y J. A. Herrera-Silveira (2104), "Selecting Cost-Effective Areas for Restoration of Ecosystem Services", *Conservation Biology*, vol. 29, núm. 2, pp. 493-502.
- Alonzo, P. D. (2011), "Mejoramiento de humedales de zonas cársticas y semiáridas de la Península de Yucatán - subzona de recuperación II de la Reserva de la Biosfera Ría Celestún (Isla Arena)", Ducks Unlimited de México, A. C., *Informe Final SNIB-Conabio. Proyecto HH002*, México.
- Alonzo-Parra, D. y E. Bestard-Barrera (2008), "Conservación y restauración del manglar de la zona de recuperación I de la Reserva de la Biosfera Ría Celestún", *Informe parcial. Ducks Unlimited de México, A. C.*, Garza García, N. L. México.
- Andueza, B. M. T. (2011), "Análisis del crecimiento de manglar bajo gradientes ambientales en una zona de rehabilitación hidrológica y reforestación en Celestún, Yucatán", tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Arceo-Carranza, D., J. A. Herrera-Silveira, M. Badillo-Alemán, A. Gallardo-Torres y X. Chiappa-Carrara (2014), "Fish and Mangroves, Functional Restoration in the Yucatan Peninsula", *Annual Meeting Western Division of the American Fisheries Society*, Mazatlán (México), 7-11 de abril.
- Arriaga, C. L., V. Aguilar y J. M. Espinoza (2009), "Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad", *Capital Natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*, México, Conabio, pp. 433-457.
- Batllore-Sampedro, E., J. L. Febles-Patrón y J. Díaz-Sosa (1999), "Landscape Change in Yucatan's Northwest Coastal Wetlands (1948-1991)", *Human Ecology Review*, vol. 6, núm. 1, pp. 8-20.
- Biswas, S. R., A. U. Malik, J. K. Choudhury y A. Nishat (2009), "A Unified Framework for the Restoration of Southeast Asian Mangroves - Bridging Ecology, Society and Economics", *Wetlands Ecology and Management*, núm. 17, pp. 365-383.

- Caamal, S. J. P. (2009), “Estrategias y acciones de restauración del manglar en Isla Arena, Campeche”, tesis de licenciatura, Instituto Tecnológico de Conkal, Yucatán.
- Echeverría, A. S. C. (2013), “Evaluación del crecimiento de *Avicennia germinans* en un sitio de restauración ecológica en el puerto de Progreso, Yucatán”, tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Euan-Avila, J. I. y S. G. Witter (2002), “Promoting Integrated Coastal Management in the Yucatan Peninsula, Mexico”, *Journal of Policy Studies*, núm. 12, pp. 1-16.
- Herrera-Silveira, J. A., O. Cortés-Balan, C. Teutli Hernández, L. Carrillo Baeza, E. Pech Poot, M. López Herrera, J. Gamboa Cutz y F. Ku Farfán (2013), “Calidad del agua y restauración ecológica del ecosistema de manglar en Yucatán”, Informe Técnico Final, Cinvestav-Administración Portuaria Integral de Progreso.
- , A. Zaldívar-Jiménez, C. Teutli-Hernández, R. Pérez-Ceballos, J. Caamal-Sosa y T. Andueza (2012), “Rehabilitación de manglares en el estado de Yucatán sometidos a diferentes condiciones hidrológicas y nivel de impacto: el caso de Celestún y Progreso”, *Informe Final SNIB-Conabio. Proyecto GH009*, México, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Unidad Mérida.
- Holdridge, L. R., W. C. Grenke, W. H. Hathaway, T. Liang y J. Tosi (1971), *Forest Environments in Tropical Life Zones, A Pilot Study*, Nueva York, Pergamon Press.
- Lewis, R. R. (1990), “Creation and Restoration of Coastal Plain Wetlands in Florida”, en J. A. Kusler y M. E. Kentula (eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, Washington, Island Press, pp. 73-101.
- Rovai, A. S., J. E. Soriano-Sierra, P. R. Pagliosa, G. Cintrón, Y. Schaeffer-Novelli, R. P. Menghin, C. Coelho-Jr, P. A. Horta, R. R. Lewis III, J. C. Simonassi, A. J. Andrade, F. Boscatto y J. S. Dutra (2012), “Secondary Succession Impairment in Restored Mangroves”, *Wetlands Ecology and Management*, núm. 20, pp. 447-459.
- Teutli-Hernández, C. (2014), “Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar”, tesis de Doctorado, Universidad de Barcelona, 3er avance.

- Teutli-Hernández, C. (2004), “Estimación del éxito de la restauración hidrológica de zonas de manglar en el norte de Yucatán, México”, tesis de licenciatura, Escuela de Biología/Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- , J. A. Herrera-Silveira, F. Comín-Sebastián y M. Menéndez-López (2013), “El papel de especies pioneras en el establecimiento y crecimiento de plántulas de manglar de sitios restaurados”, *III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica*, Bogotá (Colombia), 29 a 31 de julio de 2013.
- Twilley, R. y V. M. Rivera-Monroy (2005), “Developing Performance Measures of Mangrove Wetlands Using Simulation Models of Hydrology, Nutrient Biogeochemistry and Community Dynamics”, *Journal of Coastal Research*, núm. 40, pp. 79-93.
- Zaldívar, J. A. (2013), “Technical Guideline for Mangrove Ecosystem Conservation and Ecological Restoration. Integrated Assessment and Management of the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem”, *Technical Report, Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem Project, UNIDO*.
- Zaldívar-Jiménez, M. A., J. A. Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, F. A. Comín, J. L. Andrade, M. C. Coronado y R. C. Pérez (2010), “Conceptual Framework for Mangrove Restoration in the Yucatan Peninsula”, *Ecological Restoration*, vol. 28, núm. 3, pp. 333-342.



islas



Foto: © Archivo Grupo de Ecología y Conservación de Islas / J. A. Soriano

Capítulo 21

La restauración ambiental exitosa de las islas de México: una reflexión sobre los avances a la fecha y los retos por venir

Alfonso Aguirre Muñoz
alfonso.aguirre@islas.org.mx
Araceli Samaniego Herrera

Luciana Luna Mendoza
Antonio Ortiz Alcaraz
Federico Méndez Sánchez
Julio Hernández Montoya

Abstract

Mexico has nearly 4000 islands that host a disproportionate number of endemic species, with 14 times more endemics than the mainland. Islands are not just unique ecosystems but they are also key habitat for the provisioning, reproduction and refuge of many migratory species, particularly seabirds, seaturtles and pinnipeds. Mexican islands harbor one in three species of seabirds worldwide (110 spp. *vs.* 346 spp.), placing it as the third most diverse country for this fragile group worldwide. Mexico's islands, however, have severely suffered the impacts of invasive mammals, which have driven 17 vertebrates to extinction and have extirpated many seabird colonies. To tackle the latter, a national program for island restoration has been implemented over the past two decades, having interinstitutional collaboration at its core. The non-for-profit Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A. C. has been instrumental to the success of the program, having skillfull and experienced scientific personnel, specialized and resourceful technicians, as well as strong ties with government agencies, universities, research institutes, and fishing cooperatives. The logistic support of the Mexican Navy (Secretaría de Marina – Armada de México) has also been a key component of the program. So far we have achieved: (1) the eradication of 58 populations of invasive mammals from 37 islands; (2) the publication of a National Island Strategy which defines management and conservation actions; (3) the ongoing active restoration of seabird colonies that were extirpated due to invasive mammals; and (4) the identification of research and conservation priorities for the Mexican islands. **Key words:** Islands, restoration, invasive species, Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A. C.

Introducción

Islas, ecosistemas privilegiados y vulnerables

Los ecosistemas insulares son críticos para la conservación de la biodiversidad del planeta y son importantes áreas de crianza y refugio para diversas especies marinas, con complejas funciones ecológicas a nivel de ecosistemas (Cushman, 1995). No obstante que las islas del planeta representan alrededor de 3% de la superficie terrestre, albergan de 15 a 20% de las especies de plantas, reptiles y aves (Myers *et al.*, 2000). Por grandes grupos, se estima que una de cada seis especies de las plantas del mundo se encuentra en islas oceánicas, y que 17% del total de las especies de aves está confinado a estas regiones, particularmente las aves marinas (Mulder *et al.*, 2011; Croxall *et al.*, 2012).

Infortunadamente, las islas también están sufriendo de forma desproporcionada en materia de extinciones (Groombridge y Jenkins, 2002; Boyd *et al.*, 2008). Las especies exóticas invasoras son, por mucho, la causa principal de extinción de especies endémicas insulares (Reaser *et al.*, 2007). En particular, los mamíferos invasores —sobre todo roedores, gatos y ungulados— son los más dañinos y dispersos (Russell, 2011; Towns *et al.*, 2011), y cada nueva introducción ha incrementado el número de especies hoy perdidas (Blackburn *et al.*, 2004). Los impactos más evidentes y estudiados globalmente son los generados por mamíferos invasores sobre las poblaciones de aves y mamíferos nativos (Harris, 2009; Mulder *et al.*, 2011).

Islas de México

Las islas mexicanas, al igual que la mayoría de las islas en el mundo, son excepcional y desproporcionadamente ricas en endemismos (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007), ya que albergan 14 veces más especies endémicas que la porción continental. Las cerca de cuatro mil islas e islotes de México tienen una superficie total de 5 127 km², donde residen 270 000 habitantes (CANTIM, 2012). La región noroeste es particularmente importante ya que las cerca de 1 000 islas del Pacífico y del Golfo de California contribuyen significativamente

a la biodiversidad de México, país megadiverso como pocos (Mittermeier *et al.*, 1999). Por unidad de superficie, estas islas albergan más plantas y vertebrados endémicos que las Islas del Canal en Estados Unidos o que las islas Galápagos de Ecuador (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011c). Por otro lado, las islas situadas en la región del Mar Caribe y Golfo de México incluyen algunos récords en biodiversidad insular. Cozumel (~470 km²), por ejemplo, es la isla mexicana con el mayor número (31) de taxa animales endémicos, incluyendo siete mamíferos (Cuarón, 2009). En resumen, las islas mexicanas mantienen tanto ecosistemas únicos como especies endémicas, y son además hábitat clave para la alimentación, reproducción y refugio de muchas especies migratorias, particularmente aves marinas, tortugas marinas y pinnípedos. Además, la mayoría de las islas también es parte de ecorregiones que trascienden los límites nacionales, como acontece con las islas del Pacífico de Baja California, que albergan poblaciones clave de aves marinas con amplia distribución —desde las Aleutianas y el Mar de Bering hasta el Pacífico mexicano—. De hecho, una de cada tres especies de aves marinas (110 spp. de un total global de 346 spp.) están presentes en México, en particular en sus islas, lo que ubica a México como el tercer país más diverso para este frágil grupo, lo mismo que para el número de especies endémicas de aves marinas (Croxall *et al.*, 2012).

En México, los mamíferos invasores han causado directa e indirectamente la extinción de decenas de especies de flora y fauna insular, incluyendo 17 vertebrados, así como la extirpación de numerosas colonias de aves marinas (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011c). La documentación de dichos impactos ha sido limitada, esporádica y, en la mayoría de los casos, muy reciente.

Programa Nacional de Restauración Insular

Cuando se pretenden acciones trascendentes en cuanto a extensión y calado, el trabajo de conservación se vuelve demandante y muy especializado. Para que dichas acciones perduren se requiere de un esquema de colaboración e integración, como ha ocurrido en México a lo largo de las últimas dos décadas y, de manera más sistemática, a partir del año 2000. El núcleo de esta amplia red lo ha conformado la asociación civil Grupo de Ecología y Conservación

de Islas, A. C. (GECI), en colaboración con instituciones del gobierno federal, particularmente la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y la Secretaría de Gobernación (Segob). Ha destacado el apoyo de la Secretaría de Marina - Armada de México (Semar) en todo lo relativo a logística — uso especial de grandes barcos con helipuerto y hangar, hospedaje, transporte de personal y equipos a las islas—. Ha habido también participación de instituciones académicas y universidades nacionales e internacionales, las comunidades locales, cooperativas pesqueras, otras Organizaciones de la Sociedad Civil (OSC), y donantes nacionales e internacionales, tanto del sector público como privado (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011a). El GECI se dedica por completo a la restauración y conservación de las islas mexicanas. El esfuerzo, gracias a un esquema de sinergia y colaboración, ha resultado en un crecimiento de la organización en todos niveles, desde sus habilidades técnicas hasta la cantidad de personal. A fines de 2015, la organización contaba con 62 científicos y técnicos de tiempo completo, especializados y multifuncionales, y atendía simultáneamente diez proyectos de restauración y monitoreo en islas en todos los mares de México. En este capítulo se presentan los avances actualizados hasta 2015 en restauración insular en México, a partir de revisiones previas (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005, 2008, 2009, 2011b, 2011c, 2012). Aprovechamos para agregar una reflexión sobre el estado actual de las islas mexicanas y su biodiversidad y las lecciones aprendidas más recientes.

Lo aquí presentado es una historia que se ha construido a lo largo de las últimas dos décadas. Durante este tiempo hemos identificado cuatro fases bien definidas, que son críticas para lograr con éxito la restauración de las islas mexicanas. La primera fase tiene que ver con el desarrollo de una línea base para la identificación de prioridades de restauración y la programación de acciones de acuerdo con el valor de biodiversidad y la factibilidad de una intervención exitosa, es decir, el diagnóstico-pronóstico. Una vez reconocidas las áreas de oportunidad, entra entonces la segunda fase, durante la cual se llevan a cabo los monitoreos que informan y respaldan la acción de restauración a implementar, ya sea el control o erradicación de una o varias especies exóticas invasoras, y si

ésta se debe acompañar por otras acciones como la remoción de malezas para mejorar el hábitat o la atracción social de aves marinas para el restablecimiento de colonias de anidación. Es entre esta primera y segunda fases que se realiza la gestión financiera de los proyectos. La tercera fase es en sí la ejecución de la intervención, acompañada de una estrategia de educación ambiental y sensibilización, y donde la institucionalización de la bioseguridad insular es un componente clave. Finalmente, la cuarta fase se refiere a la evaluación de la recuperación del ecosistema insular, su flora y su fauna, tras la remoción del elemento de disturbio; es donde la bioseguridad insular se consolida para asegurar que las islas restauradas se mantendrán así en el largo plazo.

Administración de las islas mexicanas

La Constitución mexicana establece que todas las islas del territorio mexicano son de jurisdicción federal, excepto por unos pocos casos que se encuentran bajo la jurisdicción de estados particulares o son propiedad comunal o privada (Cabada-Huerta, 2007; Cantim, 2012). La administración de las islas corresponde así a la administración pública federal, repartida sobre todo entre la Segob y la Semarnat —siendo que la mayoría de las islas mexicanas son áreas naturales protegidas de carácter federal y administradas por la Conanp—, mientras que las labores de inspección y vigilancia, y en general las relacionadas con la soberanía nacional, corresponden a la Semar, con una injerencia mayor cuando hay infraestructura militar en las islas, con presencia permanente de las fuerzas armadas. Este marco normativo general favorece la expansión del programa de restauración aquí descrito, ya que tanto los logros como las metas son de alcance nacional y obedecen a prioridades establecidas de manera formal, incluso en el plano internacional, como las metas de Aichi del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Al mismo tiempo, es necesario mejorar y crear instrumentos normativos específicos en torno de las actividades de restauración ecológica en las islas, así como el uso del territorio insular, sus recursos y aguas adyacentes. Recomendaciones concretas se han formulado en distintos foros donde científicos, manejadores y autoridades han participado (*e. g.*, Encuentro Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable de las Islas de México, 2009),

y en artículos científicos (e. g., Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011b). Ello derivó en la publicación, en febrero de 2012, de la *Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano* (Cantim, 2012), primer instrumento en su tipo en el mundo. En dicha estrategia se delinearon, de manera amplia y participativa, los objetivos, metas y acciones estratégicas que, como país, México asumirá durante los próximos años, con una visión a 2020, en temas de soberanía, conservación, desarrollo sustentable, financiamiento, coordinación interinstitucional, políticas públicas y conocimiento.

Biomás impactados de manera negativa y positiva

En México se traslapan las zonas biogeográficas Neártica y Neotropical. Los mares de México incluyen al Pacífico oriental con las aguas templadas de la Corriente de California, el Pacífico tropical, el archipiélago de Revillagigedo, el *sui generis* Golfo de California, el Golfo de México y el Mar Caribe. El territorio insular de México es extenso y su topografía es compleja. En consecuencia, las islas mexicanas son extraordinariamente diversas. Hay islas templadas y semiáridas a lo largo de la Corriente de California, islas desérticas en el Golfo de California, y tropicales estacionales y húmedas en el Pacífico, en el Golfo de México y el Mar Caribe. Las islas en las que el GECI ha realizado trabajo de conservación y restauración incluyen los siguientes biomas: bosques templados, bosques mixtos, bosques subtropicales y tropicales estacionales y húmedos, matorrales mediterráneos, matorrales desérticos y manglares.

Impactos de mamíferos invasores

Los principales factores de degradación en nuestras islas son los impactos directos e indirectos de mamíferos invasores. Entre los impactos directos se cuentan la depredación de la fauna nativa y la competencia con ésta; también la destrucción y fragmentación de hábitats y los daños físicos y químicos al suelo, incluyendo su pérdida por erosión. Los impactos indirectos —introducción de propágulos, enfermedades, endo y ectoparásitos y desequilibrio

en las redes tróficas— también ocasionan cambios dramáticos en las comunidades y en los ecosistemas. Descripciones y discusiones respecto de los distintos impactos se encuentran en Mack y colaboradores (2000), Clout y Williams (2009), y Lövei y Lewinsohn (2012). Excelentes ejemplos de impactos directos e indirectos de depredadores invasores en islas con aves marinas se encuentran en Mulder y colaboradores (2011).

Estrategia para la restauración insular

Eradicaciones como herramienta de restauración

La restauración ecológica se impone en todos los casos en que los ecosistemas se encuentran sumamente alterados, en particular, cuando han perdido su capacidad de responder en forma espontánea con mecanismos de resiliencia u homeostáticos frente a las alteraciones antropogénicas, directas o indirectas (Jørgensen, 2013). Entre los diversos instrumentos para la restauración ecológica, destaca por su relevancia y alto impacto —de hecho como condición *sine qua non*— el control y la erradicación de especies exóticas invasoras, en especial cuando estamos frente a fuertes alteraciones en el ecosistema o se trata de especies en peligro de extinción, en especial microendemismos insulares (e. g., Mulder *et al.*, 2011; Veitch *et al.*, 2011).

El control implica mantener a la población problema con baja abundancia a través de un esfuerzo sostenido a largo plazo. En cambio, la erradicación tiene como objetivo la eliminación total de la población y concentra el esfuerzo en un periodo definido. A lo largo de las últimas décadas, ha quedado claro que las islas representan una excelente oportunidad para implementar erradicaciones de mamíferos invasores y así frenar la dramática tasa actual de extinciones de flora y fauna nativas (Veitch y Clout, 2002; Veitch *et al.*, 2011). El concepto de erradicar mamíferos en islas como una eficaz estrategia de restauración fue originalmente concebido y desarrollado en Nueva Zelanda, país que sigue siendo líder y de los más activos en materia de erradicaciones de especies invasoras y de reintroducción de especies nativas a sitios restaurados (Townes *et al.*, 2013),

mientras que México ha logrado avances que lo ubican también entre los más avanzados en el tema a nivel mundial (Townes, 2011; Jones *et al.*, 2016).

Avances en islas mexicanas

Hasta 2015 se ha completado la erradicación de 58 poblaciones de mamíferos invasores en 37 islas del Pacífico mexicano, el Golfo de California, el Golfo de México y el Caribe mexicano (cuadro 1 y figura 1). Las técnicas de erradicación han evolucionado de las más tradicionales (*e. g.*, trampeo y cacería) a las más avanzadas, como la dispersión de carnadas y venenos diseñados *ad hoc* para el propósito, usando helicópteros y cubetas de dispersión, sistemas de información geográfica, GPS diferencial, telemetría, animales judas, cacería aérea, entre otros (cuadro 1). El tamaño y complejidad de las islas y proyectos también se ha incrementado notablemente. En el caso de los roedores invasores, por ejemplo, la experiencia acumulada ha permitido pasar de islas pequeñas desérticas (< 50 ha), a archipiélagos tropicales húmedos (> 500 ha; Samaniego-Herrera *et al.*, 2009; 2011), reconocidos como un reto a nivel mundial (Keitt *et al.*, 2015). La erradicación de rata negra en Cayo Centro (Banco Chinchorro), ejecutada en 2015, marcó un récord y un parteaguas en el contexto de islas tropicales del mundo, por el área y la complejidad del hábitat, con dominancia de manglar.

Nombres científicos de los mamíferos invasores que se presentan en los cuadros 1 y 2

Borrego cimarrón (<i>Ovis canadensis mexicana</i>)	Perro (<i>Canis lupus familiaris</i>)
Borrego (<i>Ovis aries</i>)	Rata negra (<i>Rattus rattus</i>)
Burro (<i>Equus asinus</i>)	Ratón casero (<i>Mus musculus</i>)
Caballo (<i>Equus caballus</i>)	Ratón de cactus (<i>Peromyscus eremicus</i>)
Cabra (<i>Capra hircus</i>)	Ratón venado de Baja California (<i>Peromyscus fraterculus</i>)
Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	Vaca (<i>Bos taurus</i>)
Gato (<i>Felis catus</i>)	Venado cola blanca (<i>Odocoileus virginianus</i>)
Juancito (<i>Ammospermophilus leucurus</i>)	

Cuadro 1
Especies, técnicas y fechas de erradicación de mamíferos invasores
en islas de México hasta 2015

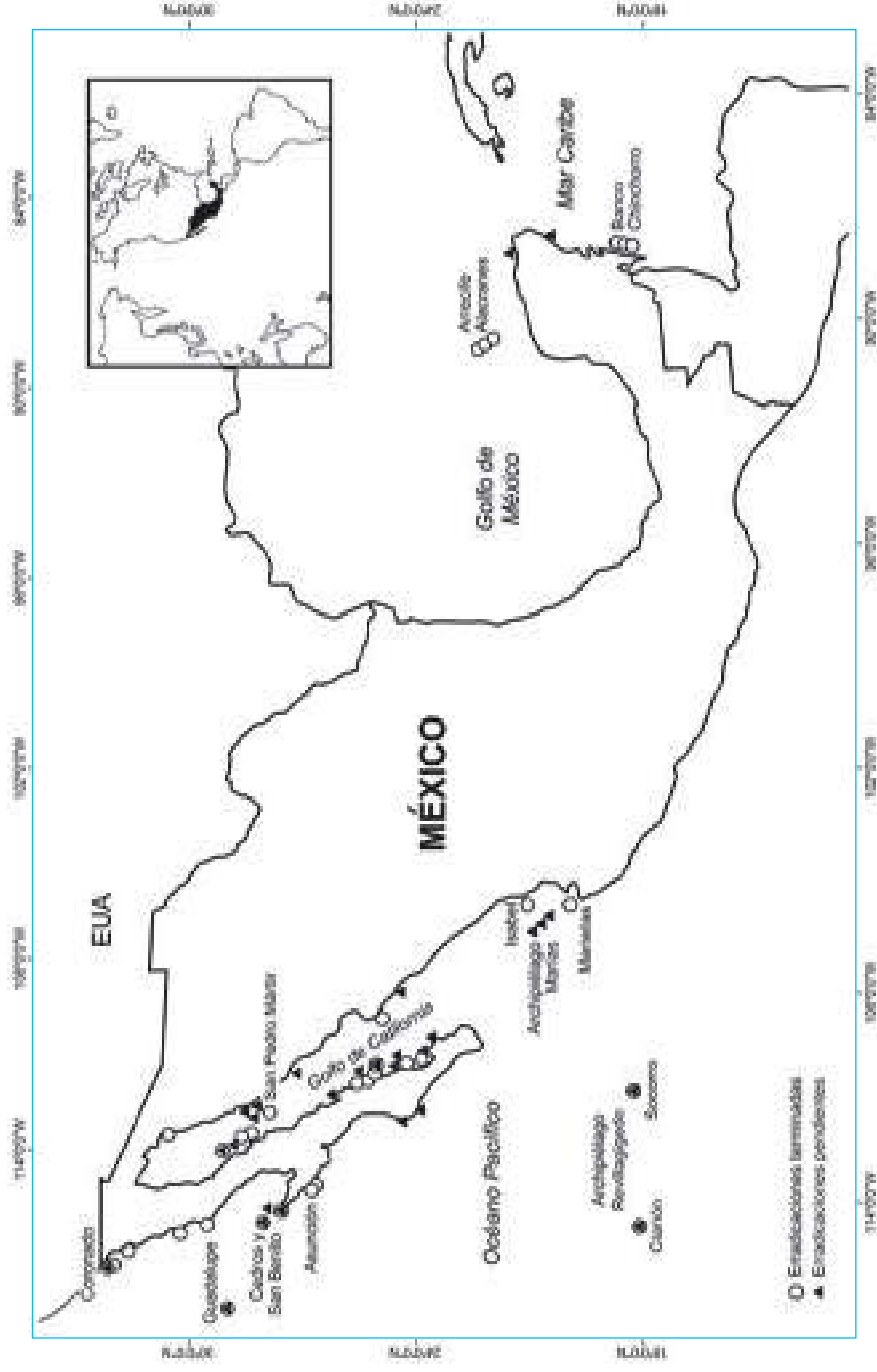
Isla	Área (ha)	Mamíferos erradicados	Fecha de erradicación	Técnicas de erradicación
Océano Pacífico				
Asunción	41	Gato	1995	Trampeo
Clarión	1 958	Borrego, cerdo	2002	Cacería
Coronado Norte	37	Gato	1995-1996	Trampeo
Coronado Sur	126	Gato, cabra, burro	2003	Trampeo, cacería
Guadalupe	24 171	Conejo, burro	2002	Remoción de individuos vivos
		Caballo	2004	Remoción de individuos vivos
		Cabra	2003-2006	Remoción de individuos vivos, trampeo, cacería y telemetría
		Perro	2007	Remoción de individuos vivos, trampeo y cacería
Natividad	736	Cabra, borrego	1997	Remoción de individuos vivos
		Gato	1998-2000	Trampeo, cacería, remoción de individuos vivos
		Perro	2001	Remoción de individuos vivos
San Benito Este	146	Conejo	1999	Trampeo y cacería
San Benito Medio	45	Conejo	1998	Trampeo y cacería
San Benito Oeste	400	Conejo, cabra	1998	Trampeo y cacería
		Burro	2005	Remoción de individuos vivos
		Ratón de cactus	2013	Dispersión aérea
San Jerónimo	48	Gato	1999	Trampeo y cacería
San Martín	265	Gato	1999	Trampeo y cacería
San Roque	35	Gato	1995	Trampeo
		Rata negra	1995	Estaciones de carnada
Socorro	13 033	Borrego	2009-2010	Cacería y telemetría
Todos Santos Norte	34	Gato, conejo	1999-2000	Trampeo y cacería
		Burro	2004	Remoción de individuos vivos
Todos Santos Sur	89	Gato	1997-1998/ 1999/2004	Trampeo y cacería
		Conejo	1997	Trampeo y cacería
Golfo de California				
Coronados	715	Gato	1998-1999	Trampeo
Danzante	412	Gato	2000	Trampeo
Estanque	82	Gato	1999	Trampeo y cacería

Cuadro 1
Especies, técnicas y fechas de erradicación de mamíferos invasores
en islas de México hasta 2015 (continuación)

Isla	Área (ha)	Mamíferos erradicados	Fecha de erradicación	Técnicas de erradicación
Golfo de California				
Farallón de San Ignacio	17	Rata negra	2007	Dispersión aérea
Isabel	82	Gato	1995-1998	Trampeo, cacería y estaciones de carnada
		Rata negra	2009	Dispersión aérea
Mejía	245	Gato	1999-2001	Trampeo y cacería
Montserrat	1 886	Gato	2000-2001/ 2003	Trampeo y cacería
Partida Sur	1 533	Gato	2000	Remoción de individuos vivos
Rasa	57	Rata negra, ratón casero	1995-1996	Estaciones de carnada
Redonda	23	Gato	2012-2014	Trampeo y cacería
San Jorge Este	9	Rata negra	2000-2002	Estaciones de carnada
San Jorge Medio	41	Rata negra	2000-2002	Estaciones de carnada
San Jorge Oeste	7	Rata negra	2000-2002	Estaciones de carnada
San Francisquito	374	Gato	2000	Trampeo y cacería
		Cabra	1999	Cacería
San Pedro Mártir	267	Rata negra	2007	Dispersión aérea
Santa Catalina (Catalana)	3 890	Gato	2000-2004	Trampeo y cacería
Golfo de México y Mar Caribe				
Cayo Norte Mayor	29	Rata negra	2012	Dispersión aérea
Cayo Norte Menor	15	Rata negra	2012	Dispersión aérea
Cayo Centro	539	Gato	2014	Trampeo
		Rata negra	2015	Dispersión aérea y manual
Muertos	16	Ratón casero	2011	Dispersión manual
Pérez	11	Rata negra	2011	Dispersión manual
Pájaros	2	Ratón casero	2011	Dispersión manual
Total	51 377			

Fuente: elaboración propia con base en Aguirre-Muñoz *et al.* (2011c).

Figura 1
Ubicación de las islas con mamíferos invasores y estatus de la erradicación



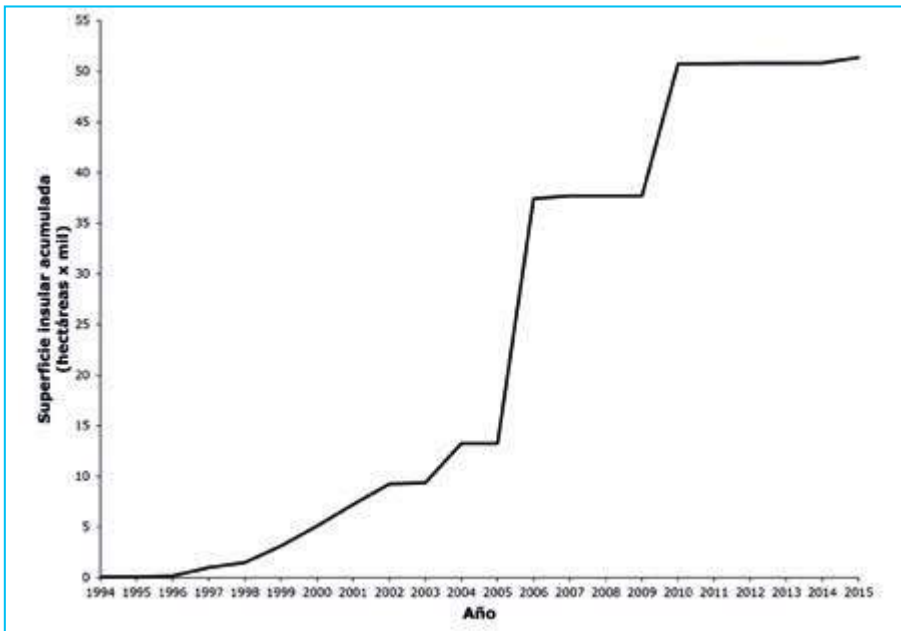
Fuente: elaboración propia.

Considerando el resto de los proyectos, hay varias islas de miles de hectáreas donde el GECI ha implementado erradicaciones (cuadro 1) o se encuentra planeando intervenciones (cuadro 2). A 2015, la suma de la superficie de las islas mexicanas en las que se han finalizado proyectos de erradicación es de 51 377 ha (figura 2).

Erradicaciones pendientes

La erradicación de las 82 poblaciones de mamíferos invasores de las 34 islas mexicanas restantes (cuadro 2) es trabajo pendiente, en distintas etapas de preparación. De acuerdo con un análisis multicriterio (Latofski-Robles *et al.*, 2014), las islas con mayor prioridad donde la erradicación es factible son Socorro, Espíritu Santo, María Cleofas y María Magdalena. Al erradicar en estas

Figura 2
Serie de tiempo de la superficie insular restaurada acumulada en México de 1994 a 2015



Fuente: elaboración propia.

Cuadro 2
Islas de México con mamíferos invasores en 2015

Isla	Área (ha)	Mamíferos presentes
Océano Pacífico		
Cedros	34933	Ratón casero, rata negra, gato, perro, cabra, burro
Clarión	1958	Ratón casero, conejo
Coronado Sur	126	Ratón casero
Guadalupe	24171	Ratón casero, gato
Magdalena	27773	Ratón casero, gato, perro, burro
Natividad	736	Juancito
Santa Margarita	21504	Juancito, gato, perro, cabra, burro, caballo
Socorro	13033	Ratón casero, gato
Golfo de California		
Alcatraz (Pelicano)	50	Ratón casero
Almagre Chico	10	Rata negra
Ángel de la Guarda	93068	Ratón casero, rata negra, gato
Carmen	14461	Gato, cabra, borrego cimarrón
Cerralvo	13505	Gato, cabra,
Coyote	25	Gato, perro
El Rancho	232	Ratón casero, rata negra
Espíritu Santo	7991	Gato, cabra
Granito	27	Rata negra
María Madre	14388	Rata negra, gato, conejo, cabra, burro
María Magdalena	6977	Rata negra, gato, cabra, venado cola blanca
María Cleofas	1963	Rata negra, gato, cabra, cerdo, borrego, caballo, vaca
Mejía	245	Ratón casero
Melliza Este	1	Rata negra
Pájaros	82	Rata negra, conejo
Saliaca	2000	Ratón casero, rata negra
San Diego	56	Cabra
San Esteban	3966	Rata negra
San José	18109	Gato, cabra, burro
San Marcos	2855	Gato, cabra,
San Vicente	14	Ratón casero
Santa Catalina (Catalana)	3890	Ratón venado de Baja California
Tiburón	119875	Perro, borrego cimarrón
Golfo de México y Mar Caribe		
Cozumel	47000	Ratón casero, rata negra, gato, perro
Holbox	5540	Rata negra, gato, perro
Mujeres	396	Ratón casero, rata negra
Total	481499	

Fuente: elaboración propia con base en Aguirre-Muñoz *et al.* (2011c).

islas 11 poblaciones de especies invasoras, se restaurarían 35 813 ha, reduciendo el riesgo de extinción de 80 especies endémicas. Es importante señalar que la lista del cuadro 2 es resultado de trabajo de campo reciente, aunque es probable que esté incompleta en especies y en islas. El potencial para estudiantes e investigadores de generar información útil para resolver problemas urgentes es muy alto.

El proceso de introducción de especies, descrito por Elton (1958) como una de las mayores conmociones históricas de la flora y fauna mundiales, se mantiene vigente del todo, e incluso crece como riesgo debido al aumento del comercio mundial y la movilidad humana. Las introducciones —accidentales y deliberadas— varía con las especies y las características de las islas. Es una situación que se ha registrado en algunas ocasiones en las islas mexicanas durante la última década (*e. g.*, ratones en San Benito Oeste y gatos en Todos Santos Sur, islas ahora libres de mamíferos invasores gracias a una respuesta rápida). Por ello es esencial acompañar cualquier estrategia de conservación con una estrategia de bioseguridad. Prevenir introducciones o reintroducciones a las islas es un componente indispensable, tanto en las ya restauradas (o en proceso de) como en las que se han salvado de la colonización de especies invasoras.

Por lo anterior, a la par de las campañas de erradicación en marcha, la bioseguridad insular, como un conjunto de medidas y acciones para prevenir la introducción de especies invasoras, se ha vuelto un componente clave en esta visión de México de tener sus islas restauradas y, lo más importante, mantenerlas así en el largo plazo. Todo ello acompañado de una estrategia de educación ambiental y sensibilización de las comunidades locales asentadas en las islas y los usuarios que dependen de ellas o aquellos que las visitan (Federico Méndez com. pers.).

Resultados

Biodiversidad al alza

Los resultados derivados del trabajo de campo en favor de la conservación de las islas mexicanas son tangibles y relevantes. Gracias a las erradicaciones de mamíferos invasores, por lo menos 147 taxa endémicos de mamíferos,

reptiles, aves y plantas han sido protegidos. Además, 227 colonias de aves marinas, altamente vulnerables a las ratas y los gatos, se recuperan. El monitoreo post-erradicación revela impactos positivos diversos, que van desde nuevos registros de plantas (Junak *et al.*, 2005; Luna-Mendoza y Hernández-Montoya com. pers.) e invertebrados (Samaniego-Herrera y Bedolla-Guzmán, 2012) hasta recuperación de comunidades vegetales (Ceceña Sánchez, 2014; Ortiz Alcaraz en prep.; Ramírez-Serrato, 2014) y de vertebrados (Castillo-Guerrero, 2009; Hernández-Montoya *et al.*, 2014). No obstante, en ocasiones la remoción de especies invasoras es sólo un primer paso para lograr la restauración completa. En Isla Guadalupe, por ejemplo, el GECI lleva a cabo un proyecto de restauración integral del ecosistema —incluyendo manejo de erosión, monitoreo de aves terrestres y marinas, y reforestación y monitoreo de matorral, pastizal y bosque— que ha requerido construcción de infraestructura y presencia continua de personal de conservación desde 2003 (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005); específicamente, el GECI desarrolla en esta isla un proyecto especial de reforestación con apoyo del gobierno federal a través de la Comisión Nacional Forestal (Conafor) y el respaldo de la Conanp (Luna-Mendoza com. pers.). Otro ejemplo de actividades post-erradicación es el restablecimiento de colonias de aves marinas en islas del Pacífico de Baja California, proyecto descrito a continuación. Más información sobre proyectos, personal involucrado, resultados y publicaciones se encuentra en <www.islas.org.mx>.

Restauración post-erradicación: el caso de las aves marinas del Pacífico

Como se mencionó con anterioridad, en las islas de México es posible encontrar un tercio de las aves marinas del mundo, las cuales utilizan los océanos y mares mexicanos para alimentarse, y sus islas para anidar (Croxall *et al.*, 2012). Sin embargo, poco es sabido sobre su historia de vida, su dinámica poblacional, interconectividad genética o presiones ecológicas. Como continuación de la restauración vía erradicación de depredadores invasores, el GECI comenzó en 2008 un proyecto que incluye siete grupos de islas del Pacífico mexicano (Coronado, Todos Santos, San Martín, San Jerónimo, Natividad, San Roque y Asunción) donde colonias originales de aves marinas fueron extirpadas por mamíferos

invasores o afectadas por eventos de contaminación. Una vez eliminado el agente de disturbio —por ejemplo, gatos o ratas, o contaminación marina como DDT o petróleo— (intervención intermedia, véase Introducción en la presente obra) se pueden seguir dos líneas: *a*) esperar un proceso natural de retorno de las especies nativas, o *b*) restauración activa (intervención máxima), donde se incentiva a las especies nativas a regresar.

Para la restauración de aves marinas, el GECCI implementa sistemáticamente y por primera vez en Latinoamérica, técnicas vanguardistas de atracción social y de restauración de hábitat. La atracción social consiste en recrear colonias. Para ello se utilizan señuelos, se construyen madrigueras artificiales y se reproducen vocalizaciones de las especies a atraer. Eventualmente, individuos de estas especies reconocen el sitio como un lugar seguro para anidar y formar nuevas colonias (Jones y Kress, 2012). A 2015 se trabaja con tres especies de cormoranes (*Phalacrocorax auritus*, *P. pelagicus* y *P. penicillatus*) en las islas Coronado y Todos Santos; con gallito elegante (*Thalasseus elegans*) en las islas Asunción y San Roque, además de gaviota ploma *Larus heermanni* (sujeta a protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010) en San Roque; y con alcuela (*Ptychoramphus aleuticus*; también sujeta a protección especial) y pelícano café (*Pelecanus occidentalis*) en las otras islas. Al mismo tiempo, se restaura el hábitat removiendo plantas invasoras, beneficiando así a otras especies de aves marinas y terrestres, reptiles y mamíferos nativos.

A pocos años de aplicar el proyecto, los resultados son ya alentadores. Los cormoranes, e incluso otras especies, interactúan con las colonias artificiales de cormorán. Algo muy positivo es que en la isla Todos Santos Sur ya se registró anidación exitosa (producción de volantones sanos) dentro de una colonia artificial de cormorán doble cresta. Usualmente estas técnicas requieren varios años de implementación para que una colonia se establezca, por lo que ahora es clave asegurar recursos para la continuación a largo plazo (Jones y Kress, 2012).

Discusión y conclusiones

Los mamíferos son el grupo animal que ha sido el blanco de las erradicaciones en las islas mexicanas. Para mamíferos grandes, la cacería aérea y terrestre, en

combinación con radio-telemetría, ha resultado el método más exitoso. Para mamíferos como gatos y conejos, la combinación de trampeo y cacería, con apoyo de perros detectores, ha sido la fórmula más eficaz. En cuanto a roedores, las tres técnicas principales —estaciones de veneno, dispersión manual y dispersión aérea de rodenticida (Howald *et al.*, 2007)—, han sido implementadas. Excepto en islas muy pequeñas, sin duda, la mejor opción ha sido la dispersión de rodenticida con helicóptero.

Es necesario reconocer que el financiamiento sostenido ha permitido la integración y retención de un equipo de profesionistas de tiempo completo, siendo la base de los resultados positivos. La Fundación David y Lucile Packard y la Fundación Marisla han apoyado al GECI durante toda su trayectoria. Otros donantes importantes, como NFWF, USFWS, ABC, el propio Gobierno Federal (Conanp, INECC, Conacyt, Conafor y Conabio), donantes privados en México (Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza [FMCN], WWF-México y Fundación Carlos Slim), y organismos internacionales como Global Environment Facility (GEF), poco a poco se han sumado al financiamiento de proyectos específicos, algunos ya multianuales.

Otro elemento clave son las relaciones de colaboración internacional, especialmente entre el GECI y equipos de campo, científicos y OSC que trabajan con especies invasoras y restauración de islas en el mundo, incluyendo Nueva Zelanda, Australia, Estados Unidos, Ecuador, Canadá, Alemania, Cuba, Filipinas, Brasil, Argentina, Chile y la República Dominicana. Finalmente, pero no menos importante, la confianza recíproca ganada entre el sector conservación y las cooperativas pesqueras ha sido crucial. En particular, las cooperativas de la Federación Regional de Sociedades Cooperativas de la Industria Pesquera de Baja California (Fedecoop), están apoyando distintas acciones de conservación en las islas (Méndez-Sánchez, 2012). El frecuente respaldo en especie por parte de la Semar ha sido clave desde un inicio para viabilizar operaciones de gran dimensión. Así, la erradicación de mamíferos invasores en todas las islas de México es una meta estratégica explícita del GECI y su red de colaboradores, alcanzable para 2025, con el fin último de lograr la restauración completa del territorio insular mexicano.

Oportunidades de investigación

Las oportunidades para la investigación básica y aplicada, con preguntas concretas enfocadas a contestar interrogantes sobre biología, ecología, genética, evolución y etología de numerosos grupos de flora y fauna, son muy vastas. De hecho, la mayoría de las islas de México estuvieron abandonadas tanto tiempo por los académicos, especialmente los nacionales, que existen numerosos casos en los que los huecos de información abarcan cientos de años. Para lograr los proyectos aquí descritos, el GECI ha invertido en trabajo básico como listados de especies, lo cual es provechoso (Peralta-García *et al.*, 2007a, 2007b; Samaniego-Herrera *et al.*, 2009) y abona a la conservación aplicada. Atendiendo el principio de basar las acciones de conservación en la mejor ciencia, el GECI siempre ha apoyado el desarrollo de tesis y proyectos innovadores (Samaniego-Herrera *et al.*, 2013). En años recientes, el apoyo para el personal propio ha resultado en tesis de posgrado, tanto en México (Torres-García, 2014; Ortiz-Alcaraz, 2016; Hernández Montoya, en prep.) como en el extranjero (Méndez-Sánchez, 2012, Latofski-Robles, 2012; Luna-Mendoza, 2014; Samaniego-Herrera, 2014; Bedolla-Guzmán, en prep.; Hernández Montoya, en prep.), totalmente enfocadas a resolver problemas reales y facilitar las estrategias de conservación a largo plazo.

La planeación sistemática y priorización es fundamental para lograr máxima eficiencia de inversión de los fondos limitados para la conservación. Queda mucho por hacer y descubrir. Esto es un llamado a la academia a crecer la colaboración y esfuerzos ordenados que optimicen la conservación de las islas de México, una de las mejores apuestas para la conservación de la biodiversidad en general y relevante en términos de soberanía territorial. De igual forma, queda clara la oportunidad que representa el que el GECI evolucione hacia un compacto centro de investigación aplicada, como un Centro de Investigación del sistema del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), formando recursos humanos especializados del más alto nivel, llevando a cabo investigaciones de vanguardia en colaboración con otras instituciones de México y el mundo, robusteciendo las labores de restauración y conservación de islas, y ampliando la perspectiva interdisciplinaria en el manejo integral y soberano del Territorio Insular.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

- Las islas de México han probado ser una oportunidad única y excepcional como territorios de conservación y restauración. Los beneficios son muy significativos para el patrimonio natural nacional, con una muy alta tasa de retorno de la inversión.
- La amplia red de colaboración interinstitucional que se ha consolidado durante la última década, ha sido un factor importante para materializar los avances en la restauración y conservación de las islas de México.
- El fortalecimiento de una masa crítica a favor de las islas de México, representada por el Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A. C. (GECI), ha sido esencial para desarrollar una red de colaboración, así como para la ejecución exitosa y el seguimiento de las diferentes acciones de restauración en las islas de México.
- La consolidación y el mantenimiento de los recursos humanos especializados en las islas de México, como masa crítica y equipo, es una prioridad para asumir y resolver las oportunidades y retos de los próximos años, especialmente para alcanzar la visión de tener a todas las islas de México en proceso de restauración y libres de mamíferos invasores para 2025.
- La continuidad de financiamiento sostenido y con visión de largo plazo, es otro factor clave para mantener la trayectoria actual y los resultados positivos.
- Si bien se cuenta ya con un plan de ruta, es conveniente revisar y actualizar ya, de forma amplia y participativa como fue en su primera edición, la Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano.
- Además de avanzar con las acciones de control y erradicación, es necesario integrar un Programa Nacional de Bioseguridad Insular y aplicarlo institucionalmente con el fin de prevenir la introducción de especies exóticas invasoras.

Imagen 1



Restauración de la isla San Benito Oeste, hábitat crítico de aves marinas. Erradicación de ratón invasor con dispersión aérea de veneno. Colaboración entre el GECI, Semar, Conanp y la cooperativa Pescadores Nacionales de Abulón. Pacífico mexicano. Diciembre de 2013. Foto: © Archivo Grupo de Ecología y Conservación de Islas / J. A. Soriano.

Referencias bibliográficas

- Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz y F. Méndez-Sánchez (2012), “The Island Conservation NGO: Some Important Clarifications”, *Biodiversity and Conservation*, núm. 21, pp. 2169-2172.
- , A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz, M. Rodríguez-Malagón, M. Félix-Lizárraga y M. Latofski-Robles (2011a), “Eradications of Invasive Mammals on Islands in Mexico: The Roles of History and the Collaboration between Government Agencies, Local Communities and a Non-government Organisation”, *Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*, Gland, IUCN.
- , A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz, M. Rodríguez-Malagón, M. Félix-Lizárraga y M. Latofski-Robles (2011b), “The Conservation and Restoration of the Mexican Islands: An Overall Success Story with Some Failures, Lessons Learnt, and Policy Recommendations”, en B. A. Figueroa (ed.), *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations*, Santiago de Chile, Editorial Fen-Universidad de Chile, pp. 241-258.
- , A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz, M. Rodríguez-Malagón, F. Méndez-Sánchez y M. Latofski-Robles (2011c), “Island Restoration in Mexico: Ecological Outcomes after Systematic Eradications of Invasive Mammals”, *Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*, Gland, IUCN.
- , R. Mendoza-Alfaro, H. A. Ponce-Bernal, L. Arriaga-Cabrera, E. Campos-González, S. Contreras-Balderas, J. A. Zertuche-González (2009), “Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía”, en J. Sarukhán (ed.), *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*, México, Conabio, pp. 277-318.
- , D. A. Croll, C. J. Donlan, R. W. Henry III, M. A. Hermsillo, G. R. Howald, B. Wood (2008), “High-impact Conservation: Invasive

- Mammal Eradications from the Islands of Western México”, *Ambio*, núm. 37, pp. 101-107.
- Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, C. García-Gutiérrez, L. Luna-Mendoza, M. Rodríguez-Malagón y F. Casillas-Figueroa (2005), “El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México”, en O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.), *Temas sobre restauración ecológica*, México, Semarnat-INE, US Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C.
- Bedolla-Guzmán, Y. R. (en prep.) “Ecological Segregation in Three Sympatric Storm-petrel Species (*Oceanodroma* spp.) Breeding off Baja California, Mexico”, tesis de doctorado, Universidad Justus-Liebig Giessen, Alemania.
- Blackburn, T. M., P. Cassey, R. P. Duncan, K. L. Evans y K. J. Gaston (2004), “Avian Extinctions and Mammalian Introductions on Oceanic Islands”, *Science*, núm. 305, pp. 1955-1958.
- Boyd, C., T. M. Brooks, S. H. M. Butchart, G. J. Edgar, G. A. B. Da Fonseca, F. Hawkins, P. P. Van Dijk (2008), “Spatial Scale and the Conservation of Threatened Species”, *Conservation Letters*, núm. 1, pp. 37-43.
- Cabada-Huerta, M. (2007), *El territorio insular de México*, México, Congreso de la Unión.
- Castillo-Guerrero, J. A. (2009), “Monitoreo de aves post-erradicación de ratas (*Rattus rattus*) en las islas Farallón de San Ignacio y San Pedro Mártir en el Golfo de California, México”, reporte técnico, Ensenada, Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A. C.
- Ceceña Sánchez, M. L. (2014), “Estudio fitosociológico de las comunidades vegetales de los matorrales de Isla Guadalupe, México”, tesis de maestría, Universidad Autónoma de Baja California.
- Clout, M. N. y P. A. Williams (2009), *Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques*, Nueva York, Oxford University Press.
- Comité Asesor Nacional sobre el Territorio Insular Mexicano [CANTIM] (2012), *Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano*, México, CANTIM, Semarnat, INE, Conanp, Segob, Semar y GECI.

- Croxall, J. P., S. H. Butchart, B. Lascelles, A. J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes y P. Taylor (2012), "Seabird Conservation Status, Threats and Priority Actions: A Global Assessment", *Bird Conservation International*, núm. 22, pp. 1-34.
- Cuarón, A. D. (2009), "Cozumel", en R. Gillespie y D. A. Clague (eds.), *Encyclopedia of Islands*, Berkeley, University of California Press, pp. 203-206.
- Cushman, J. H. (1995), "Ecosystem-level Consequences of Species Additions and Deletions on Islands", en P. M. Vitousek, L. L. Loope y H. Adersen (eds.), *Islands*, Berlín, Springer, pp. 135-147.
- Elton, C. S. (1958), *The Ecology of Invasions by Plants and Animals*, Londres, Methuen.
- Groombridge, B. y M. D. Jenkins (2002), *World Atlas of Biodiversity*, Berkeley, University of California Press.
- Harris, D. B. (2009), "Review of Negative Effects of Introduced Rodents on Small Mammals on Islands", *Biological Invasions*, núm. 11, pp. 1611-1630.
- Hernández-Montoya, J. C., L. Luna-Mendoza, A. Aguirre-Muñoz, L. de la Rosa-Conroy, F. Méndez-Sánchez y M. Félix-Lizárraga (2014), "Laysan Albatross on Guadalupe Island, México: Current Status and Conservation Actions", *Monographs of the Western North American Naturalist*, núm. 7.
- Howald, G., C. J. Donlan, J. P. Galván, J. C. Russell, J. Parkes, A. Samaniego, B. Tershy (2007), "Invasive Rodent Eradication on Islands", *Conservation Biology*, núm. 21, pp. 1258-1268.
- Jones, H. P., N. D. Holmes, S. H. M. Butchart, B. R. Tershy, P. J. Kappes, I. Corkey, A. Aguirre-Muñoz, D. P. Armstrong, E. Bonnaud, A. A. Burbidge, K. Campbell, F. Courchamp, P. E. Cowan, R. J. Cuthbert, S. Ebbert, P. Genovesi, G. R. Howald, B. S. Keitt, S. W. Kress, C. M. Miskelly, S. Opper, S. Poncet, M. J. Rauzon, G. Rocamora, J. C. Russell, A. Samaniego-Herrera, P. J. Seddon, D. R. Spatz, D. R. Towns y D. A. Croll (2016), "Invasive Mammal Eradication on Islands Results in Substantial Conservation Gains", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, núm. 113, pp. 4033-4038.
- Jones, H. P. y S. W. Kress (2012), "A Review of the World's Active Seabird Restoration Projects", *Journal of Wildlife Management*, núm. 76, pp. 2-9.
- Jørgensen, D. (2013), "Ecological Restoration in the Convention on Biological Diversity Targets", *Biodiversity and Conservation*, núm. 22, pp. 2977-2982.

- Junak, S., B. Keitt, B. Tershy, D. Croll, L. Luna-Mendoza y A. Aguirre-Muñoz (2005), “Esfuerzos recientes de conservación y apuntes sobre el estado actual de la flora de Isla Guadalupe”, en K. Santos Del Prado y E. Peter (eds.), *Isla Guadalupe*, México, INE.
- Keitt, B., R. Griffiths, S. Boudjelas, K. Broome, S. Cranwell, J. Millett, W. Pitt y A. Samaniego-Herrera (2015), “Best Practice Guidelines for Rat Eradication on Tropical islands”, *Biological Conservation*, núm. 185, pp. 17-26.
- Latofski-Robles, M. (2012), “Restoration Priorities for Mexican Islands”, tesis de maestría, San Luis Potosí, México y Colonia, Alemania, Universidad Autónoma de San Luis Potosí y Cologne University of Applied Sciences.
- , A. Aguirre-Muñoz, F. Méndez-Sánchez, H. Reyes-Hernández y S. Schlüter (2014), “Prioritizing Restoration Actions for the Islands of Mexico”, *Monographs of the Western North American Naturalist*, 7, pp. 435-441.
- Lövei, G. L. y T. M. Lewinsohn (2012), “Megadiverse Developing Countries Face Huge Risks from Invasives”, *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 27, pp. 3-4.
- Luna-Mendoza, L. (2014), “Consumer-resource Interactions: Seed, Mice and Cats on Guadalupe Island, Mexico”, tesis de doctorado, Nueva Zelanda, The University of Auckland.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. A. Bazzaz (2000), “Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control”, *Ecological Applications*, núm. 10, pp. 689-710.
- Méndez-Sánchez, F. A. (2012), “Co-management and Small-scale Fisheries in Mexico: The Case of a Fishers’ Cooperative in Cedros and San Benito Islands”, tesis de Maestría, Nueva Zelanda, The University of Auckland.
- Mittermeier, R. A., N. Myers, C. G. Mittermeier y P. Robles Gil (1999), *Hotspots: Earth’s Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*, México, Cemex, Agrupación Sierra Madre.
- Mulder, C. P. H., W. B. Anderson, D. R. Towns y P. J. Bellingham (2011), *Seabird Islands: Ecology, Invasion, and Restoration*, Nueva York, Oxford University Press.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca y J. Kent (2000), “Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities”, *Nature*, núm. 403, pp. 853-858.

- Ortiz-Alcaraz, A. (2016), “Sucesión ecológica tras la erradicación de borregos introducidos (*Ovis aries*) en isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México”, tesis de doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
- Peralta-García, A., A. Samaniego-Herrera y J. H. Valdez-Villavicencio (2007a), “New Records of Western Harvest Mouse *Reithrodontomys megalotis* (Rodentia: Muridae) on Magdalena Island, Mexico”, *The Southwestern Naturalist*, vol. 52, núm. 4, pp. 597-599.
- , A. Samaniego-Herrera y J. H. Valdez-Villavicencio (2007b), “Registros nuevos de reptiles en islas del Noroeste de México”, *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, vol. 23, núm. 1, pp. 179-182.
- Ramírez Serrato, N. L. (2014), “Índices de vegetación: una herramienta para el monitoreo de esfuerzos de conservación. El caso del Bosque de Ciprés de la Isla Guadalupe”, tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Reaser, J. K., L. A. Meyerson, Q. Cronk, M. De Poorter, L. G. Eldrege, E. Green, L. Vaiutu (2007), “Ecological and Socioeconomic Impacts of Invasive Alien Species in Island Ecosystems”, *Environmental Conservation*, núm. 34, pp. 98-111.
- Russell, J. (2011), “Indirect Effects of Introduced Predators on Seabird Islands”, en P. H. Mulder, W. B. Anderson, D. Towns y P. J. Bellingham (eds.), *Seabird Islands: Ecology, Invasion, and Restoration*, Nueva York, Oxford University Press, pp. 261-279.
- Samaniego-Herrera, A. (2014), “Ecology and Impacts of Invasive Rodents on Tropical Islands, in Relation to Eradication Operations”, tesis de doctorado, Nueva Zelanda, The University of Auckland.
- y Y. Bedolla-Guzmán (2012), “Land Crabs (Decapoda, Brachyura, Gecarcinidae) on Isabel Island, Mexico, Including a New Record, and its Relation to the Removal of Invasive Rats”, *Crustaceana*, núm. 85, pp. 1007-1011.
- , A. Aguirre-Muñoz, M. Rodríguez-Malagón, R. González-Gómez, F. Torres-García, F. Méndez-Sánchez, M. Latofski-Robles (2011), *Rodent Eradications on Mexican Islands: Advances and Challenges. Island*

- Invasives: Eradication and Management*, Gland, IUCN, Proceedings of the International Conference on Island Invasives.
- , A. Aguirre-Muñoz, G. R. Howald, M. Félix-Lizárraga, J. Valdez-Villavicencio, R. González-Gómez, B. R. Tershy (2009), *Eradication of Black Rats from Farallón de San Ignacio and San Pedro Mártir Islands, Gulf of California, México*, Arcata, Proceedings of the 7th California Islands Symposium, Institute for Wildlife Studies.
- Samaniego-Herrera, A., D. P. Anderson, J. P. Parkes y A. Aguirre-Muñoz (2013), “Rapid Assessment of Rat Eradication after Aerial Baiting”, *Journal of Applied Ecology*, núm. 50, pp. 1415-1421.
- Torres García, F. M. (2014), “Dieta y densidad estacional de *Lepus insularis* (Bryant, 1891) en distintos ambientes del Complejo Insular Espíritu Santo, México”, tesis de maestría, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
- Towns, D. (2011), “Eradications of Vertebrate Pests from Islands around New Zealand: What have We Delivered and What have We Learned?”, en C. R. Veitch, M. N. Clout y D. R. Towns (eds.), *Island Invasives: Eradication and Management*, Gland, IUCN, Proceedings of the International Conference on Island Invasives, pp. 364-371.
- , C. J. West y K. G. Broome (2013), “Purposes, Outcomes and Challenges of Eradicating Invasive Mammals from New Zealand Islands: An Historical Perspective”, *Wildlife Research*, núm. 40, pp. 94-107.
- , G. V. Byrd, H. P. Jones, M. J. Rauzon, J. C. Rusell y C. Wilcox (2011), “Impacts of Introduced Predators on Seabirds”, en C. P. H. Mulder, W. B. Anderson, D. R. Towns y P. J. Bellingham (eds.), *Seabird Islands: Ecology, Invasion, and Restoration*, Nueva York, Oxford University Press, pp. 56-90.
- Veitch, C. R., M. N. Clout y D. R. Towns (2011), *Island Invasives: Eradication and Management*, Gland, IUCN, Proceedings of the International Conference on Island Invasives.
- y M. N. Clout (2002), *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*, Gland, IUCN, Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives.
- Whittaker, R. J. y J. M. Fernández-Palacios (2007), *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*, Oxford, Oxford University Press.



humedal urbano



Foto: Laboratorio de Restauración Ecológica, IBUNAM

El reto de restaurar Xochimilco en medio de la Ciudad de México

Luis Zambrano González

Cristina Ayala-Azcárraga
cristina.ayala@gmail.com

Abstract

Being embedded in Mexico City, one of the largest cities in the world, Xochimilco's wetland has suffered enormous damage. Urbanization pressure, pollution (chemical, sound, biotic), and exotic species make this system a major challenge for restoration. Modification of water regime and manipulation of morphology for thousands of years means that innovative ecological and social techniques as well as theoretical questions about the very concept of restoration are urgently needed. However, the rescue and conservation of this system is essential given its ecological and cultural importance. Historically, there have been only three other cultures that have implemented a system so lavish in agricultural resources: Egyptian, Chinese, and Mesopotamian in addition to having given science the model system of the *axolotl*. Therefore, Xochimilco should attract worldwide interest, for example as a model for long-term sustainable agriculture. Restoring a site manipulated by man for so many years must take in consideration the agents that have disrupted the system in the first place, as well as include the experiences of different civilizations to find management strategies. In our experience, the hypothesis of the symbiotic relationship between *chinampas* and *axolotls* could be the key to restore this high valuable ecosystem. But, given that ecosystems and societies are dynamic, constant self-evaluation and adaptive management is essential. This constant adaptive process opens numerous possibilities of generating theory in restoration ecology and gives the satisfaction of protecting an iconic ecosystem for Mexico.

Key words: Wetland, urban ecosystem, agroecosystem, pollution, and public policy.

Historia

La cuenca de México originalmente fue un sistema cerrado que abarcaba un área de alrededor de 9 600 km² (Izazola, 2001). En este sitio, donde actualmente se localiza la Zona Metropolitana del Valle de México, existieron seis lagos: Lago Zumpango, Lago Xaltocan, Lago de Texcoco, Lago de México, Lago de Chalco y Lago de Xochimilco (Rojas, 2004). Con los primeros asentamientos de las civilizaciones prehispánicas en el Valle de México, desde hace más de 1 000 años, los seres humanos han modificado las características físicas e hidrológicas de estos cuerpos de agua (Rojas, 1991), reduciendo de manera importante la extensión total de los lagos de la zona.

Las características ambientales al interior de la cuenca le permitieron poseer una alta heterogeneidad ambiental, y por tanto, una gran cantidad de recursos naturales aprovechables por el ser humano (Armillas, 1971). Esta abundancia de recursos promovió el establecimiento de los primeros asentamientos humanos, lo que inició la transformación del ecosistema lacustre y su disposición a ser habitado (Rojas, 2004). La principal transformación de este ecosistema fue la construcción de una red de islotes de sedimento llamados chinampas (Rojas, 1991; Sanders, 1957). Estos pedazos de tierra están delimitados por arboles nativos del Valle de México, mejor conocidos como ahuejotes (*Salix bonplandiana*), cuyas raíces apoyan a la contención del sedimento, lo cual permite que se desarrolle un modelo productivo eficaz, embebido en un lago (imagen 1).

El manejo de Xochimilco en épocas precolombinas y coloniales

Durante 2004 se encontró que la proporción de tilapias era de 70%, mientras que la de carpas de 30%, sin embargo, en las colectas realizadas durante 2014 se encontró que la abundancia de tilapias se acerca a 95% y de carpas es de sólo 5% (Zambrano *et al.*, 2014b). Esto podría indicar que las tilapias están desplazando a las carpas. Existen varias razones para explicar este cambio en las abundancias relativas, dentro de las cuales está el aumento de temperatura del agua a raíz de la reducción de manantiales en la zona. Actualmente, los

Imagen 1
Paisaje del sistema chinampero tradicional en Xochimilco



Foto: Laboratorio de Restauración Ecológica, IBUNAM.

Imagen 2

Colocación de redes de pesca en el lago de Xochimilco



Foto: Laboratorio de Restauración Ecológica, IBUNAM.

canales se alimentan con agua de las plantas de tratamiento que tienen una temperatura mayor que las que vienen de manantial. Las tilapias, que son de clima cálido, pueden resistir esos cambios, mientras que las carpas (de sistemas templados) necesitan de agua fría para reproducirse.

Estudios recientes indican que las tilapias tienen el potencial de reproducirse a lo largo del año en Xochimilco con picos de reproducción especialmente durante la temporada de lluvias (Sandoval, 2014). Esta información puede ser utilizada para desarrollar programas de control poblacional para estas dos especies de acuerdo con sus características reproductivas.

De forma paralela a los programas de erradicación de especies exóticas, en 2006, 2012 y 2014 se realizó un programa de captura-recaptura de peces como método de aproximación a la abundancia y biomasa de especies exóticas en los canales de Xochimilco (imagen 3). En los tres eventos, los resultados sugieren que la abundancia y biomasa de las tilapias se han mantenido prácticamente constantes encontrándose entre 700 y 1 000 toneladas de peces presentes en el ecosistema con más de 8 millones de organismos (Zambrano *et al.*, 2014b). A pesar de que las poblaciones se mantienen dentro de estos rangos de biomasa, se han descrito algunas fluctuaciones a lo largo del tiempo. Por ejemplo, en 2012 se encontraron 200 toneladas de peces más que las descritas en 2006, siendo esto atribuible a la falta de constancia en los esfuerzos de pesquerías durante estos años. Por ello, es importante generar un rediseño de la pesca que incluya una política de largo plazo, donde se consideren mínimamente cinco años de trabajos intensivos, así como una temporalidad de pesca acorde con los tiempos de reproducción de los peces y no al momento de la liberación del recurso.

El ejemplo de la reducción de especies exóticas indica que los proyectos de erradicación necesitan una visión de largo plazo. Por tanto, el éxito de la reducción de especies exóticas también está profundamente ligado con la consolidación de un programa que integre las perspectivas y prioridades de todos los actores involucrados en el cumplimiento de los objetivos y metas del proyecto. Debido a que las autoridades delegacionales cambian cada tres años y las del gobierno central cada seis, es imposible que este tipo de proyectos tengan continuidad institucional desde esta lógica. Por tanto, es necesario construir una infraestructura institucional que trascienda los periodos políticos y que esté regulada por la sociedad que estará ahí más tiempo.

Imagen 3

Pesca de carpa y tilapia en los lagos de Xochimilco



Foto: Laboratorio de Restauración Ecológica, IBUNAM.

Trabajo con la comunidad

Debido a la necesidad de mantener los programas en el largo plazo, la participación ciudadana se vuelve fundamental, pues ésta será la que genere los puentes entre los periodos gubernamentales. Por tanto, durante estos años se ha buscado que la comunidad de Xochimilco se apropie de los proyectos de conservación. Esta visión se generó inicialmente con el proyecto de pesca. Por ello, se realizaron múltiples talleres participativos en los cuales se integró el conocimiento tradicional a los planes de trabajo. En el caso de la estrategia para reducción de especies exóticas, de estos talleres surgió una forma de colecta conjunta que maximizó la eficiencia de colecta entre los pescadores.

Dentro de los diversos grupos sociales pueden existir situaciones que favorezcan los conflictos. Por ejemplo, durante los primeros convenios se

trabajó con dos grupos de pescadores, lo cual ocasionó diferencias entre ellos. La primera solución fue regionalizar las zonas de pesca, sin embargo, esto generó aún más conflictos, puesto que se formaron fronteras de la actividad y de paso. Con la ayuda de antropólogos y sociólogos se logró generar soluciones más duraderas en el trabajo cotidiano. El trabajo profesional de las ciencias sociales permitió abrir una vía de comunicación entre los diferentes grupos de participantes, reduciendo las inconformidades. De esta forma, se concluyó que lo mejor era trabajar con un solo grupo de pescadores. Este grupo de pescadores todavía participa en una serie de trabajos de forma independiente a la academia, consiguiendo sus propios recursos para reducir el número de tilapias en el sistema. Este resultado permitió reconocer que es necesario el diálogo entre pares, de forma horizontal, permitiendo una comunicación abierta, ya que todos los participantes aportaron el suficiente conocimiento práctico para que las actividades de pesca intensiva funcionaran de la mejor manera. Asimismo, conforme fue avanzando el proyecto se logró que se comenzara a desarrollar la pesca de forma autosuficiente.

Esta no fue la única ocasión en que se ha trabajado con el acercamiento a los productores. En 2014 se realizó un taller con los productores de la zona lacustre de Xochimilco y público en general para promover el modelo chinampa-refugio (el cual será explicado más adelante). Además, se incluyó información teórica y práctica acerca de la elaboración de abonos orgánicos, biofertilizantes y controladores naturales de plagas y enfermedades. Esta actividad permitió abrir un canal de comunicación con los productores locales, con los cuales se realizó la apertura de 200 metros de zanjas para la creación de refugios de axolotes (Zambrano *et al.*, 2014b).

Finalmente, todos los talleres mencionados con anterioridad fueron foros abiertos a la crítica y autocrítica, lo cual ha formado un canal de comunicación abierto y efectivo, lo cual ha incentivado la confianza entre los grupos.

Modelo chinampa-refugio

Además de ser el hábitat para la flora y fauna acuática del Valle de México, Xochimilco está íntimamente ligado a un sistema agrícola chinampero. Este

método de agricultura tradicional es único en el mundo y está catalogado como uno de los más productivos debido a que la tierra puede ser trabajada durante todo el año sin el uso de agroquímicos que contaminen la tierra o el agua o los productos (Bojórquez y Villa, 1995).

El abandono de la producción agrícola en las chinampas por procesos ambientales, económicos y sociales generó el ciclo de retroalimentación negativa ya mencionado. Para contrarrestar este círculo negativo, en 2011 se realizó un proyecto que buscó establecer una relación simbiótica entre la conservación del axolote y la recuperación de la chinampería tradicional. Esto se lograría mediante la reapertura de apantles (pequeños canales que rodean las chinampas), para que éstos sean convertidos en refugios para la conservación del axolote (figura 1). Estos refugios debían tener las condiciones propicias para que los organismos completaran su ciclo de vida, por lo que se mejoró su calidad de agua por medio de filtros biológicos que redujeron la concentración de sales y de metales pesados. Mediante la replicación de este modelo, se lograría recuperar el flujo hídrico de las chinampas, además de mejorar la calidad de los productos, lo cual podría incentivar la economía local, evitando así el abandono de terrenos que abran la posibilidad de una mayor urbanización en la zona.

Con el fin de evitar filtraciones de pesticidas o tóxicos y, con eso, la contaminación de los apantles y la consecuente afectación a la fauna y flora, se realizó la apertura de zanjas y apantles en las chinampas que se manejaban bajo el cultivo tradicional: sin fertilizantes y sin pesticidas. En estos pequeños canales se instalaron compuertas que evitan la entrada de especies introducidas y permiten el manejo de variables como la concentración de metales pesados y sales mediante la siembra de macrófitas acuáticas sumergidas y flotantes, como la elodea (*Egeria densa*), el lirio acuático (*Eichornnia crassipes*) y la cola de zorro (*Myriophyllum aquaticus*). Tanto la elodea como el lirio acuático son especies exóticas invasoras, que si bien han sido un problema en cuanto al control de sus poblaciones, también poseen la cualidad de absorber ciertos contaminantes e incluso algunos metales pesados (Lot y Novelo, 2004). El método exacto para construir estos refugios se detalla en Zambrano y colaboradores (2012).

Figura 1

a. Modelo chinampa-refugio ubicado en la zona lacustre de Xochimilco



b. Huevo de axolote fecundado dentro de los refugios del modelo



Fotos: Maya Rubio.

Hacia un cambio de visión

Con la situación que se ha mencionado a lo largo de este capítulo, es fundamental buscar nuevas formas de conservación y restauración de corto y largo plazos para el análisis y valoración ecológica de Xochimilco. Así, las soluciones a los problemas que el lago enfrenta para rehabilitar esta zona considerada Patrimonio Mundial por la UNESCO, deben ser elaboradas desde una visión transdisciplinaria, integrando el conocimiento de los diferentes actores involucrados.

Del mismo modo, para que cualquier programa de restauración sea exitoso, es necesario que las soluciones propuestas involucren un seguimiento independiente y académico que evalúe los avances en cuanto al estado de salud del ecosistema. Por esto, es imprescindible contemplar la realización de un monitoreo constante de la calidad de agua de los canales, ya que ésta reflejará el estado de conservación del sistema en general de forma clara e inmediata.

Otra cuestión importante dentro de este cambio de visión es la modificación del paradigma actual de que la tecnología puede solucionarlo todo.

A lo largo de los años de trabajo en Xochimilco, hemos visto un sinnúmero de proyectos que buscan la conservación del ecosistema por medio del uso de la tecnología y construcción. Desde trajineras hechas con PET, la promoción de invernaderos, hasta campos de golf, muchos de los programas que buscan rescatar Xochimilco tienen a la infraestructura y la tecnología como base común. Estos proyectos no consideran la infraestructura social ni la dinámica del ecosistema como piedras angulares para su rescate, a pesar de que ambas son la esencia misma del lugar. Para cambiar esta visión, hay que empezar por reflexionar que el ecosistema en sí no necesita ser rescatado; lo que se necesita es trabajar con él, y no perturbarlo más con esas tecnologías que pretenden recuperarlo. Un importante referente de esto son las civilizaciones que trabajaron y aprendieron de este mismo ecosistema por más de dos mil años. Utilizar la tecnología y la infraestructura como únicos elementos para el rescate de un ecosistema es la razón por la cual hemos puesto en riesgo no sólo Xochimilco, sino todo el Valle de México.

Dentro del cambio de visión sobre el rescate de la zona lacustre también se encuentra el reparto de responsabilidades. Estamos acostumbrados a contar con un gobierno paternalista que debe solucionar todos los problemas.

Así lo ven tanto la sociedad como el mismo gobierno. Por ello, le agrada poco cuando la sociedad civil toma la iniciativa para quejarse y solucionar lo que ellos no han sido capaces. Desde el gobierno, un rescate real de Xochimilco es poco atractivo debido a los tiempos institucionales y a lo difuso de los resultados. Para un gobernante, que sólo estará tres años en el cargo, es mucho más redituable contar con infraestructura visible (no importa que sea inútil) que el rescate de un humedal cuyos beneficios se verán diez años después de que él dejó su cargo y de manera vaga. Por lo mismo, este tipo de proyectos es poco atractivo para ellos.

Es por ello necesario que la sociedad modifique su visión y tome la responsabilidades del rescate de Xochimilco, pues los ciudadanos sí estarán después de diez años para recibir los beneficios de seguir contando con este humedal que da riqueza biológica y cultural (imagen 4). De esta manera, los proyectos pueden contar con ayuda gubernamental, pero no depender de ella, pues el apoyo es muy volátil en periodos interanuales. Las actividades de restauración deben comenzar con una semilla plantada desde los mismos habitantes, que pueda ser replicable y atractiva para que la sigan realizando, independientemente del agrado gubernamental.

Así, las actividades de restauración deben surgir y mantenerse desde la sociedad hacia el gobierno y no como tradicionalmente se ha realizado, desde el gobierno hacia “abajo”, pues estas actividades no durarán, no serán apropiadas por los habitantes y por lo general producen distorsiones sociales negativas para el mismo ecosistema, como el clientelismo.

Experiencias aprendidas

Un proyecto tan largo y con tantos actores provee de múltiples experiencias que han enriquecido la labor académica y genera ejemplos para otros proyectos de restauración. Explicarlas todas llevaría quizá otro capítulo, pero tal vez la experiencia más importante que debe ser transmitida en este capítulo es la humildad académica. Los proyectos de restauración por lo general están enclavados en sitios donde el conocimiento tradicional se ha forjado durante cientos de años por los pobladores locales. Por tanto, es muy pretencioso

Humedal urbano

Imagen 4
Productor local que practica la chinampería tradicional
transportándose en los canales de Xochimilco



Foto: Laboratorio de Restauración Ecológica, IBUNAM.

llegar a esas comunidades a proponer ideas sin escuchar tanto las necesidades como las propuestas de las personas que conocen el sitio mejor que todos. En Xochimilco éste es el caso. Las ideas generales de restauración expuestas en este capítulo no surgieron únicamente de teorías académicas sobre los humedales, sino de la incorporación de ideas de las personas locales. Esto conllevó a un diálogo propositivo que la misma comunidad adoptó y fortaleció y que promete continuidad. El resultado fue mucho mejor que las ideas originales generadas por un solo sector. Lo contrario hubiera sido la imposición académica de un proyecto alejado de las necesidades e ideas de los pobladores, lo que hubiera evitado su continuidad una vez que los académicos nos alejáramos del sitio. Esto último, lo hemos visto ocurrir en Xochimilco en múltiples proyectos generados por diferentes académicos y universidades.

Otra experiencia importante ha sido la comprensión de que la ecología y la restauración no se mueven por los tiempos políticos. Esta idea ya se ha abordado en la sección que refiere al cambio de visión, pero en Xochimilco, sin duda, ésta es una experiencia aprendida que vale la pena reafirmar.

A lo largo de estos años también hemos aprendido que no existe una receta para la restauración, ni siquiera dentro del mismo sistema. La heterogeneidad de la forma de las chinampas, de la producción chinampera y del mismo sistema de humedales hace que las acciones de restauración sean diferentes incluso entre chinampas. Esta heterogeneidad, inclusive, está ligada a la cultura de los chinamperos y a sus propios gustos personales. Esto, en lugar de ser un problema, es una gran ventaja para la conservación de la biodiversidad, pues entre más heterogéneo es el lugar, tiene mayor capacidad para recibir diferentes especies.

Por último, hemos aprendido las ventajas y desventajas de contar con una “especie sombrilla” tan carismática como el axolote. Una especie sombrilla suele tener un papel fundamental en la conservación de un ecosistema. Sin embargo, cuando esta especie es más carismática que el mismo ecosistema, puede llegar a ser una carga, puesto que las acciones se basan en conservar sólo a la especie, como si el sistema fuera prescindible. Esto puede generar despropósitos como reproducciones y reintroducciones masivas de axolotes en el sistema deteriorado, translocaciones a otros ecosistemas o incluso pensar que una colonia de axolotes es suficiente para conservar al axolote. En este caso, es

fundamental reflexionar que una especie no se puede considerar como tal si no se encuentra dentro de su ecosistema saludable.

Futuro

El futuro de Xochimilco es incierto. Estamos ante una carrera contra la presión de urbanización que está apoyada en la visión de que la infraestructura soluciona todo. En este caso, la infraestructura tiene la modalidad de autonombrarse “verde”, pero afecta de igual manera, o quizá peor, al ecosistema. Si los proyectos propuestos, y otros surgidos desde la misma lógica sistémica, logran contar con un gran aceptación en los próximos años, esta carrera podrá ser ganada por la conservación del humedal. Sin embargo, si se acelera la urbanización con apoyo de iniciativas como la construcción de supervías que pasan por encima del humedal, entonces este sistema desaparecerá en nuestra generación y las consecuencias ambientales de esta desaparición podrán verse en la Ciudad de México en las próximas décadas.

Referencias bibliográficas

- Aréchiga Córdoba, E. (2004), “De la exuberancia al agotamiento: Xochimilco y el agua, 1882-2004”, en M. Terrones (ed.), *A la orilla del agua, política, urbanización y medio ambiente: historia de Xochimilco en el siglo XX*, México, Instituto Mora, pp. 97-149.
- Armillas, P. (1971), “Jardines en los pantanos”, en T. Rojas Rabiela (ed.), *La agricultura chinampera. Compilación histórica*, México, Universidad Autónoma Chapingo, pp. 159-180.
- Ávila, R. B. (2000), “Composición actual de la ictiofauna del lago de Xochimilco”, tesis de licenciatura, Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala/UNAM.
- Bojórquez, L. y R. Villa (1995), “El ecosistema lacustre. Xochimilco y el deterioro de las chinampas”, en T. Rojas Rabiela (ed.), *Presente, pasado y futuro de las chinampas*, México, CIESAS, pp. 85-137.

- Brewkelaar, A., E. Lammens, J. Breteler e I. Tratai (1994), "Effects of Benthivorous Bream (*Abramis brama*) and Carp (*Cyprinus carpio*) on Sediment Resuspension and Concentration of Nutrients and Chlorophylla", *Freshwater Biology*, núm. 32, pp. 112-121.
- Contreras-Balderas, S. (1999), "Annotated Checklist of Introduced Invasive Fishes in Mexico, with Examples of Some Recent Introductions", en R. Claudi y J. H. Leach (eds.), *Nonindigenous Freshwater Organisms. Vectors, Biology and Impacts*, Boca Raton, Lewis Publishers, pp. 31-52.
- International Union for Conservation of Nature (2010), *100 World's Worst Invaders Species*, Invasive Species Specialist Group, <<http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss&fr=1&str=&lang=EN>> (consultado el 9 de noviembre de 2015).
- Izazola, H. (2001), "Agua y sustentabilidad en la Ciudad de México", *Estudios Demográficos y Urbanos*, núm. 16, pp. 285-320.
- Lachner, E. A., C. R. Robins y W. R. Courtenay (1970), "Exotic Fishes and Other Aquatic Organisms Introduced into North America", *Smithsonian Contributions to Zoology*, núm. 59, pp. 1-29.
- Legorreta, J. (2013), *Chinampas de la Ciudad de México, un acercamiento histórico-ambiental a través de Mixquic, San Gregorio Atlapulco, San Luis Tlaxiataltemalco y Xochimilco*, México, UAM.
- Lot, A. y A. Novelo (2004), *Iconografía y estudio de plantas acuáticas de la Ciudad de México y sus alrededores*, México, UNAM.
- Lyons, J., A. Gutiérrez-Hernández, E. Díaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava y R. Pineda-López (2000), "Development of a Preliminary Index of Biotic Integrity (IBI) Based on Fish Assemblages to Assess Ecosystem Condition in Lakes of Central Mexico", *Hydrobiologia*, núm. 418, pp. 57-72.
- Merlo, A. (2014), "Efecto de la heterogeneidad espacial sobre la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados acuáticos de Xochimilco", tesis de maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología/UNAM.
- Revista Arqueología Mexicana* (2012), "Xochimilco, patrimonio de la humanidad", edición especial, núm. 43.
- Rojas, T. (2004), "Las cuencas lacustres del Altiplano Central", *Arqueología Mexicana*, núm. 12, pp. 20-27.

- Rojas, T. (1998), *La cosecha del agua en la cuenca de México*, México, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social.
- (1991), “La agricultura en la época prehispánica”, en T. Rojas, *La agricultura en tierras mexicanas desde sus orígenes hasta nuestros días*, México, Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, Grijalbo, pp. 15-138.
- Sanders, W. T. (1957), “Tierra y agua: A Study of the Ecological Factors in the Development of Meso-American Civilizations”, tesis de doctorado, Universidad de Harvard.
- Sandoval, T. (2014), “Análisis reproductivo de *Oreochromis niloticus* en el Sistema Lacustre de Xochimilco”, tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias/UNAM.
- Valiente, E. (2006), “Efecto de las especies introducidas en Xochimilco para la rehabilitación del hábitat de axolote (*Ambystoma mexicanum*)”, tesis de maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología/UNAM.
- Zambrano, L., A. Tovar, C. Sumano, C. Ayala, M. Rubio y M. Trejo (2014a), *Rehabilitación de la red chinampera y del hábitat de especies nativas de Xochimilco* (Informe final), México, Instituto de Biología/UNAM.
- , A. Tovar, C. Sumano, C. Ayala, M. Rubio y M. Trejo (2014 b), “Calidad de agua y productividad en Xochimilco”, *Análisis del estado de conservación ecológica del sistema lacustre chinampero de la superficie reconocida por la UNESCO como Sitio Patrimonio de la Humanidad en Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta* (Informe final), México, Instituto de Biología/UNAM.
- , E. Valiente, K. Levy, F. Córdova, A. Tovar, L. Sastré, M. Rubio, J. Gimenez, M. Almazán, C. Sumano, M. Alvarado, S. López, C. González, M. Mazari, G. Pérez, A. Aguilar, M. Contreras y V. Mondragón (2012), *Análisis y restauración del sistema lacustre de Xochimilco y del ajolote* (Informe final), México, Instituto de Biología/UNAM.
- , E. Valiente y J. Vander-Zanden (2010), “Food Web Overlap between the Native Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and the Exotics Carp (*Cyprinus carpio*) and Tilapia (*Oreochromis niloticus*)”, *Biological Invasions*, núm. 12, pp. 3061-3069.

- Zambrano, L. y E. Valiente (2008), *Mitigación del impacto de las especies introducidas en la zona lacustre de Xochimilco* (Informe Final), México, Instituto de Biología/UNAM.
- , V. H. Reynoso y G. Herrera (2004), *Abundancia y estructura poblacional del axolotl (*Ambystoma mexicanum*) en los sistemas dulceacuícolas de Xochimilco y Chalco* (Informe Final), México, Instituto de Biología/UNAM, Conabio.
- , M. Scheffer y M. Martínez-Ramos (2001), “Catastrophic Response of Lakes to Benthivorous Fish Introduction”, *Oikos*, núm. 94, pp. 344-350.
- y C. Macías-García (2000), “Impact of Introduced Fish for Aquaculture”, en R. Claudi y J. H. Leach (eds.), *Mexican Freshwater Systems*, Lewis Publishers, pp. 113-124.
- , M. Perrow, V. Aguirre-Hidalgo y C. Macías-García (1999), “Impact of Introduced Carp (*Cyprinus carpio*) in Subtropical Shallows Ponds in Central México”, *Journal of Acuatic Stress Ecosystems and Recovery*, núm. 6, pp. 281-288.

Manejo integral de la Cuenca del Río Yautepec en Morelos

Úrsula Oswald Spring
uoswald@gmail.com

Abstract

This chapter analyzes and proposes alternatives for overcoming the dual environmental and social vulnerability in the Yautepec River Basin (YRB), due to climate variability, population growth, deforestation, land use change, erosion in the upper basin, sedimentation in the floodplain, the invasions of walls, infrastructure, and houses in the riverbed, as well as organized crime. All these processes have created a complex emergency in the YRB. A participatory methodology explores how the affected population can build resilience in order to reduce this dual vulnerability. The three levels of government (local, state, federal), and the representatives of civil society conducted a project of a desirable future aiming at a transition to sustainability in the YRB. This task started with a diagnosis of existing problems including public insecurity, socio-economic deprivation, threats of disasters, and changing climate conditions. By involving citizens living in the basin, the plan addressed social equality, economic development, public security, gender equity, environmental sustainability, political participation and cultural diversity. Opportunities and conflicts were negotiated among different interest groups, taking into account identity and social representations. A short, medium and long term management plan was drafted that may progressively overcome the complex emergency situation in the Yautepec River Basin.

Key words: Complex emergency; Yautepec River Basin; Disaster Risk Management; participatory research; dual vulnerability.

Introducción

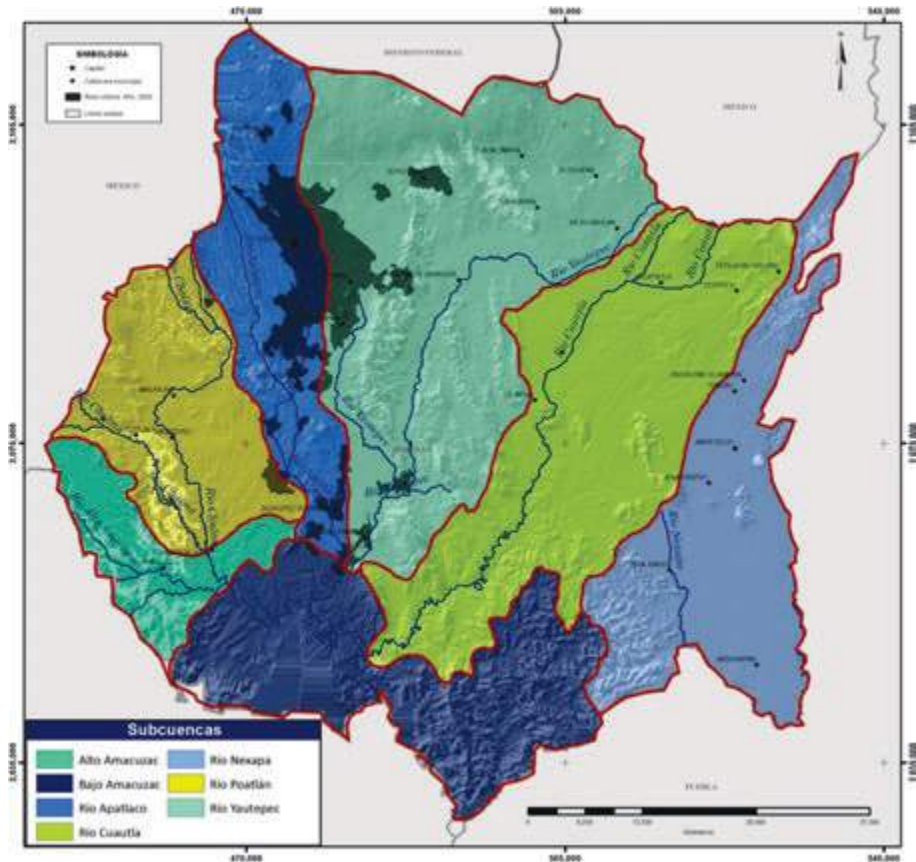
América Latina dispone de 40% de la biodiversidad del planeta y 25% de los bosques mundiales, de los cuales 98% corresponde a bosques naturales. Con esta riqueza, América Latina no sólo cuenta con una gran diversidad biológica en bosques y selva, sino también con modelos muy distintos de organización en el manejo de éstos. Dado que en el subcontinente la mayoría de los bosques se encuentra todavía en manos de campesinos e indígenas, la región se ha desarrollado como ejemplo de manejo comunitario del bosque (MCB; Seymour, 1994). Por otra parte, América Latina es también una región de una aguda urbanización, crecimiento poblacional, cambio de uso de suelo y actividades mineras con diversos conflictos acerca del manejo de los recursos naturales.

México no escapa a dicha problemática, pero todavía cuenta con 195 millones de hectáreas de foresta, de los cuales un tercio es de bosques y selvas. De estas 66 millones de hectáreas, 55% es de propiedad privada. Según el Registro Agrario Nacional, Morelos cuenta con 78.3% de propiedad privada en sus bosques, sólo después de Baja California, Nayarit y Guerrero (Oswald y Jaramillo, 2012). Esta particularidad en la tenencia de los bosques hace que este estado tenga mucho potencial para el manejo sustentable y social de sus recursos naturales. Además, la orografía accidentada es atravesada por la cadena neovolcánica y en la cuenca del río Yautepec (CRY) está altamente expuesta a eventos hidrometeorológicos extremos por la abruptas pendientes y la multiplicidad de arroyos y tributarios; la CRY representa la cuenca más grande y la más peligrosa en el estado (figura 1).

Objetivo

El objetivo del presente capítulo fue analizar la doble vulnerabilidad: ambiental y social en la CRY que ha aumentado por la variabilidad climática, el crecimiento poblacional, la deforestación, el cambio de uso de suelo de forestal a agrícola y urbano, la erosión en la cuenca alta, el azolve, así como la invasión en el lecho del río; se explora mediante una metodología participativa la creación de resiliencia entre la población afectada, con el propósito de reducir esta doble vulnerabilidad.

Figura 1
Cuencas en el estado de Morelos



Fuente: elaboración propia basado en Inegi (2010).

Ubicación geográfica y socioambiental de la zona de estudio

La CRY se localiza en el centro de la República mexicana, en los estados de México y Morelos (figura 2). El área de estudio de la CRY cubre en total 17 municipios, de los cuales 14 se localizan mayormente en la cuenca: Juchitepec, Atlautla, Ozumba, Tepetitla, Amecameca en la cabeza de la CRY pertenecen al Estado de México, y Totolapan, Tlalnepantla, Tepoztlán, Tlayacapan, Atlatlahucan, Yautepec, Tlatizapan, Tlaquiltenango y Jojutla al de Morelos. La

Figura 2
Ubicación de la zona de estudio



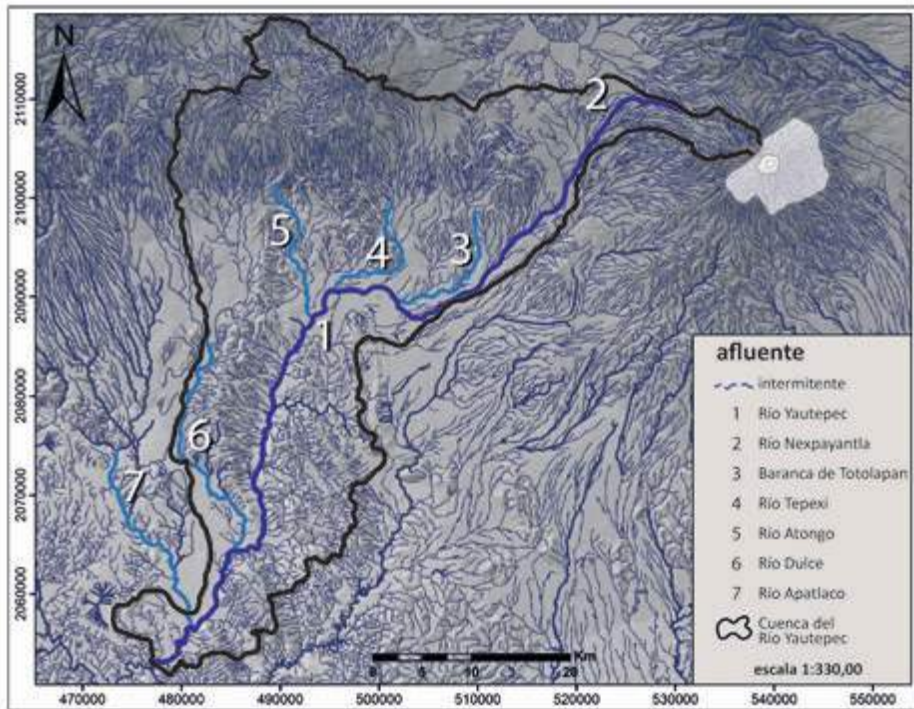
Fuente: elaboración propia, diseñado por Ángel Paredes.

CRY inicia en el glaciar del volcán Popocatepetl (5452 m) y recibe cientos de riachuelos como tributarios intermitentes y manantiales desde el eje neovolcánico, donde además el Chichinautzin (3476 m), el Tepozteco, el Ajusco y la Sierra de Juchitepec aportan importantes afluentes.

La mayoría de los tributarios proviene de microcuencas erosionadas, debido a sus pendientes pronunciadas, y durante los eventos hidrometeorológicos se descargan en el río Yautepec (figura 3), lo que ha provocado la planicie de inundación; hoy en día hay múltiples inundaciones en zonas densamente pobladas. Este río cambia varias veces su nombre y lo adquiere finalmente a partir de un manantial que brota en el balneario El Bosque y que anteriormente fue conocido como el “Baño de Moctezuma”.

La mayor parte de la cabeza de la CRY pertenece a la zona de los parques nacionales Popo-Ixta, Corredor Biológico Chichinautzin y Tepozteco, donde predomina el bosque de altura de pino, encino (*Quercus rugosa* Née) y oyamel (*Abies religiosa*) y el parque Sierra de Juchitepec, que es de administración estatal. Esta zona ha estado expuesta recientemente a una tala clandestina lucrativa, donde está involucrado también el crimen organizado. A partir de los lomeríos y la planicie en el centro y sur predomina la selva baja caducifolia (Maldonado *et al.*, 2004; Arias *et al.*, 2002; Rzedowski, 1973), donde se ubica la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, área natural protegida (ANP) federal, El Texcal y Sierra Montenegro como ANP estatal y Las Estacas como ANP privada, donde se localiza un balneario (figura 4). Los múltiples tributarios

Figura 3
Tributarios de la CRV



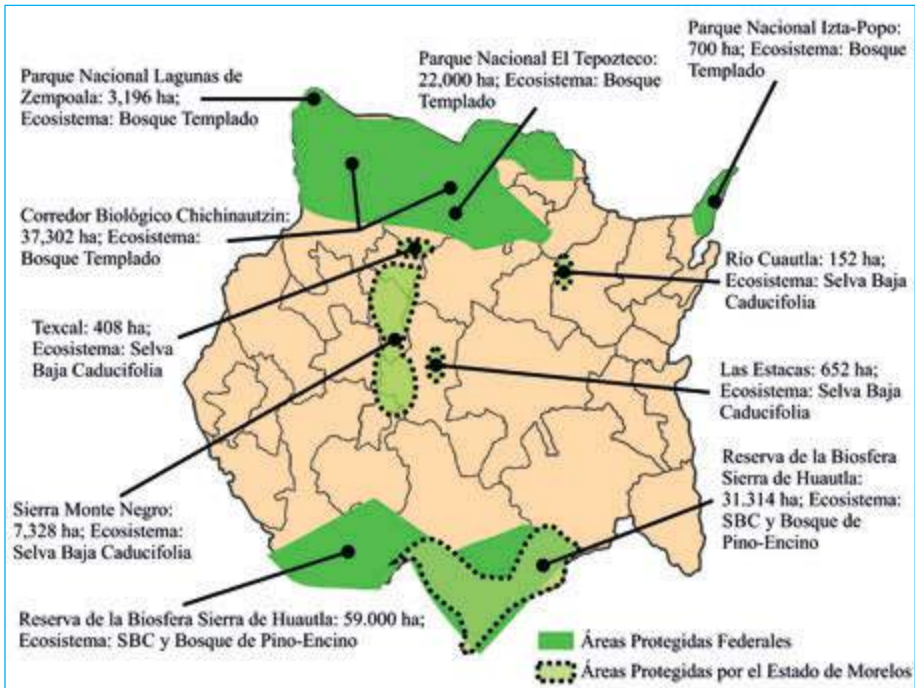
Fuente: elaboración propia, diseñado por Joaquín Cartulina.

junto con la cuenca del río Cuautla en el oriente recargan, además, el acuífero de Yautepec-Cuautla, que sirve básicamente para el abasto de agua potable a la población, aunque existen diversos manantiales con agua hedionda al tener sus fuentes de abasto en volcanes activos.

Breves apuntes conceptuales y metodológicos

La doble vulnerabilidad cubre por una parte los impactos de los factores ambientales y el deterioro provocado por las actividades humanas en los factores ambientales. Por otra parte, se analiza el cambio en las condiciones sociales y cómo éstas han cambiado a lo largo de las últimas décadas: de una sociedad rural hacia una urbana que basa sus ingresos en las actividades de servicios,

Figura 4
Áreas naturales protegidas en Morelos

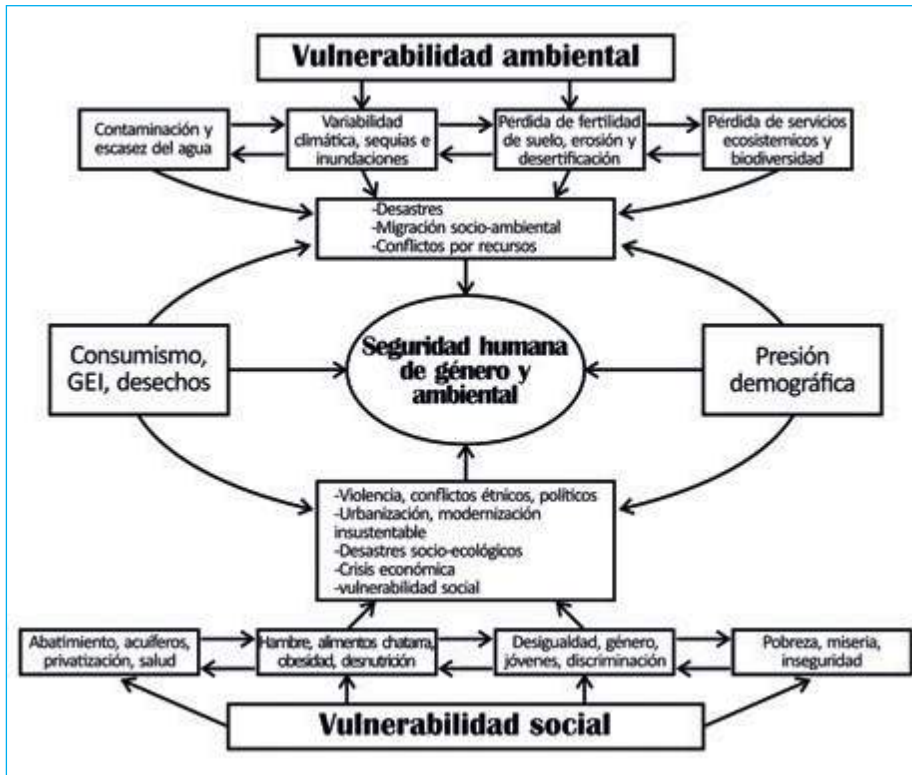


Fuente: elaboración propia, diseñado por Miguel Ángel Paredes.

algunas industriales y cada vez menos de la agricultura (figura 5). El cambio ambiental global y el climático, junto con actividades antropogénicas, han provocado la contaminación del agua y su escasez. La variabilidad climática ha agudizado eventos extremos como inundaciones y sobre todo en la zona alta, sequías. El inadecuado manejo de los suelos en la agricultura, la tala de árboles y la avenidas torrenciales han arrastrado la capa nutritiva de humus, provocando la pérdida de fertilidad, erosión y desertificación de suelos en diversas partes.

El uso del suelo productivo es destinado en la mitad a la agricultura y ganadería (5.5%). En 30% existe vegetación secundaria sobre suelos mucho más depauperados y 9.1 km² ya son tierras totalmente erosionadas y sin vegetación; las áreas urbanas ocupan 22.7 km² (tabla 1). El resultado de las actividades humanas ha afectado 80% de los suelo y ha provocado diferentes procesos de

Figura 5
Doble vulnerabilidad: ambiental y social



Fuente: Oswald (2013).

erosión, lo que incide negativamente en la producción agropecuaria, reduce la infiltración de las aguas meteóricas en el subsuelo y la captura de carbono.

Del lado de la vulnerabilidad social, 1) los procesos de privatización del agua, y 2) la reducción del estado como garante y árbitro entre la iniciativa privada y la sociedad, ha aumentado la pobreza y la desigualdad; se registra una discriminación contra los indígenas, jóvenes y mujeres, quienes muestran mayor desempleo y sueldos más bajos por los mismos trabajos. Pobreza y desigualdad son factores que han aumentado la marginalidad, pero también la violencia social y la frustración entre jóvenes sin acceso a educación ni trabajo. La pérdida del poder adquisitivo y la propaganda de alimentos chatarra han

Tabla 1
Uso de suelo y vegetación en la CRY

Uso del suelo	Área (km ²)	Porcentaje
Agricultura	634.6	50.7
Pastos/ganadería	68.3	5.5
Vegetación secundaria	372.2	29.7
Bosques	112.1	9.0
Selva baja caducifolia	24.6	2.0
Urbano	22.7	1.8
Sin vegetación	9.1	0.7
Cuerpos de agua	4.4	0.4
Matorral desértico	1.5	0.1

Fuente: estudio de campo.

provocado un cambio en la dieta tradicional y hay un número importante de personas con desnutrición, pero sobre todo con obesidad, lo que ha aumentado la diabetes y enfermedades cardiovasculares.

Ambas vulnerabilidades se agravan por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), el crecimiento poblacional y el acaparamiento de la renta por clases acomodadas y por el crimen organizado. Las difíciles condiciones de vida han inducido a la migración y al abandono de la parcela campesina. Además, los eventos extremos se han convertido, ante la falta de prevención y apoyo gubernamental, en desastres que agravan aún más las condiciones precarias, especialmente de la población rural.

El presente estudio utilizó métodos cuantitativos y cualitativos de evaluación: entre 2010 y 2013 se llevaron a cabo tres encuestas, donde se entrevistaron 3 955 personas, equivalentes a 1.42% de los habitantes de la cuenca (tabla 2). Las muestras al azar de las encuestas fueron complementadas con entrevistas a profundidad, estudios históricos de las regiones, grupos focales, historias de vida y de migración, estudios físico-químicos y microbiológicos de agua y suelo y análisis de los bancos de datos gubernamentales existentes (Oswald *et al.*, 2014). El conjunto de estos estudios permitió tener una visión representativa de la CRY y, a la vez, entender los factores culturales, psicológicos y personales que motivaron a las personas a superar su doble vulnerabilidad.

Tabla 2
Encuesta representativa en la CRY

Fases de encuestas	Personas	Familias	Porcentaje de mujeres
Primera fase	1 440	385	49%
Segunda fase	2 515	634	51%
Tercera fase	415	100	57%
Total	4 370	1 119	51%

Fuente: estudio de campo, 2010–2013.

Riesgos y afectaciones por inundaciones periódicas y sequías

La CRY está altamente expuesta a eventos extremos no sólo por su ubicación geográfica y la alta pendiente, sino también por los factores antropogénicos que han agravado las condiciones de vulnerabilidad. La región está afectada por temblores de entre 6 y 7 grados en la escala de Richter; de los 14 municipios, entre 34 y 51% de la población le teme a las sacudidas de la tierra. En los Altos, todos los entrevistados mencionaron la erupción volcánica y dependiendo de la cercanía de su comunidad al volcán Popocatepetl, entre 25.4 y 91.4% lo notaron como un riesgo. Los incendios forestales se mencionan por entre 11 y 52% de los entrevistados; el deslizamiento de tierras fue mencionado por entre 13 y 18% de los entrevistados. En la planicie predominó el miedo por inundaciones (entre 23 y 33%); 23.4% pensó que no está expuesto a algún riesgo socioambiental.

Ante estos múltiples riesgos, se ha creado una conciencia entre la gente acerca de las amenazas por eventos extremos. Al preguntar en la planicie, 85.9% de los entrevistados mencionó haber sufrido alguna inundación, en 69.3% de éstas, sus casas y enseres domésticos fueron afectados; 18.6% de los entrevistados afirmó que sufrió por daños en infraestructura y servicios, y para 12.1% se vieron afectadas sus actividades económicas, comerciales y de servicios. La mayoría de los entrevistados relacionó los desastres (con excepción de temblores y erupciones volcánicas) con el deterioro ambiental. De la encuesta, se derivó que 51% de los entrevistados pensó que los recursos naturales fueron destruidos, 28% dice que fueron afectados, 17% los sitúa con poca repercusión y sólo 4% afirma que no ha habido destrucción ambiental alguna. Los

Imagen 1
Lugar de la inundación



Foto: Úrsula Oswald.

deterioros se relacionan con los desechos sólidos, la falta de agua, la contaminación de aire y del agua de los ríos utilizados que se han transformado en drenajes en 37.5%. La economía de la cabecera municipal de Yautepec fue gravemente afectada por las inundaciones periódicas que ocurrieron en 1985, 1998, 2003 y desde 2010 cada año; en 2010 hubo dos inundaciones, una muy severa cuando el río creció en la entrada a la ciudad en 21 metros. En 2014 hubo cuatro inundaciones que obligaron a población bajo riesgo a evacuarse.

Cuando se preguntó a las personas qué habían hecho después del evento extremo que se convirtió en desastre, 22.2% participó en reuniones, 5.4% pidió una indemnización; 11.9% ayudó en la limpieza de ríos y bosques; 10.6% colaboró en la reforestación, y 49.9% no hizo nada y esperaba que el gobierno resolviera sus daños. Esta pasividad es resultado de años de una política populista, donde el pueblo ha adquirido el hábito de depender del gobierno (Bazdresch y Levy, 1990). Cuando se preguntó a los afectados qué

Imagen 2
Lugar de la inundación



Foto: Úrsula Oswald.

habían aprendido a raíz del desastre, 59.9% menciona la prevención y la evacuación preventiva, 29.3% indica que cuida más al ambiente, 10.3% participó en actividades de reducción de desastres y sólo 9.6% externó que no había aprendido nada. Estos comportamientos muestran que los desastres ocurren en sistemas de multiniveles y por multiactores, donde se presentan frecuentemente comportamientos contradictorios y con fuerte carga emocional.

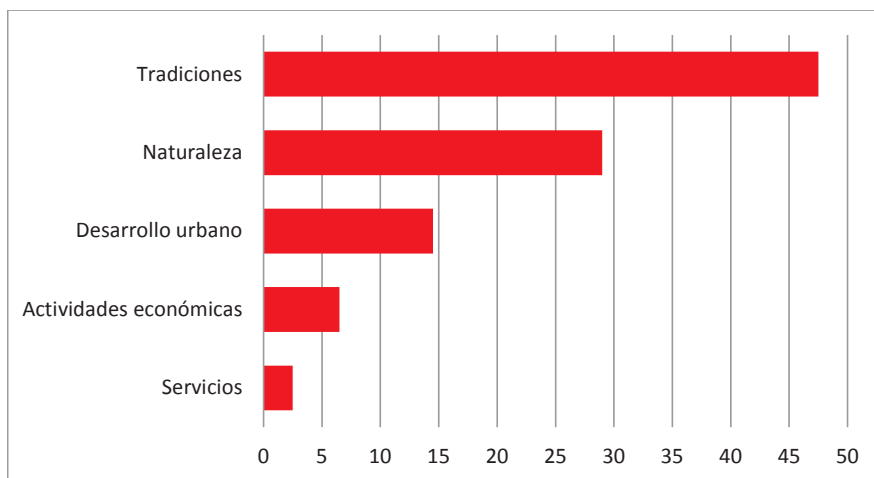
Al indagar en los cambios de hábitos diarios, todos los entrevistados insistieron, en primer lugar, en reducir y reciclar el agua, práctica que se relaciona directamente con la falta del vital líquido en la vida cotidiana. Otro cambio cotidiano fue apagar la luz cuando las personas salen de un cuarto, lo que se vincula con el aumento en el costo de la luz y menos con una conciencia ambiental de ahorrar electricidad para evitar los GEI. No obstante, ambos procesos muestran que hubo un aprendizaje social, entendido como un puente entre el conocimiento individual y el colectivo que crea las bases para las acciones de

transición que permitan manejar situaciones de mayor complejidad e incertidumbre (Wittmayer y Neuteboom, 2011) como los múltiples riesgos existentes en la CRY. Grin y colaboradores (2010) llaman a este comportamiento aprendizaje de doble bucle (*loop*), donde los valores existentes se conflictúan con situaciones nuevas que requieren cambios mediante negociaciones en la familia o la comunidad. Diversos autores (Grin y Van de Graaf, 1996; Grin y Loeber, 2007) insisten en que la emergencia, la sorpresa o visiones de otras personas facilitan este proceso de aprendizaje.

Un segundo factor se relaciona con la teoría de las representaciones sociales (RS) que muestran que cambios en la vida diaria se dan lentamente y con resistencias. Cuando se preguntó a los encuestados acerca de sus condiciones de vida en la comunidad o colonia, 66% dijo estar altamente o satisfecho y 54% también satisfecho con las condiciones de los servicios de salud. Por lo contrario, 35% dijo estar muy o insatisfecho con sus condiciones de vida y 46% también insatisfecho con los servicios de salud. Esta polarización está relacionada con las condiciones de identidad en su hogar y su comunidad. Al preguntarles qué elementos los vinculaban con su colonia o pueblo, la mitad respondió que las tradiciones, después la naturaleza, mientras que los servicios públicos y las facilidades económicas se comentaron al final (figura 8). Estas reflexiones muestran una identidad fuerte con los valores tradicionales anclados en su entorno social y ambiental y objetivizado mediante procesos culturales, donde se reajustan las identidades (Serrano, 2010; Moscovici, 1973; Moscovici y Duveen, 2000). Un grupo social es significativo para sus miembros cuando se aceptan sus normas y valores y se evalúan sus habilidades, actividades y opiniones en relación con las expectativas que permiten al grupo influir en sus actitudes y comportamientos (Turner, 1987). Las identidades de los miembros del grupo social se desarrollan, se confrontan y se resisten con base en las representaciones existentes del grupo social al cual pertenecen (Duveen, 1997; 2001). Precisamente, el entendimiento de riesgos y amenazas¹ dentro

¹ Estas amenazas incluyen también las actividades del crimen organizado (drogas, secuestros, extorsión, robo, entre otras), donde la diferencia entre lo legal e ilegal no coincide siempre en la visión de las familias involucradas y menos con el entendimiento oficial de legalidad, lo que ha generado problemas de identidad en el seno del grupo primario, pero también con las autoridades.

Figura 8
Identidad en la CRY (2 respuestas posibles en %)



Fuente: Encuesta realizada por los autores en 2013.

de una realidad cambiante ha justificado la necesidad de emprender acciones de grupos, basadas en su identidad y sus RS. Las condiciones adversas actuales crean inestabilidad social; el crimen organizado, insertado en las comunidades, es uno de estos procesos que ha destruido el tejido social en múltiples colectividades. Pero las nuevas amenazas y sobre todo las pérdidas de vida y bienes económicos, han inducido a la población a organizarse. Primero, ésta se ha inconformado por el apoyo recibido por parte del Fondo de Desastres (Fonden) y por procesos de reconstrucción inadecuados. Ante protestas más organizadas, el gobierno de los tres niveles se vio obligado a actuar.

Organización del Comité de Cuenca del Río Yautepec

Debido a los eventos extremos más frecuentes y con mayores costos, y especialmente por la inundación de 2010, los afectados inconformes han presionado al gobierno de los tres niveles para organizar más sistemáticamente el manejo del río y reducir los riesgos asociados con él. Las obras de reconstrucción no han satisfecho a los afectados y el descontento ha obligado a los tres

niveles de gobierno a coordinarse con la sociedad para mejorar las condiciones de protección civil de la población. Con el fin de prevenir nuevas avenidas que pudieran convertirse en desastres, se formó el Comité de Cuenca del Río Yautepec (CCRY), que se integró por funcionarios municipales, estatales y federales, campesinos, empresarios, comerciantes, ciudadanos afectados, grupos no gubernamentales y académicos.

Los peligros aumentan por la invasión de casas, negocios y bardas en el cauce, sistemas de riego en el talud y los hábitos de tirar los desechos sólidos y líquidos en la CRY. La deforestación masiva en los Altos, los cambios en el uso del suelo y las insustentables actividades agroproductivas han agravado además la doble vulnerabilidad: la ambiental y la social, y han afectado especialmente a la población marginal que vive en casitas precarias en la zona federal del río. A raíz de las inundaciones y sequías periódicas que han llevado a diversas familias a un dilema de supervivencia (Oswald, 1991; Ramírez, 2008; Diez, 2004), se ha desarrollado entre todos los actores involucrados un mapa didáctico que sistematiza las actividades a emprender en el corto, mediano y largo plazos y donde se especifican las responsabilidades concretas de cada sector. Incluye la recuperación de la CRY mediante una reforestación masiva, la consolidación del talud, un canal de desfogue para evitar las inundaciones, la limpieza de los afluentes, el desazolve de las presas derivadoras, colectores, plantas de tratamiento, compostas con los desechos orgánicos, agricultura verde y educación ambiental.

Plan de manejo participativo a corto, mediano y largo plazos

Ciudadanos, los tres niveles de gobierno y académicos involucrados en la CCRY, elaboraron un plan de trabajo en tres tiempos. Mediante negociaciones entre los integrantes y para poder programar los gastos gubernamentales del año siguiente, se acordó emprender actividades de *corto plazo* que deberían ayudar a reducir los riesgos inmediatos en la cuenca. Se instaló en el río un dispositivo que avisaba a los ciudadanos cuando éste subía a más de un metro de altura, con el fin de alertarlos y que les fuera posible preparar documentos, medicamentos, ropa y otros bienes necesarios para una eventual evacuación.

Al seguir subiendo el río se escucha una chicharra que indica evacuarse de las zonas expuestas a inundación y la gente se va a los refugios preparados. Protección Civil sigue reforzando este aviso, cierra los pasos en los puentes, al mercado y vigila la zona central de la cabecera para evitar que el río arrastre a personas. Con el Comisariado Ejidal se acordó promover la Asociación de los Usuarios de la CRY y el establecimiento de cercas vivas. Las autoridades municipales se comprometían a actualizar los planes de ordenamiento urbano y ambiental, el gobierno del estado a desarrollar los proyectos ejecutivos para rehabilitar la planta de tratamiento y los colectores que habían sido destruidos por las inundaciones. Conagua desarrolla proyectos ejecutivos para presas, un canal de desfogue en la toma tres y colabora en el desazolve de tres presas rompe-pico, las derivadoras y el lecho de la cuenca sedimentada, además de estudiar y proceder legalmente contra los invasores en la CRY. Conafor se comprometió a promover con campesinos la reforestación en la cuenca alta, donde se infiltra 72% de las lluvias (Muñoz Villalobos *et al.*, 2011; González Barrios *et al.*, 2011; Muñoz Villers *et al.*, 2011), lo que reducirá sustancialmente el riesgo de avenidas torrenciales, a la vez que recargará el acuífero. Los académicos terminaron estudios empíricos, diseñaron un mapa didáctico y están elaborando un modelo matemático que indique los riesgos hídricos en la CRY. Aunque hubo cambio de autoridades en los tres niveles, las amenazas de inundaciones han permitido que se siga trabajando en la CRY, aunque no con el ritmo inicial.

A *mediano plazo*, los integrantes contemplan el proyecto ejecutivo de la construcción de una presa para almacenar el agua excedente y del cauce de alivio en la tercera toma para reducir el volumen de agua hacia la cabecera municipal; a la vez, se utilizarán los cuatro *jagüeyes* existentes para almacenar el agua y ofrecer riego a una zona semiárida que ahora sufre por sequía.

Un tema crucial sigue siendo el manejo de los desechos sólidos y líquidos, y el ayuntamiento y el gobierno del estado deberían terminar los colectores y hacer funcionar óptimamente la planta de tratamiento. La Conagua debería construir las presas derivadoras adicionales para reducir el impacto de las avenidas torrenciales y eliminar a los invasores de la CRY. Los ayuntamientos quedaron en desazolvar la cuenca, mejorar la recolección de basura y promover compostas y centros de acopio para evitar que la gente tire los desechos en

el río, tarea a la cual se sumaron los mercados municipales y algunos particulares, interesados en la agricultura orgánica. Los ejidatarios han programado la reconversión de ciertas áreas sembradas con caña de azúcar hacia cultivos de hortalizas orgánicas y continúan con la reforestación y las cercas vivas en los pastizales que proporcionan alimento, sombra y protección a los animales. La Conafor asumió el compromiso de trabajar con las comunidades de los Altos para reforestar masivamente la cabeza de la cuenca y con el ejército y la Policía Federal reducir la tala clandestina en manos del crimen organizado. Los académicos están trabajando en mapas de riesgo para los municipios expuestos y las escuelas participan en la educación ambiental, la creación de compostas y viveros escolares. En la próxima década, estas actividades deberían reducir los peligros socioambientales en toda la CRY. Al promover en escuelas y talleres la adaptación y resiliencia entre la población afectada por acontecimientos extremos, se están reduciendo los riesgos de perder su vida y sus bienes económicos. Esto significa preparar a toda la población ante posibles eventos hidrometeorológicos de modo que éstos no dañen el bienestar de la gente y, por lo contrario, permite una mejor inserción en la región.

A largo plazo, la conjunción de los esfuerzos de todos los sectores permitirá terminar la desviación en la toma tres y una presa llamada Morelos 1. El manejo integral de desechos sólidos y líquidos, el reciclamiento y la agricultura orgánica permitirán mejorar la alimentación regional. Un Centro de Educación Ambiental con un museo histórico-natural, nuevos empleos sustentables, vigilancia ciudadana en las áreas naturales protegidas, encadenamiento productivo y combate a la diabetes y malnutrición deberían mejorar las condiciones sociales, ambientales, económicas y políticas en la CRY, donde autoridades, empresarios y ciudadanos promuevan bienestar y la superación del miedo ante eventos extremos.

Un tema crucial de este proyecto es la evaluación en la primera fase, ya que los recursos gubernamentales habían escaseado, por lo que parte del programa de corto plazo no se pudo llevar a cabo. Además, en noviembre de 2014 inició la precampaña para elegir a las nuevas autoridades municipales, diputados locales y federales, por lo que el año entrante el trabajo en la CRY se reducirá aún más, aunque desastres nuevos pudieran presionar a las autoridades para actuar.

El rol de las autoridades muestra en el manejo de la reducción de desastres cierta falta de prevención, una limitada eficiencia y poco liderazgo (Villagrán *et al.*, 2013; Villagrán, 2006). La sociedad insiste en que la reforestación cuenca arriba es crucial, pero esta actividad no se ha organizado con los ciudadanos en viveros comunitarios, sino con empresas, el ejército y el gobierno estatal. Faltó negociar con ejidatarios y comuneros en las ANP y recolectar material genético en sus rodales. Ahora muchas de estas plantitas no sobreviven a las condiciones climáticas adversas, ya que el germoplasma no viene de las zonas donde se plantan.

El segundo problema está relacionado con la basura. A pesar de la educación de separar los desechos que se da en las escuelas y en muchos hogares, el municipio los revuelve cuando los recoge y ante la falta de un servicio regular, la gente sigue quemando la basura o la tira al río. Un tercer problema se vincula con la falta de comunicación, entrenamiento y talleres para que la población pudiera apoyar a las autoridades con el objetivo de mejorar las condiciones ambientales y reducir sus riesgos por desastres. Los entrevistados propusieron campañas concretas de limpiar y desazolvar la CRY, fumigar contra los mosquitos portadores del virus del dengue (*flavivirus* o *estegomia calopus*) y la mosca de la fruta (*Drosophila melanogaster*), mejorar el agua potable, el drenaje y las plantas de tratamiento, abrir brechas cortafuego y socializar más las actividades de protección civil. Sin embargo, las autoridades responsables no han retomado estas propuestas. La mayoría de los encuestados indica que las autoridades no cumplen con las tareas para las cuales fueron electas y que no todos los riesgos en la CRY se relacionan con eventos extremos ajenos al ser humano, sino que muchos peligros están directamente relacionados con la falta de prevención, el crimen organizado y la impunidad o el involucramiento de los policías en los delitos de secuestros, extorsiones y asesinatos.

Conclusiones

En síntesis, la experiencia mostró que confiar únicamente en la vía oficial significa actuar tardíamente ante eventos extremos y perder bienes materiales. En

2014, el permiso federal para desazolvar el río (Conagua), la maquinaria en manos del gobierno estatal y la gasolina y el operador que corre a cuenta del presidente municipal se logró sólo cuando el primer huracán estaba presente y el río estaba demasiado revuelto y profundo para introducir alguna maquinaria. Los subsecuentes eventos extremos durante ese año relacionados con El Niño no permitieron llevar a cabo otras actividades preventivas de azolve y varias colonias se inundaron hasta tres veces durante ese año. La presa derivadora que recibe la mayor cantidad de agua ya tenía al inicio de la época de lluvia un azolve de 2.5 m y, por lo mismo, no fue capaz de regular el flujo, además de que la basura acumulada en forma de diques en el río aumentó el peligro cuando el agua retenida rompía estos diques y se descargaba violentamente.

En la CRY existe además un emergencia compleja (USAID, 2013), donde eventos naturales se combinan con la violencia. La cuenca se caracteriza por registrar eventos hidrometeorológicos extremos, débil apoyo gubernamental, presencia del crimen organizado en actividades de venta de droga, narcotráfico, tala clandestina, secuestros, extorsión, trata de niñas y mujeres, así como homicidios. Aunque las condiciones naturales son difíciles, éstas se tornan en desastres cuando los procesos humanos y los criminales se suman a los eventos extremos. Crearon ingobernabilidad y sólo la intervención del ejército y el Mando Único de la policía estatal pudieran restablecer una tranquilidad precaria entre la población.

Para superar esta emergencia compleja, el proyecto diseñó un futuro deseable que represente una transición hacia la sustentabilidad en la CRY. Este proceso inició con un diagnóstico de los problemas más comunes existentes, donde se incluyó la inseguridad pública, la carencia socioeconómica y las amenazas por desastres y las condiciones climáticas cambiantes. Al involucrar a los ciudadanos de la cuenca en este diagnóstico, se diseñó un futuro particular que priorizó la igualdad social, el desarrollo económico, la equidad de género, la sustentabilidad ambiental, la participación política y la diversidad cultural. Las oportunidades esbozadas fueron negociadas entre los diferentes grupos y habitantes. A veces fueron apoyadas por el gobierno, a veces éste estaba en desacuerdo, pero la negociación paulatina permitió llegar a una agenda común que comprometía a todos. Los actores fueron definidos, las actividades precisadas en una arena sociopolítica y ambiental altamente compleja, donde el

deterioro de la seguridad pública y ambiental, aunado a los desastres, han obligado a las autoridades a repensar una agenda compartida que fuese capaz de reconstruir el tejido social y de apoyar los esfuerzos de resiliencia entre los grupos afectados por estas emergencias complejas.

Recomendaciones y lecciones aprendidas

Las lecciones aprendidas en este proceso socioambiental, político y cultural son complejas:

1. Definir paso por paso las acciones a tomar en cuenta.
2. Orientar a los actores y sus agendas hacia una sola dirección, donde se espera en un futuro próximo cambiar la arena de violencia y destrucción hacia una arena de sustentabilidad con equidad e igualdad.
3. Garantizar a los más marginales condiciones dignas de vida, donde ellos mismos pueden superar su doble vulnerabilidad.
4. Después del mapa de riesgo diseñado, ahora es necesario llevar a cabo las acciones colectivamente definidas.
5. Ante los impactos del cambio climático es necesario promover una mayor adaptación y resiliencia (IPCC, 2014), ya que el futuro es crecientemente más riesgoso, incierto, caótico y poco predecible (Beck, 1999, 2007).
6. Disminuir la violencia creada por el crimen organizado y reconstruir a nivel familiar y colonia el tejido social dañado.
7. Cooperar entre los tres niveles de gobierno y la sociedad organizada en un proyecto colectivamente negociado.
8. Asignar por parte del gobierno y las empresas los recursos financieros necesarios para llevar a cabo los proyectos definidos.
9. Evaluar con rigor los avances alcanzados y complementarlos con una educación ambiental en toda la Cuenca del Río Yautepec.
10. No perder el tiempo, ya que las condiciones socioambientales se están deteriorando rápidamente y consolidar el proyecto en manos de ciudadanos comprometidos con los habitantes de la CRY y el ambiente natural.

Referencias bibliográficas

- Arias, Dulce María, Óscar Dorado y Belinda Maldonado (2002), “Biodiversidad e importancia de la selva baja caducifolia: la reserva de la Biosfera de la Sierra de Huautla”, *Conabio, Biodiversitas*, núm. 45, pp. 7-12.
- Bazdresch, Carlos y Santiago Levy (1990), *El populismo y la política económica de México*, <<http://herzog.economia.unam.mx/lecturas/iniae4/u2l1.pdf>> (consultado el 5 de noviembre de 2014).
- Beck, Ulrich (2007), *Weltrisikogesellschaft auf dem Weg in eine andere Moderne*, Frankfurt, Surkamp.
- (1999), *World Risk Society*, Cambridge, Polity.
- Diez Nicolás, Juan (2004), *El dilema de la supervivencia. Los españoles ante el Medio Ambiente*, Madrid, Obra Social Caja Madrid.
- Duveen, Gerard (2001), “Representations, Identities and Resistance”, en Kay Deaux y Gina Philogén (eds.), *Representation of the Social*, Oxford, Blackwell Publishers, pp. 257-271.
- Duveen, Gerard (1997), “Psychological Development as a Social Process”, en Leslie Smith, Julie Dockerell y Peter Tomlinson (eds.), *Piaget, Vygotsky and Beyond*, Londres, Routledge.
- González Barrios, José Luis, Jean-Pierre Vandervaere, Luc Descroiz, Ignacio Sánchez Cohen, Eduardo Chávez Ramírez y Guillermo González Cervantes (2011), “Impacto del cambio de uso del suelo en la hidrodinámica superficial de una cuenca receptora de agua”, en Úrsula Oswald Spring (ed.), *Retos de la Investigación del agua en México*, Cuernavaca, CRIM/UNAM y Retac-Conacyt, pp. 105-113.
- Grin, John, Jan Rotmans y Johan Schot (2010), *Transition to Sustainable Development*, Nueva York, Routledge.
- y A. Loeber (2007), “Theories of Learning. Agency, structure and change”, en Frank Fischer, Gerard J. Miller y Mara Sydney (eds.), *Handbook of Public Policy Analysis. Theory, Politics, and Methods*, Nueva York, CRC Press.
- y Henk van de Graaf (1996), “Technology Assessment as Learning”, *Science, Technology and Human Values*, vol. 20, núm. 1, pp. 72-99.

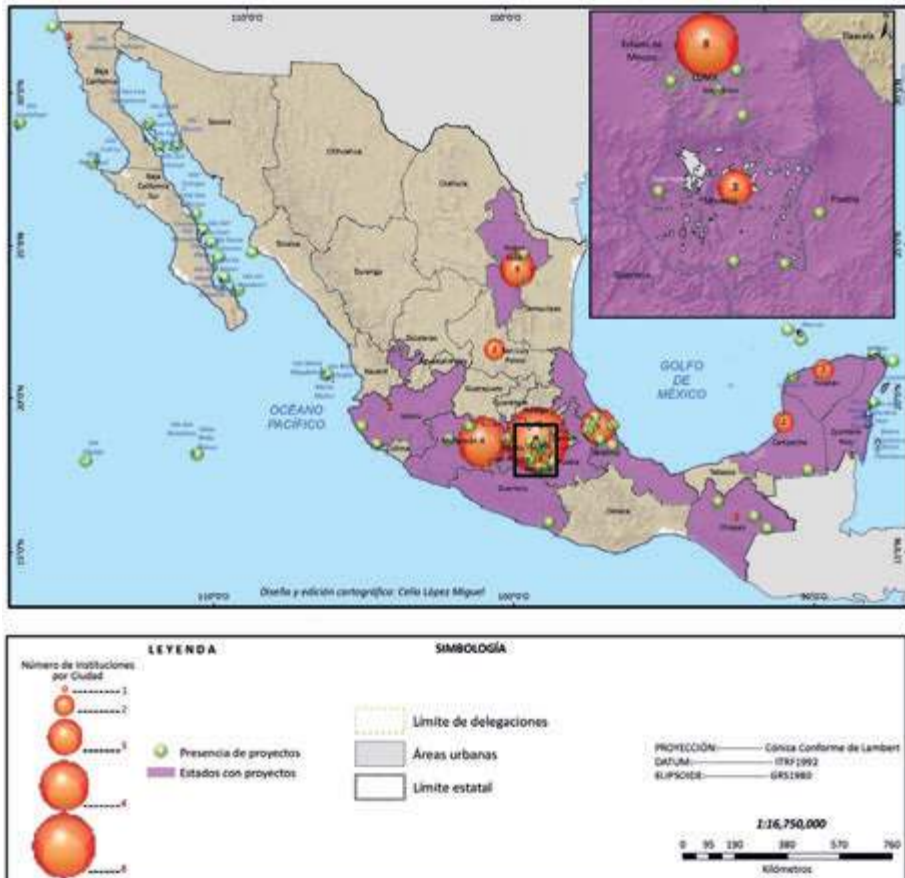
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2010), *Séptimo Censo General de Población y Vivienda 2010*, Aguascalientes, Inegi.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2014), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. IPCC Working Group II Contribution to AR5*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Madrid, Lucía, Juan Manuel Núñez, Gabriela Quiroz y Yosú Rodríguez (2009), “La propiedad social forestal en México”, *Investigación ambiental*, vol. 1, núm. 2, pp. 179-196.
- Maldonado, B., A. Ortiz y Ó. Dorado (2004), *Preparados galénicos e imágenes de Plantas Medicinales. Una alternativa para promotores de salud en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla*, Cuernavaca, Ceamish/UAEM.
- Moscovici, Serge (1973), “Prefacio”, en C. Herzlich y D. Graham (eds.), *Health and Illness. A Social Psychological Analysis*, Londres, Academic Press.
- y Gerard Duveen (2000) (eds.), *Social representations. Explorations in Social Psychology*, Londres, Polity Press.
- Municipio de Yauatepec y Sedesol (2012), *Atlas de riesgos naturales de Yauatepec, Morelos*, México, Prospectiva y Actualidad Analítica, A. C.
- Muñoz Villalobos, Jesús Arcadio, Miguel Agustín Velásquez Valle, Klaudia Oleschko Lutkova y Jaime de Jesús Velázquez García (2011), “Patrón estructural multiescalar de un suelo andosol y su dinámica en función del manejo”, en Úrsula Oswald Spring (ed.), *Retos de la investigación del agua en México*, Cuernavaca, CRIM/UNAM y Retac-Conacyt, pp. 151-163.
- Muñoz Villers, Lysette, Miguel Equihua Zamora, Conrado Tobón y Francisco Gutiérrez Mendieta (2011), “Efectos del uso del suelo en la hidrología de cuencas de montaña del centro oriente de México”, en Úrsula Oswald Spring (ed.), *Retos de la investigación del agua en México*, Cuernavaca, CRIM/UNAM y Retac-Conacyt, pp. 95-104.
- Oswald Spring, Úrsula (2013), “Dual Vulnerability among Female Household Heads”, *Acta Colombiana de Psicología*, vol. 16, núm. 2, pp. 19-30.
- , Serena Eréndira Serrano Oswald, Adriana Estrada Álvarez, Fátima Flores Palacios, Maribel Ríos Everardo, Hans Günter Brauch, Teresita Elisa Ruiz Pantoja, Carlos Lemus Ramírez, Adriana Estrada Villareal y Mónica Cruz (2014), *Vulnerabilidad social y género entre migrantes ambientales*, Cuernavaca, CRIM, DGAPA/UNAM.

- Oswald Spring, Úrsula y Fernando Jaramillo (2012), “Del Holoceno al Antropoceno: evolución del ambiente en Morelos”, en Horacio Crespo y Luis Gerardo Morales Moreno (eds.), *Historiografía de Morelos. Tierra, gente, tiempos del Sur*, Cuernavaca, Congreso del Estado de Morelos y UAEM, pp. 325-384.
- (1991), *Estrategias de supervivencia en la Ciudad de México*, Cuernavaca, CRIM/UNAM.
- Ramírez, Julio Sergio (2008), “El dilema de los tiempos difíciles: entre la supervivencia y la creación”, *Incae Business Review*, vol. 1, núm. 4, enero-abril, pp. 64-74.
- Ruiz Nápoles, Pablo (1998), “Populismo y neoliberalismo en México”, *Este País*, núm. 86, mayo.
- Rzedowski, J. (1973), “Geographical Relations of the Flora of Mexican Dry Regions”, en A. Graham (ed.), *Vegetation and Vegetation History of Northern Latin America*, Amsterdam, Elsevier, pp. 61-72.
- Serrano Oswald, Serena Eréndira (2010), “La construcción social y cultural de la maternidad en San Martín Tilcajete, Oaxaca”, tesis doctoral, Instituto de Antropología/UNAM.
- Seymour, Frances (1994), “Are Successful Communitarian Based Conservation Projects Designed or Discovered?”, en D. Western y M. Wright (eds.), *Natural Connections*, Washington, Island Press.
- Turner, John (1987), *Rediscovering the Social Group: A Self-categorization Theory*, Oxford, B. Blackwell.
- United States Agency for International Development [USAID] (2013), *South Sudan - Complex Emergency, Fact Sheet #6*, 30 de septiembre de 2013, <http://www.usaid.gov/sites/default/files/documents/1866/south_sudan_ce_fs06_09-30-2013.pdf> (consultado el 5 de noviembre de 2014).
- Villagrán de León, Juan Carlos (2006), *Vulnerability. A Conceptual and Methodological Review*, Bonn, UNU-EHS, Source 4.
- Villagrán de León, Juan Carlos, Inés Pruessner y Harold Breedlove (2013), “Alert and Warning Frameworks in the Context of Early Warning System. A comparative Review”, *Intersections UNU-EHS*, núm. 12.
- Wittmayer, Julia y J. Neuteboom (2011), “Working Paper. Exploring a Transition Movement in Healthcare: Practice, Theoretical Insights and Inspiring Examples”, Rotterdam, DRIFT Erasmus Universiteit Rotterdam.

Este libro presenta 21 experiencias de restauración en 9 ecosistemas localizados en 13 estados, principalmente en el centro y sur de la República mexicana (figura 1); adicionalmente, dos capítulos presentan propuestas para priorizar sitios de restauración nacional y regional y uno revisa la legislación asociada con la restauración. Los autores de estos proyectos están adscritos a 38 instituciones educativas, de gobierno, ONG o privadas establecidas en 13 estados de la República; cuatro autores pertenecen a instituciones establecidas fuera de México (España, Costa Rica, Perú y Alemania). Para 63% de los autores, su institución de adscripción se encuentra en el mismo estado que el lugar de proyecto; este hecho, junto con la distribución, muy al centro y sur de los proyectos de restauración (figura 1), hace evidente la importancia de descentralizar las instituciones en nuestro país.

Los estudios aquí compilados tuvieron un enfoque experimental, práctico o social: 55% de los estudios presentó un enfoque multidisciplinario abarcando aspectos prácticos, mientras que hicieron énfasis en el aspecto social de la restauración (figura 1). Los estudios enfocados en la práctica (restauración ecológica) y en los experimentos (ecología de la restauración) coinciden en los niveles de intervención: la intervención mínima, entendida como la acción de eliminar la fuente de perturbación para que comiencen los procesos naturales de recuperación, fue puesta a prueba en 20% de los proyectos, mientras que la intervención intermedia (remoción de especies exóticas, introducción de especies mediante siembra directa) se observó en 30% de los estudios. La intervención máxima, entendida como la introducción de especies por medio de plantaciones y su posterior manejo, se observó en la mayor parte de los proyectos (75%). Dado que las plantaciones de restauración son una estrategia

Figura 1
Localización de instituciones y proyectos de restauración



Fuente: elaborado por Celia López con base en imágenes de Inegi (2010).

muy usada, el desempeño de las especies en sitios degradados es un cocimiento imprescindible para comenzar acciones de restauración; en ese sentido, los autores insisten en que escuchemos a los dueños del conocimiento tradicional (por ejemplo, capítulos 8, 13, 15, 20), y que incluyamos su opinión en el diseño de los proyectos de restauración. En este contexto, los propietarios de los terrenos a restaurar también lo son del conocimiento para manejarlos y es necesario que sean incluidos en todas las fases del proyecto de restauración.

Conclusiones

Las escalas de los estudios aquí presentados van desde los experimentos en parcelas con distintos hábitats (35%), pasando por los estudios a nivel de cuenca (13%), paisaje (26%), reserva (9%), estado (4%) hasta llegar a los estudios a nivel de país (13%). La prevalencia de proyectos de restauración a pequeña escala está relacionada con el establecimiento de experimentos que necesitan ser monitoreados frecuentemente para avanzar en el conocimiento de la manipulación de los procesos naturales de recuperación. Sin embargo, la ecología de la restauración avanzaría con mayor rapidez si los proyectos públicos o privados que necesitan establecerse a gran escala son diseñados usando tratamientos contrastantes (“restauración experimental sistémica” *sensu* Howe y Martínez-Garza, 2014). Afortunadamente, los estudios a nivel de paisaje son los segundos más frecuentes y en ellos se puntualiza la importancia de generar una matriz más permeable para el movimiento de plantas y animales en los paisajes agropecuarios permanentes que caracterizan nuestro país. Por otra parte, aunque un bajo porcentaje de estudios fue realizado a nivel de reserva, 39% de los proyectos fue establecido dentro de reservas o zonas protegidas, mientras que el resto fue establecido en áreas privadas, lo que reafirma, una vez más, la dimensión social de la restauración en nuestro país.

En este libro no se incluyeron proyectos de restauración en arrecifes, bosques de macroalgas o praderas de pastos marinos. Sin embargo, hay evidencias de que al menos para los arrecifes, hay proyectos de restauración ecológica en proceso (Conabio, 2016). En la actualidad, pocos son los sitios con bosques de macroalgas que se encuentran bajo alguna categoría de protección, mientras que las praderas de pastos están desapareciendo de las zonas costeras del país debido a la deforestación y al cambio de uso de suelo en las partes altas de las cuencas. La deforestación provoca que grandes cantidades de materia orgánica y sedimento en suspensión lleguen al mar incrementando la turbidez, lo que disminuye el desarrollo de los pastos.

En términos de la legislación nacional, hace falta un marco jurídico robusto en materia de restauración; la revisión sobre el tema mostró que es indispensable eliminar la dispersión de las disposiciones jurídicas, completar las lagunas, armonizar los preceptos entre las leyes reglamentarias, expedir los reglamentos correspondientes y promulgar más normas oficiales mexicanas que ofrezcan los detalles técnicos de cómo hacer restauración. Sin embargo, varios autores

han insistido en que las actividades de restauración deben surgir y mantenerse desde la sociedad hacia el gobierno y no como tradicionalmente se ha realizado, desde el gobierno hacia la sociedad. Cuando las actividades de restauración comienzan desde el gobierno, muchas veces no duran, los habitantes no se apropian de ellas y, por lo general, producen distorsiones sociales negativas que afectan las acciones de restauración, como el clientelismo.

A pesar de que México aún no cuenta con un plan ni con un fondo nacional de restauración para proyectos de largo plazo y a grandes escalas, se puede reconocer por los trabajos presentados en este libro, que se han realizados avances importantes en la generación de conocimiento para restaurar los ecosistemas principales. En este contexto de pocos recursos financieros y grandes compromisos nacionales e internacionales, debemos reconocer que es necesario utilizar análisis jerárquicos a nivel del paisaje e instituciones para priorizar acciones, especies y sitios en los que sea necesario y factible restaurar. Por otra parte, es necesario considerar los contextos socioeconómicos particulares y priorizar la participación de la población local para asegurar el mantenimiento de los proyectos a largo plazo y la generación de beneficios sociales y económicos tangibles.

Los trabajos aquí compilados cubren una gran variedad de ecosistemas, escalas, plazos y niveles de intervención, por lo que este libro será de gran valor para la investigación y práctica de la restauración y, seguramente, podrá servir de consulta permanente para quienes inician la práctica de la restauración en México y aquellos que trabajan en la recuperación de ecosistemas.

Referencias bibliográficas

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], Programa de Restauración y Compensación Ambiental, <<http://www.conabio.gob.mx/institucion/restauracion/docts/restauracion.html>>.
- Howe, H. F. y C. Martínez-Garza (2014), "Restoration as Experiment", *Botanical Sciences*, vol. 92, pp. 459-468.

- A**bundancia: número total de individuos de una especie o especies que existen en un área, volumen, población o comunidad.
- Acción colectiva: se refiere a toda acción conjunta que persigue intereses comunes y que para conseguirlos desarrolla una o más prácticas de movilización concretas.
- Acolchado plástico: capa de material que se pone sobre el suelo para disminuir los efectos del impacto de la lluvia y reducir la evaporación.
- Acondicionamiento hídrico: hidratación y deshidratación controlada para provocar cambios bioquímicos en las semillas.
- Acuífero: estrato o formación geológica permeable que permite la circulación y almacenamiento del agua subterránea por sus poros o grietas.
- Agroecosistemas culturales: se pueden definir como nuevos agroecosistemas amigables con el medio ambiente, que combinan las bondades de los sistemas de cultivo tradicionales con la transferencia de nuevas tecnologías y la incorporación de especies nativas y criollas multipropósito, para promover la biodiversidad y la productividad al interior del agroecosistema.
- Apantles: canales de aproximadamente 1 metro y medio de ancho, con poco tránsito, que rodean las chinampas.
- Áreas de protección forestal: espacios boscosos colindantes a la zona federal y de influencia de nacimientos, corrientes, cursos y cuerpos de agua, o la faja de terreno inmediata a los cuerpos de propiedad particular en la extensión que fije la autoridad.
- Aridez edáfica: escasez de agua del suelo debida a estacionalidad, infiltración y poca retención de agua en las partículas de suelo.

Autosostenible: capacidad de mantenerse de manera independiente, sin ayuda externa.

Axolote: (*Ambystoma mexicanum*), del náhuatl axolotl, “fenómeno marino”, es un anfibio caudado (anfibio con cola), que ha tenido una gran influencia en la cultura mexicana y también en otros ámbitos, pues ha sido utilizado como alimento y para realizar investigaciones por las características morfológicas y fisiológicas que presenta, además, es endémico del Valle de México. Este anfibio, en ocasiones caníbal, tiene una apariencia de un renacuajo gigante, con patas y cola; se caracteriza por: sus tres pares de branquias, que salen desde la base de su cabeza y van hacia atrás; ojos pequeños; piel lisa; su extraordinaria capacidad para regenerarse; y sus patas, cuyos dedos son finos y puntiagudos, pero que no desarrollan uñas. La coloración del axolote es muy variable, ya que en estado silvestre la mayoría es café oscuro, con el dorso negro, mientras que en cautiverio la coloración va desde gris, café, verde pardo, anaranjado, hasta blanco con ojos negros, albino dorado, albino blanco o casi negro (https://es.wikipedia.org/wiki/Ambystoma_mexicanum).

Barbecho: técnica por la cual la tierra se deja sin sembrar o cultivar durante uno o varios ciclos vegetativos con el propósito de recuperar y almacenar materia orgánica y humedad, además de evitar patógenos esperando a que sus ciclos terminen sin poder volver a renovarse debido a la falta de hospederos disponibles (<https://es.wikipedia.org/wiki/Barbecho>).

Bentos: conjunto de organismos (comunidad) que viven en el fondo de un sistema acuático. Es la base de la cadena trófica de estos sistemas.

Bien y servicio ecosistémico (o ambiental): beneficio que las personas obtienen de los productos y procesos de los ecosistemas. Éstos incluyen los servicios de provisión de bienes básicos, servicios de regulación, servicios culturales y servicios de soporte. La definición de bien ambiental se ha usado como punto de partida para las negociaciones y la valoración, a pesar de la falta de una definición precisa para distinguir bienes sin valor en el mercado, bienes difusos, entre otros.

Biodiversidad (o diversidad biológica): diversidad de organismos que habitan en los diferentes ecosistemas y de procesos ecológicos de los que forman parte. Este concepto incluye la diversidad dentro cada especie (diversidad genética), la diversidad entre las especies y la diversidad de los ecosistemas; normalmente interactuamos con dos grandes tipos de ecosistemas: *a*) los naturales, como las selvas, los bosques, los manglares, los arrecifes y *b*) los ecosistemas modificados por los seres humanos, como los campos agrícolas, las plantaciones forestales, los sistemas de acuicultura y en cierta forma también los centros urbanos. Dichos ecosistemas, junto con las especies que los constituyen y su variación genética, es a lo que llamamos biodiversidad; se ha utilizado también como sinónimo de “capital natural”.

Cajeteo: una actividad que se realiza con la introducción de una plántula de árbol en el campo, primero se quita la maleza y luego se acondiciona espacio para la filtración del agua durante la lluvia o para depositar el agua al regarlos.

Capital natural: conjunto de ecosistemas y los organismos que habitan en ellos (plantas, animales, hongos y microorganismos) que producen bienes y servicios ambientales indispensables para el bienestar social y el mantenimiento de la vida como la conocemos.

Cárcavas: zanja grande que suelen hacer las avenidas de agua.

Cárstico: se le conoce a una forma de relieve originada por meteorización química de determinadas rocas, como caliza, dolomía, yeso, compuesta por minerales solubles en agua.

Cenote: dolina inundada de origen cárstico, existiendo de varios tipos: abiertos, semi-abiertos, subterráneos o en grutas.

Cepellón: pella de tierra que se deja adherida a las raíces de los vegetales para trasplantarlos (http://www.infoagro.com/diccionario_agricola/traducir.asp?i=1&id=463).

Chikungunya: es una enfermedad vírica transmitida al ser humano por mosquitos infectados. Además de fiebre y fuertes dolores articulares, produce otros síntomas, tales como dolores musculares, dolores de cabeza, náuseas, cansancio y erupciones cutáneas.

- Chinampa: agroecosistema de origen prehispánico edificado de forma artificial, en la actualidad embebido principalmente en la zona lacustre de Xochimilco y Tláhuac. Al ser islotes, originalmente no requerían de irrigación ya que ésta se llevaba a cabo por infiltración, lo cual permitía albergar un sistema de producción tradicional altamente productivo.
- Chinampería: método de producción intensiva tradicional de origen prehispánico que utiliza insumos naturales en lugar de fertilizantes químicos.
- Ciénaga: zona de tierras, generalmente planas, cuya superficie se inunda de manera permanente o intermitente.
- Combustible forestal: toda la materia orgánica presente en un ecosistema forestal (compuesta principalmente por la biomasa de plantas y sus restos) que puede mantener un proceso de combustión en los bosques, selvas, matorrales, entre otros.
- Competencias: facultad o atribución jurídica que tienen, de manera diferenciada, los tres órganos de gobierno para tomar decisiones y emitir resoluciones en su respectivo espacio de actuación.
- Complejo siderúrgico: espacio que agrupa todos los procesos de transformación del acero, desde el mineral de hierro hasta el producto final.
- Complementariedad: grado de disimilitud en la composición de especies entre dos áreas.
- Comportamiento del fuego: es la dirección, intensidad y velocidad de propagación que presenta un incendio forestal sobre cierto complejo de combustibles.
- Comunidad sintética: estrategia de regeneración asistida con grupos de especies seleccionadas y plantadas para promover la facilitación entre ellas.
- Concurrencia: Característica propia del Estado mexicano, en el cual se distribuye el ejercicio del poder público en los tres órdenes de gobierno (federal, estatal y municipal).
- Conductividad estomática: variable para evaluar el estado hídrico de la planta, a través del grado de apertura de los estomas.

- Conectividad:** grado de movimiento de las especies y el mantenimiento de procesos en los ecosistemas en el ámbito regional. Hay dos tipos de conectividad: *a*) estructural (conectividad de ecosistemas), que identifica la continuidad entre los ecosistemas, y *b*) funcional (conectividad de paisaje), que verifica el movimiento de las especies y el mantenimiento de los procesos. En los paisajes fragmentados, la conectividad se reduce drásticamente para muchas especies y la viabilidad de sus poblaciones queda comprometida. La conectividad se considera clave para fomentar la persistencia y variabilidad genética de las poblaciones de flora y fauna, contribuye a mitigar los efectos negativos de la fragmentación de los hábitats y facilita la adaptación de las especies en los desplazamientos a áreas óptimas de su distribución ante cambios en el clima y del uso del suelo, entre otros factores (<http://www.biodiversidad.gob.mx/corredor/cbmm/conectividad.html>).
- Conocimiento local:** es la colección de hechos mediante los cuales se genera el conocimiento, almacena, aplica y se transmite a los demás. Se refiere a todo el sistema de conceptos, creencias y percepciones que las personas tienen sobre el mundo que les rodea. Esto incluye la forma en que las personas observan y miden su entorno, cómo se resuelven problemas y cotejan y validan la nueva información.
- Co-manejo adaptativo:** se trata de actuar para mejorar un proyecto con base en los resultados del monitoreo hecho por investigadores y por la población local. Si las acciones del proyecto no logran los resultados esperados por todos los involucrados, es porque sus supuestos estaban errados, sus acciones mal ejecutadas, las condiciones en el sitio del proyecto cambiaron, su monitoreo tenía algunas fallas – o una combinación de estos problemas. La adaptación involucra cambiar los supuestos y las intervenciones para responder a la nueva información obtenida a través del monitoreo (http://sanctuaries.noaa.gov/management/pdfs/Day6_H10_AdaptMgmt_esp.pdf).
- Control:** mantenimiento de una población de determinada especie exótica invasora dentro de ciertos niveles o debajo de un umbral (en términos de número de individuos y su área de distribución), dentro del cual

el impacto negativo sobre los recursos naturales o en particular de las especies nativas es prácticamente eliminado, tolerable o aceptable.

Corredor biológico: espacio geográfico delimitado que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats, ya sea naturales o modificados, y asegura el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos ecológicos y evolutivos (<http://www.biodiversidad.gob.mx/corredor/corredoresbio.html>). En particular, el Corredor Biológico Mesoamericano en México (CBMM) puede ser descrito como un conjunto de espacios territoriales de consenso y armonización de políticas públicas en torno de la conservación de la biodiversidad y el bienestar social de sus pobladores.

Criterios de regulación ecológica: elementos a considerar en la formulación de un ordenamiento ecológico territorial que orientan las acciones de preservación y restauración del equilibrio ecológico, el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales y la protección al ambiente. La LGEEPA, en su Artículo 19, determina qué criterios deben estar considerados.

Cultivo en callejones: es la siembra de cultivos anuales en los espacios entre líneas de árboles, los cuales son generalmente de crecimiento rápido y fijadores de nitrógeno, que son podados a intervalos regulares para evitar competencia con los cultivos, proveen biomasa que suple nutrientes a los cultivos y suprime el crecimiento de las malezas (<http://es.slideshare.net/elvisgualotuna/sistemas-agroforestales-1727007>).

Degradación: cambio en las condiciones ambientales o en el estado de un ecosistema que representa una alteración negativa de su composición, estructura y dinámica, que afecta su integridad y persistencia. Esto ocurre tanto por la pérdida de componentes (*i. e.* cobertura, biomasa, especies, erosión del suelo) como por la adición de elementos que alteran el funcionamiento del sistema (por ejemplo invasión de especies exóticas que desplazan a las nativas, eutrofización en un ecosistema acuático, acumulación de sustancias tóxicas en el aire, el agua o el suelo). Desde una perspectiva social, la degradación

implica la disminución de la capacidad del ecosistema de proveer servicios ambientales, pérdidas económicas (reducción de las existencias, calidad o valor de recursos como la madera o el agua), daños a la salud humana, disminución del atractivo o valor estético de un paisaje, por ejemplo. La definición de degradación depende de criterios (elementos de juicio) explícitos para calificar de degradada una condición determinada del ambiente o de un ecosistema. Una perturbación no implica necesariamente degradación.

Disturbio: un evento cualquiera relativamente discreto en el tiempo que modifica la estructura, el ambiente físico o la disponibilidad de sustrato o recursos de un ecosistema, comunidad o población. Es el suceso puntual que origina o desencadena una perturbación. Puede ser causado por distintos agentes naturales o antropogénicos. Por ejemplo, un huracán, un deslizamiento de suelo, un incendio o un desmonte.

Dunas costeras: acumulaciones de arena como resultado de la acción del viento. Las dunas costeras tienen muchas formas y tamaños, por lo que pueden tener alturas desde 0.5 hasta 100 m de altura. Se encuentran en las costas de los mares, de los lagos y orillas de ríos.

Diversidad: medida del número de especies y su abundancia relativa en una comunidad; una baja diversidad se refiere a pocas especies o abundancias desiguales; una alta diversidad se refiere a muchas especies o abundancias iguales.

Diversidad alfa: el número promedio de especies en una unidad paisajística o en un hábitat determinado a una escala local.

Diversidad beta: riqueza de especies en una región geográfica específica; diversidad regional, medida de la tasa y extensión del cambio en las especies a lo largo de un gradiente o de un hábitat a otro.

Dunas frontales: dunas que se forman en el fondo de la playa como resultado de la acumulación de la arena alrededor de diferentes objetos. Su orientación es paralela a la línea de costa, por lo que tienen una forma lineal.

Ecología de la Restauración: rama de la ecología que da las bases teóricas y científicas a la práctica de restaurar ecosistemas o restauración ecológica.

- Ecología del fuego: el estudio científico del papel del fuego en los patrones y procesos ecológicos.
- Ecología funcional: el estudio de los rasgos de las especies en mecanismos y procesos de los ecosistemas.
- Ecología forense: identificación de las causas del deterioro o muerte del ecosistema, determinando las características a restaurar, a nivel de paisaje o parcela.
- Ecosistema: es una unidad de estudio de la ecología; un sistema que corresponde al nivel de organización en el cual diferentes especies de plantas, animales, hongos y microorganismos interactúan entre sí y con los factores abióticos (radiación solar, agua, roca y minerales, aire) de su entorno a través de flujos de energía, materiales e información.
- Ectomicorriza: tipo de micorriza encontrada en plantas angiospermas y gimnospermas se distingue porque el micelio del hongo al invadir la raíz forma un manto o vaina sobre ella, el hongo se introduce entre los espacios intersticiales de las células, es decir, no perfora la pared para penetrar a la célula vegetal, sino intercelularmente forma un sistema llamado red de Hartig, que es justo la red laberíntica del hongo donde se lleva principalmente la transferencia de nutrientes. De manera que en la ectomicorriza, la raíz de la planta se percibe como un hinchamiento al estar cubierta por el micelio de los macrohongos, según las especies involucradas producen tal estructura que por la forma, textura y color que adquieren se ha denominado morfotipo.
- Erradicación: remoción permanente de la población entera de una especie exótica invasora dentro de un área específica.
- Especialista: especie que tiene un área de hábitat muy estrecho, lo mismo que de preferencia de comida.
- Especie endémica: propia de la región a que pertenece; aquella cuyo ámbito de distribución natural se encuentra restringida a una región geográfica particular.
- Especie exótica invasora: es aquella especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitat y ecosistemas

naturales y que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública.

Especies facilitadoras: son aquellas plantas que pueden beneficiar directamente a otra a través de: mejorar características ambientales extremas (salinidad, temperatura), modificando el sustrato o aumentando la disponibilidad de un recurso, actuando mediante la eliminación de competidores potenciales.

Especies intermedias: las especies que se establecen en áreas perturbadas después de que ya fueron colonizadas por especies pioneras.

Especies multipropósito: son todas aquellas especies utilizadas a lo largo del mundo, gracias a sus características y capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos, así como ayudar al bienestar social. En su mayoría, son especies arbóreas fijadoras de nitrógeno que pueden ofrecer diversos bienes como frutos, forraje, hojarasca y leña, así como servicios ecosistémicos, como ciclaje de nutrientes, control de la erosión, infiltración de agua, entre otros.

Especies pioneras: son las primeras especies resistentes que inician la colonización de un sitio como la primera etapa de una sucesión ecológica. Es decir, son las primeras especies que invaden o colonizan un hábitat altamente degradado.

Especie sombrilla: Especie de amplio rango de distribución, cuya conservación protege indirectamente la conservación de otras especies circundantes.

Esquemas agroambientales: estos sistemas consisten en la restauración de los bosques ribereños y de estanques, apoyo a los sistemas tradicionales de cultivos y el uso de especies nativas, la restauración de los pastos y el aumento de la provisión de alimentos para los animales silvestres, entre otros. Su principal objetivo es reparar algunos de los daños ambientales causados por la intensificación de la agricultura y asegurar una sustentabilidad futura en la agricultura con medidas direccionadas, así como mejorar las condiciones para la vida silvestre y los servicios ambientales aumentando la permeabilidad de los fragmentos.

Estacas vegetativas: es un fragmento de tallo con yemas (o esqueje) de consistencia leñosa que se separa de un árbol o de un arbusto y se introduce en el suelo o en un sustrato para que arraigue en él y forme una nueva planta. Las estacas, por consiguiente, son un medio para la propagación vegetativa o asexual de muchas variedades y especies arbóreas y arbustivas ([https://es.wikipedia.org/wiki/Estaca_\(bot%C3%A1nica\)](https://es.wikipedia.org/wiki/Estaca_(bot%C3%A1nica))).

Estado base: condición en la que se habrían hallado los hábitats, los ecosistemas, los elementos o recursos naturales, las relaciones de interacción y los servicios ambientales, en el momento previo inmediato a un daño ocasionado.

Estados de intemperización: cambios de demolición y degradación de la roca ante factores abióticos.

Etnobotánica: ciencia que trata las relaciones recíprocas entre los humanos y su entorno vegetal.

Fitosociología: ciencia que estudia las comunidades vegetales, sus relaciones con el medio y con los procesos temporales que las modifican (<http://biogeografia.net.au.net/fitosocio.html>).

Fonden: el Fondo de Desastres Naturales de México (Fonden) fue establecido a finales de los años noventa como un mecanismo presupuestario para apoyar de manera eficaz y oportuna a la rehabilitación de la infraestructura federal y estatal afectada por desastres naturales.

Frecuencia de incendios: es la probabilidad de incendios en un área por unidad de tiempo o número de incendios por unidad de área y tiempo. Se relaciona con el intervalo de retorno de incendios y la rotación de incendios.

Fundo legal: franjas con vegetación madura de hasta 2 km de anchura que circundan los poblados mayas.

Herbívoro: animal que se alimenta de plantas, o de algunas partes de ellas, en especial los que comen hojas y tallos.

Heterogeneidad ambiental: segmentos físicos o temporales del ambiente. La heterogeneidad existe en todas las escalas; dentro de comunidades naturales, desde diferencia de hábitats tales entre la parte superior

e inferior de una hoja, hasta los segmentos de hábitat creados por la caída de árboles dentro de un bosque o las diferentes etapas de una sucesión.

Hidrogel: sustrato coloidal que adsorbe agua.

Incendio forestal: la propagación libre y sin control del fuego en las áreas forestales.

Incentivos económicos: estímulo que induce a una persona al cumplimiento de los objetivos de la política ambiental, buscando promover un cambio en la conducta de las personas para que sus intereses sean compatibles con los intereses colectivos de desarrollo sustentable.

Integridad ecológica: la estructura, composición y funcionamiento de un ecosistema que permiten su operación dentro de los límites de variación natural actual e histórica.

Intensidad de incendios: fuerza física de los eventos, medida como la cantidad total de energía liberada en forma de calor y luz en las diferentes fases de la combustión. Comúnmente se usa la intensidad de la línea de fuego como indicador, medida en kilowats por metro de la línea de fuego en el frente de un incendio; puede ser inferida a partir de la longitud de las llamas.

Interacción: acción mutua de un organismo respecto de otro y viceversa, puede ser negativa como depredación y parasitismo, o positiva como comensalismo y mutualismo.

Intervalo de retorno de incendios: periodo (años) entre incendios sucesivos.

Investigación participativa: es un método que involucra a los beneficiados de ésta en la producción de conocimientos. Este método implica un proceso de aprendizaje (<http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/IDEA/2007225/lecciones/capitulo2/10-herramientasmetodologicas10.htm>).

Jagüey: también conocidos como ollas de agua, cajas de agua, aljibes, trampas de agua o bordos de agua, son depresiones sobre el terreno, que permiten almacenar agua proveniente de escurrimientos superficiales. Jagüey es un vocablo taíno que significa balsa, zanja o pozo lleno de agua, en el

que abrevia el ganado (<http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Documents/fichasCOUSSA/Ollas%20de%20agua.pdf>).

Lepidóptero: los lepidópteros, comúnmente conocidos como mariposas, son un grupo de insectos caracterizados por tener dos pares de alas membranosas, que al igual que el cuerpo, están cubiertas por finas escamas. Es característico su ciclo vital en el que sufren una metamorfosis completa que consiste en cuatro estadios (huevo, larva, pupa y adulto).

Lineamientos y estrategias ecológicas: meta o enunciado general que refleja el estado deseable de una unidad de gestión ambiental, ya sea a través de acciones para la preservación, protección, restauración y/o aprovechamiento sustentable de los recursos naturales. Por lo general incorporan objetivos y criterios de regulación relacionados con conflictos ambientales, aspectos sociales y actividades productivas del sitio.

Lluvia de semillas: las semillas de todas las especies que caen en un sitio mediante eventos de dispersión biótica o abiótica.

Mecanismo de compensación: instrumento de indemnización para reparar los daños al ambiente ocasionados por personas físicas o morales generando una mejora ambiental, sustitutiva de la reparación total o parcial del daño, y equivalente a los efectos adversos ocasionados.

Micorriza: asociaciones benéficas entre hongos y raíces de plantas en el suelo. una asociación de intercambio benéfico para ambos organismos, el hongo obtiene carbohidratos y otras sustancias orgánicas resultantes de la fotosíntesis efectuada por la planta, mientras que ésta obtiene agua, fósforo, potasio y nitrógeno, entre otros, así como protección contra patógenos, además de extender su superficie de absorción por las redes miceliales bajo el suelo.

Milpa: sistema de policultivo tradicional que data de la época prehispánica, e involucra la siembra de maíz, generalmente acompañado de varios tipos de frijoles, calabazas y otros cultivos criollos, así como una serie de plantas arvenses toleradas por sus usos comestibles y/o

medicinales. En Mesoamérica, este sistema es la base de sustancia para un gran número de comunidades rurales y un reservorio importante de agrobiodiversidad.

Modelos de estados y transiciones: los modelos de estados y transiciones se basan en el principio de que algunos ecosistemas no siguen trayectorias de cambio lineales y continuas como predicen los modelos sucesionales. Los modelos de estados y transiciones se basan en la teoría de no-equilibrio y, por tanto, establecen que un ecosistema puede encontrarse en una serie de estados (definidos por la composición de la comunidad) que son estables hasta que un disturbio de suficiente intensidad hace que crucen un umbral que los lleva a una nueva composición de la comunidad.

Modos de vida: conjunto de actividades realizadas por las unidades sociales domésticas, así como sus principales determinantes biofísicos, sociales y económicos que definen el día a día de las personas para alcanzar sus propósitos a futuro.

Nártico: región fitogeográfica que incluye la mayor parte de Norteamérica, incluyendo Groenlandia, y la zona norte de México.

Neotropical: región fitogeográfica que incluye casi toda América del sur, Centroamérica, Antillas una parte de Estados Unidos (Florida) y el centro y sur de México.

Normas Oficiales Mexicanas (NOM): regulaciones técnicas de observancia obligatoria expedidas por las dependencias de la Administración Pública Federal, que establecen reglas, especificaciones, atributos, directrices, características o prescripciones aplicables a un producto, proceso, instalación, sistema, actividad, servicio o método de producción u operación, así como aquellas relativas a terminología, simbología, embalaje, marcado o etiquetado y las que se refieran a su cumplimiento o aplicación.

Opérculo: estructura de las semillas a modo de tapa.

- P**aisaje: es un área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que se repiten a todo lo largo y ancho en formas similares.
- Peligro de incendio: se refiere al comportamiento potencial del fuego, su efecto o severidad potencial y su resistencia al control, determinado principalmente por las propiedades físicas de los combustibles.
- Perturbación: cambio en el estado o conducta de un sistema; por ejemplo, un cambio en la composición de especies y la estructura de la vegetación después de un incendio u otro tipo de disturbio. Es parte de la dinámica de los ecosistemas y en ecología no debe dársele una connotación negativa al término (erróneamente se confunde con degradación o deterioro).
- Planeación sistemática para la conservación: procedimiento metodológico de la conservación que utiliza protocolos específicos para identificar áreas prioritarias y desvincularlas de los procesos que amenazan su permanencia a través de acciones de conservación.
- Plantación de restauración: plantación forestal con especies de alto desempeño en condiciones degradadas. El desarrollo de la plantación modifica las condiciones microambientales adversas y crea un hábitat más apto para la sucesión forestal.
- Plantaciones experimentales: acción de poner plantas de diferentes especies para probar interacciones ecológicas.
- Política pública: conjunto (secuencia, sistema, ciclo, espiral) de acciones intencionales para cumplir con objetivos considerados de valor para la sociedad y causales consideradas idóneas y eficaces para alcanzar el objetivo o resolver un problema. Se refiere también al conjunto de acciones que son llevadas a cabo por actores gubernamentales o por éstos en asociación con actores sociales (económicos, civiles).
- Popal: humedal herbáceo de hojas anchas.
- Procesos ecológicos: mezcla compleja de interacciones entre animales, plantas y su ambiente que garantiza el completo y adecuado mantenimiento de toda la biodiversidad de un ecosistema. Éstos incluyen, entre otros, dinámicas de poblaciones predatoras y presa, polinización y dispersión de semillas, ciclos de nutrientes, migraciones y dispersión.

Propagación vegetativa: método de reproducción asexual de una planta mediante la siembra de una parta. En el caso de los árboles se suele propagar a partir de ramas lenificadas relativamente jóvenes.

Propágulo: estructura sexual (fruto o semilla) o asexual (ramas, raíces) que permiten la producción de nuevos individuos.

Raíces adventicias: estructura que no proviene de la radícula del embrión.

Regeneración de avanzada: árboles juveniles de más de 30 cm de altura.

Régimen de incendios: la amplitud de variación en los eventos de incendio que influyen en la dinámica de un ecosistema en el espacio y el tiempo. Se caracterizan por la frecuencia, intervalo de retorno y rotación de los eventos de incendio, su estacionalidad, magnitud (intensidad, severidad y extensión) y la sinergia con otros agentes de perturbación (por ejemplo, con huracanes o con el ataque de insectos parásitos que al dañar o matar plantas aumentan la carga de combustibles). Es importante enfatizar que un régimen de incendios se caracteriza por el rango de variación y no sólo por condiciones promedio. El régimen histórico es el que ha existido por un periodo largo de tiempo, del orden de cientos de años; un régimen alterado es aquel que se aparta en sus atributos del régimen histórico; un régimen manejado es aquel en el cual sus atributos han sido deliberadamente modificados a través de intervenciones de manejo con un propósito determinado.

Rehabilitación: se refiere a las acciones para asistir en la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado o destruido. Sin embargo, a diferencia de la restauración, aunque se regrese a un estado cercano al original, el ecosistema está tan degradado que ya no es posible que se recupere la integridad y estructura originales, de manera que son necesarias actividades constantes para su manutención. En este caso, los ecosistemas rehabilitados no son autosostenibles.

Rehabilitación funcional: proceso de recuperar alguna función ecológica de un ecosistema degradado. Por ejemplo, la recuperación de la fertilidad del suelo para propósitos productivos resulta en ciertos contextos más viable, legítimo e incluyente que favorecen la organización y

cohesión social, al tiempo que permiten la permanencia de algunas especies.

Relación de equivalencia de la tierra (RET): la RET se calcula como la suma de los rendimientos relativos de cada especie según la fórmula $RET = (RCA/RCM) + (RAA/RAM)$, donde RCA representa el rendimiento del cultivo (kg/ha) asociado con el árbol, RCM el rendimiento del cultivo en monocultivo (kg/ha), RAA el volumen del árbol (m^3) asociado y RAM volumen del árbol en monocultivo (m^3). Un valor de RET mayor que uno indica una ventaja del sistema asociado en comparación con el monocultivo.

Resiliente: capacidad de un cuerpo de regresar a su estado original después de un evento que lo modifica.

Restauración activa: busca incrementar la diversidad florística mediante la siembra de nuevas especies, cuyos individuos se han obtenido a partir de la recolección de semillas y propágulos, su siembra en vivero y posterior plantación en la reserva. También puede ser llamada de reforestación o implantación.

Restauración del paisaje forestal: proceso de restauración ecológica de los fragmentos forestales degradados interrelacionados con otras unidades del paisaje, con el objetivo de recuperar la composición, estructura y función del sistema forestal, al mismo tiempo que permita actividades productivas para el bienestar humano.

Restauración ecológica: es el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido dañado o destruido.

Restauración hidrológica: conjunto de acciones que buscan el restablecimiento de las características hidrológicas de un sitio impactado.

Restauración pasiva: consiste en detener el disturbio y permitir que la regeneración natural recupere un sitio. Conlleva un monitoreo del proceso de recuperación.

Restauración productiva: se refiere a la restauración de algunos elementos de la estructura y función del ecosistema original, junto con una productividad de la tierra de manera sustentable, utilizando técnicas agroforestales y agroecológicas con el objetivo de ofrecer productos que

generen bienes económicos a la población local (http://scifunam.fisica.unam.mx/mir/el/2013_libroRestauracion.pdf).

Riesgo de incendio: probabilidad de que se inicie un incendio, relacionada con las causas naturales o humanas y condiciones meteorológicas favorables a la propagación del fuego.

Riqueza de especies: el número de especies de una muestra determinada, comunidad, biomasa o hábitats.

Rotación de incendios: el tiempo (años) en que toda un área determinada se ha quemado por diferentes incendios.

Sedimento: depósito o acumulación de materiales arrastrados mecánicamente por las aguas o el viento.

Semilla exhumada: aquella sometida a enterramiento en el suelo por un periodo.

Semilla ortodoxa: tiene bajo contenido de agua, mantiene su capacidad de germinar por tiempo prolongado.

Semilla recalcitrante: tiene mayor contenido de agua, pierde su capacidad de germinar en poco tiempo.

Servidumbre ecológica: acuerdo entre propietarios en el cual se acepta de manera voluntaria limitar el uso de una parte o la totalidad de su predio llamado predio sirviente, a favor de cualquier persona natural o jurídica para los fines de conservación y protección de los recursos naturales y la biodiversidad.

Severidad de los incendios: magnitud del efecto del fuego que puede ser medida en términos de la reducción en el porcentaje de cobertura vegetal o de área basal de árboles, el grado de consumo de combustibles o biomasa, o por la mortalidad de plantas.

Sistema socioambiental: conjunto de condiciones del ambiente físico, económico y cultural en donde la gente vive y realiza sus actividades productivas que les permiten la reproducción social de las unidades domésticas en íntima relación con el ecosistema natural.

Solución osmótica: infusión con propiedades coligativas.

Sucesión: es el proceso de cambio direccional, pero no determinista, que sufren los ecosistemas y que se caracteriza por un reemplazo de especies a lo largo del tiempo.

Sucesión detenida: la sucesión detenida es un estado en el que no hay cambios apreciables en la composición biótica de un ecosistema, lo que se puede deber a diversos factores, tanto bióticos como abióticos. Estos factores, o barreras, en ocasiones pueden ser superados a través de la intervención directa, por ejemplo al reducir la densidad de una especie invasora o al mejorar condiciones físicas del medio para facilitar el establecimiento de especies vegetales.

Sucesión secundaria: sucesión ecológica que resulta de la agricultura y de otras actividades del hombre, o que aparece después de la destrucción de toda o parte de una comunidad anterior.

Supervivencia: proporción de plantas vivas en relación con las plantas plantadas.

Sustentabilidad compartida: es la responsabilidad compartida en el desarrollo sustentable. Implica lograr una verdadera aplicación de programas de desarrollo en los cuales los actores principales como el gobierno, empresarios y sociedad deberán tomar sus responsabilidades respectivas en las acciones que conllevan a un desarrollo equitativo y sustentable de la región, en los cuales deberá tomarse en cuenta no sólo las necesidades de la población humana, sino las de todo ser vivo perteneciente a cada ecosistema que conviven y sostienen al mismo.

Terrenos preferentemente forestales: sitios que aún sin estar cubiertos por vegetación forestal, por sus condiciones de clima, suelo y topografía, resultan aptos para el uso forestal en relación con otros usos alternativos.

Territorio insular mexicano: es el término genérico utilizado para reconocer a los elementos insulares que forman parte del territorio nacional: islas, islotes, arrecifes, cayos y rocas que se encuentran en la zona marina y costera del país.

Tolche: franjas de vegetación arbórea con 20 m de ancho a lo largo de caminos y cuerpos de agua, así como alrededor de los apiarios, milpas y poblados.

- Trajinera:** embarcación típicamente elaborada de madera con propulsión manual (remo en forma de garrocha) que el gremio turístico utiliza para transportar lentamente de 10 a 20 personas por los canales de Xochimilco.
- Traspatio o huerto mixto:** sistemas agroforestales distribuidos en todo el mundo, donde se encuentran especies arbóreas, arbustivas y herbáceas de uso múltiple en íntima relación con los animales domésticos. Estos sistemas se ubican alrededor de las casas y bajo el manejo familiar
- Tratados internacionales:** acuerdo internacional celebrado por escrito entre Estados y regido por el derecho internacional. En el marco jurídico mexicano, los convenios y tratados internacionales se ubican jerárquicamente por debajo de la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos*.
- Tutores:** son palos, cañas o estacas cerca de las plantas para que puedan crecer en forma vertical y no tumbadas sobre el suelo, dañándose al ser pisadas, así también se ahorra espacio en el huerto. Es una práctica imprescindible para mantener la planta erguida, ya que algunos tallos se parten con facilidad (<http://www.ecoagricultor.com/el-tutorado-de-las-plantas-en-el-huerto/>).

Vedas: instrumentos de regulación para el aprovechamiento de la flora y fauna silvestres en zonas reglamentadas, que tienen como finalidad la preservación, repoblación, propagación, distribución, aclimatación o refugio de especímenes. Dichos instrumentos deben publicarse en el órgano oficial de difusión del sitio donde se ubique el área vedada.

La primera edición de
Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas
de Eliane Ceccon y Cristina Martínez-Garza,
editada por el Centro Regional
de Investigaciones Multidisciplinarias
de la Universidad Nacional Autónoma de México,
la Universidad Autónoma del Estado de Morelos
y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
se terminó de imprimir el 13 de julio de 2016
en los talleres de Editorial Color, S.A. de C.V.,
ubicados en Naranjo 96 bis, colonia Santa María La Ribera,
delegación Cuauhtémoc, 06400, Ciudad de México.
El tiraje consta de 1000 ejemplares
en papel cultural ahuesado de 90 gramos los interiores,
y en cartulina sulfatada de 14 puntos los forros;
tipo de impresión: offset;
encuadernación en rústica, cosida y pegada.
En la composición se utilizó la familia tipográfica
Arno Pro de 9, 10 y 11 pts. y Birch Std de 10, 12, 16 y 24 pts.
Corrección de originales: Adriana Guerrero Tinoco;
diseño tipográfico, diagramación y formación:
Irma G. González Béjar.
El cuidado de la edición estuvo a cargo
del Departamento de Publicaciones del CRIM/UNAM.

✿ Esta obra fue impresa empleando criterios amigables
con el ambiente, utilizando materiales con fibras recicladas,
naturales no derivadas de madera, libres de cloro, barnices
y laminados plásticos, y con ahorro de tintas ✿

