

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS de las Selvas y Bosques Costeros de Veracruz

Patricia Moreno-Casasola

EDITOR



A photograph of a tropical forest. In the foreground, a stream flows through the center, its water reflecting the surrounding greenery. Large, thick tree roots, likely from a mangrove or similar species, are prominent on the right side, extending into the water. The background is filled with dense foliage, including various ferns and other tropical plants. The lighting is soft, suggesting a shaded forest environment.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
de las Selvas y Bosques
Costeros de Veracruz

Primera edición, 2016

D.R. © por Instituto de Ecología, A.C.
Carretera antigua a Coatepec No. 351,
El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México
ISBN 978-607-7579-57-1

Título: Servicios Ecosistémicos de las Selvas y Bosques Costeros de Veracruz
Impreso en México ~ Printed in Mexico

Publicación en línea:
http://www.inecol.mx/inecol/libros/Servicios_Ecosistemicos_de_las_Selvas_y_Bosques_Costeros_de_Veracruz.pdf

Forma sugerida para citar este libro:
Moreno-Casasola, P. (ed.) 2016.
Servicios Ecosistémicos de las Selvas y Bosques costeros de Veracruz.
INECOL - ITTO - CONAFOR - INECC. 360 pág.

Diseño y formación editorial: Instituto Literario de Veracruz, S.C.
Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil
Dibujos: Kerenha Hernández González y Roberto C. Monroy Ibarra

D.R. © Ninguna parte de esta publicación, incluyendo el diseño de la cubierta, puede ser reproducida, traducida, almacenada o transmitida en manera alguna ni por ningún medio, ya sea eléctrico, químico, mecánico, óptico de grabación o de fotocopia, sin permiso previo del editor. Párrafos pequeños o figuras aisladas pueden reproducirse, dentro de lo estipulado en la Ley Federal del Derecho de Autor y el Convenio de Berna, o previa autorización por escrito de la editorial.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS de las Selvas y Bosques Costeros de Veracruz

Patricia Moreno-Casasola
Editor
Instituto de Ecología, A.C.

Esta guía es un producto del proyecto “Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques costeros (manglares, selvas inundables, selvas y matorrales sobre dunas) y sus agro-sistemas de reemplazo, en la planicie costera central de Veracruz, México”, financiado por la Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO), cuyo punto focal en México es CONAFOR.

www.itto.int

RED-PD 045/11 Rev.2 (M)



Publicación 8 Serie Costa Sustentable



DEDICATORIA

Abraham

Cada gran empresa se debe a grandes ejecutantes que la inspiran y que respaldan su éxito. El entendimiento entre los participantes de un proyecto trasciende lo técnico, y se basa en los buenos y los malos momentos de la vida cotidiana. Es esa convivencia la que permite tener una visión común.

Así se siembran en las personas las convicciones, las semillas del cambio que crecerán a veces rápido, a veces lento, pero que siempre darán frutos. Nos demostraste que el ámbito social y biológico forman un solo ámbito.

Fuiste compañero de trabajo, de sueños e ilusiones, cuyas sonrisas, alegría, dedicación, compromiso social, sensibilidad y optimismo hizo posibles grandes logros, de los cuales este volumen es solo una muestra. Por eso te dedicamos este libro.

Abraham Juárez Eusebio, estarás siempre en la memoria y en el trabajo de los grupos de compañeros de Tuxpan, Flores Magón, La Guadalupe, La Victoria, Laguna Grande y Chica, Boquilla de Oro, La Mancha y El Llano, La Matamba y el Piñonal y de muchas poblaciones de Alvarado; en todos los que tuvimos el privilegio de compartir contigo el día a día en el instituto y en el campo veracruzano. Gracias Abraham por compartir tus conocimientos con muchos de nosotros ¡Gracias Abraham por tu permanente amistad!





PRESENTACIÓN

Las zonas costeras en México han recibido poca atención. Representan un enorme capital natural, una posibilidad de desarrollo sustentable así como alternativas de participación ciudadana. Sin embargo, cada vez sus ecosistemas y los servicios ecosistémicos que proporcionan están más deteriorados. Las poblaciones que habitan en las planicies costeras son cada vez más vulnerables y se encuentran entre las más afectadas por el cambio climático. Las costas mexicanas se localizan en el cinturón de huracanes y tormentas tropicales convirtiéndolas en zonas de alto riesgo.

La información presentada es resultado de un trabajo de equipo de varios años de investigadores y estudiantes del INECOL, del Tecnológico de Veracruz, de la UNAM, así como de grupos comunitarios organizados en proyectos productivos en varias zonas de Veracruz. Fue financiado por la Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO) y coordinado por Patricia Moreno-Casasola. Está dirigido a los tomadores de decisiones, estudiantes y sociedad civil y busca dar información que sirva de base a las políticas de CONAFOR, INECC, CONAGUA, CONANP, CONABIO, SEMARNAT, Secretaría de Turismo, Secretaría de Medio Ambiente de Veracruz, entre otras.

El presente proyecto se planteó caracterizar los ecosistemas costeros de la zona central de Veracruz, obtener datos sobre algunas de sus funciones, sobre todo aquellas relacionadas con las funciones y los servicios ecosistémicos más importantes (productividad, aprovisionamiento, almacenamiento de carbono en las plantas y en el suelo, servicios hidrológicos de almacenamiento de agua en el suelo, capacidad de filtración y depuración de los humedales, conectividad y capacidad de restauración). Se trabajó sobre todo en los humedales arbóreos (manglares y selvas inundables) y en humedales herbáceos y algunas funciones en las selvas y bosques sobre dunas costeras. Esta evaluación biológica se acompañó de una valoración económica y de un mapeo de la distribución de estos servicios ecosistémicos.

El trabajo de campo incluyó numerosas entrevistas y talleres con grupos comunitarios para conocer como usaban los recursos de estos ecosistemas costeros y entender su visión de los servicios ecosistémicos. Ello es la base para poder establecer un diálogo de saberes y visiones que lleve a un manejo sustentable de los ecosistemas costeros que garantice la provisión de servicios. Es necesario recordar que en sus terrenos se localizan muchos de estos ecosistemas. Encontramos que muchos pobladores reconocen necesidades y tienen disponibilidad para recuperar nuestro entorno:

... Yo creo que la laguna se seca porque como no hay árboles, si hubiera árboles no se secara pues habría sombra. Los árboles los cortan para limpiar las parcelas, pero no supieron ni lo que hicieron, pues le

quitaron humedad. A mí me gustaría volver a sembrar árboles para que haya mucho fresco y mucha sombra... Mujer, ama de casa de la localidad La Matamba, Jamapa, 59 años.

..... Me gustaría reforestar pues creo que es lo más importante, también tener cuidado de poner la basura orgánica e inorgánica en su lugar para evitar contaminación, pero a la mayoría de la gente no les importa mucho. Algunas van porque tenemos aquí un Programa de Oportunidades, y pues tienen que ir a limpiar, pero no van porque les nazca, sino para no perder el programa. Les decimos a algunas, vamos a limpiar y dicen ¿por que voy a ir si no tengo Programa de Oportunidades? Y no es por eso, es por uno mismo, por nuestros hijos, por nuestros nietos, ¿que les vamos a dejar? Mis hijos y de otras personas casi no conocen las plantas y los animales, en primero porque ya salen a estudiar y ya no están aquí, pero más porque casi no hay nada... Mujer, ama de casa de localidad de La Matamba, Jamapa, 43 años.

Este libro busca proporcionar la información de manera conjunta, con gráficas y explicaciones sencillas que permitan ver la problemática y las alternativas de manera integral. Se busca que sea la base de una discusión de alternativas que permitan avanzar hacia políticas ambientales de pagos por compensación, pagos por servicios ambientales, incentivos a buenas prácticas de manejo, desarrollo de estrategias de adaptación, entre otros.

Los principales resultados del proyecto que queremos remarcar son:

- Los ecosistemas costeros estudiados proporcionan 32 de los 39 servicios ecosistémicos reportados en la literatura.
- De varios tipos de selvas y bosques de dunas y humedales, ya solo quedan manchones representativos; ha habido una gran pérdida.
- Los servicios ecosistémicos de regulación de los humedales y de las dunas sobresalen por su importancia biológica y económica. Son fundamentales como parte de las estrategias de adaptación al cambio climático.
- La productividad de los humedales arbóreos y herbáceos es muy alta; así también la de las selvas sobre dunas costeras.
- Las selvas inundables y los humedales herbáceos almacenan más carbono en el suelo que los manglares. Tienen gran importancia en la mitigación del cambio climático
- Las selvas inundables y los humedales herbáceos almacenan más agua en el suelo que los manglares y que los humedales transformados en potreros. Son fundamentales para reducir los picos de inundación, contener la cuña salina y garantizar la oferta de agua dulce.
- Los manglares representan un valor económico de gran importancia en las pesquerías locales.
- La conectividad dada por elementos naturales del paisaje o por elementos artificiales añadidos, es un mecanismo fundamental de conservación de la biodiversidad y de la restauración de las selvas costeras.
- Las evaluaciones ecológicas y las valoraciones económicas de estos ecosistemas pueden ser la base del pago por compensaciones ambientales.
- La recuperación y el mantenimiento de muchos de estos servicios ecosistémicos pueden formar parte de esquemas de pagos por servicios ambientales, compensaciones ambientales y otros incentivos económicos.



Agradecimientos

El proyecto fue apoyado por la Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO), Instituto de Ecología A.C. e INECC (SEMARNAT). CONAFOR constituye el punto focal de la ITTO en México.

Se agradece a las siguientes instituciones y personas por permitir el uso de sus terrenos para realizar las observaciones y experimentos de este proyecto: CICOLMA (INECOL), PRONATURA (Reserva Cansaburros), SEDEMA (Ciénaga del Fuerte), Alberto Saltiel (Rancho La Carolina). A los grupos organizados, sustento de este proyecto por su constante apoyo y trabajo: Ecoguías La Mancha en Movimiento, Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Río Soteros y de Ecoturismo Ciénaga del Fuerte, Vivero de la Mujer Campesina, La Mujer del Vivero El Piñonal, La Mujer Artesana, Grupo de Ecoturismo La Guadalupe Siempre Verde, Grupo de Ecoturismo Estero Larios La Victoria, Kululú Amigos de La Naturaleza.

A las personas de las comunidades por participar en las entrevistas y talleres, por darnos acceso a los sitios de muestreo, por su apoyo en la colecta de datos y en dejarnos utilizar sus terrenos para obtener información. Sin todos ellos este trabajo no habría sido posible. Nuestro agradecimiento a Silvia Carmona Martínez, Guadalupe Javier Ortiz, Alejandro Palacios Carmona, Antonio Zamudio Ramírez, Zacarías Zamudio Ramírez y Alberto Enríquez Arias, Francisca Chávez Chan, Marina Contreras, Matina Hernández, Alfonso Fernández San Juan, Jorge García Fernández y Daniel Palacios de Alvarado; a Caridad Tronco López, Eulalia Sánchez Utrera, Felicitas Tronco Aldana, Eulalia Pérez Utrera, Maximino Pérez Tronco, Bartolo Tronco López, Cirilo Josué Tronco López, Miguel Díaz Guevara, Vicente Utrera Lara, Isabel Sánchez Utrera, Amalia Gonzaga Álvarez, Emiliana Utrera Orea, Teodomira Pérez Tronco, María Montes Alvarez, Mayola Rogel Guevara, Gregorio Tronco Morales, Esteban Tronco Morales, Efrén Utrera Lara, Alejandra Hernández Zapata y Marcial González González (Jamapa); a David Díaz Romero, Adán Lira Vez, Enrique Barradas, Abel Díaz Luis, Máximo Azua Franco, Omar Romero Díaz, Alejandro Sandria, Luis Alberto Vázquez Sandria y Enrique López Barradas (Actopan); a Tomas León Rodríguez (Vega de Alatorre); Guillermo Marín Zarate, Gelacio Morales Hernández, Augurio Guerrero Miranda, Raymundo Pérez San Martín, Ofelia Méndez, María Eucebia Reyes, Catarino Guzmán, Feliciano Martínez Domínguez, Dolores Acosta, Faustino Pérez Velázquez, Bruno Cruz Nuñez, Leobardo

Gómez Santos, Artemio Hernández, Aleida Arcos Morgado, Pedro Cabrera Parra, Gregorio Jiménez Flores, Sandra Pérez Islas y Asunción Quezada Mondragón de las poblaciones de La Victoria, de Ricardo Flores Magón, de Ciénaga del Fuerte, de Estero Dulce y de La Guadalupe (Tecolutla); a Cira Leyton Garcés, Guillermo Yañes Loya, Anselmo Yañes Loya, Guadalupe Cruz, Francisco Nolasco Saravia, Anselmo Rivas Sánchez, Jorge Luis Martínez Leyton, José Luis López y Arcadio Velázquez Hernández (Barra de Galindo, Tuxpan). Así como a muchos otros que no aparecen en esta lista.

Deseamos agradecer especialmente a:

- Abraham Juárez por su invaluable aportación en el trabajo de campo tanto técnico como social en las comunidades, y sobre todo por el conocimiento recibido de su persona.
- Roberto C. Monroy Ibarra por la elaboración y edición de los mapas, gráficos y figuras, por su apoyo en la compilación de este libro y por su creatividad técnica. Pero sobre todo por el apoyo constante en todo el proceso y a lo largo del proyecto.
- Blanca Escamilla Pérez por su apoyo en la compilación de este libro.
- Arturo Piña por todo el trabajo editorial y su permanente amabilidad.
- A Ramón Carillo (ITTO) y Jorge Ruiz (CONAFOR) por su apoyo a lo largo del trabajo.

Los autores de los capítulos desean agradecer específicamente a:

- Eduardo Cejudo, Ascensión Capistrán, Carolina Madera Vega, Marco González Nochebuena y María Antonia Camacho por su trabajo en la obtención de datos en el campo
- María Elena Medina Abreo y Jesús Pale Pale por su apoyo en campo.
- A los estudiantes del Instituto Tecnológico de Veracruz: Rogelio Cervantes Alcalá, Silvia Aline Real Cabrera, Gilberto García Marín, Jonathan Juárez de la O, Gustavo Salas Viveros, Miguel Ángel Aguilera Agustín. Por su apoyo en la elaboración e instalación de piezómetros, toma y análisis de muestras de agua en el laboratorio, montaje de experimentos y la captura de datos.



Directorio de autores

Patricia Moreno-Casasola

Coordinadora del Proyecto
Instituto de Ecología A.C.
patricia.moreno@inecol.mx

Abraham Juárez Eusebio[†]

Instituto de Ecología A.C.

Adi Estela Lazos-Ruiz

Pontificia Universidade Católica do Rio de Janeiro
(PUC-Rio).

adita_lazos@yahoo.co.uk

Adriana Aquino Arreortúa

Universidad Veracruzana. Instituto de Investigaciones
Forestales.

adriana.a.arreortua@gmail.com

Adolfo Campos C.

Instituto de Ecología A.C.

adolfo.campos@inecol.mx

Ascensión Capistrán

Universidad Veracruzana.

acapistran@uv.mx

Blanca Edith Escamilla-Pérez

Instituto de Ecología A.C.

blanca.escamilla@inecol.mx

Carolina Madero Vega

Instituto de Ecología A.C.

madero.carolina@gmail.com

César Vázquez-González

Instituto de Ecología A.C.

cesargonzalez84@gmail.com

Dulce María Infante Mata

El Colegio de La Frontera Sur.

dinfante@ecosur.mx

Eduardo Cejudo

Unidad de Ciencias del Agua - CICY

eduardo.cejudo@cicy.mx

Gonzalo Castillo-Campos

Instituto de Ecología A.C.

gonzalo.castillo@inecol.mx

Hugo López Rosas

Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de
Ciencias del Mar y Limnología.

hugoloper@cmarl.unam.mx

Ileana Espejel

Universidad Autónoma de Baja California.

ileana.espejel@uabc.edu.mx

Iris Neri Flores

Universidad Veracruzana.

ineri@uv.mx

Jaime J. Carrera Hernández
Universidad Nacional Autónoma de México.
jaime-carrera@geociencias.unam.mx

Javier Laborde Dovalí
Instituto de Ecología A.C.
javier.laborde@inecol.mx

Jesús Pale Pale
Instituto de Ecología A.C.
pale.33@hotmail.com

José Luis Marín Muñiz
Colegio de Veracruz
soydrew@hotmail.com

Liliana Cadavid Florez
Instituto de Ecología A.C.
soydrew@hotmail.com

Lorena Elisa Sánchez Higuereado
Instituto de Ecología A.C.
lorenaelisa@gmail.com

Luis Alberto Peralta Peláez
Instituto Tecnológico de Veracruz. Unidad de Investigación
y Desarrollo de Alimentos (UNIDA)
peralta@itver.edu.mx

Ma. Antonia Camacho
Instituto de Ecología A.C.
maryantoniacamacho@gmail.com

Marco González Nochebuena
Instituto de Ecología A.C.
marco.gonzalea@inecol.mx

María Elizabeth Hernández
Instituto de Ecología A.C.
elizabeth.hernandez@inecol.mx

Mariano Guevara M.
Instituto de Ecología A.C.
casasola99@yahoo.com

Matilde Rincón
El Colegio de la Frontera Sur
matilderinconperez@yahoo.com.mx

Mayitza Ramírez Pinero
Instituto de Ecología A.C.
mayitza.ramirez@gmail.com

Roberto C. Monroy Ibarra
Instituto de Ecología A.C.
roberto.monroy@inecol.mx

Rosa María González-Marín
Universidad Veracruzana. Instituto de Biotecnología y
Ecología Aplicada (INBIOTECA).
rosy.gonzalez.marin@gmail.com

Samantha Díaz de León
Universidad Autónoma de Baja California.
metalenation@hotmail.com

Sara Pérez Torres
Servicios Profesionales Veracruz
exactas_sara@hotmail.com

Sergio Guevara Sada
Instituto de Ecología A.C.
sergio.guevara@inecol.mx

ÍNDICE

17 EL CONTEXTO

18 I. La zona costera y sus ecosistemas

- 21 Los ecosistemas de playas y dunas
- 23 Los sistemas de dunas de Veracruz
- 23 Los humedales
- 25 Los manglares, un humedal salobre
- 25 Las selvas inundables
- 27 Los humedales herbáceos
- 28 Los sistemas de humedales de Veracruz
- 28 La complejidad ambiental
- 30 La zona costera en México y su importancia para el desarrollo del país y el bienestar de la población
- 32 Crecimiento poblacional de la zona costera
- 34 El proyecto

- 37 II. Los servicios ecosistémicos de los bosques costeros
- 37 ¿Qué son los servicios ecosistémicos?
- 41 Los servicios ecosistémicos en las costas
- 42 Servicios de las funciones de provisión
- 47 Servicios de las funciones de regulación
- 52 Servicios de las funciones de hábitat
- 55 Servicios de las funciones culturales
- 57 La importancia de valorar los servicios ecosistémicos de los bosques sobre ecosistemas costeros

59 LOS ECOSISTEMAS

60 III. Bosques y selvas en las dunas

- 63 Los sistemas de dunas de Veracruz
- 64 Las selvas y bosques

- 64 *Selva baja caducifolia de uvero o uva de playa (Coccoloba uvifera)*
- 66 *Selva baja de uvero (Coccoloba humboldtii)*
- 67 *Selva baja caducifolia*
- 69 *Selva mediana subcaducifolia de ramón u ojite (Brosimum alicastrum)*
- 69 *Selva mediana subperennifolia de zapote (Manilkara zapota)*
- 69 *Selva mediana de ébano (Terminalia buceras)*
- 71 *Bosque de encino tropical (Quercus oleoides)*
- 72 Hacia el establecimiento de selvas en las dunas
- 72 *Vegetación secundaria o acahual en las dunas costeras*
- 73 *Los matorrales de las dunas*
- 75 *De un bosque de casuarinas (pino de mar) a una selva*

76 **IV. Manglares, selvas inundables y humedales herbáceos**

- 76 Distribución de los humedales en Veracruz
- 76 Distribución y gradientes en la zona costera
- 78 Tipos de humedales arbóreos en Veracruz
- 82 Tipos de humedales herbáceos en Veracruz
- 83 Los humedales y su relación con el ambiente
- 83 La hidrología y la fluctuación del nivel del agua
- 83 Los hidroperíodos de los distintos tipos de humedales
- 89 La salinidad
- 90 Conservación y restauración de los humedales

95 **LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS**

96 **V. La conectividad del paisaje**

- 97 Consecuencias de la fragmentación del hábitat
- 99 Deforestación y fragmentación de selvas
- 100 El arbolado de potreros y campos agrícolas tropicales
- 101 Árboles aislados como indicadores de conectividad
- 106 Diseño de paisajes antrópicos con base en la conectividad

109 **VI. La productividad**

- 110 Metodología
- 110 Productividad de los manglares, de las selvas inundables y del palmar
- 117 Productividad (biomasa) de los humedales herbáceos
- 117 Productividad de las selvas y matorrales de las dunas costeras
- 118 La productividad en la zona costera
- 119 Consideraciones finales

121 **VII. Almacenes de carbono en selvas inundables, manglares, humedales herbáceos y potreros inundables**

- 122 Sitios de muestreo
- 123 Almacén de carbono en el suelo
- 123 Almacén de carbono en biomasa aérea y raíces
- 124 Resultados
- 124 *Contenido de carbono en biomasa aérea y raíces de las especies de plantas de los humedales de la costa de Veracruz*

124	<i>Almacén de carbono en biomasa aérea</i>
124	<i>Almacén de carbono en raíces</i>
124	<i>Almacén de carbono en suelo</i>
128	Discusión
128	Conclusiones
130	VIII. Servicios hidrológicos de los suelos de humedal: la capacidad de almacenamiento de agua
130	Mecanismos que controlan la retención de agua en el suelo
133	Servicios ecosistémicos (SE) que dependen de la capacidad de retención de agua del suelo
135	Factores relacionados con la capacidad de almacenamiento de agua del suelo
137	Variación en la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos de humedales de la planicie costera de Veracruz
137	<i>Selvas inundables</i>
138	<i>Manglares</i>
138	<i>Popales</i>
139	<i>Potreros</i>
140	<i>Palmar</i>
140	<i>Todos los sitios</i>
141	Relaciones entre las propiedades de los suelos en los humedales estudiados
142	Conclusiones
143	IX. La filtración y depuración del agua
143	El agua en los humedales
145	Cómo se forman y funcionan los humedales
146	Calidad del agua en los humedales
146	Funciones hidrológicas y de control de agua de los humedales, base de los servicios ecosistémicos
147	<i>Control de inundaciones</i>
147	<i>Recarga y descarga de aguas subterráneas</i>
147	<i>Los humedales y la calidad del agua</i>
148	Estudios en humedales costeros en la zona de Veracruz
150	Hidrogramas y calidad del agua en tres desarrollos habitacionales de la cuenca baja del río Jamapa (municipios de Veracruz-Boca del Río-Medellín)
154	Servicios ecosistémicos proporcionados por la vegetación hidrófita: control de nutrientes y depuración del agua
157	Remoción de nutrientes por dos especies de vegetación acuática libre flotadora (<i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i>) y las especies arbóreas (<i>Annona glabra</i> y <i>Pachira aquatica</i>)
160	X. El aprovisionamiento
161	Área de estudio
161	Metodología
162	Bienes y productos que proporcionan los ecosistemas costeros
162	<i>Los humedales y las dunas</i>
163	<i>Los árboles</i>
168	<i>La leña</i>
169	<i>Las palmeras</i>
173	<i>Recursos de ecosistemas transformados a agricultura y ganadería</i>
174	<i>Plantas medicinales</i>
175	<i>La fauna silvestre</i>

- 178 Recursos de lagunas de agua dulce y salobre
- 178 *Sistema Lagunar de Alvarado*
- 179 *Laguna La Mancha*
- 179 *Laguna El Apompal*
- 179 *Laguna de Tampamachoco*
- 180 Los ecosistemas costeros para la seguridad alimentaria y la calidad de vida
- 181 Factores que están disminuyendo los recursos de aprovisionamiento
- 182 Algunas propuestas para disminuir los factores que disminuyen los recursos naturales y contribuir a la seguridad alimentaria

185 VALOR ECONÓMICO Y SU DISTRIBUCIÓN

186 **XI. Valor económico de los ecosistemas**

- 186 Definición de los servicios ecosistémicos
- 186 Clasificación de los servicios ecosistémicos
- 187 Síntesis de los métodos de valoración económica
- 188 *Valoración económica: directa e indirecta*
- 190 Métodos por servicio ecosistémico valorado
- 190 *Métodos para estimar el valor comercial*
- 190 *Valor comercial: reducción de emisiones de carbono*
- 190 *Costo evitado por bienes sustitutos*
- 190 *Costo de los daños evitados y/o asumidos*
- 191 *Conectividad/restauración propia del ecosistema*
- 191 *Almacenamiento y oferta de agua*
- 191 *Pesca ribereña*
- 192 *Información / ciencia y academia*
- 192 *Pago por conservación de humedales costeros*
- 196 Estandarización de los valores monetarios
- 196 Resultados de la valoración económica de humedales y manglares (casos de estudio)
- 198 Discusión

204 **XII. La distribución de los servicios ecosistémicos**

- 204 Introducción
- 204 Método
- 205 *Generación de las capas de uso de suelo y vegetación*
- 208 *Asignación de los valores de las evaluaciones ecológicas y de las valoraciones económicas*
- 213 Distribución geográfica y evaluación y valoración económica de los servicios ecosistémicos
- 213 *La Mancha, municipio de Actopan*
- 217 *Sistema Lagunar de Alvarado*
- 248 *Municipio de Tecolutla y Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte*
- 274 Consideraciones finales

277 LAS CONSECUENCIAS

278 **XIII. La pérdida de servicios ecosistémicos**

- 278 Los cambios en el uso del suelo y el grado de impacto
- 279 La potrerización de dunas y humedales

286	Efecto del cambio de uso de suelo en el servicio ambiental de secuestro de carbono
289	La disminución de la resiliencia de las selvas de la planicie costera y de las dunas
290	La urbanización
294	Conservación, restauración y recuperación de los servicios ecosistémicos: una alternativa
294	<i>Recuperación en el bajo Papaloapan de pesquerías y almacenamiento de carbono</i>
297	<i>Recuperar la conectividad: árboles en pie y cercas vivas, base de la reforestación</i>
298	<i>La recuperación de servicios de control de inundaciones en Tecolutla y en el Puerto de Veracruz</i>
299	XIV. La restauración ecológica de la cobertura arbórea en pastizales abandonados
300	Dispositivos nucleadores
300	<i>Perchas artificiales</i>
301	El área de estudio
303	Método
303	<i>Vegetación bajo perchas y en pastizal abierto</i>
305	Resultados
305	<i>Predio acahual</i>
307	<i>Vegetación bajo las perchas y en pastizal abierto</i>
307	Discusión
310	Conclusión
311	EL FUTURO
312	XV. La conservación de los servicios ecosistémicos y el cambio climático: algunas alternativas
312	Introducción
315	<i>Objetivo</i>
316	Las zonas rurales y el cambio climático. Estudios de percepción y el futuro
316	Estrategias emanadas de los resultados de este proyecto
316	<i>Adaptación por ecosistemas</i>
317	<i>Organización de grupos</i>
319	<i>Políticas de gobierno</i>
319	<i>Ordenamientos y Manifestaciones de Impacto Ambiental</i>
319	<i>Pago por servicios ecosistémicos</i>
321	<i>Estudios de caso</i>
321	<i>Caso 1. La producción pesquera del Complejo Lagunar de Alvarado.</i>
323	<i>Caso 2. La producción de caña de azúcar en los humedales de Alvarado.</i>
323	<i>Caso 3. Las inundaciones en el Puerto de Veracruz.</i>
326	XVI. Conclusiones
328	Lista de especies mencionadas
334	Referencias

An aerial photograph showing a coastal landscape. The top portion of the image is a white rectangular area containing the text 'EL CONTEXTO'. Below this, the landscape is divided into several distinct zones. On the left, there is a large, dense forest of green trees. A dirt road winds through this forest. To the right of the forest, the terrain is a mix of dark, rocky soil and sparse vegetation. The coastline is rugged and rocky, with waves crashing against the shore. The ocean is a deep blue color. In the bottom right corner, there is a small white building and some other structures.

EL CONTEXTO

I. LA ZONA COSTERA Y SUS ECOSISTEMAS

Patricia Moreno-Casasola

A lo largo de todos los continentes, desde las zonas polares, pasando por las áreas desérticas y de selvas altas y lluviosas, existen las costas; éstas incluyen la planicie costera y el litoral. Esta delgada franja no ocupa grandes superficies y sin embargo alberga al conjunto de ecosistemas más ampliamente distribuido en el mundo. Las costas constituyen paisajes sumamente diversos resultantes de la enorme heterogeneidad geomorfológica, climática, ecológica y socioeconómica. Incluyen ecosistemas de playas y dunas, lagunas costeras, humedales como las marismas, manglares y selvas inundables, los acantilados, además de ciudades y puertos, y actividades productivas en campos de cultivo y ganadería junto con la acuicultura. La zona costera abarca las aguas someras sobre la plataforma continental con sus arrecifes, bajos arenosos, praderas de pastos marinos, las lagunas y estuarios de la planicie, así como las tierras bajas de las llanuras costeras con toda su gama de ecosistemas. Es una región altamente productiva por lo que numerosas culturas se han desarrollado con base en la riqueza de sus ecosistemas.

Un sobrevuelo sobre la costa mostraría como se repiten los patrones formados por lagunas rodeadas de manglares, selvas inundables y humedales herbáceos de agua dulce que se establecen a lo largo de gradientes de salinidad, bordeados por dunas y playas con planicies de pastos marinos y arrecifes, todos ellos sobre sustratos arenosos a lo largo de un gradiente de inundación (Moreno-Casasola, 2010). La Figura 1 muestra este patrón de distribución en un trecho de costa.

Figura 1. Imagen mostrando la costa de Veracruz en los municipios de Actopan y Alto Lucero. Se observa la alternancia de lagunas costeras rodeadas de manglares, dos lagos tectónicos, playas y dunas de arena, campos de cultivo y potreros, vías de comunicación, asentamientos e industria generadora de energía eléctrica. La imagen permite percibir la complejidad natural y de actividades humanas que se desarrollan en la zona costera. Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.



La heterogeneidad a lo largo de la costa y las interconexiones dan lugar a gradientes de sedimentación, inundación y salinidad (Figura 2) que forman ecosistemas acuáticos (lagos y lagunas), humedales arbóreos (manglares y selvas inundables), humedales herbáceos (popales, tulares, carrizales), ecosistemas terrestres de sustrato arenoso (playas y dunas) y sistemas terrestres rocosos (acantilados). Diferencias en los factores mencionados dan lugar a los numerosos ecosistemas costeros y estos patrones se repiten a lo largo de la costa. Cuando hay inundación permanente por agua marina o salobre se forma una laguna costera bordeada de manglares, donde la salinidad y la inundación varían a lo largo del año, teniendo el agua en ocasiones valores cercanos al agua marina, pero otras veces casi dulce, así como frecuentemente inundados o solo saturados, sin agua superficial. Rodeando a los manglares se distribuyen las selvas inundables y los humedales herbáceos de agua dulce, donde predomina este líquido manteniéndose más tiempo inundados los humedales herbáceos que las selvas. En todos estos ecosistemas, los sedimentos son limos y arcillas finos, que se van acumulando con el tiempo (acreción) y que se mueven por el flujo del agua, quedando retenidos entre las raíces de las plantas. Proviene tanto del agua de escurrimiento de los ríos y arroyos como de la propia materia orgánica que se descompone en los humedales. A la orilla del mar predomina la acumulación de sedimentos formados por arena, acarreada por los ríos desde las altas montañas, arrojada al mar y redistribuida nuevamente en las playas y dunas por las mareas y el oleaje, y finalmente el viento.

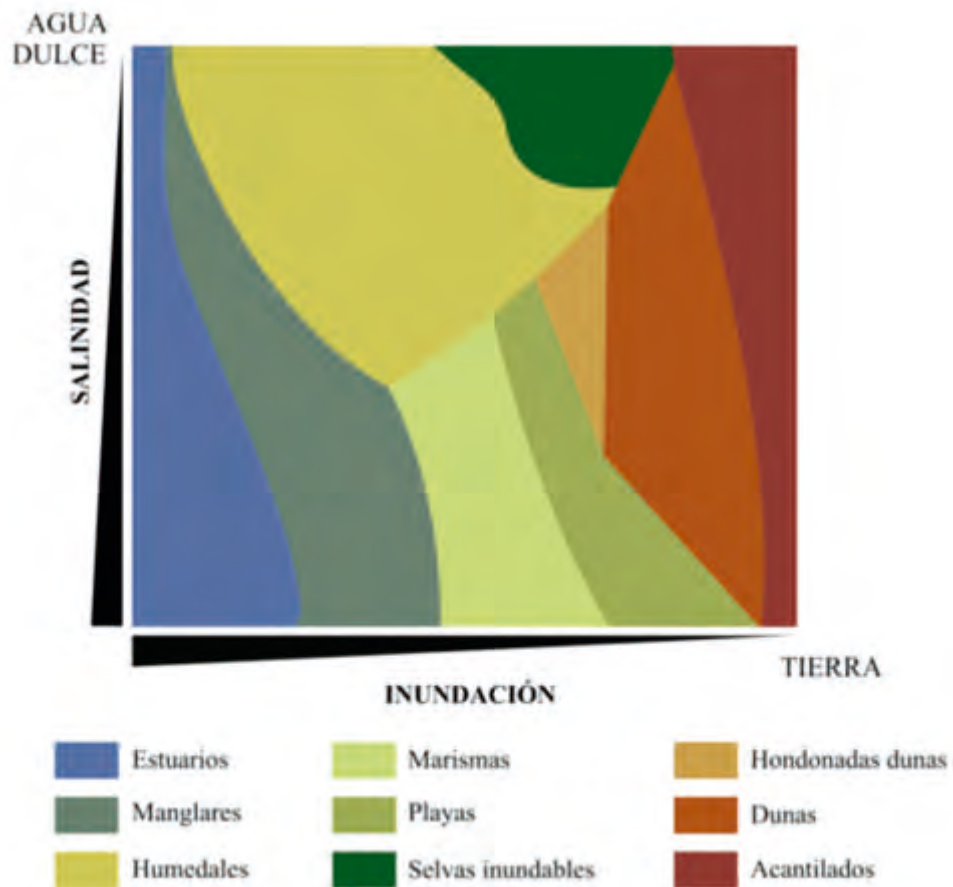


Figura 2. La vecindad e interacción entre los ecosistemas costeros se puede explicar a través de los gradientes de inundación y salinidad que se forman. En el extremo más inundado y salino están los estuarios y conforme persiste la inundación pero disminuye la salinidad se ubican los humedales de agua dulce que incluyen selvas inundables y humedales herbáceos. Cuando no hay inundación pero hay salinidad, se tienen playas y dunas y finalmente los acantilados. Redibujado de Moreno-Casasola (2010).

Los ecosistemas de playas y dunas

Las playas y dunas son dos sistemas que interactúan constantemente, intercambiando sedimentos de manera continua por lo que son interdependientes. Esta interacción tiene un impacto importante en la evolución y desarrollo de las costas (Packham y Willis, 1997). Las playas son los ambientes más dinámicos del planeta. Su formación y dinámica depende de cuatro factores (Pilkey *et al.*, 1998): la energía de las olas, la cantidad y tipo de arena en la playa sumergida y en la playa emergida; la orientación de la playa y la tasa de incremento o descenso del nivel del mar. Se forman por los sedimentos que el mar acarrea y que el oleaje y la marea arrojan a la propia playa, por lo que se consideran estructuras de origen marino. El equilibrio entre estos factores es lo que mantiene la forma y tamaño de la playa y están ajustándose permanentemente, de ahí su dinamismo. Las dunas son montículos de arena acumulada por el viento. Cuando se seca la arena de la playa, el viento la acarrea y acumula, por lo que son estructuras de origen terrestre, en las que la energía determinante es la fuerza del viento. Para que se forme una duna se requiere que haya un aporte suficiente de sedimentos, que éstos tengan un tamaño tal que puedan ser acarreados por el viento y que éste tenga suficiente energía para levantarlos y transportarlos. Así mismo debe haber un obstáculo que haga que esos sedimentos caigan y se acumulen en un sitio (Ranwell, 1972; Pye y Tsoar, 1990).

Las dunas pueden tener formas y tamaños muy variables y se han clasificado de diversas maneras. Desde el punto de vista geomorfológico se clasifican como dunas frontales, dunas parabólicas y dunas transgresivas. Las planicies de dunas frontales están formadas por varios cordones de dunas bajos, generalmente paralelos a la línea de costa. Se han formado sucesivamente como cordones de dunas detrás de una playa arenosa progradante (es decir que le gana terreno al mar por la acumulación de sedimentos). Los sedimentos depositados en la playa crecen para formar una duna frontal, frente a una duna formada anteriormente, generalmente separados por una depresión u hondonada que puede llegar a inundarse temporalmente (Bird, 2010; Moreno-Casasola, 2010; Martínez *et al.*, 2014). Estas planicies pueden penetrar varios kilómetros tierra adentro, aunque no alcanzan grandes alturas (Figura 3). Los primeros cordones de dunas son colonizadas por especies pioneras; en las zonas protegidas y en las dunas posteriores se establecen pastos y especies herbáceas, las cuales posteriormente son sustituidas por arbustos y llegan a formar selvas de baja altura, pues el viento y la salinidad constantemente recortan las ramas sobresalientes. Este es el caso por ejemplo de la costa en Vega Alatorre y en Los Tuxtlas. Cuando las planicies son extensas albergan selvas de altura mediana, que alcanzan los 20 metros.

Las dunas parabólicas tienen forma de parábola o de “U” invertida. Se caracterizan por tener dos brazos que llevan a la cima (Figura 3). La parábola está orientada en la dirección de los vientos dominantes, es decir que los vientos golpean la parte interna de la U, sobre la pendiente suave (barlovento). Levanta sedimentos formando una hondonada y los deja caer sobre la cima y la pendiente más pronunciada, externa (sotavento). Esta hondonada puede llegar a inundarse. Se estabilizan con pastos y arbustos y con el tiempo se establecen selvas de altura media. Este es el caso de las dunas de La Mancha, Actopan.

Un tercer tipo son las dunas transgresivas, que están avanzando tierra adentro o a lo largo de la costa, perpendiculares al litoral (Figura 3). Son dunas móviles con una cubierta vegetal formada por pioneras aisladas. Forman campos extensos donde una línea de dunas lleva otra línea por detrás, como oleadas. En las partes bajas, entre una línea y otra, también se pueden formar hondonadas de tamaño pequeño, que rápidamente son tapadas por la arena en movimiento pero vuelven a formarse por delante. Se localizan en regiones con un aporte abundante de sedimento y con un régimen de vientos fuertes; o en

22

costas con procesos erosivos importantes tanto naturales como inducidos por las actividades humanas. Este es el caso de las dunas de San Isidro, municipio de Actopan.

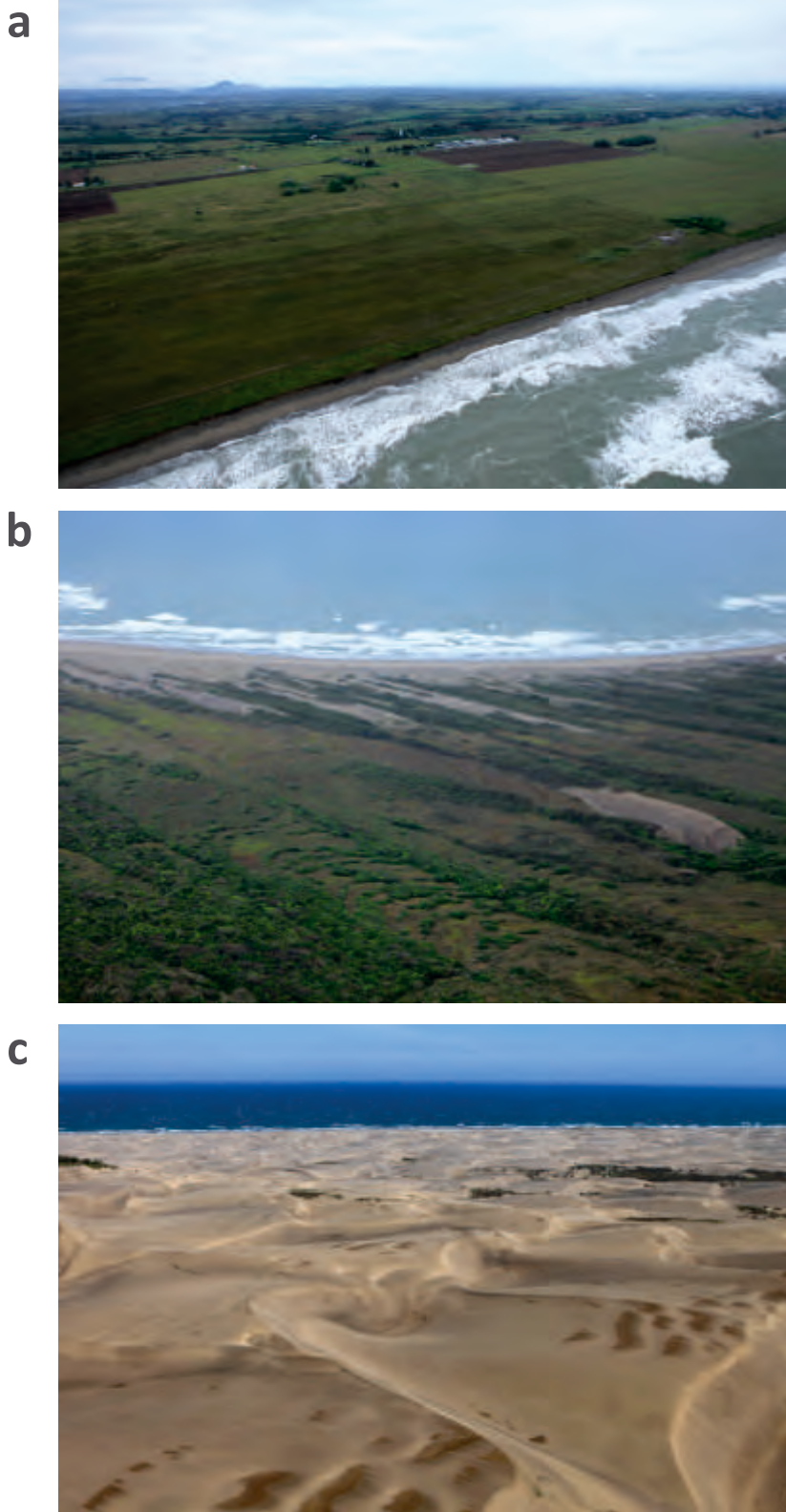


Figura 3. Las imágenes muestran los tres tipos de dunas existentes en Veracruz: a) dunas frontales formando una planicie, b) dunas parabólicas y c) dunas transgresivas. Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.

Las hondonadas que se localizan en las partes más bajas de los sistemas de dunas son el resultado de procesos erosivos que se producen cuando el viento acarrea la arena hasta encontrar arena humedecida por la cercanía con el manto freático (Hesp, 2000; Moreno-Casasola, 2010). Estas depresiones pueden mantener condiciones húmedas o bien permanecer inundadas durante varios meses o permanentemente, formando en estos casos lagos interdunarios de agua dulce (Peralta-Peláez *et al.*, 2014). Al permanecer inundadas varios meses se forman humedales, que pueden ser herbáceos (popales, tulares y carrizales) o arbóreos (selvas inundables).

En síntesis, la vegetación sobre dunas costeras es muy variable: incluye especies rastreras, pastos, hierbas, arbustos y árboles de distinto tamaño. Forman pastizales, matorrales, bosques y selvas, y aún humedales. El tipo de vegetación que finalmente se establece depende de los factores ambientales como es el movimiento de arena, la salinidad, la humedad del suelo, la cantidad de nutrientes, entre otros. La propia estructura geomorfológica (playa o duna) así como la vegetación que la cubre, proporciona servicios ecosistémicos importantes a la sociedad, como es la protección de la zona costera.

Los sistemas de dunas de Veracruz

La superficie total de dunas en México suma 808,711 hectáreas (Martínez *et al.*, 2014), lo cual es algo superior a la superficie cubierta por los manglares (764,486 ha; CONABIO, 2013). Los tipos de dunas predominantes en el país son las planicies de dunas frontales (representan el 47% - 377,123 ha) y las dunas transgresivas (44%- 355,728), seguidas por las dunas parabólicas (6%- 48,514), las dunas frontales (2%- 21,233) y los barjanos (1%- 5,470) (Martínez *et al.*, 2014). La extensión y tipos de dunas que se han formado en cada estado son muy variables, ya que el tipo de costa, el clima, la cantidad de sedimentos presentes y las especies vegetales formadoras de dunas son muy distintas a lo largo de los litorales mexicanos. El estado de Veracruz cuenta con una superficie de 106,592 hectáreas de dunas (Figura 4), siendo el segundo estado con la mayor extensión de este tipo de ecosistemas en México. Así mismo, ocupa el primer lugar en cuanto a extensión de dunas parabólicas, el tercero en extensión de dunas transgresivas y el sexto en extensión de dunas frontales. Las superficies que ocupan los distintos tipos de dunas son: planicies de dunas frontales (35,727 ha- 32%), dunas parabólicas (39,246 ha- 37%) y dunas transgresivas (31,619 ha- 30%). El 5% están en buen estado de conservación, 10% regular y 85% en mal estado (Martínez *et al.*, 2014).

Los humedales

Los humedales constituyen zonas húmedas e inundables de los continentes, que se conocen como ciénagas y pantanos. El término “humedal” es de uso reciente, y se refiere a este gran conjunto de ecosistemas en los que el agua es el factor principal que determina el tipo de plantas y animales que ahí habitan y por lo cual su funcionamiento es muy característico.

Estos ecosistemas conjuntan una gran variedad de tipos de vegetación distintos (Wheeler *et al.*, 2002; Moreno-Casasola e Infante-Mata, 2010). Con frecuencia se les considera como un solo tipo de ecosistema, comparable a los bosques o pastizales, pero en realidad agrupan gran parte de la variabilidad ambiental que se puede encontrar entre los ecosistemas más secos tierra adentro. Se presentan en todos los climas y en todos los continentes abarcando desde una hectárea hasta miles, desde sistemas sumamente productivos hasta los muy pobres. Varían en función de su origen, tamaño, ubicación geográfica, régimen hidrológico, química del agua, características de la vegetación, del suelo y de los sedimentos. Conforman una gran variedad y riqueza de comunidades vegetales con distinta composición, formas de crecimiento y

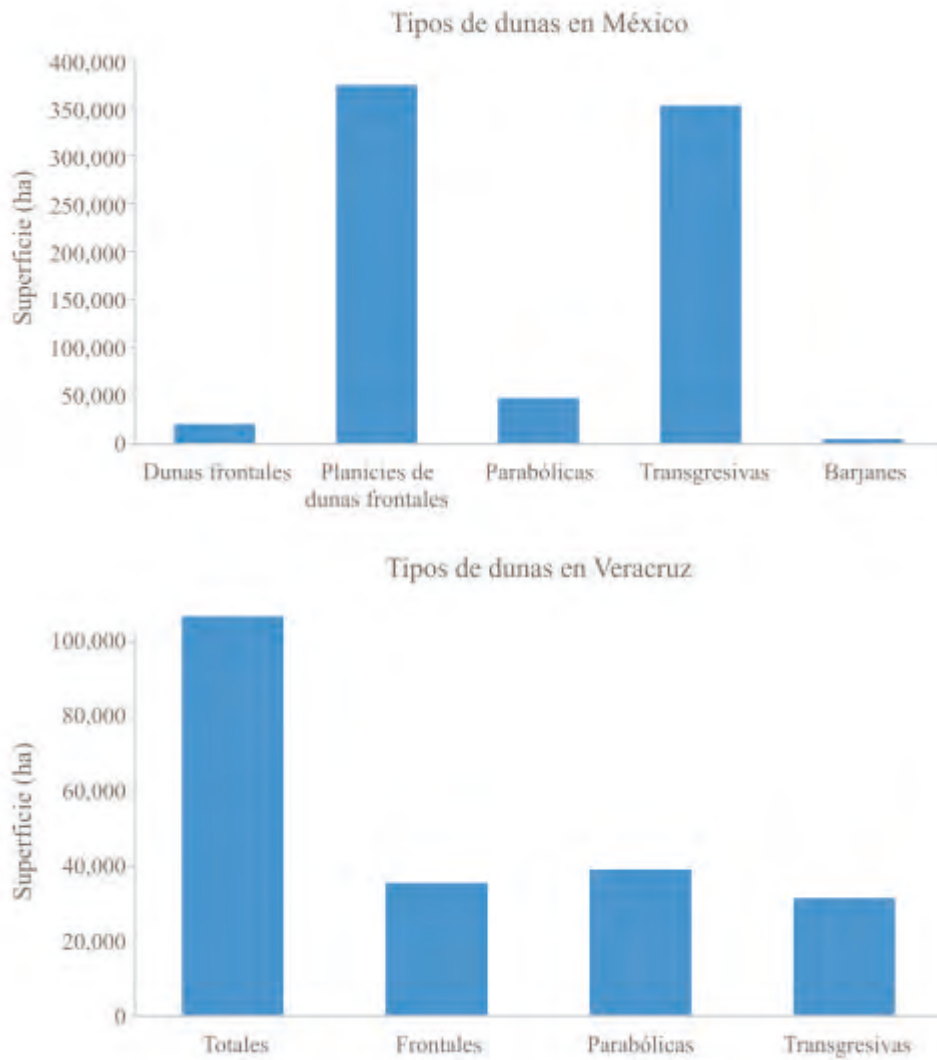


Figura 4. Superficie que ocupan los distintos tipos de dunas costeras que se presentan en México (arriba) y en el estado de Veracruz (abajo). Datos tomados de Martínez *et al.* (2014).

estructura. En México se ha perdido o degradado el 62% de los humedales y en Veracruz 58% (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012).

La hidrología es el principal factor ambiental que determina el tipo de humedal, que lo mantiene y que lo transforma, y cuando están cerca de la costa, la salinidad es otro factor que produce heterogeneidad ambiental. Ello resulta en humedales herbáceos y arbóreos, temporales y permanentes, de aguas dulces, salobres, salinos e hipersalinos. Los humedales de México ocupan una extensión mayor a lo largo de la costa que tierra adentro (Olmsted, 1993). Incluyen las lagunas costeras someras, las praderas de pastos marinos, las marismas y los manglares, los oasis en los desiertos, los petenes del sureste, los humedales herbáceos de agua dulce (popales, tulares, carrizales, vegetación flotante y sumergida), los palmares y selvas inundables. Esta gran variabilidad conjunta una enorme cantidad de especies de flora y fauna, viviendo bajo muy distintas condiciones de inundación y salinidad que resultan en una alta biodiversidad. Mitsch y Gosselink (2000) indican que los humedales deben tener uno o más de los siguientes tres atributos: a) el suelo o sustrato debe ser fundamentalmente hidromórfico, no drenado; es decir, debe estar saturado de agua de manera temporal o permanente; b) debe presentar una lámina o capa de agua poco

profunda o agua subterránea próxima a la superficie del terreno, ya sea permanente o temporal; c) al menos periódicamente, el terreno debe mantener predominantemente una vegetación acuática o hidrófita.

En las últimas decenas de años, se han producido alteraciones importantes en la hidrología de las zonas tropicales, por causas naturales y también como consecuencia de las actividades del hombre. Los humedales están íntimamente ligados a las cuencas de las que reciben escurrimientos de agua, sólidos suspendidos y nutrientes y la fuente de agua depende de su posición en la cuenca (Bullock y Acreman, 2003). Ello hace que sean muy vulnerables a manejos inadecuados de estas cuencas (Junk, 2002) y ello con frecuencia afecta la hidrología. El uso de los bienes y servicios que proveen los humedales a la sociedad implica la conservación de la integridad ecológica de estos ecosistemas, definida como la capacidad para soportar o mantener un sistema biológico natural y equilibrado (Karr, 1996). Es necesario trabajar en opciones y estrategias para asegurar que bajo el panorama de crecimiento y desarrollo de la zona costera se conserva la biodiversidad de los humedales, su funcionamiento y la fuente de agua de la cual se alimentan.

Los manglares, un humedal salobre

Los manglares son bosques densos, arbóreos o arbustivos que miden entre uno y 30 metros de altura. En México predominan cuatro especies de manglar: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle negro (*Avicennia germinans*), el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y el botoncillo (*Conocarpus erectus*) (Figura 5). Además de estas especies, en las zonas menos salinas crecen individuos de árboles o palmas comunes a las selvas inundables. El manglar es el tipo de humedal más apreciado por la sociedad y se le reconoce valor como criadero de juveniles de especies pesqueras importantes, por la protección que brinda a la costa, y por su almacenamiento de carbono, principalmente.

A pesar de su importancia, su extensión se ha reducido notablemente, tanto en México como a nivel global. Se estima que en las últimas dos décadas se ha perdido aproximadamente el 35% de los manglares del mundo (Valiela *et al.*, 2001). A nivel mundial, México se ubica como el cuarto país con mayor superficie de manglar representando el 4.5% de la cubierta de este ecosistema en el mundo (Giri *et al.*, 2011), con 856,308 ha, y con una pérdida de 82,218 ha en el período entre 1981 y 2005 y una tasa ponderada de transformación anual de dicha cobertura a nivel nacional con pérdida de 0.38% de la superficie cada año. La expansión agropecuaria, los cultivos acuícolas y el crecimiento urbano, los desarrollos turísticos, la construcción de canales, la degradación por efectos indirectos de las actividades antropogénicas y agrícolas-pecuarias inducen el cambio de manglar a otros tipos de humedales (Rodríguez-Zuñiga *et al.*, 2012). Veracruz cuenta con una superficie de 46,121 ha, lo cual lo coloca en el séptimo lugar en México.

Las selvas inundables

Estos ecosistemas son humedales arbóreos que frecuentemente forman un gradiente en el extremo del manglar, donde hay inundación con agua dulce y solo durante parte del año. Son frecuentes en las planicies de inundación, en las zonas de desborde de los ríos y agrupan gran cantidad de especies arbóreas, arbustivas y trepadoras (Figura 5). Frecuentemente domina una o dos especies, entre ellas el zapote reventador (*Pachira aquatica*), el corcho (*Annona glabra*), diversas especies de higueras (*Ficus spp.*) entre otras (Moreno-Casasola *et al.*, 2012). Son ecosistemas distribuidos en la planicie costera del Golfo y el Caribe, así como en el sureste del Pacífico, sin embargo están muy amenazados por la expansión de los campos ganaderos. No existe información que permita cuantificar su pérdida, pero en el estado de

26

Veracruz solamente quedan algunos manchones remanentes. Los servicios ecosistémicos (SE) que proporcionan (contención de inundaciones, acumulación de carbono, formación de nutrientes, biodiversidad, depuración de agua) no son reconocidos por la sociedad y los tomadores de decisiones.



Figura 5. Imágenes de humedales arbóreos. a) manglar dominado por *Rhizophora mangle* (mangle rojo), b) manglar de *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), c) selva inundable de *Annona glabra* (corcho o anona), d) selva inundable de *Pachira aquatica* (apompo o zapote reventador), e) selva inundable de varios tipos de higueras. Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.

Los humedales herbáceos

Incluyen numerosos tipos de comunidades como los tulares (nea o tule- *Typha domingensis*), los carrizales (carrizo- *Phragmites australis*; coyolillo gigante- *Cyperus giganteus*), los juncales (dominan cyperáceas del género *Cyperus*, *Juncus*, etc.), los popales (formados por especies de hojas anchas como el platanillo- *Pontederia sagittata*; hoja popai o caracolillo- *Thalia geniculata*; bayoneta- *Sagittaria lancifolia*, entre otras). Forman comunidades densas, generalmente con pocas especies dominantes, que permanecen inundadas durante gran parte del año. Proporcionan servicios ecosistémicos (SE) semejantes a los de las selvas inundables, pero a la fecha tampoco son valorados por la sociedad (Figura 6).

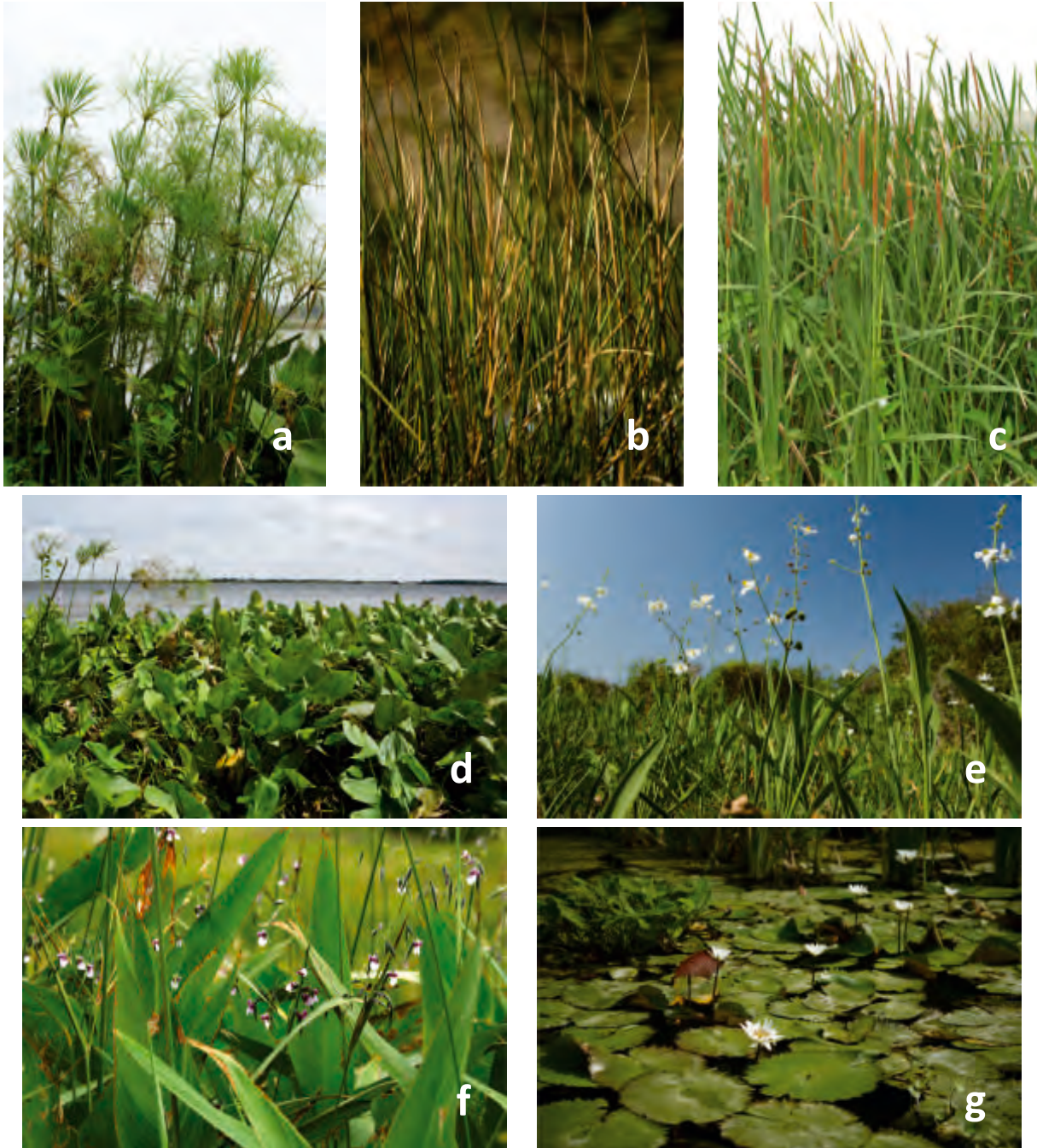


Figura 6. Imágenes de distintos humedales herbáceos: a) carrizales de *Cyperus giganteus* (coyolillo gigante), b) juncales de *Eleocharis* spp., c) tulares de *Typha domingensis* (tule o nea), d) popal de *Pontederia sagittata* (platanillo), e) popal de *Sagittaria lancifolia* (cola de pato), f) popal de *Thalia geniculata* (hoja popai) y g) humedal de hojas flotantes de *Nymphaea ampla* (nenufar blanco). Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.

Los sistemas de humedales de Veracruz

La mayor superficie de humedales en Veracruz se encuentra sobre la planicie costera. Están asociados a las zonas bajas y a los grandes ríos, algunos de los cuales se desbordan formando extensas zonas inundables como en el caso de los ríos Papaloapan, Jamapa, Coatzacoalcos, Pánuco y Tecolutla. Una gran parte del territorio veracruzano se ubica sobre tierras bajas, con altitudes menores a 50 msnm. Muchas de estas tierras reciben los escurrimientos del altiplano mexicano y las aguas emergen en las partes bajas de las cuencas, en las zonas de descarga formando humedales. Estos ecosistemas de la planicie costera de Veracruz se ubican en las tierras bajas inundables que reciben el escurrimiento del altiplano, así como en aquellas zonas donde hay influencia de marea. Veracruz ha perdido o degradado el 52% de sus humedales (Landgrave y Moreno Casasola, 2012).

La complejidad ambiental

Existen numerosas definiciones de la zona costera, en función de su origen o de las necesidades de aplicación. Algunas se basan en límites físicos (influencia de la marea, o área de interacción entre la tierra y el mar), otras en aspectos políticos (zonificación administrativa y demográfica como los municipios), límite del mar territorial (jurídica), otras lo colocan tierra adentro en el parte aguas de la cuenca (funcional) o determinan una altitud sobre el nivel del mar (200 msnm) o bien se definen en función de límites de manejo o planificación. De manera general, Carter (1988) la define como el espacio donde los ambientes terrestres influyen en los ambientes marinos (o lacustres) y vice-versa. Por tanto constituye la frontera o transición donde entran en contacto e interactúan y por tanto donde todos ejercen influencia sobre esta delgada franja (Figura 7). Enfatiza las interacciones que se producen desde el océano hasta el parteaguas de la cuenca por lo que está conformada por una región amplia y heterogénea que mantiene interacciones físicas, biológicas y socioeconómicas intensas, donde ocurre un intercambio dinámico de energía y materiales entre ecosistemas terrestres, marinos y la atmósfera. Constituye el único espacio en el que se da una interfase dinámica entre cuatro grandes sistemas: la atmósfera, el océano, el agua dulce y la tierra, cada uno con su propio funcionamiento. Es capaz de responder y mantenerse ante los cambios y presiones ejercidos por el funcionamiento propio de estos cuatro sistemas, y está formada por miríadas de subsistemas interconectados, desde terrestres (pastizales y selvas sobre planicies y sobre dunas costeras, pioneras de playas, vegetación de acantilados), hasta dulceacuícolas (lagos de agua dulce, zonas bajas de ríos) y marinos (zonas intermareales, fondos arenosos, planicies de pastos marinos, arrecifes), así como aquellos que representan verdaderas transiciones (humedales de agua dulce, manglares, marismas), todos ellos con funciones que no pueden ser duplicadas en ningún otro ecosistema. Por tanto representa una zona de gran fragilidad y es la región más dinámica y cambiante de la tierra (Beatley *et al.*, 1994).

Las interconexiones entre ecosistemas se producen a través de las interacciones que frecuentemente aparecen en forma de pulsos tales como las mareas, el abastecimiento de sedimentos y nutrientes, el hidoperíodo (la fluctuación del nivel de agua de los humedales), el movimiento de arena, la entrada de alevines a los cuerpos de agua, entre otros. Las plantas y animales que habitan estos ambientes se han adaptado a estos pulsos o cambios. En los cuatro grandes sistemas –atmósfera, océano, tierra y agua dulce- hay elementos que se relacionan, que a través de sus interacciones se modifican entre sí y entre los que hay transporte de partículas y sedimentos.

La ubicación de la zona costera y su funcionamiento como interfase entre grandes sistemas dinámicos, aunado a las interconexiones e interrelaciones que se establecen entre ellos, le confieren gran fragilidad. La alteración del funcionamiento de un ecosistema tiene repercusiones en los ecosistemas



Figura 7. Imagen que muestra los distintos ecosistemas costeros que se interrelacionan sobre la planicie costera de Veracruz. Un promontorio rocoso está unido al continente por una franja de dunas móviles y en la planicie se establecen manglares y un pequeño cuerpo de agua. Las dunas que separan estos humedales del mar han sido sustituidas por un asentamiento rural en el que resalta la vegetación de casuarinas o pino de mar. Hacia tierra adentro se observan potreros. Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.

costeros vecinos. Por ejemplo, si se dejan de aportar sedimentos a los humedales y marismas, se produce una subsidencia o hundimiento de los mismos; si se talan los manglares, hay un empobrecimiento en la productividad de las lagunas; los cambios en el transporte de sedimentos en la plataforma continental modifican las zonas de erosión y de acumulación de arena en las playas y dunas; los cambios en la boca de una laguna modifican la hidrología de la misma alterando el intercambio y cantidad de agua y sedimentos que entran y salen de la laguna y que alimentan las playas, alterando también las pesquerías.

Sobre esta diversidad geomorfológica y ecológica se sobrepone la complejidad de las interacciones sociales y de los procesos socioeconómicos. En la zona costera se desarrollan las actividades claramente vinculadas con el litoral -pesca, turismo de playa- así como industrias y generación de energía, además de actividad agropecuaria, transporte y comercio, actividad de educación y de investigación científica, así como la conservación. La economía costera depende del petróleo, de la industria química, de la agricultura costera, del comercio y transporte marítimo, de la acuicultura y economía pesquera. Varias de estas actividades tienen fuertes necesidades de infraestructura, generan asentamientos urbanos a su alrededor, impulsan la litoralización, producen contaminación y transformación, introducen y hacen más compleja la presencia e interrelaciones entre actores (Figura 8). Esta complejidad ambiental y socioeconómica plantea necesariamente un tratamiento y una gobernabilidad diferente a la que se produce tierra adentro. La variedad de sus ecosistemas, la interdependencia entre ellos y los recursos y SE que proporcionan a la sociedad local tanto urbana como rural, hacen necesario diseñar formas de garantizar el desarrollo bajo esquemas que garanticen la conservación del funcionamiento de estos ecosistemas y de sus servicios.

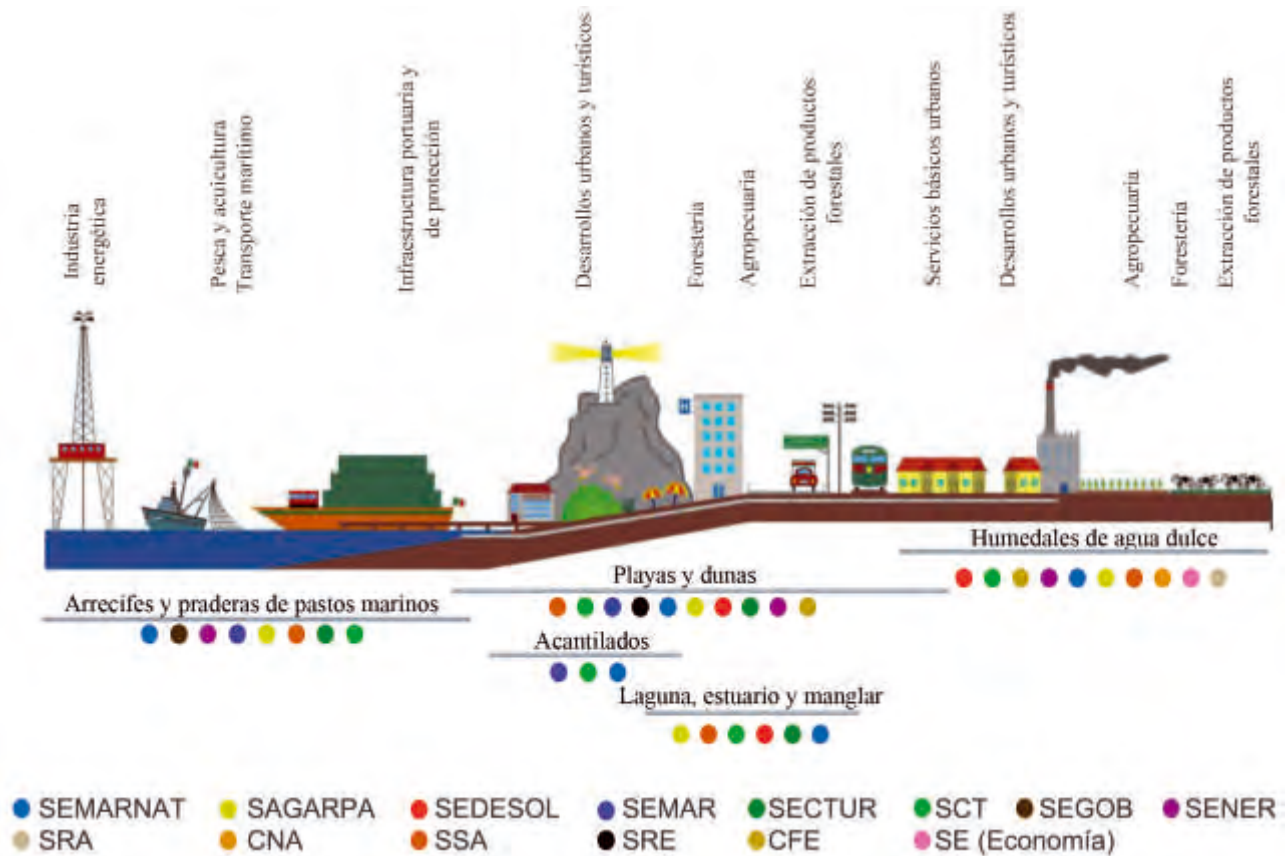


Figura 8. Este esquema muestra los ecosistemas costeros, las actividades productivas y donde se desarrollan prioritariamente y la complejidad de los intereses e instituciones gubernamentales, cuyos ámbitos de gobierno y actividades se llevan a cabo en la zona costera-marina (modificado de Rivera-Arriaga y Villalobos, 2001).

En síntesis, las principales características de la zona costera que permiten darle un contexto espacial y que la diferencian claramente del territorio tierra adentro, son:

- Interconexiones ecológicas (físicas, químicas y biológicas)
- Interacciones a través de flujos, pulsos (hidroperiodo y sedimentos) y movimientos de flora y fauna entre ecosistemas
- Fragilidad del conjunto de ecosistemas costeros y sus relaciones
- Complejidad de actividades socioeconómicas, fuertes procesos de urbanización y de litoralización
- Necesidad de esquemas de gobernabilidad específicos que tomen en cuenta la interdependencia entre ecosistemas y con la propia sociedad.

La zona costera en México y su importancia para el desarrollo del país y el bienestar de la población

Los litorales son estratégicos, no solamente por las vías marítimas que controlan sino también por sus recursos naturales, lo cual ha dado lugar a intercambios y actualmente exportaciones e importaciones fundamentales para las economías de los países. Sin embargo, no todas las zonas costeras tienen la misma importancia o se les da la misma relevancia. La parte terrestre o continental está determinada por cada uno de los estados o países, y la parte marina por la Zona Económica Exclusiva (se extiende 200 millas

náuticas ó 370.4 km hacia el océano) y las convenciones internacionales. En cambio, la importancia estratégica de los litorales depende de factores endógenos políticos, económicos y demográficos. Con base en estos factores, Picardat (1999) elaboró un mapa a nivel mundial con la tipología de los países en función de su litoralización, es decir del grado de desarrollo socio-económico y de actividades humanas que se desarrollan en la zona costera (Figura 9). Resalta que en América los únicos países con litorales cuyo desarrollo se ha centrado hacia las tierras interiores y no las costas son México y Guatemala. El resto de los países con litorales han fincado su economía en actividades costeras (Brasil, Chile, Perú) o bien una combinación de ambas (Canadá, Estados Unidos, Argentina, etc.). En el presente siglo, México está buscando activamente modificar esta situación impulsando un desarrollo costero, el cual pocas veces toma en cuenta la dinámica costera.

En la geografía mexicana son muy pocos los sitios cuya distancia al mar es mayor de 500 km (Rzedowski, 1981); esto quiere decir que el territorio recibe una fuerte influencia del mar que lo rodea. A pesar de ello, México es el único país con litorales en el que sus puertos no constituyen sus ciudades más grandes (Carré y Séguin, 1998). La Ciudad de México, capital del país, fue también la capital del Virreinato de la Nueva España, y fue inicialmente la ciudad capital del imperio Azteca. Ello dice mucho acerca del origen del centralismo que ha privado en México desde entonces y hasta ahora. En torno a esta ciudad y a esta región del altiplano se ha ordenado y organizado el espacio mexicano; la distribución y el



Figura 9. Tipología de los países en función del grado de desarrollo socio-económico y de las actividades humanas de la zona costera. Los puntos rojos marcan las ciudades capital ubicadas en el litoral y los puntos verdes otros polos económicos sobre los litorales. Redibujado de Picardat (1999) y Jaurand (1999).

crecimiento de la población, el desarrollo económico y social y la cultura en general, y es ahí donde se toman las decisiones que afectan la zona costera. Los recursos del interior del territorio constituyeron la base del poblamiento de México, aún antes de la llegada de los españoles (Malvido, 1993; Guevara, 2006). Ahora, después de más de cinco siglos de civilización en el altiplano, éste empieza a dar muestras de agotamiento, por la pérdida de fertilidad de los suelos, por la disminución de la cantidad y calidad de agua disponible, por la saturación de los asentamientos urbanos, por la calidad del aire y por la disminución de los recursos naturales disponibles (Guevara, 2006).

Los 17 estados costeros del país albergaban para el año 2005 a 47,194,599 habitantes (CONAPO, 2006), lo que correspondía a 45.8% del total de la población (Adeath y Rivera Arriaga, 2007). El poblamiento de la zona costera del país ha sido resultado, entre otros aspectos, de las relaciones económicas, sociales y políticas establecidas hacia el interior del territorio nacional (Gabriel y Pérez, 2006). Actualmente el impulso a algunos puertos del país continúa modificando esta estructura. México se empieza a comprender como un país costero, bioceánico, lo cual le permite tener comunicación con todo el mundo y conectarse a través de sus puertos, ciudades donde convergen diversas rutas de transporte, tanto de carga como de pasajeros. Forman parte de la base de intercambios territoriales de una cadena de movimiento y circulación de mercancías, apoyada por la red de carreteras y de ferrocarriles (Padilla y Sotelo, 2010).

La zona costera mexicana está definida por los municipios con apertura al mar y los municipios adyacentes con influencia marina tanto alta como media. También se ha definido la zona costera como la extensión de territorio entre el nivel del mar y los 200 msnm. En algunas zonas del Golfo de México y especialmente en el Caribe, esta cota altitudinal abarca gran parte del estado o lo cubre completamente.

Crecimiento poblacional de la zona costera

A nivel mundial, el crecimiento demográfico más fuerte que se ha producido después de la Revolución Neolítica se ha concentrado en una porción reducida del territorio, los litorales. Para la década de los 50s en el siglo XX, más de dos terceras partes de la población mundial vivía a menos de 500 km de las costas y más de un cuarto a menos de 50 km. Se espera que para el año 2025 dicho valor ascienda hasta 75 por ciento (Hinrichsen, 1998; Lindeboom, 2002). El 80% de las grandes aglomeraciones a nivel mundial se ubican sobre los litorales (Lézy, 1999). En México este poblamiento de la costa ha sido tardío. El estudio del crecimiento poblacional costero se ha desarrollado para dos períodos de tiempo: los últimos 50 años del siglo pasado (Gutiérrez de Macgregor y González, 1999; Padilla y Sotelo, 2000; Gabriel y Pérez, 2006) y entre 2000 y 2005 (Azuz-Adeath y Riviera Arriaga, 2009). El trabajo de Gabriel y Pérez (2006) indica que en 1950 el número de habitantes en el territorio nacional ascendía a 25,596,832, de los cuales 19.4% residía en los municipios costeros mencionados. Gutiérrez de Macgregor y González (1999) concluyen que se ha producido un rápido crecimiento de las zonas costeras del país, ligado al incremento de la población urbana en las costas. Durante 1900 y 1995 fue mayor que la del crecimiento urbano total del país. En 1900, en nueve ciudades vivían 167,000 habitantes y para 1995 las ciudades aumentaron a 175 y en ellas habitaban más de 12 millones de personas. El 71.8% de esta población urbana se concentraba en ciudades con más de 100 mil habitantes. Cerca del litoral, a menos de 50 m de altitud, vivía en 1995 un 78.7% de la población urbana total de las costas y en 2010 aumentó a 79.3% (con 16,311,652 habitantes).

Para tener una idea de la importancia de la zona costera para la población veracruzana, basta decir que el 37% de los habitantes del estado viven entre los 0 y 50 msnm, y esta superficie representa un 40% del territorio veracruzano. Ello significa que es un estado eminentemente costero. El mapa de la Figura 10 muestra la planicie costera de Veracruz, sus principales ecosistemas y las ciudades de mayor tamaño.

En el contexto de la litoralización, es decir la urbanización de los litorales del país, los ecosistemas adquieren mayor relevancia. Hoy en día se reconoce que los ecosistemas no solamente han proporcionado recursos a los seres humanos, sino también SE. Estos son los beneficios que la sociedad recibe de los distintos ecosistemas por el funcionamiento de los mismos, es decir por el solo hecho de que funcionan. El término servicios ecosistémicos (SE) refleja la idea de que los ecosistemas pueden considerarse como proveedores de servicios a la sociedad (MEA, 2005), tanto rural como urbana. Las dunas costeras son la primera protección de las zonas costeras: reducen la energía del oleaje y del viento, protegen de la salinidad, la arena se mueve y reacomoda formando un cinturón maleable que protege de la erosión, entre otros. Los humedales costeros almacenan agua y alimentan los mantos freáticos protegiendo de la salinización, ayudando a reducir el impacto de las inundaciones, etc. De esta manera se convierten en ecosistemas protectores. En la actualidad, bajo los escenarios de cambio climático, la protección que estos ecosistemas brindan a la zona costera es fundamental para nuestro bienestar.

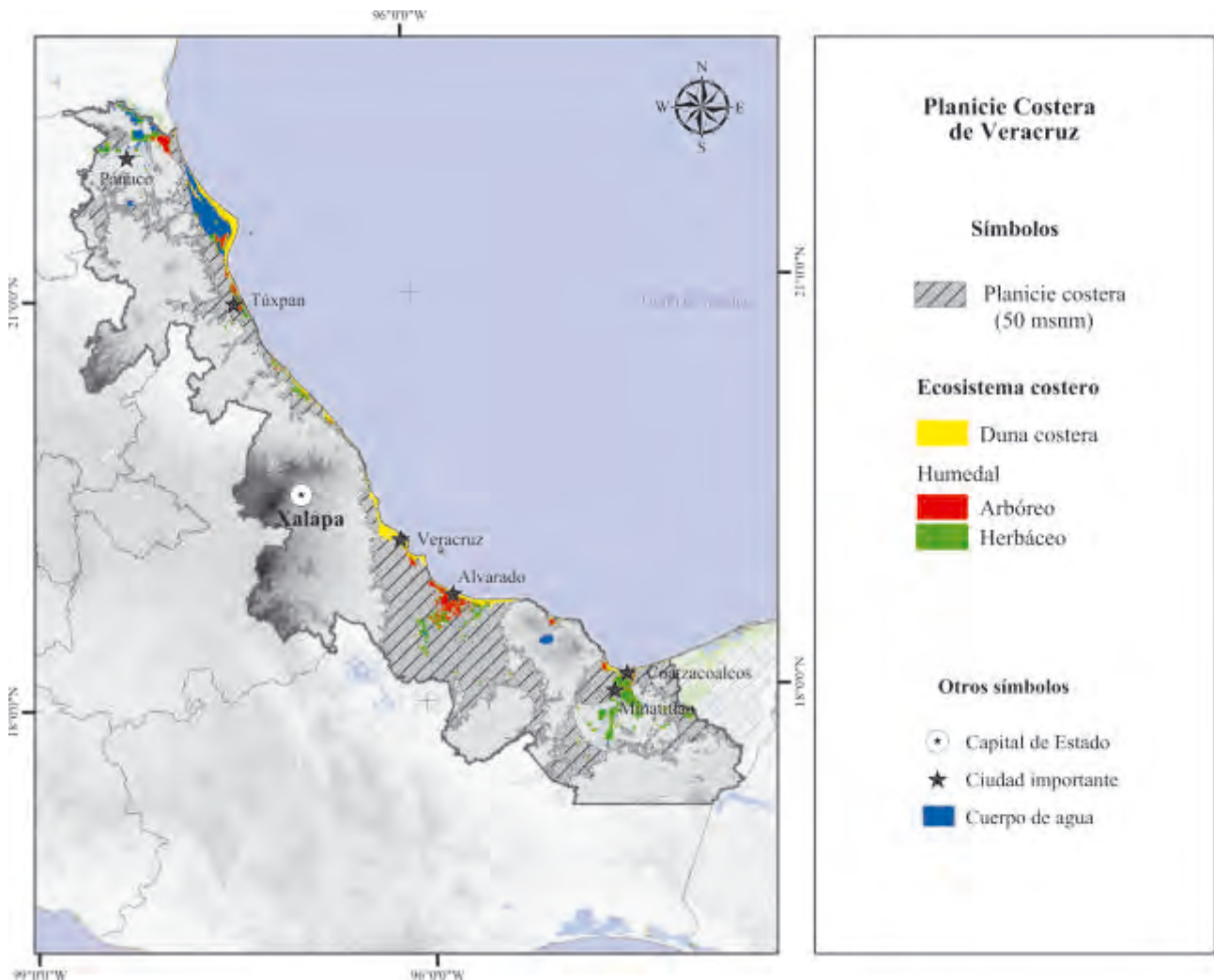


Figura 10. Mapa de la planicie costera de Veracruz, indicando la ubicación de sus principales ecosistemas costeros y las poblaciones urbanas de mayor tamaño de los municipios costeros. Elaborado por: Roberto Monroy.

El proyecto

La Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO) apoyó el desarrollo del proyecto “Evaluación ambiental y valoración económica de los SE proporcionados por los bosques costeros (manglares, selvas inundables, selvas y matorrales sobre dunas) y sus agro-sistemas de reemplazo, en la planicie costera central de Veracruz, México”. Tuvo una primera fase denominada “Criterios para el ordenamiento de manglares y selvas inundables en la planicie costera central de Veracruz, México: Un instrumento de manejo comunitario”. El principal objetivo fue contribuir al desarrollo de criterios técnicos, indicadores cuantitativos e instrumentos para el pago de SE a través de la generación de mediciones en ecosistemas particulares que permitieran la evaluación biológica y la valoración económica objetiva de los SE brindados por los bosques costeros del Golfo de México. Ello permitiría desarrollar estrategias de uso sustentable y restauración de dichos ecosistemas, lo cual redundará en una reducción de la deforestación y degradación forestal y mejores medios de sustento para los pobladores de zonas rurales. Para ello se conjuntó un grupo de trabajo interdisciplinario y se desarrolló un esquema de trabajo que se muestra en la Figura 11. El trabajo se desarrolló sobre dos ejes temáticos, el primero sobre los SE y el segundo sobre la restauración de los ecosistemas costeros ya mencionados. Se trabajó en la evaluación ambiental de la productividad de estos ecosistemas (Capítulo VI) y los SE de conectividad (Capítulo V) como elemento de conservación de la biodiversidad, de secuestro de carbono y su almacenamiento en el suelo (Capítulo VII), el almacenamiento de agua en el suelo y su flujo para mitigar inundaciones y evitar la salinización (Capítulo VIII), la depuración del agua por las raíces de las plantas (Capítulo IX) y el aprovisionamiento (Capítulo X). Estos servicios fueron valorados económicamente (Capítulo XI) con objeto de poder brindar a la sociedad y a los tomadores de decisiones elementos y criterios para poder instrumentar políticas que garanticen la conservación del funcionamiento de los ecosistemas y de su biodiversidad, base de los beneficios que la sociedad obtiene de ellos. Estos servicios se mapearon para la planicie costera de la zona central del estado de Veracruz (Capítulo XII) y se analizaron algunos ejemplos de lo que significa su degradación o pérdida (Capítulo XIII) y se muestran algunas técnicas para acelerar la regeneración (Capítulo XIV) con base en el incremento de la conectividad y la aceleración de los procesos de sucesión y formación de acahuales. Al mismo tiempo se trabajó en las percepciones que las comunidades locales tienen sobre el uso de sus recursos naturales y sobre los SE. El mantenimiento de los beneficios que nos brindan dependen de asegurar un uso sustentable de los recursos que proporcionan, de una regulación y de su aplicación, de modo que se garantice la conservación de su funcionamiento y de sus posibilidades de restauración, siendo ello la base de la adaptación al cambio climático (Capítulo XV).

En la Figura 12 se muestra un resumen de los parámetros biológicos, edafológicos, biogeoquímicos muestreados durante el proyecto en los sitios de muestreo. Estos fueron la base para cuantificar ambientalmente los servicios ambientales o ecosistémicos. Los principales resultados se presentan en los siguientes capítulos.

Las áreas de trabajo incluyeron zonas donde solamente se realizó un muestreo de vegetación como en las dunas de Tamiahua y los manglares y selvas de Tuxpan al norte del estado, y zonas donde se realizó el monitoreo, tanto en los sistemas de dunas como de humedales. El mapa de la Figura 13 muestra la ubicación de los sitios de trabajo.

Este capítulo permite entender el desarrollo del proyecto y entrelazar los distintos temas de trabajo, facilitando la comprensión de los capítulos que forman este libro. Muchos de los resultados han sido publicados o lo están siendo en forma de artículos, sin embargo en este trabajo se presentan de una



Figura 11. Esquema conceptual de trabajo que muestra la relación entre las dos grandes líneas de trabajo, los SE y la restauración. Para cada una de estas líneas se desarrollaron trabajos en los ocho temas indicados que rodean a ambas líneas. Esta información es la base de los mecanismos planteados para incorporar los SE como parte de las políticas ambientales.

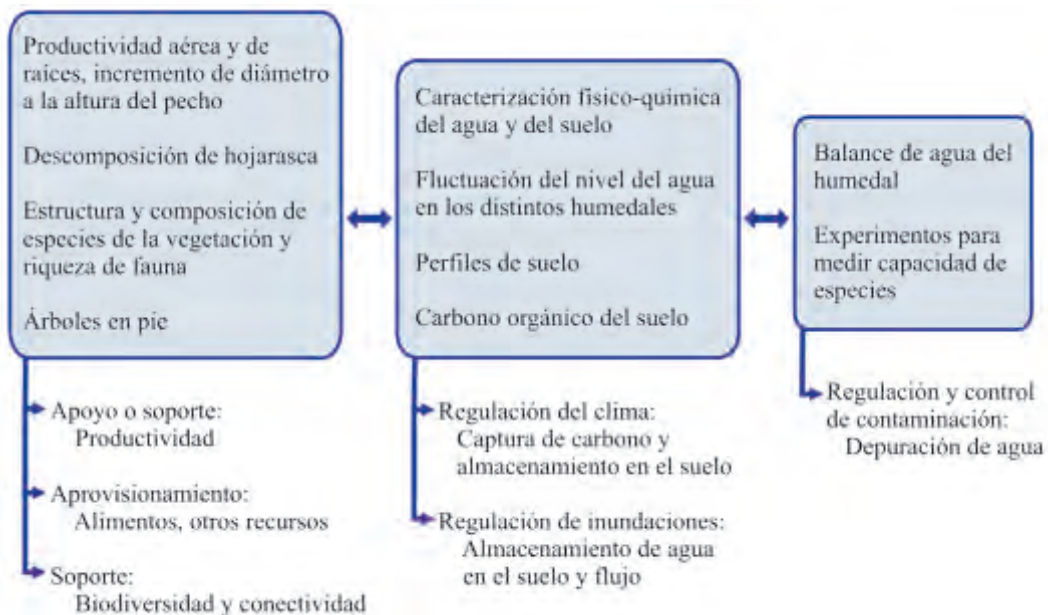


Figura 12. Parámetros de muestreo y monitoreo utilizados para la evaluación del funcionamiento de los ecosistemas costeros para establecer rangos de valores de los servicios ecosistémicos de apoyo o soporte, de aprovisionamiento y de regulación analizados para las dunas y humedales de la planicie costera.

manera más integral y sintética. Ello permitirá tener una visión global de algunos de los SE más importantes de la zona costera y contar con elementos que permitan su valoración social y su inclusión en políticas gubernamentales. Ello ayudará a mejorar las opciones de las poblaciones locales, mejorar su calidad de vida y tener mayores elementos para enfrentar las incertidumbres del cambio climático.

Este capítulo permite entender el desarrollo del proyecto y entrelazar los distintos temas de trabajo, facilitando la comprensión de los capítulos que forman este libro. Muchos de los resultados han sido publicados o lo están siendo en forma de artículos, sin embargo en este trabajo se presentan de una manera más integral y sintética. Ello permitirá tener una visión global de algunos de los SE más importantes de la zona costera y contar con elementos que permitan su valoración social y su inclusión en políticas gubernamentales. Ello ayudará a incrementar las opciones de las poblaciones locales, mejorar su calidad de vida y tener mayores elementos para enfrentar las incertidumbres del cambio climático.

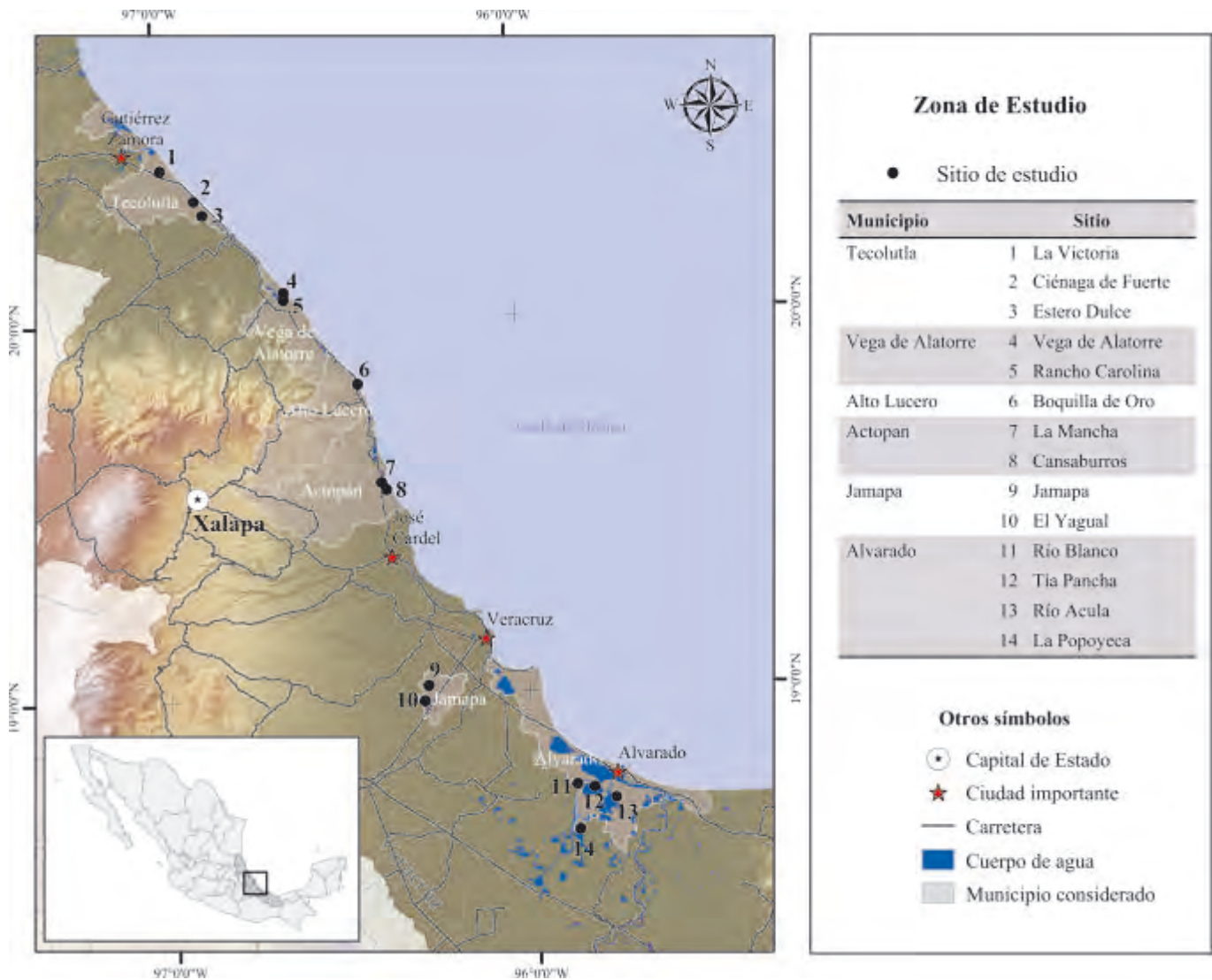


Figura 13. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo y de monitoreo del proyecto en la planicie costera de Veracruz. Se muestran los municipios sobre un modelo digital de terreno, con las principales vías carreteras y ciudades de referencia. Elaborado por: Roberto Monroy.

II. LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES COSTEROS

*Ileana Espejel, Samantha Díaz de León, Patricia Moreno-Casasola,
César Vázquez-González y María Elizabeth Hernández*

¿Qué son los servicios ecosistémicos?

El concepto fue definido por Daily (1997) refiriéndose a las condiciones y procesos por medio de los cuales los sistemas naturales, y las especies que los componen, sustentan y mantienen la vida humana. Pero es Costanza *et al.* (1997) quienes especifican que los servicios de un ecosistema (SE) son los beneficios que obtiene la población humana, directa o indirectamente, de las funciones ecosistémicas. El concepto evolucionó al intentar valorar monetariamente los servicios que prestan los ecosistemas a las poblaciones humanas. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) los refiere simple y llanamente a los beneficios que las personas obtienen a partir de los ecosistemas, pero recientemente de Groot *et al.* (2010) unieron los conceptos anteriores (de Groot, 1992; Costanza *et al.*, 1997; MEA, 2005) y completaron la definición refiriéndose a ellos como las contribuciones directas e indirectas que los ecosistemas proporcionan al bienestar humano.

Un análisis sobre el marco conceptual de los SE lo presentan Camacho-Valdez y Ruíz-Luna (2012). Una discusión interesante que se ha dado es referente a la semántica. Aunque se usan indistintamente SE y servicios ambientales, pensamos que es necesario diferenciarlos. En la literatura internacional no existe un claro consenso entre la diferencia conceptual entre ambos términos, sin embargo se han propuesto formas de diferenciarlos que son pertinentes para este libro. Por ejemplo, Swallow *et al.* (2009) indican que la principal diferencia entre SE y servicios ambientales es que los primeros son la mayoría de los servicios de provisión como alimento, fibras y combustible los cuales son recursos excluibles que son objeto de mercado. Por el contrario los servicios ambientales son todos los servicios regulatorios, de soporte y culturales, los cuales no son objeto común de mercado, aunque recientemente el servicio de regulación del secuestro y almacenamiento de carbono tiene ya un precio de mercado. Por otro lado, Michel-Villalobos (2014) planteó la diferencia entre SE y servicios ambientales usando un ejemplo para una ciudad costera, denotando a éstos últimos como aquellos beneficios y servicios obtenidos a partir de espacios verdes construidos y modificados por el hombre en zonas urbanas o rurales costeras, denominados como espacios verdes, los cuáles requieren de inversión para su creación y mantenimiento. Dentro de estos espacios se incluyen las zonas de cultivo, parques urbanos, jardines, etc. Los SE se definen como aquellos obtenidos a partir del capital natural, es decir de espacios naturales que componen ecosistemas no transformados por el hombre. Éstos no requieren la inversión de otras formas de capital para proveer servicios y beneficios de manera gratuita y es a la que nos referiremos en este libro, porque los ecosistemas estudiados no han sido transformados de tal manera que haya que invertir en ellos para mantenerlos.

Esta separación de conceptos parece pertinente en ecosistemas costeros, porque al transformar un ecosistema natural a uno artificial (dígase de una duna con cobertura natural, a una duna reconstruida y restaurada o, convertida en pastizal para uso pecuario), no dejan de prestar un servicio, pero es un servicio que cuesta mantenerlo; en cambio, los SE se dan y no es necesario construirlos, ni invertir en su mantenimiento, solo mantener sus funciones ecológicas por medio de la conservación a través de la

regulación. En términos de cálculos monetarios es importante diferenciarlos, porque los ambientales necesitan inversión para existir (valor que sería necesario restar del total) y los otros no.

Existen diferentes clasificaciones de los SE, destacando las propuestas hechas por Costanza *et al.* (1997), de Groot *et al.* (2002), MEA (2005) y de Groot *et al.* (2010). Autores como Wallace (2008) señalan que prevalece confusión y discuten las clasificaciones anteriores porque hay errores de entendimiento de los procesos ecológicos debido a las formas de agrupación y los posibles fallos en éstas. Sin embargo, para este libro se ha seleccionado la clasificación más reciente (Groot *et al.*, 2010) y las formas de medirlos monetariamente que recopila de Groot (2012) para varios ecosistemas. Estos autores proponen cuatro tipos (funciones de aprovisionamiento, de regulación, de hábitat y referentes a la cultura), 23 procesos o componentes y 39 SE (Cuadro 1):

I. Funciones de producción o provisión con seis procesos referentes a los alimentos para personas y ganado, recursos minerales, maderables, medicinales, genéticos y ornamentales. Si éstos se dan en campos de cultivo, pozas de acuacultura o jardines, corresponderían a servicios ambientales,

II. Funciones de regulación que mantienen los procesos ecológicos esenciales y son el sistema de soporte de la vida, e incluye nueve procesos ecosistémicos o componentes del ecosistema a los que puede asignarse uno o más servicios,

III. Funciones de hábitat que ofrecen un espacio adecuado para que vivan y se desarrollen las especies de animales y plantas silvestres (bacterias, hongos, etc.). Se dividen básicamente en dos tipos: refugio y guardería y el segundo desarrollo de especies, y

IV. Función de información que contiene cinco componentes referentes a cuestiones culturales, recreativas y de generación de conocimiento.

Cuadro 1. Lista de los bienes y SE modificado con base en de Groot *et al.*, (2002, 2010 y 2012) para especificar los SE y ambientales de los humedales y dunas costeras.

Clave	Funciones ecosistémicas	Proceso ecosistémico y sus componentes	Bienes y servicios ecosistémicos de los ecosistemas costeros
<i>I. Funciones de aprovisionamiento</i>		<i>Provisión de recursos naturales</i>	
1	Alimentos	Conversión de la energía solar en plantas y animales comestibles	1.1. Plantas, animales, hongos, algas comestibles 1.2. Agricultura, forraje y fertilizantes (e.g. hojas, hojarasca y crustáceos como carnada para pesca)
2	Abastecimiento de agua	Filtración, retención y almacenamiento de agua dulce (e.g. en acuíferos)	2.1. Agua para el consumo, cantidad y calidad (e.g. uso doméstico, de riego e industrial)
3	Materias primas	Conversión de la energía solar en la biomasa para las edificaciones hechas por el hombre y otros usos	3.1 Construcción y manufacturas (e.g. maderas y pieles) 3.2 Energía y combustible (ej. leña, materia orgánica)

4	Recursos genéticos	Material genético y evolución de plantas y animales silvestres	4.1 Mejorar la resistencia de los cultivos a plagas y patógenos 4.2 Otras aplicaciones (cuidados de la salud)
5	Recursos medicinales	Variedad de sustancias (bio) químicas en los organismos silvestres y variedad para usos medicinales	5.1 Drogas y productos farmacéuticos 5.2 Modelos químicos y herramientas 5.3 Pruebas y ensayos con organismos
6	Recursos ornamentales	Variedad de la biota en los ecosistemas naturales con potencial de uso ornamental	6.1 Recursos para la moda, artesanías, joyería, mascotas, ceremonias espirituales, decoración y "recuerdos" (pieles, plumas, orquídeas, mariposas, peces, conchas, arena, etc.)
II. Funciones de regulación			
<i>Mantenimiento de procesos ecológicos esenciales y sistemas de soporte de vida</i>			
7	Regulación de la calidad del aire	Rol de los ecosistemas en ciclos biogeoquímicos (ej. balance de CO ₂ /O ₂ , capa de ozono, etc.)	7.1 UVb -protección por O ₃ (prevención de enfermedades) 7.2 Buena calidad de aire 7.3 Influencia sobre el clima general y en especial del microclima
8	Regulación climática	Influencia de la cobertura de suelo y biológica mediante procesos (ej. producción de dimetilsulfuro-DMS) sobre el clima	8.1 Mantenimiento de un clima favorable (temperatura, precipitación, etc.) por ejemplo, desarrollo de la vida humana, salud y cultivos
9	Moderación de perturbaciones	Influencia de la estructura ecosistémica en la reducción de las perturbaciones ambientales	9.1 Protección contra tormentas (corales, manglares y dunas) 9.2 Prevención de inundaciones (e.g. por humedales)
10	Regulación del flujo de agua	Rol de la cobertura vegetal en la regulación de la escorrentía y descarga de ríos	10.1 Drenado e irrigación natural 10.2 Medio de transporte
11	Prevención de la erosión	Rol de la vegetación y raíces, y la biota del suelo en la retención de sedimentos	11.1 Mantenimiento de un suelo cultivable 11.2 Evitar daños por erosión o azolve
12	Mantenimiento de la fertilidad del suelo	Desgaste de rocas y acumulación de materia orgánica	12.1 Mantenimiento de la productividad del suelo bajo cultivo. Sería un servicio ambiental 12.2 Mantenimiento de suelos saludables, fértiles y ecosistemas productivos
13	Regulación de nutrientes	Papel de la biota en el almacenaje y reciclaje de nutrientes (ej. N, P y S)	13.1 Almacenaje y fijación de nutrientes

14	Depuración del agua, aire y tratamiento de desechos	Papel del suelo y las plantas para la limpieza del ambiente	14.1 Control de la contaminación, depuración, detoxificación 14.2 Filtración de partículas de polvo 14.3 Reducción de la contaminación por ruido
15	Polinización	Papel de la biota en el movimiento de los gametos de la flora	15.1 Polinización y dispersión de semillas de plantas silvestres 15.2 Polinización de cultivos (servicio ambiental)
16	Control biológico	Control de la población a través de las relaciones y dinámica trófica	16.1 Control de plagas y enfermedades en sistemas naturales 16.2 Reducción de los daños a cultivos
III. Funciones de hábitat		Proveer hábitat (espacio adecuado para vivir) para especies de animales, plantas, hongos, algas silvestres	
17	Servicio de refugio	Espacio adecuado para la vida de plantas y animales silvestres	17.1 Mantener la diversidad genética y biológica (y de esta forma la base para otras funciones). Hay seis reinos y un gran número de especies en el mundo, especialmente de los reinos microscópicos 17.2. Mantenimiento de las especies comerciales cultivadas
18	Protección del banco de germoplasma	Lugar adecuado para la reproducción de especies	18.1 Caza, pesca de autoconsumo, comercial y deportiva, y recolección de frutas
IV. Función de información y cultura		Proveer oportunidades para el desarrollo del conocimiento y la cultura	
19	Información estética	Paisaje atractivo	19.1 Disfrute del escenario (carreteras escénicas, vistas, etc.)
20	Recreación	Variedad de paisajes con potencial para uso recreacional	20.1 Visitas a ecosistemas naturales para ecoturismo y deportes al aire libre
21	Inspiración para la cultura y el arte	Variedad de características naturales con valor cultural y artístico	21.1 Uso de la naturaleza en libros, cine, música, pintura, festivales folklóricos, símbolos nacionales, arquitectura y anuncios. Si es en parques, sería un servicio ambiental
22	Experiencia espiritual	Variedad de características naturales con valor espiritual e histórico	22.1. Uso de la naturaleza para propósitos históricos y/o religiosos, como el valor cultural y de herencia de los ecosistemas naturales. Si es en parques, sería un servicio ambiental
23	Desarrollo cognitivo	Variedad en la naturaleza con valor científico y educativo	23.1. Uso de los sistemas naturales para visitas escolares y para la investigación científica

No todas las funciones, procesos y servicios (Cuadro 1) han sido valorados para todos los ecosistemas del mundo, incluyendo los costeros. Los métodos de valoración han sido y todavía son motivo de polémica, pero hay métodos en los que hay consenso y se utilizan oficialmente debido a que son entendibles por la mayoría de las personas y se han usado para pagar a las personas que administran los predios dañados, y compensar la pérdida de los SE, por ejemplo, aplicando medidas de restauración. Los métodos que utilizan la opinión de la gente (usuarios, productores), aunque son los mayormente usados, son también los que causan mayor problema ya que se ha visto que quien desconoce sobre seguros de vida, de casa, de auto, etc., o no maneja dinero, le es difícil otorgar un precio a un bien común. En México, se ha visto que no hay una buena disposición a pagar por un recurso natural, ya que se considera que los impuestos son los que deben cubrir la conservación del mismo (Ileana Espejel, comunicación personal) o bien las respuestas no son realistas (Omar Cervantes, comunicación personal). Los métodos más certeros son aquellos donde se asigna directamente el valor al recurso que provee el ecosistema, por eso las pesquerías son el indicador de valor de humedales más utilizado (Barbier *et al.*, 2011), tal y como lo estimaron Vázquez-González *et al.* (2015) para una de las zonas de trabajo.

La literatura sobre los SE presenta dos formas de analizarlos: a) con base en los bienes que ofrecen (enlistado de la cantidad y tipo de servicio), y b) su valor económico (diversos tipos de valoración). Este es un proceso de análisis de la contribución económica para cumplir una meta específica (Brenner *et al.*, 2010; Costanza *et al.*, 2014) y las compensaciones son expresadas en unidades monetarias debido a la conveniencia de entendimiento por la mayoría de la gente (Costanza *et al.*, 2014).

En este capítulo se describen los SE que prestan los ecosistemas costeros analizados (manglares, humedales de agua dulce y dunas costeras) y en el Capítulo XI se presentan las valoraciones económicas de algunos SE calculados.

Los servicios ecosistémicos en las costas

Los ecosistemas de las zonas costeras se caracterizan por una combinación de procesos marinos y terrestres que en este libro se han agrupado en dos tipos, en función de los factores ecológicos que los determinan: el agua a una variedad de humedales (herbáceos y arbóreos) y el viento a las dunas costeras. Hay muchos más análisis de los SE de humedales que de playas y dunas costeras, donde hay un fuerte vacío. Los autores que han realizado revisiones en humedales como Barbier *et al.* (2011), Camacho-Valdez *et al.* (2013), de la Lanza *et al.* (2013), entre otros, mencionan que se han enlistado muchos SE pero pocos se han calculado monetariamente. Entre los que más se han trabajado son los ligados a la medición a través de las pesquerías (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008) y al secuestro y almacenamiento de carbono (Hernández, 2010).

En este capítulo se describen los SE identificados para los tres tipos de bosques (humedales de agua dulce, manglares, y bosques y selvas sobre dunas costeras) y se agrupan de acuerdo al tipo de SE que prestan (provisión, regulación, hábitat y culturales). A cada SE se le asignó un valor de importancia entre 1 y 3, siendo éste último el valor más importante o alto. Los valores fueron asignados por los autores de este capítulo de acuerdo a su experiencia y a las lecturas analizadas. Para la mayoría de ellos se encontró bibliografía internacional y nacional que los evidencia, la cual se cita. Se encontró que los ecosistemas de bosques costeros mencionados presentan las cuatro funciones, los 23 procesos y 34 de los 39 SE. Se encontraron referencias para el total de diez de los once SE de aprovisionamiento, 16 de los 20 SE de regulación, los tres de hábitat y los cinco culturales, es decir para 34 SE. Los servicios para los cuales no se encontró literatura ni evidencias de que lo preste alguno de los ecosistemas son en la función de

aprovechamiento de mejorar la resistencia de los cultivos a plagas y patógenos; de la función de regulación: 1) de protección de UVb por O₃, 2) la filtración de partículas de polvo, 3) la reducción de la contaminación por ruido y 4) la polinización de cultivos.

Servicios de las funciones de provisión

Los ecosistemas analizados presentan seis SE que proveen de materias primas como semillas, agua, alimentos, recursos ornamentales y medicinales. Los servicios de alimentos se separan en los silvestres y los cultivados. Ambos se pueden encontrar en los tres ecosistemas pero prevalecen los silvestres. El recurso agua es el SE más importante que proveen los humedales y las dunas ya que el manto freático es dulce. El SE de proveedor de materias primas (madera, hojas de palma, horcones y varas para construcción y leña principalmente) es muy importante en los tres tipos de bosques, aunque el uso de mangle está actualmente prohibido en México. En las dunas hay plantas y animales que proveen de alimentos (sobre todo frutos y hojas) (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009) y en los diversos humedales de agua dulce hay muchos recursos ornamentales (plantas acuáticas frondosas y con flores con alto valor estético en

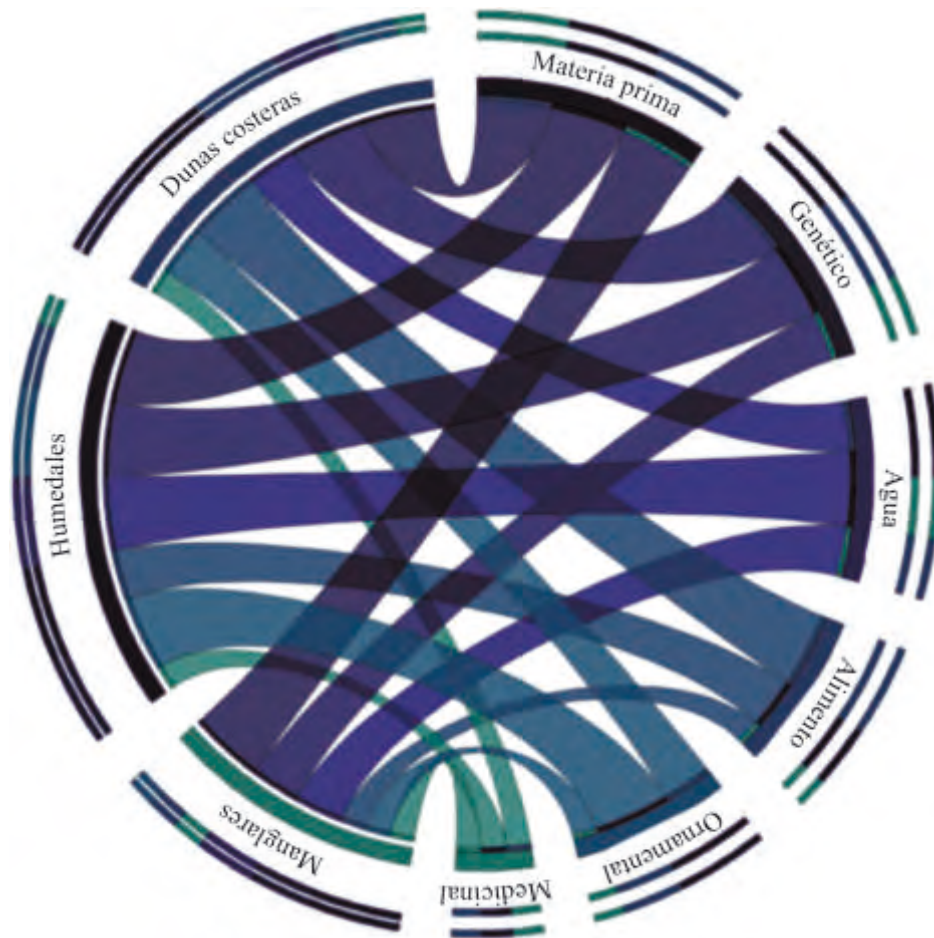


Figura 14. SE de provisión o aprovisionamiento de los bosques sobre ecosistemas costeros de Veracruz. A la izquierda, con un círculo externo de barras muy juntas, se muestran los tres ecosistemas (manglares, humedales y dunas) y a la derecha, flanqueados al exterior por barras separadas, se presentan los SE de provisión identificados y valorados entre 1 y 3 por los autores del presente capítulo. Éste último es el valor más importante representado por la barra más ancha.

jardinería) (Ewel, 2010; Ewel *et al.*, 1998) y para construcción (González-Marín *et al.*, 2012; Lazos-Ruíz *et al.*, 2016) (Capítulo X). El SE de medicinas se divide en tres tipos, como recursos silvestres medicinales y remedios utilizados por las comunidades costeras (Escamilla-Pérez *et al.*, 2015); como animales de experimentación y como modelos para la extracción de sustancias ya industrializadas. Estos son los SE de menor valor de importancia en los tres tipos de ecosistemas costeros (Figura 14).

- *Plantas, animales, hongos y algas comestibles*

Aunque los ecosistemas costeros no se caracterizan por una gran diversidad de especies comestibles, las comunidades locales utilizan las dunas y humedales de sus alrededores para obtener diversos productos que les proporcionan alimentos. En las dunas se recolectan frutos de jicaco (*Chrysobalanus icaco*), ciruelo (*Spondias mombin*), pioche (*Bumelia celastrina*) además de *Bromelia pinguin*. En los humedales se consumen los frutos de palma de coyol (*Attalea butyracea*) y las hojas de caracolillo (*Thalia geniculata*) se usan para cocer tamales (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009; González Marín *et al.*, 2012; Capítulo X). La pesca en las lagunas costeras ha sido analizada en numerosos artículos, y para la zona de trabajo un ejemplo aparece en Juárez-Eusebio *et al.* (2006) y en Vázquez-González *et al.* (2015).

- *Agricultura, forraje y fertilizantes (e.g. hojas, hojarasca y crustáceos como carnada para pesca)*

Los procesos agropecuarios son un servicio ambiental porque es necesario invertir en su mantenimiento, pero la recolección de especies es un SE. En Nueva Zelanda las dunas costeras proveen de espacio para actividades agrícolas y forestales (Hesp, 2000). La siembra de árboles para extracción de madera ha sido una práctica común en países templados y actualmente hay esfuerzos para eliminarlos por ser especies exóticas como los pinos en la Reserva de Doñana en el sur de España (Merino *et al.*, 1978) y en Uruguay (Caldevilla y Quintillán, 2002). Desde el punto de vista agrícola, en Oaxaca los Huaves cultivan maíz ancestralmente (Zizumbo y Colunga, 1982) y muchos ejidos usan los terrenos más planos para sembrar maíz, frijol, sandía y cacahuete (Martínez *et al.*, 2014) y aún caña de azúcar. En los humedales el principal cultivo es el arroz (Arteaga, 2005) aunque en algunos países está desapareciendo (Iandolo, 2014).

En México se usan las dunas en gran parte del país para la ganadería extensiva. Se usa la vegetación de los pastizales que crecen en los estados sucesionales de las dunas o bien introduciendo pastos africanos como el pasto estrella (*Cynodon plectostachyus*) y el privilegio (*Panicum maximum*) (Moreno-Casasola, 2004; Martínez *et al.*, 2014). Los humedales son ampliamente usados para el pastoreo. Moreno-Casasola *et al.* (2012) muestran el uso de los humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce para cría de ganado bajo un manejo generalmente extensivo, tal y como lo analizaron Travieso-Bello *et al.* (2005) a partir del uso y manejo pecuario y los impactos en el suelo. Lazos-Ruíz *et al.* (2014) enlistan las especies utilizadas para madera, leña, alimentos, etc. provenientes de los humedales arbóreos.

En México se ha usado sobre todo la extracción de madera de los acahuales y selvas ya establecidos sobre dunas costeras, principalmente de especies como cedro y caoba y otras de uso local como quebracho (*Diphysa robinoides*). Así mismo, algunas especies producen hojas de valor forrajero que son utilizadas por las comunidades locales, como el cocuite (*Gliricidia sepium*) y el guázimo (*Guazuma ulmifolia*) (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009; encuestas proyecto; Capítulo X).

El uso preferido es la tala de árboles de las selvas inundables porque proporcionan madera y su posterior conversión a potreros. El uso de humedales herbáceos puede incluir el drenado y canalización de agua para reducir la inundación y facilitar la introducción de especies forrajeras exóticas como el pasto alemán (*Echinochloa pyramidalis*). En el Papaloapan se encontró que todos los humedales de agua dulce

son usados para la cría de ganado, y que el manejo más frecuente es la introducción del ganado para pastorear libremente y en ocasiones el uso del fuego para producir rebrotes, pudiendo recuperarse tanto la biodiversidad, la composición florística como algunas características de suelo siempre y cuando se mantenga una densidad de una o dos cabezas por hectárea (Rodríguez Medina, 2011; Rodríguez Medina y Moreno-Casasola, 2013; Escamilla Pérez, 2013; Lazos-Ruíz, 2014).

En algunos sitios en las orillas de los humedales se encuentran pequeños crustáceos que se usan como carnada en la pesca (Arzola-González y Flores-Campana, 2008).

- *Agua para el consumo, cantidad y calidad (e.g. uso doméstico, de riego e industrial)*

Los ecosistemas proveen de agua para diversos usos (Hutchinson *et al.*, 2013). Los humedales son reconocidos como proveedores de agua, por ejemplo durante las inundaciones se ha comprobado que el agua se mueve hacia los mantos acuíferos, recargándolos, por ejemplo en Tunisia (Acreman, 2000). Además mantienen la calidad de la misma (Camacho-Valdez *et al.*, 2013) porque la purifican (Barbier *et al.*, 2011) cuestión que podría catalogarse en filtración de partículas. También asimilan los nutrientes (Fisher y Acreman, 2004; Sánchez Higuero, 2007) y los herbicidas (Cejudo *et al.*, 2008) (Capítulo IX).

Las dunas costeras regulan los flujos de agua por medio de la infiltración que retiene hasta el 97% del agua de tormentas (Price *et al.*, 2013). Este SE también fue reconocido por Everard *et al.* (2010), quienes reportaron la purificación por la filtración del agua del Río Meuse en las dunas de Holanda lo que promueve la formación de acuíferos subterráneos y por Yetter (2004) en las dunas en el centro de Veracruz. En Italia se demostró que funcionan como barreras contra la intrusión salina (Mollema *et al.*, 2008). Proveen agua a comunidades de España (Mottier *et al.*, 2000), Argentina (Carretero y Kruse, 2012) y Japón, la cual en el último caso la utilizan para la producción de Sake (Kaneko *et al.*, 2013). Everard *et al.* (2010) identificaron la provisión de agua para consumo humano en Europa (Holanda, Alemania y Dinamarca) y para el riego de campos de golf en Reino Unido. El recurso se optimizaría al recargar los acuíferos con aguas tratadas, como fue reportado en Bélgica (Van Houtte *et al.*, 2005).

- *Construcción y manufacturas*

En los humedales se reporta la recolección de materiales naturales (Barbier *et al.*, 2011; Camacho-Valdez *et al.*, 2013; Hutchinson *et al.*, 2013; González-Marín *et al.*, 2012; Lazos-Ruíz *et al.*, 2016; Capítulo X). Ewell *et al.* (1998) enlistan una gran cantidad de plantas útiles en los humedales y en México sobresale el uso de palmas asociadas como son el coyol real (*A. liebmanii* o *A. butyracea*), el apachite (*Sabal mexicana*) y la palma regia (*Roystonea dunlapiana*), además de la introducida en dunas costeras, palma de coco (*Cocos nucifera*). Las conchas de tortuga y armadillo se usan como utensilios para acarrear agua (González-Marín, 2013).

En México (Veracruz), los árboles de las dunas se utilizan para la construcción de palapas, casas, postes, cercas vivas y elaboración de muebles (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009) al igual que los de humedales (González-Marín *et al.*, 2012; Escamilla Pérez, 2013; Lazos-Ruíz, 2014; Lazos-Ruíz *et al.*, 2016). En playas y dunas a nivel mundial, se identificó también el uso de materiales accesibles para la construcción de atractivos turísticos como palapas (Doody, 2013).

La arena se usa como material de construcción en muchas regiones. Uno de los servicios de provisión de la arena de las dunas más importante son los minerales dada su relevancia en su uso para la construcción de herramientas, infraestructura urbana, equipos electrónicos y maquinaria en general. De hecho fue el SE de dunas con más referencias bibliográficas (Díaz de León, 2015). En Turquía se extrae

carbón mineral, cobre, hierro y cromo (Van der Maarel, 1997) mientras que en Sudáfrica se extrae circón, ilmenita y rutilo (Van Aarde *et al.*, 2004). Un problema con la valoración del SE de minerales se refiere a las transacciones injustas entre explotadores del mineral y la gente local. Por ejemplo, en las dunas de El Socorro, Baja California, los ejidatarios venden arena a cinco USD/tonelada para la extracción de hierro (Natalia Rodríguez-Revelo, comunicación personal) sin embargo es un sitio potencial de explotación de cuarzo y feldespato que son más valiosos que el hierro (Rodríguez-Revelo *et al.*, 2014). En Veracruz no hay referencias, pero se ha observado la salida de camiones cargados con arena y también se ha documentado la venta de arena de dunas para la creación de playas artificiales en centros de recreación (Patricia Moreno-Casasola, comunicación personal).

Sin embargo, el SE de provisión de minerales es finito y tiene consecuencias ambientales. Por ejemplo, la minería en dunas de Monterey, California (E.U.) durante 80 años promovió su erosión (Thornton *et al.*, 2006), tanto que dichos autores mencionan que en Australia prohibieron la extracción de arena por los impactos negativos como son la erosión y la modificación de la distribución de las especies (Brewer y Whelan, 2006). Con la minería también se pierden otros SE como el de hábitat; por ejemplo en el mismo caso de Australia se observó que las dunas se recolonizaban durante su recuperación después de actividades mineras, pero con hierbas exóticas (Brewer y Whelan, 2006) de modo que perdían el SE de calidad del hábitat.

Hay materiales que no son de construcción pero son materiales útiles en manufacturas y que se obtienen de sustancias extraídas de especies de los bosques de humedales. De los mangles se extraen taninos que se usan en talabartería para curtir pieles (Bandaranayake, 1998) y se ha probado que son buenos como anticorrosivos (Rahim *et al.*, 2007).

- *Energía y combustible*

En los humedales se ha reportado el uso de madera como combustible (Camacho-Valdez *et al.*, 2013; Lazos-Ruíz 2014; Lazos-Ruíz *et al.*, 2016) y la madera de mangle es reconocida por la calidad de carbón que provee (Estrella-Benavides, 2007), práctica muy frecuente en América del Centro y del Sur. En las dunas también se extrae madera (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009; Lazos-Ruíz, 2014).

- *Mejorar la resistencia de los cultivos a plagas y patógenos*

No se encontraron referencias bibliográficas referentes a este SE.

- *Otras aplicaciones (cuidados de la salud)*

Hutchinson *et al.* (2013) reconocen que los ecosistemas costeros proveen de medicinas y mencionan varias especies y remedios obtenidos de los humedales. En los humedales potrerezados de Jamapa se han encontrado especies medicinales (Escamilla-Pérez *et al.*, 2015). Los Mayas usaron muchas plantas de los ecosistemas costeros como medicinales (Rodríguez *et al.*, 2003). Las civilizaciones en la India han utilizado plantas de dunas con propiedades medicinales y farmacológicas (Bhagya y Sridhar, 2009). Everard *et al.* (2010) mencionan a *Eryngium maritimum* por su actividad antiséptica, contenido de polifenoles y flavonoides con antioxidantes (Kholkhal *et al.*, 2012). Se usó tan intensivamente que ya está protegida debido a su escasez y su extracción está prohibida por lo que se han desarrollado métodos de cultivo para mantener el uso de esta especie (Kikowska *et al.*, 2014). En el caso de las dunas, las plantas se usan en infusiones, por ejemplo la denominada riñonina (*Ipomea pes-caprae*) se usa para diluir piedras en el riñón (Valdés, 1989).

Los hallazgos en usos medicinales son continuos (Kholkhal *et al.*, 2012; Kikowska *et al.*, 2014), por lo que la evaluación de las propiedades farmacológicas y genéticas pueden ofrecer un nicho de estudio en la búsqueda de mejores medicamentos. Por ejemplo Alves y Alves (2011) la llaman la fauno-farmacia y enlistan algunos remedios proporcionados por la fauna de ecosistemas costeros de Latinoamérica. En los humedales de Jamapa, González-Marín (2013) y González-Marín *et al.*, 2016 (en prensa) encontraron que algunos animales tienen usos medicinales (Capítulo X).

- *Drogas y productos farmacéuticos*

Algunos productos bioquímicos que se usan con fines médicos se reportan en los mangles, en especial en *Rhizophora mangle*, ya que se han realizado experimentos para la extracción de los taninos de la corteza para la industrialización de medicinas para uso gástrico y otros (Berenguer *et al.*, 2006; Travieso-Novelles *et al.*, 2011; de-Faria *et al.*, 2012), y en el uso como antioxidantes (Rahim *et al.*, 2008).

- *Modelos químicos y herramientas*

Una predicción del cambio climático es la salinización de las planicies costeras. Se ha usado la capacidad de los mangles para vivir bajo condiciones de salinidad para entender más los mecanismos fisiológicos que les permiten vivir en estas condiciones y aislar el DNA que determina la tolerancia a la salinidad. Por ejemplo Wong *et al.* (2007) aislaron 126 cDNA tolerantes a la salinidad de la raíz del mangle *Bruguiera cylindrica* con los cuales realizaron manipulaciones en *Escherichia coli*. Los taninos de *Rhizophora mangle* se han estudiado para entender múltiples papeles ecológicos en las lagunas costeras (Lin *et al.*, 2007).

- *Pruebas de ensayos con organismos*

No se encontró bibliografía que los mencione, aunque los conejos, habitantes de las dunas costeras, son utilizados como animales de laboratorio para probar medicinas. Asimismo, hay organismos marinos, especialmente moluscos que son utilizados en laboratorio para medir tolerancias a contaminantes, y se usan como indicadores. García-García *et al.* (2012) analizaron los efectos del uso del suelo (bosques, pastizales, cafetales y con influencia urbana) sobre la calidad del agua y la reproducción de *Ceriodaphnia dubia*, a manera de ensayo para entender el impacto de la contaminación.

- *Recursos para la moda, artesanías, joyería, mascotas, ceremonias espirituales, decoración y elaboración de souvenirs*

Las plantas, especialmente las flores, tienen usos ornamentales en muchos países tropicales del Pacífico (Thaman, 1994). De hecho, Williams y Cameron (2006) documentan que muchas especies ornamentales que provienen de los trópicos se han usado en jardines en Europa y aunque ya se domesticaron, su origen es tropical y algunas de ellas provienen de bosques costeros. Especialmente las palmas de los humedales se usan como plantas ornamentales de jardín y en parques, sobre todo la palma yagua (*Roystonea dumlapiana*) y *R. regia*. Asimismo los frutos de varias de las especies de palmas se usan en joyería y otras artesanías comunes en las playas turísticas mexicanas y en Jamapa, Veracruz, las mujeres han empezado a desarrollar joyería.

En Miami se ha usado la riñonina (*Ipomoea pes-caprae*) y el haba de playa o gallito de playa (*Canavalia rosea*) para cubrir camellones en la zona costera, ya que mantienen follaje verde todo el año y tienen flores vistosas. En Coatzacoalcos se sembraron plantas ornamentales de forma similar pero la población opinó que no eran plantas atractivas, probablemente porque faltó el trabajo de jardinería

ornamental más sofisticado que jugara con la arquitectura de las plantas (Patricia Moreno-Casasola, comunicación personal). En Cuba, el palo mulato (*Bursera simaruba*) se usa como planta decorativa en los jardines y la uva de playa (*Coccoloba uvifera*) se cultiva dándole forma de paraguas en las playas para crear sombra para los visitantes. En Eslovaquia, Grečnárová (2013) diseñó un jardín botánico de dunas tropicales.

Servicios de las funciones de regulación

Los ecosistemas analizados conjuntan nueve SE de regulación donde la protección a eventos de disturbio es el más importante. Uno de los papeles fundamentales de los humedales y manglares en la zona de estudio es que controlan los flujos de agua cuando hay inundaciones. Asimismo, las dunas costeras protegen la costa de embates marinos y previenen la erosión de las playas, y aportan sedimentos para reparar procesos erosivos causados por los huracanes o por actividades humanas (Figura 15).



Figura 15. SE de regulación. A la izquierda, con un círculo externo de barras muy juntas, se muestran los tres tipos de ecosistemas y a la derecha, flanqueados al exterior por barras separadas, se presentan los SE de regulación identificados y valorados entre 1 y 3 por los autores de este capítulo. Éste último es el valor más importante representado por la barra más ancha.

- *UVb-protección por O₃, prevención de enfermedades*

No se encontró bibliografía que hiciera referencia a este servicio en los bosques sobre ecosistemas costeros. Este tipo de análisis se ha realizado especialmente para bosques templados.

- *Buena calidad de aire*

La regulación de gases es mencionada por los tomadores de decisión que analizan los ecosistemas costeros (Hutchinson *et al.*, 2013). La regulación de la calidad del aire la reconoce Everard *et al.* (2010) para las dunas y mencionan su capacidad para precipitar partículas y gases contaminantes. La vegetación de dunas captura carbono, limpia el aire y por lo mismo Turno-Orellano e Isla (2004) observaron que aumentó la plusvalía de los predios aledaños por el sólo hecho de reconocer este beneficio (de 0.60 a 150 USD/m²).

En el Capítulo VII se presentan los resultados del secuestro de carbono y almacén de carbono en el suelo de los distintos tipos de humedales analizados. En cuanto a los humedales, se encontró que las selvas inundables almacenan más carbono en los suelos que los humedales herbáceos (Marín-Muñiz *et al.*, 2014). Además se observó que las densidades de carbono encontradas en los humedales del trópico de México son altas comparadas con las densidades reportadas para humedales de climas templados y aún de otras regiones tropicales, indicando que tienen un potencial alto como sumideros de carbono y por consiguiente para mitigar las altas concentraciones de CO₂ en la atmósfera (Campos *et al.*, 2011, Marín-Muñiz *et al.*, 2014).

- *Influencia sobre el clima general y en especial del microclima*

Hutchinson *et al.* (2013) lo mencionan como un SE importante. Los microclimas que producen los humedales y las dunas han sido valorados por los arquitectos (García Gimenez, 2012). La evapotranspiración de los humedales mantiene la humedad en el aire.

- *Mantenimiento de un clima favorable*

Imágenes satelitales han mostrado que en humedales que ocupan grandes extensiones, por ejemplo en Mali (África), se incrementa la cobertura de nubes y se propician tormentas en el límite entre el humedal y el desierto (Taylor *et al.*, 2009). Hay poca bibliografía al respecto, pero hay menciones indirectas del papel de los humedales y el cambio climático (Kim *et al.*, 2015). Cabe decir que es un tema nuevo.

- *Protección contra tormentas y prevención de inundaciones*

Estos eventos generalmente se dan combinados, aunque la inundación se produce por marejadas, donde los manglares juegan un papel determinante y por agua dulce que baja por escurrimientos superficiales y subsuperficiales de la sierra, provocada por las tormentas asociadas a huracanes y tormentas tropicales y donde el papel de los humedales de agua dulce es fundamental. Como se describe en el Capítulo IV conforman un gradiente en las planicies costeras. Son uno de los servicios más importantes de los ecosistemas costeros (Barbier *et al.*, 2011; Camacho-Valdez *et al.*, 2013; <http://healthygulf.org>). Se ha visto que los manglares amortiguan el impacto de tsunamis (Dahdouh-Guebas, 2005 entre otros) y protegen la línea de costa (Ewell *et al.*, 1998), al igual que los humedales (Costanza *et al.*, 2008). Los pastos marinos reducen la energía del oleaje hasta en un 40% (Fonseca y Cahalan 1992). Los suelos de humedales son porosos y pueden almacenar agua y reducir los picos de inundaciones sobre todo en las planicies inundables (Bullock y Acreman, 2003). Campos *et al.* (2011) encontraron que tanto los suelos de

las selvas inundables como de los popales eran capaces de almacenar alrededor de seis o siete veces su peso en agua. Aunque Swiatek *et al.* (2008) encontraron en planicies inundables de zonas templadas que el cambio en la cubierta de pastizales inundables a arbustos y árboles duplica el tamaño y profundidad del área inundada para la misma superficie de inundación.

Las dunas están formadas de materiales suaves y flexibles que permiten enfrentar las tormentas y recuperar su estado original. Desde que existe interés por el cambio climático, se estudió el SE de regulación a disturbios como huracanes e inundaciones por elevación del nivel del mar en las dunas costeras de México (Seingier *et al.*, 2009), en Veracruz (Mendoza-González *et al.*, 2013) y en España (Brenner *et al.*, 2010) entre otros. La prevención al disturbio fue reconocido por Everard *et al.* (2010). Los valores económicos de protección son los más altos, en comparación con los demás SE costeros (Brenner *et al.*, 2010; Mendoza-González *et al.*, 2012; Pérez-Maqueo *et al.*, 2013) ya que contribuyen con el ahorro de estructuras de protección costera. Ambos autores destacan principalmente los SE de regulación al disturbio, su valor estético y el valor de la ciencia y la educación. Esto concuerda con la experiencia después del huracán Sandy, ocurrido en Octubre de 2012 en el Caribe y Estados Unidos, pues tanto los residentes de la costa y los que sufrieron daños mayores como inundaciones asignaron mayor importancia al SE de protección costera en comparación con las personas que solo sufrieron caídas del servicio de luz (Burger, 2014).

- *Drenado e irrigación*

En los ecosistemas costeros, los tomadores de decisión consultados por Hutchinson *et al.* (2013) mencionaron que los humedales mantienen el ciclo hidrológico. Los humedales son los ecosistemas clave para dicha función y SE particulares (Bullock y Acreman, 2003). El desborde de ríos en el antiguo Nilo permitió que surgiera la cultura egipcia, y este fenómeno hoy en día se ha convertido en irrigación. Muchos humedales han sido transformados en cultivos, por ejemplo los arrozales del sudeste de Asia. En México gran parte de la planicie costera inundable del centro de Veracruz se transformó en obras hidráulicas para irrigación (Siemens, 1998). La restauración es mucho más costosa que la conservación de los ecosistemas y de sus funciones, las cuales se mantienen por el propio funcionamiento de la naturaleza (Hugo López Rosas, comunicación personal). Hay algunas evaluaciones de la restauración de humedales con altos costos para recuperar este SE (Holden *et al.*, 2004; Fatimah *et al.*, 2008).

- *Medio de transporte*

Los ríos han sido y son un medio de transporte de gran importancia en el mundo y han sido la base del comercio y de la recreación, además de añadir plusvalía a los terrenos (Postel y Carpenter, 1997). Los canales que se forman entre manglares y humedales comunican cuerpos de agua en los complejos costeros y son utilizados como medio de comunicación entre casas y rancherías, por ejemplo en el complejo lagunar de Alvarado (Portilla-Ochoa *et al.*, 1998). Este servicio se ha ido perdiendo debido al azolve de los ríos y canales.

Entre los sistemas de dunas y las playas, se construyen caminos de arena/suelo compactado para el paso de motos y camionetas (Davenport y Davenport, 2006), así como para unir poblados en islas de barrera o en la propia zona costera, por ejemplo en Chiapas.

- *Mantenimiento de un suelo cultivable (evita erosión)*

No es común encontrar cultivos en humedales y dunas costeras, aunque en Veracruz, el proceso de sucesión ha dado lugar a la proterización de estas últimas, lo que indica cierta fertilidad para uso de

agostadero (Moreno-Casasola, 2004). La incorporación de hojarasca producida por las plantas de estos ecosistemas incrementa la fertilidad del suelo y mantiene su estructura.

- *Evitar daños por erosión o azolve*

Este es uno de los servicios que se puede perder ante escenarios de cambio climático como es el elevamiento del nivel del mar (Feagin *et al.*, 2005). Jungerius y Van der Meulen (1988) documentaron el proceso en Holanda, un país donde las dunas juegan un papel clave para evitar la erosión. Los procesos de erosión en estados sucesionales de las dunas son temas interesantes de investigación. Levin *et al.* (2006) y Moreno-Casasola (1986) en Veracruz, midieron los procesos de erosión y acreción de las dunas costeras.

En humedales, las raíces de las plantas retienen los sedimentos evitando el azolve de ríos y cuerpos de agua y acumulando sedimentos que permiten compensar la subsidencia, por ejemplo en los manglares (Alongi, 2008; McKee, 2011) y en los corredores riparios (Hairsine y Grayson, 1992).

- *Mantenimiento de la productividad del suelo bajo cultivo*

La formación de suelo y la regulación de nutrientes de los ecosistemas costeros podrían incluirse y los tomadores de decisión que analizan Hutchinson *et al.* (2013), lo mencionan como SE importantes. La fertilidad del suelo es el SE regulatorio más reconocido en la literatura de dunas. Ésta se comprobó con la acumulación de materia orgánica y nutrientes en dunas que promueven la sucesión del hábitat en Irlanda (Wilson, 1987), Escocia (Read, 1989), otros países europeos (Sevink, 1991) y recientemente en Estados Unidos (Tackett y Craft, 2010).

En los humedales del Delta del Mississippi, Nyman *et al.* (1990) midieron la formación de suelo que ayudaba a mitigar la subsidencia, encontrando que estaba formado tanto por suelo mineral como orgánico. Marín-Muñiz *et al.* (2014) midieron para Veracruz la velocidad de acreción del suelo en las selvas inundables y en los humedales herbáceos, encontrando mayores tasas de acreción (1.50 cm/año) en las selvas que en los humedales herbáceos (0.88 cm/año).

- *Mantenimiento de suelos saludables, fértiles y ecosistemas productivos (no cultivados)*

En los humedales, especialmente en los de agua dulce y en algunos manglares, se ha demostrado que hay una gran acumulación de materia orgánica. La cantidad de materia orgánica y nutrientes en el suelo de los humedales indica un papel de almacenamiento y reciclaje (Mitsch y Gosselink, 2000). Ewel *et al.* (1998) mencionan que también exportan materia orgánica por lo que proveen a otros ecosistemas de nutrientes. Los tomadores de decisión que analizan Hutchinson *et al.* (2013) lo denominan ciclo de nutrientes y también podría considerarse como formación de suelo. Day *et al.* (1987) documentan la productividad de los manglares e Infante-Mata *et al.* (2012) prueban el papel de la hojarasca en la productividad de los bosques de humedales y mencionan que es similar a la de los manglares (Capítulo VI).

En las dunas costeras, conforme avanza la sucesión desde la etapa de pioneras hasta las dunas estabilizadas con pastizales, matorrales y selvas, se va enriqueciendo el suelo (Ranwell, 1972). Las selvas sobre dunas también son muy productivas y presentan tasas importantes de caída de hojarasca (Capítulo VI), y los procesos edáficos permiten el incremento de nutrientes, aunque no su acumulación, como en el caso de los humedales. Desde hace tiempo también se sabe del papel que juegan los hongos en la sucesión y formación de suelo de las dunas (Brown, 1958).

Las micorrizas y bacterias nitrificantes ayudan a mantener la productividad del suelo en dunas (Vardavakis, 1992; Santos *et al.*, 1995; Beena *et al.*, 2001; Sigüenza *et al.*, 1996). En Veracruz se ha

registrado que un alto número de especies de matorrales presenta micorrizas, así como algunas pioneras que estabilizan las dunas (Corkidi y Rincón, 1997) y se ha usado la inoculación con micorrizas para la reforestación de dunas (Moreno-Casasola *et al.*, 2016).

- *Rol de la biota en el almacenaje y reciclaje de nutrientes (e.g. N, P y S)*

En los humedales, Ewell *et al.* (1998) se refieren al secuestro de carbono, nutrientes y fósforo, lo que está relacionada a una mejor calidad de agua. Se ha evidenciado el papel que juegan los humedales en la retención de nutrientes y contaminantes (Simpson *et al.*, 1983). Parece un tema nuevo relacionado a los efectos del cambio climático y Kim *et al.* (2015) lo estudian para humedales. En las dunas, la aspersión salina es una fuente de nutrientes (Kellman *et al.*, 1982; Kellman y Roulet, 1990) que son filtrados cuando el agua de lluvia pasa por la arena.

- *Control de la contaminación y detoxificación*

Se ha documentado la capacidad de los mangles para funcionar como organismos biorremediadores (Duke *et al.* 2000; Santos *et al.*, 2011). El papel de los humedales en el control de contaminación es ampliamente reconocido por su capacidad para incorporar nutrientes y adsorber contaminantes y aún contaminación bacteriana. Hay numerosas experiencias en el uso de humedales para la depuración de agua de los efluentes de poblados, inclusive manglares (Boonsong *et al.*, 2002). Fisher y Acreman (2004) realizaron una amplia revisión encontrando decenas de artículos en los que se muestra el valor de los humedales para reducir las cargas de fósforo y compuestos nitrogenados (Capítulo IX). Esta capacidad es la base de los distintos tipos de humedales artificiales que se construyen hoy en día. Los sedimentos de los humedales acumulan gran cantidad de sustancias que fluyen en el agua (Linnik y Zubenko, 2000) y frecuentemente los dragados movilizan metales acumulados y otras sustancias que contaminan nuevamente el agua. Cejudo *et al.* (2008) encontraron que algunas especies de humedales herbáceos tropicales podían adsorber herbicidas.

- *Filtración de partículas de polvo*

No se encontró bibliografía al respecto.

- *Reducción de la contaminación por ruido*

No se encontró bibliografía al respecto.

- *Polinización y dispersión de semillas de plantas silvestres*

En la percepción de los tomadores de decisión que analizan Hutchinson *et al.* (2013), la polinización y la dispersión de semillas son un SE importante.

En Holanda (Petanidou *et al.*, 1998) y Brasil (Viana y Alves dos Santos, 2002) documentaron la llegada de apifauna y la importancia de la polinización a la vegetación local. Mantienen los ciclos de vida de himenópteros, los cuáles son importantes al coincidir con campos agrícolas (Everard *et al.*, 2010), dado que aumentan la variabilidad genética de los cultivos.

El papel de las hormigas como dispersores y polinizadores ha sido bien documentada en las dunas por Oliveira *et al.* (1999) y en bosques tropicales por Rico-Gray (1993). Arceo-Gómez *et al.* (2011) estudiaron la polinización de una de las principales especies fijadoras de dunas costeras en el Golfo de México, la lenteja de playa o lenteja de médano (*Chamaecrista chamaecristoides*).

- *Polinización de cultivos*

Este es un servicio ambiental ya que se invierte en mover las abejas para que polinicen cultivos; sin embargo no se encontraron referencias bibliográficas que así lo indiquen para estos ecosistemas.

- *Control de plagas y enfermedades en sistemas naturales*

Everard *et al.* (2010) identificaron que las dunas costeras albergan depredadores naturales de cultivos y de plagas. Hutchinson *et al.* (2013) lo mencionan como regulación biológica.

- *Reducción de los daños a cultivos*

La complejidad de las interacciones encontradas por Rico-Gray y Oliveira (2007) en las dunas, indican que muchos de estos insectos forman redes complejas donde algunos elementos interactúan como depredadores y polinizadores de las propias comunidades de dunas y posiblemente de cultivos vecinos.

Servicios de las funciones de hábitat

Un problema con la clasificación de los SE de hábitat que prevalece en las clasificaciones más utilizadas, es que agrupan a todos los reinos en el apartado de la diversidad genética. La diversidad genética implica hasta seis reinos: *Protista*, *Monera*, *Archaeae*, *Fungi*, *Animalia* y *Plantae*, y en particular se desconoce la diversidad de los tres primeros reinos en los ecosistemas costeros pero se infiere que es amplio. Hay conocimiento de macromicetos que crecen en las dunas (de Diego Calonge y Tellería, 1980; Juanotena, 1998; Guzmán, 1986) y lo que más se ha estudiado son las micorrizas que se colocaron en el inciso de regulación ya que cumplen un papel fundamental en la fijación de arena y nutrición vegetal en las dunas costeras (Montaño *et al.*, 2012). Asimismo, en los manglares los hongos tienen importancia (Sosa-Rodríguez *et al.*, 2009; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2014). Hay reportes de la importancia de algas (Vázquez, 2004), de cómo las algas favorecen la germinación (Vázquez *et al.*, 1998) y de especies de hormigas que se interrelacionan con plantas de dunas (Rico-Gray *et al.*, 2004). En los humedales son fundamentales las comunidades de bacterias que, existiendo grupos funcionales que actúan bajo condiciones de presencia de oxígeno y otros grupos bajo condiciones de anoxia, llevan a cabo tanto reacciones de oxidación como la nitrificación y la oxidación de metano, reacciones de reducción como la desnitrificación y la metanogénesis (Hernández y Mitsch, 2007; Hernández, 2010). Esto es posible gracias a los microgradientes de oxido-reducción, que se generan en el suelo debido al oxígeno que liberan las raíces de las plantas de humedales. La actividad de las bacterias aerobias y anaerobias son fundamentales para el servicio de limpieza de agua que prestan los humedales. En general falta mucha investigación sobre la biodiversidad de este reino y sobretodo de los reinos microscópicos.

El SE de refugio para semillas de plantas de ecosistemas costeros es muy importante ya que se ha visto que son equivalentes la diversidad genética en forma de semilla que la de plantas en pie (Hopfensperger, 2007).

Los resultados de la valoración colectiva sobre los SE de hábitat indica que son muy importantes para especies silvestres y menos para las cultivadas (Figura 16), aunque en las dunas y humedales herbáceos crecen diversas especies de pastos aptas para el ganado al potrerizarse (humedales: *Leersia* spp., *Hymenachne* spp.; dunas: *Bouteloua* ssp.) y en los humedales y manglares hay muchas especies que se cazan o pescan. Cabe decir que en el Golfo de México hay especies de pastos como *Panicum maximum*, conocido como pasto privilegio, introducido de África y que ahora forma parte de la vegetación naturalizada de las propias dunas, siendo muy favorecido por los ganaderos cuando se potreriza un área de dunas.



Figura 16. SE de hábitat de los bosques sobre ecosistemas costeros de Veracruz. A la izquierda, con un círculo externo de barras muy juntas, se muestran los tres tipos de ecosistemas y a la derecha, flanqueados al exterior por barras separadas, se presentan los SE de hábitat identificados y valorados por los autores entre 1 y 3. Éste último es el valor más importante representado por la barra más ancha.

- *Mantener la diversidad genética y biológica*

Camacho-Valdez *et al.* (2013) mencionan entre los SE más reportados para los humedales el hábitat natural y la biodiversidad. Ewell *et al.* (1998) citan una enorme cantidad de especies que viven en los humedales y mencionan que también proveen de comida a los animales. Las valoraciones económicas sobre todo en los manglares en relación con la pesca son las más conocidas en el mundo (Woodward y Wui, 2001) y han sido utilizadas exitosamente en varios países tropicales (Gilbert y Janssen, 1998; Iftekhar e Islam, 2004; Othman *et al.*, 2004). Comienzan a aparecer en la literatura valoraciones que incluyen también a los humedales de agua dulce (Vázquez-González *et al.*, 2015).

En las dunas hay múltiples especies: hay arañas (Bonte *et al.*, 2004), hormigas (Rico-Gray, 1993), abejas (Gordon, 2000) y tortugas marinas (Conrad *et al.*, 2011). En México han sido identificadas muchas especies de fauna que viven en las dunas (Rodríguez-Revelo *et al.*, 2014). Las tortugas marinas son especies carismáticas y son un recurso ecoturístico para las comunidades aledañas (Zarate-Ovando *et al.*, 2006). El hábitat fue un SE muy importante para Everard *et al.* (2010) debido a que las dunas mantienen la diversidad de organismos en donde se incluyen especies endémicas y en peligro de extinción, siendo un hábitat insustituible para las especies fijadoras de dunas debido a su tolerancia al enterramiento (Martínez

et al., 2014). En Yucatán, se reporta que descansan aves migratorias en otoño (Deppe y Rotenberry, 2009) y las dunas de Veracruz son una zona de alimento y descanso del corredor de aves rapaces más grande del mundo (<http://www.pronaturaveracruz.org/Turismo.php>). En Baja California, en San Quintín, las barras arenosas son guarida de gansos y patos que vienen de Canadá reportados desde hace muchos años (Howell, 1911).

Se identificó la diversidad genética de una sola especie de pastos de dunas costeras de Holanda (Hol *et al.*, 2008), lo cual demuestra la estabilidad de las poblaciones de plantas de dunas.

La pérdida de especies nativas por la invasión de especies exóticas (Kim, 2005) es un problema serio de pérdida de este SE. Esto es especialmente grave en humedales, donde se han reportado invasiones de especies exóticas importantes, con altos costos para su restauración (López-Rosas *et al.*, 2006).

- *Mantenimiento de las especies comerciales cultivadas*

No se encontraron muchas referencias bibliográficas al respecto de este SE pero aquellos ecosistemas que han sido transformados, como las dunas que ahora son potreros, prestan el servicio ambiental, en este caso pecuario (cría de ganado). En algunos sitios de las dunas se cultiva maíz (Zizumbo y Colunga, 1982) y los estudios de los Seri en el norte del país reportan el uso de algunas plantas costeras (Felger y Moser, 1985). En las dunas de Veracruz, cuando se desmontan, se cultivan varias especies de frutales (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009).

En los humedales se mantienen varias especies de arroz silvestre, que hoy en día ha adquirido importancia como comida gourmet. Los humedales frecuentemente son usados para la siembra y cultivo de decenas de especies de arroz en distintas partes del mundo. Muchas especies herbáceas de humedales se cultivan o se extraen de la naturaleza para uso decorativo de jardines inundables y fuentes. Basta revisar las páginas de propaganda de la revista científica *Wetlands* donde se anuncian múltiples empresas que comercializan dichas plantas en Estados Unidos. Muchas de estas especies se están utilizando también para la construcción de humedales artificiales para depurar aguas urbanas o agrícolas.

- *Caza, pesca de autoconsumo, comercial y deportiva, y recolección de frutos*

En los humedales se reportan varios trabajos que mencionan la pesca y la cacería comercial (Camacho-Valdez *et al.*, 2013). Barbier *et al.* (2011) relacionan la pesca con la vegetación que provee de nutrientes y resguardo. Fischer *et al.* (2013) estudiaron la cacería y recolección de cangrejos en varios sitios de Europa y África y Amador *et al.* (2006) reportan cacería de aves en los esteros de Baja California Sur. En Veracruz el cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*) que habita diversos tipos de humedales es muy buscado para quitarle la tenaza, que es un recurso muy apreciado (Santana, 2012).

En las dunas se mencionan recursos alimenticios como hongos matsutake en Oregon, Estados Unidos (Pliz y Molina, 2002), plantas que son fuente de proteínas, carbohidratos, aminoácidos y ácidos grasos en el suroeste de India (Sridhar y Bhagya, 2007). Las dunas resultan un medio útil para los cultivos de halófitas (plantas resistentes a la salinidad) comestibles como las del género *Salicornia* y *Sarcocornia* en Israel (Ventura y Sagi, 2013). En la actualidad el pastoreo controlado promueve la riqueza de especies palatables de las dunas (Damgaard *et al.*, 2013). También en estos ecosistemas se alimentan conejos silvestres que posteriormente forman parte del consumo local que además del ganado, contribuye al aprovechamiento de pieles y lana para la fabricación de ropa y calzado (Everard *et al.*, 2010). Baeyens y Martínez (2004) describieron la importancia histórica de la caza y recolección de vegetales comestibles en las dunas costeras europeas.

En México, se reconocen 11 usos de las plantas de dunas en Baja California (Rodríguez-Revelo *et al.*, 2014; Espejel *et al.*, 2015) y 18 usos entre ellos el comestible para 15 árboles en Veracruz (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009).

Servicios de las funciones culturales

Se encontraron los cinco SE referentes a valores estéticos, culturales, recreativos y de generación de conocimiento (Figura 17). En este caso se menciona uno de cada grupo aunque en los bosques de ecosistemas costeros hay varios de cada tipo. Los que se consideraron con más importancia son los SE estéticos y cognitivos. En especial los ecosistemas costeros ofrecen paisajes hermosos y la mayoría del turismo de sol y playa usa y disfruta estos ecosistemas. En particular los ecosistemas costeros de la región de estudio han sido estudiados durante muchos años y por múltiples investigadores nacionales e internacionales. Las dunas costeras son uno de los ecosistemas más estudiados en Veracruz en comparación con todo el país (Jiménez-Orocio *et al.*, 2015). Los manglares y humedales de agua dulce también han sido un ecosistema clave en los estudios de CONABIO y de instituciones como la UNAM y el INECOL.

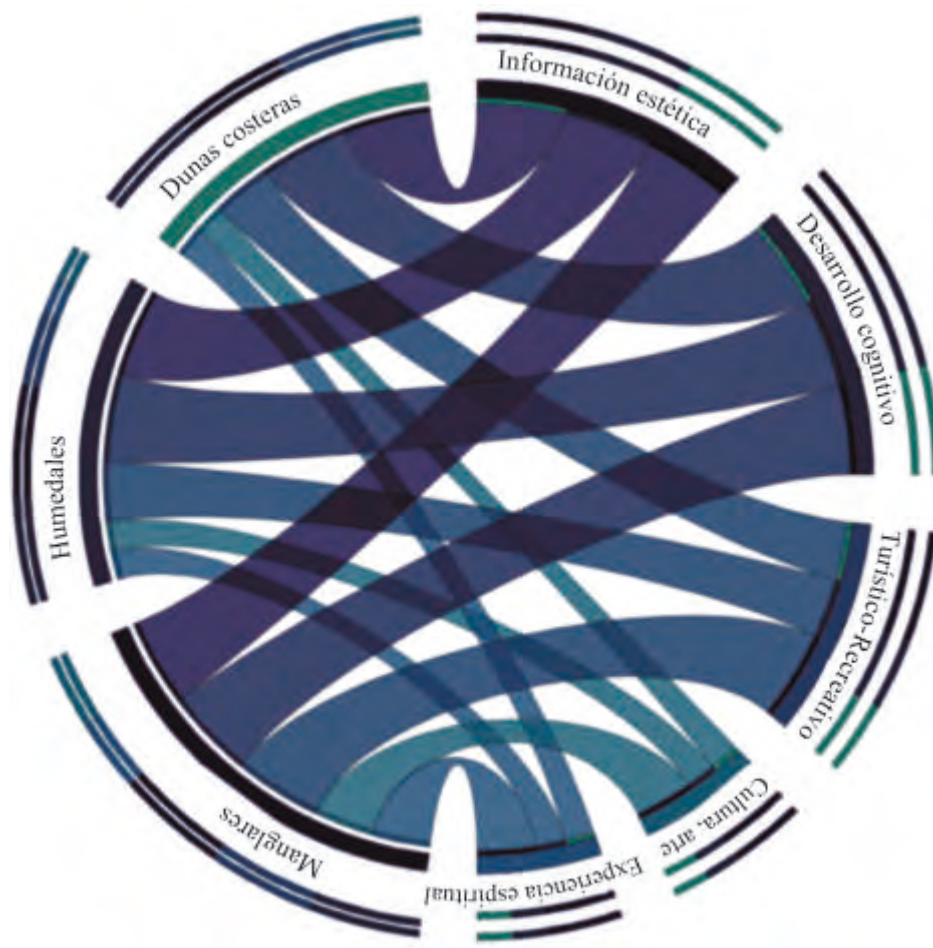


Figura 17. SE culturales de los bosques sobre ecosistemas costeros Veracruz. A la izquierda, con un círculo externo de barras muy juntas, se muestran los tres tipos de ecosistemas y a la derecha, flanqueados al exterior por barras separadas, se presentan los SE culturales identificados y valorados por los autores entre 1 y 3. Éste último es el valor más importante representado por la barra más ancha.

- *Disfrute del escenario*

Los humedales son un elemento clásico de los paisajes tropicales. Camacho-Valdez *et al.* (2013) lo reportan como recreación no consuntiva. Ewell *et al.* (1998) mencionan que los humedales proveen de una estética placentera y los tomadores de decisión que analizan Hutchinson *et al.* (2013) reconocen su valor estético. Las dunas costeras y los manglares son utilizadas como paisajes espectaculares para “vender” los destinos turísticos y FONATUR ha creado diversos desarrollos en México con base en las bellezas escénicas de estos ecosistemas. Asimismo, los manglares son símbolo del trópico y representan paisajes “exóticos” (Chettamart y Emphandhu, 2002; Wang *et al.*, 2009), donde se realizan actividades de ecoturismo.

- *Visitas a ecosistemas naturales para ecoturismo y deportes al aire libre*

Algunos autores como Barbier *et al.* (2011) agrupan los usos de turismo, educación e investigación como un mismo SE, especialmente si se refiere a ecoturismo que es una actividad económica con una influencia fuerte en los procesos de educación ambiental e investigación educativa. Los tomadores de decisión que consultaron Hutchinson *et al.* (2013) reconocen este SE. En los humedales también se reporta el uso recreacional de pesca y cacería (Camacho-Valdez *et al.*, 2013).

La oportunidad para la recreación y el turismo son un SE cultural reconocido, pero que viene acompañado por el impacto del pisoteo y tránsito de vehículos de todo terreno en dunas costeras como las de Israel (Kutiel y Zhevelev, 2002), Australia (Thompson y Schlacher, 2008), a nivel mundial (Martínez y Psuty, 2004) y recientemente documentado en Irlanda (Kindermann y Gormally, 2010). En México ha venido cobrando importancia, por ejemplo en Baja California y en Veracruz, específicamente en Chachalacas. Las dunas costeras son una atracción turística importante en Reino Unido y Holanda donde asisten a caminar, practicar ciclismo y cabalgata (Everard *et al.*, 2010). Martínez (2009) reconoce las actividades recreativas como SE valorados por la sociedad aunque también documentan el efecto del pisoteo (Hesp *et al.*, 2010).

- *Uso de la naturaleza en libros, cine, pintura, festivales folclóricos, símbolos nacionales, arquitectura y anuncios*

En los humedales del mundo se han reportado los SE de amenidad y estético (Camacho-Valdez *et al.*, 2013). En los Países Bajos, debido a que el territorio se encuentra varios metros bajo el nivel del mar, las dunas protegen a las localidades, lo que ha impactado en el arte por medio de pinturas y canciones folclóricas (Martínez y Psuty, 2004). También se identificó la relación entre las dunas y los vikingos, ya que se han encontrado restos arqueológicos en Escocia (Batey y Peterson, 2012). La inspiración a la cultura, el arte y el diseño fue documentado por Everard *et al.* (2010) dado que existen poemas y pinturas inspiradas en las dunas. Los distintos tipos de humedales también han sido muy utilizados para la realización de obras de arte y autores como O. H. Pilkey ha ilustrado sus textos con batiks de humedales y zonas costeras. Las plantas de humedales son muy usadas para jardinería y decoración.

La fotografía de paisajes es útil tanto para fines artísticos como científicos, debido a que es una prueba de cómo han lucido los ecosistemas en el pasado (Millington *et al.*, 2009). Este SE puede usarse para analizar retrospectivamente a las dunas, ya que al comparar fotografías de paisajes tomadas en diferentes fechas, se mostraron los patrones de la erosión y deposición de la duna. La información estética es evidente con la popularidad de fotografías y comerciales de las dunas costeras (Everard *et al.*, 2010).

- *Uso de la naturaleza para propósitos históricos y/o religiosos, como valor cultural y de herencia de los ecosistemas naturales*

Los tomadores de decisión que consultaron Hutchinson *et al.* (2013) reconocen como SE un valor religioso y holístico, tal y como se ha destacado la importancia de los humedales del Sistema Lagunar de Alvarado por sus signos religiosos (Córdoba-Olivares, 1998). Se identificó una referencia que denotó el valor ancestral que tiene la cultura Maorí por las dunas de Nueva Zelanda, en donde ahora existen ruinas arqueológicas (Hesp, 2000) al igual que en las dunas costeras de Inglaterra (Powers *et al.*, 1989) y en general de la costa Atlántica (Gilbertson, 1999). Los concheros han sido ampliamente estudiados en varias regiones de México (Álvarez, 2009; Götz y Sierra Sosa, 2011) pero no siempre preservados.

- *Uso de los sistemas naturales para excursiones escolares y para la investigación científica*

Mucha de la investigación en ecosistemas costeros es sobre como controlar procesos alterados por construcciones y actividades humanas, en especial la ingeniería ecológica aporta mucho sobre el tema de protección costera (Borsje *et al.*, 2011). Autores como Barbier *et al.* (2011) agrupan los usos de turismo, educación e investigación como un mismo SE de los humedales. Hutchinson *et al.* (2013) reportan la opinión de los tomadores de decisión quienes reconocen una liga entre SE de educación y los de investigación.

Los SE culturales fueron demostrados desde hace más de un siglo en Estados Unidos (Cowles, 1899) y actualmente estos ecosistemas se promueven como zonas de investigación (de Groot *et al.*, 2012). Everard *et al.* (2010) reconocieron a las dunas como un recurso educativo importante. Los manglares se encuentran entre los ecosistemas más visitados por los estudiantes y el Centro de Investigaciones Costeras La Mancha (CICOLMA) es una reserva con ecosistemas costeros que reciben constantemente grupos de estudiantes universitarios.

Aunque Everard *et al.* (2010) reportaron el uso militar como servicio de provisión, aquí se considera de información ya que en los campos militares con dunas se desarrollan prácticas y estrategias militares; las dunas representaron un lugar importante para Europa durante la Segunda Guerra Mundial (Baeyens y Martínez, 2004). En algunas porciones actualmente hay prácticas militares (de tiro y vehiculares), por lo que se sujetan a restricciones de acceso que benefician a la conservación del ecosistema. Algunas dunas costeras de Reino Unido son áreas de protección especial y sitios especiales de interés científico (Jones *et al.*, 2010) dada su calidad ecológica.

Jiménez-Orocio *et al.* (2014) hicieron un análisis histórico de la investigación sobre dunas costeras en México. Díaz de León (2015) valora monetariamente el SE de valor cognitivo en las dunas costeras del Ensenada, Baja California, México.

La importancia de valorar los servicios ecosistémicos de los bosques y selvas costeras

Los SE han sido la herramienta más utilizada para valorar la importancia de la naturaleza. Aunque no sean valorados monetariamente, enumerar todas las funciones que proveen para que la vida continúe, ha sido un ejercicio que permite a las personas en general, comprender el valor de los ecosistemas y, en principio ayuda a que los conserven. Sin embargo, cuando la destrucción es inminente, el pago por la compensación no se ha probado que sea exitosa, es decir que compense a los dueños de los ecosistemas naturales por la pérdida de los servicios que éstos les proveían (Daily *et al.*, 2009) y en general ha sido un dilema convenir que los ecosistemas tienen un precio (Mooney *et al.*, 2005). Sin embargo, se han desarrollado mecanismos de pago por servicios y se han publicado revisiones al respecto (Egoh *et al.*, 2007; Gómez-Baggethun *et*

al., 2010 entre otros), por ecosistemas (Krieger 2001; Bond, 2009; Barbier *et al.*, 2011; Everard *et al.*, 2010), por servicios específicos (Brauman *et al.*, 2007), marcando las diferencias entre los países industrializados y los que están en vías de desarrollo (Schomers y Matzdorf, 2013) bajo múltiples enfoques.

En el caso de este capítulo se pretende identificar, dentro de los listados más comunes, la cantidad de SE que ofrecen los bosques y selvas que crecen sobre ecosistemas costeros. Estos ejercicios son de gran utilidad para dimensionar la importancia funcional de los ecosistemas costeros (Barbier *et al.*, 2011). El ejercicio es interesante porque excepto los manglares (Camacho-Valdez *et al.*, 2013) y las dunas (Everard *et al.*, 2010), las selvas de humedales de agua dulce habían sido poco valorados en la literatura.

Una forma de aproximarse a la dimensión del valor es enlistando los SE que prestan. Por ejemplo en las dunas del mundo Everard *et al.*, (2010) identifican los 23 SE. Asimismo, es interesante que estos listados permiten visualizar la pérdida de los SE, por ejemplo en los manglares y los humedales en una laguna de Guerrero, Tovilla-Hernández *et al.* (2015) indican que con la tala se pierde mucho: se deterioran especies, ciclos biogeoquímicos, producción de materia orgánica, plantas jóvenes, fertilidad del suelo, intercambio genético, nutrientes, protección costera y valor estético. En el Capítulo XIII se analiza lo que implica la pérdida de SE en tres casos de estudio.

Este esfuerzos de síntesis y de difusión de la información bibliográfica sobre SE de los diferentes tipos de bosques que forman los ecosistemas costeros, permitirá a la sociedad y a los tomadores de decisión valorar lo que significa la pérdida de los mismos. Es decir, cada que se tala, se drenan y rellenan algunos de los tres tipos de ecosistemas analizados en este libro, se pueden perder 32 de los 39 SE documentados en la literatura revisada: diez de aprovisionamiento, catorce de regulación, tres de hábitat y cinco de información y cultura.

LOS ECOSISTEMAS



III. BOSQUES Y SELVAS EN LAS DUNAS

Gonzalo Castillo-Campos, Patricia Moreno-Casasola y Javier Laborde Dovalí

La vegetación que se desarrolla sobre las dunas costeras de Veracruz es bastante diversa, de acuerdo a la heterogeneidad microambiental que en ellas se presenta. En general está integrada por comunidades herbáceas entre las cuales destacan los pastizales caracterizados por los géneros *Sporobolus*, *Schyzachyrium*, *Andropogon* y *Panicum*. También hay algunas comunidades subacuáticas que se establecen en las hondonadas de las dunas, donde hay espejos de agua o el manto freático es superficial. En estos sitios es común ver los tulares representados principalmente por los géneros *Typha*, *Cyperus* y *Juncus* (Figura 18); los carrizales por los géneros *Phragmites* y *Cladium* y los popales por *Thalia*, *Pontederia* y *Sagittaria*. También son notables las comunidades arbustivas que forman matorrales en las dunas o sitios de contacto entre los bosques, selvas y los pastizales presentes en las dunas costeras de Veracruz. Los bosques y selvas son otro tipo de comunidades que se establecen sobre las dunas y que debieron haber sido mucho más frecuentes pero hoy en día solamente quedan algunos manchones. Su descripción es el tema del presente capítulo.

Los bosques del género *Casuarina*, comúnmente conocidos como pinares o pino de los tontos, están mal llamados con esos términos; en la realidad este género no pertenece al grupo de las Gymnospermae, es decir a los pinos. Esta especie de árbol es originario de Australia y es introducido en las dunas para contener el movimiento de la arena en las costas veracruzanas y otras regiones tropicales (Moreno-Casasola *et al.*, 2013), donde es común ver bosques arbóreos formados por casuarina (*Casuarina equisetifolia*). Es una especie arbórea de vida corta (30-40 años), y cuando concluye su período de vida, si las condiciones son favorables (suelo con mucha humedad durante el año), un bosque de *Casuarina* puede promover el establecimiento de un bosque natural sustituyendo al bosque de *Casuarina* que artificialmente había sido introducido.

Los bosques o selvas establecidas en las dunas son comunidades vegetales muy diversas y muy fragmentadas actualmente. Entre las más notables se tiene el bosque de encino (*Quercus oleoides*) que es la única especie de encino en México que crece en bajas altitudes hasta el nivel del mar. En las dunas este bosque estuvo bien representado, aunque en la actualidad está muy fragmentado. Sin embargo, en algunas zonas de la Laguna de Tamiahua se encuentra en buen estado de conservación (Figura 19).





Figura 19. Tronco de *Quercus oleoides* (encino) característico de los fragmentos de los encinares localizados en Tamiahua. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.

La selva baja caducifolia es muy variable a lo largo de las dunas costeras, dependiendo de la frecuencia y dominancia de las especies arbóreas que la integran. El norte de la Laguna de Tamiahua (La Ribera) está caracterizada por árboles de uvero (*Coccoloba uvifera*) (Figura 20, 21). Asimismo, cerca de Vega de Alatorre predomina otra especie de uvero (*Coccoloba humboldtii*). En el centro de Veracruz, esta comunidad vegetal está mejor representada por el palo mulato o chaca (*Bursera simaruba*) (Figura 23) y tepeguaje o guajillo (*Lysiloma divaricatum*) (Castillo-Campos y Medina, 2002, 2005; Castillo-Campos y Travieso-Bello, 2006).

Otra comunidad es la selva mediana subcaducifolia, la cual se encuentra bien representada en la reserva natural de La Mancha (Centro de Investigaciones Costeras La Mancha), en donde el ramón u ojite (*Brosimum alicastrum*) es una de las especies arbóreas más características (Castillo-Campos y Medina, 2002, 2005). La selva mediana de chico zapote (*Manilkara zapota*) en las dunas de la Laguna de Tamiahua y la selva mediana de ébano (*Terminalia buceras*) que se localiza en los canales interconectados de las hondonadas de las dunas en la Laguna de Tamiahua, están representados hoy día solo por unos cuantos manchones.

Los sistemas de dunas de Veracruz

Las dunas costeras son sistemas altamente dinámicos. Este dinamismo depende sobre todo, del transporte de sedimentos por el viento y, en menor grado por las marejadas de tormentas. Las playas y dunas intercambian sedimentos continuamente y son interdependientes. Aunque existen dunas de muchos tamaños y formas, todas se generan de la misma manera. Cada duna es un montículo de arena que se mueve y acumula arena como resultado de la acción del viento.

Además de la propia altura y forma de las plantas, el movimiento de la arena de las dunas se ve muy afectado por la cantidad de plantas que hay y la superficie que cubren (cobertura vegetal), ya que el proceso de saltación (movimiento de los granos de arena mediante el cual un grano cae sobre otro y hace que salte y así sucesivamente) no puede dar inicio bajo las plantas, donde la velocidad del viento se ha reducido notablemente. Generalmente, las dunas más retiradas de la costa son las que tienen una mayor cobertura vegetal y por ende, son las que se mueven menos, es decir, están más estabilizadas. Lo anterior se debe a que estas dunas son más antiguas, y por lo tanto las plantas han tenido más tiempo para colonizar la arena y crecer. Además, el impacto de los vientos fuertes es menor en las dunas ubicadas tierra adentro, lo que también es favorable para el crecimiento de la vegetación y la disminución del movimiento de arena.

Con el tiempo las dunas costeras se forman y adquieren diferentes formas que son el resultado de procesos de deposición y de acumulación de arena, así como de su interacción con las plantas. De acuerdo con sus características topográficas y la manera en que se mueven, las dunas se han clasificado en cuatro tipos principales (Martínez *et al.*, 2014): 1) dunas embrionarias o frontales, es decir montículos de arena relativamente pequeños y aislados, que generalmente se encuentran más cercanos al mar, orientados paralelos a la costa. Las dunas frontales se forman mediante la unión de dunas embrionarias y gracias a la rápida intervención de las plantas en la disminución de la velocidad del viento. Son cordones de dunas paralelos a la línea de costa, de longitud variable. Pueden medir solo unos cuantos metros de longitud o alcanzar varios kilómetros a lo largo del litoral costero; 2) hondonadas, son el resultado de procesos erosivos, y se encuentran en las partes más bajas de los sistemas de dunas y frecuentemente presentan mayor humedad por su cercanía al manto freático; 3) dunas parabólicas son dunas en forma de “U” invertida y semejan una parábola y generalmente son semimóviles o estabilizadas; 4) dunas transgresivas son conjuntos de dunas que están avanzando (o que han avanzado) tierra adentro o a lo largo de la costa y que tienen una cubierta de vegetación muy escasa o nula.

Veracruz es uno de los estados con mayores sistemas de dunas costeras, en todos los sentidos: extensión, penetración tierra adentro y altura. Tiene cuatro tipos de dunas: frontales, parabólicas, transgresivas con hondonadas, las cuales, en conjunto, suman casi 106,092 ha. Ocupa el primer lugar en cuanto a extensión de dunas parabólicas, el tercero en extensión de dunas transgresivas y el sexto en extensión de dunas frontales. Sus hondonadas además llegan a formar lagos permanentes de agua dulce. El porcentaje de superficie que cubren los primeros tres tipos de dunas es similar: las dunas frontales cubren un 33% de la superficie, las parabólicas el 37% y las transgresivas el 30%. Entre las dos primeras predominan las estabilizadas, mientras que entre las transgresivas el 59% se encuentran estabilizadas, el 2% están semimóviles y el 41% móviles (Martínez *et al.*, 2014).

La vegetación que crece en las dunas costeras presenta características particulares que le permite crecer sobre suelos básicamente arenosos y que son afectados constantemente por el viento y el movimiento del sustrato, con nutrientes escasos y poca capacidad para retener agua. En las zonas con mucho movimiento de arena las plantas son hierbas, generalmente rastreras o arbustos bajos y en zonas más secas hay hierbas con hojas carnosas y algunos pastos. En las dunas de mayor edad, con una cubierta vegetal extensa, es decir en las dunas frontales y parabólicas más estabilizadas, pueden incluso desarrollarse selvas tropicales y bosques.

Las selvas y bosques

Gran parte de las dunas de Veracruz se han convertido en potreros para pastoreo de ganado. Ha desaparecido gran parte de la cubierta boscosa y hoy en día solamente quedan remanentes de las selvas y bosques que cubrieron estos sistemas. En este sentido, la presente contribución muestra la riqueza no solamente florística sino de tipos de comunidades leñosas que pueden establecerse en los distintos tipos de dunas costeras y del potencial que existe en estos ecosistemas para un manejo forestal, además de mantener los servicios ecosistémicos (SE) de protección de la costa inherentes a las mismas. A continuación se describen brevemente las diferentes comunidades vegetales establecidas en las dunas costeras de Veracruz.

- *Selva baja caducifolia de uvero o uva de playa (Coccoloba uvifera)*

Este tipo de vegetación se desarrolla en las dunas costeras de la Laguna de Tamiahua al norte del estado de Veracruz. Es una comunidad vegetal leñosa que se encuentra en buen estado de conservación, aunque poco diversa, donde el estrato arbóreo no supera los 12 m de alto. La diversidad alfa varía de 2 a 6 especies leñosas por 100 m², caracterizada principalmente en el estrato arbóreo por el uvero o uva de playa (*Coccoloba uvifera*) (Figura 20) y laurelillo o capulincillo (*Nectandra salicifolia*) como especies dominantes y más frecuentes; se asocian con otras especies menos frecuentes como crucetilla o jicaquillo (*Randia tomatillo*, también reportada como *R. laetevirens*), icaco o jicaco (*Chrysobalanus icaco*) y palo mulato o chaca (*Bursera simaruba*). En el estrato arbustivo destacan por su frecuencia la uña de gato o zarza cayuco (*Caesalpinia bonduc*), el cornizuelo o huizache (*Acacia cornigera*) y *Schaefferia frutescens*.

La selva baja de uva o uvero en la localidad de La Ribera al norte de la Laguna de Tamiahua, es probablemente la única comunidad vegetal de este tipo que queda en México y que se encuentra en buen estado de conservación (Figura 21). Sin embargo, es importante mencionar que este tipo de bosque está fuertemente amenazado por la extracción de madera para combustible, considerando que la madera del uvero (*C. uvifera*) es muy apreciada por la población local como leña o especie energética para cocinar los alimentos.



Figura 20. Árbol de *Coccoloba uvifera*, que caracteriza a la selva baja caducifolia de uvero o uva de playa, ubicada al norte de la Laguna de Tamiahua. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.



Figura 21. Selva baja del uvero o uva de playa (*Coccoloba uvifera*) en las dunas de La Ribera de La Laguna de Tamiahua, Veracruz. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.

- *Selva baja de uvero (Coccoloba humboldtii)*

La selva baja de uvero o *Coccoloba humboldtii* es una comunidad vegetal establecida en las dunas costeras cerca de Vega de Alatorre. Es una comunidad vegetal poco diversa en el estrato arbóreo y arbustivo, variando de 4 a 14 especies por 100 m². El estrato arbóreo mide de 4 a 15 m de altura y está caracterizado principalmente por el uvero (*C. humboldtii*) asociado con otros árboles como capulín (*C. liebmannii*), laurelillo (*Nectandra salicifolia*), *Ternstroemia tepezapote*, higo o higuera colorada (*Ficus obtusifolia*), chaca o palo mulato (*Bursera simaruba*) y cocuite (*Gliricidia sepium*). El estrato arbustivo está caracterizado por crucetilla (*Randia tomatillo*), *Schaefferia frutescens*, icaco (*Chrysobalanus icaco*) y cornizuelo (*Acacia cornigera*). En este tipo de vegetación es notable la presencia de *Ternstroemia tepezapote* como una de las especies arbóreas características y dominantes de esta selva baja (Figura 22).



Figura 22. En la selva baja caracterizada por el uvero o *Coccoloba humboldtii*, es común ver árboles sobresalientes con troncos gruesos de *Ternstroemia tepezapote* en las dunas cercanas a Vega de Alatorre, Veracruz. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.

- *Selva baja caducifolia*

Este tipo de vegetación se encuentra bien definido en las dunas más antiguas de la reserva de La Mancha en el centro de Veracruz y algunos fragmentos que aún quedan en las dunas al sur de Alvarado (Castillo-Campos y Medina, 2002; Castillo-Campos y Travieso-Bello, 2006). Es una comunidad vegetal integrada por un estrato arbóreo y un arbustivo, con una altura variable de 4 a 12 m. El estrato arbóreo está caracterizado principalmente por palo mulato o chaca (*Bursera simaruba*) (Figura 23), tepeguaje o guajillo (*Lysiloma divaricata*), palo de rabia o tullidora (*Karwinskia humboldtiana*), uvero (*Coccoloba barbadensis*) y duraznillo (*Elaeodendron trichotomum*). El estrato arbustivo está representado por cercilla (*Crossopetalum uragoga*), nigüilla (*Chiococca alba*), hierba de cargalito (*Psychotria erythrocarpa*), icaquillo o jicaquillo (*Randia aculeata*) y *Schaefferia frutescens*.



Figura 23. El palo mulato o chaca (*Bursera simaruba*) es una de las especies que caracterizan a la selva baja caducifolia establecida en las dunas costeras del centro de Veracruz. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.



Figura 24. En la selva mediana subcaducifolia establecida en las dunas de La Mancha, es común ver los troncos del ramón (*Brosimum alicastrum*). Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.

- *Selva mediana subcaducifolia de ramón u ojite (Brosimum alicastrum)*

Este tipo de vegetación se encuentra bien representado en las dunas más antiguas de la reserva natural de la Mancha (Castillo-Campos y Medina, 2002; Castillo-Campos y Travieso-Bello, 2006) en el centro del estado de Veracruz. En este tipo de vegetación se logran diferenciar tres estratos, que varían en la altura de sus elementos. En el estrato arbóreo se presentan algunas especies que sobrepasan los 20 m, sobresaliendo del dosel superior. Entre las especies arbóreas más frecuentes se encuentran el ramón (*Brosimum alicastrum*) (Figura 24), higuera (*Ficus cotinifolia*), cedro rojo (*Cedrela odorata*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), entre otros. El estrato medio está caracterizado por el laurelillo (*Nectandra salicifolia*), uvero (*Coccoloba humboldtii*), cordoncillo (*Piper amalago*), hoja de pepe (*Crataeva tapia*), duraznillo (*Elaeodendron trichotomum*) y palo verde o frutillo (*Ehretia tinifolia*). El estrato arbustivo está representado por cerecilla (*Crossopetalum uragoga*), hierba de cargalito (*Psychotria erythrocapa*), *Schaefferia frutescens* y capulincillo (*Eugenia capuli*). También son frecuentes algunas lianas como panza de vaca (*Agdestis clematidea*), *Cydista aequinoctialis*, barajilla o mata piojo (*Hippocratea celastroides*), *Mansoa hymenaea*, *Rourea glabra*, guamuchillo (*Paullinia tomentosa*), *Tetracera volubilis* y *Vitis bourgaena*. En este tipo de comunidades vegetales aún se están encontrando nuevas especies de árboles y arbustos que no se conocían para la ciencia (Castillo-Campos y Medina, 1998 y 2003).

- *Selva mediana subperennifolia de Manilkarazapota*

La selva de chicozapote o sapidilla (*Manilkara zapota*) es una comunidad vegetal que se encuentra en buen estado de conservación en los manchones de Tamiahua, caracterizada en el estrato arbóreo principalmente por chicozapote. El estrato arbóreo varía en altura de 15 a 25 m (Figura 25), caracterizado por ramón u ojite (*Brosimum alicastrum*), *Calyptanthes karwinskiana*, *Faramea occidentalis*, chicozapote (*M. zapota*) y *Alchornea latifolia*. El estrato arbustivo mide de 1 a 5 m de altura; está dominado por *Psychotria quinqueradiata*, capulincillo (*Eugenia capuli*), *Psychotria gardenioides* y *Cestrum nocturnum*. Esta comunidad vegetal se encuentra establecida en las áreas planas de las dunas. Es una comunidad vegetal diversa, tiene una riqueza o diversidad alfa variable de leñosas de 16 a 32 especies por 100 m². En una superficie de 1900 m², se encuentran cerca de 62 especies donde la mayoría son árboles.

- *Selva mediana de ébano (Terminalia buceras)*

La selva de ébano (*Terminalia buceras*) es una comunidad vegetal que se establece en las hondonadas o canales interconectados de las depresiones de las dunas costeras de la Laguna de Tamiahua, donde el agua es permanente o semipermanente. El estrato arbóreo mide de 15 a 25 m de altura, y está representado principalmente por el ébano (*T. buceras*) (Figura 26), *Ardisia densiflora*, zapote negro (*Diospyros nigra*), *Sapindus saponaria* y *Tabernaemontana alba*. El estrato arbustivo está caracterizado por *Psychotria quinqueradiata*, *Ouratea nitida*, *Ardisia compressa* y capulincillo (*Eugenia capuli*). En esta comunidad vegetal las lianas son abundantes; entre las más comunes están *Hippocratea volubilis*, mucal o junco (*Dalbergia brownii*), *Doliocarpus dentatus*, *Rourea glabra* y *Pisonia aculeata*. La mayoría de las especies de árboles de esta comunidad vegetal son características de ambientes ribereños o de humedales costeros (Figura 26).

En las costas veracruzanas este tipo de vegetación solo se encuentra en la Laguna de Tamiahua y en buen estado de conservación. Sin embargo, también se encuentra fuertemente amenazado porque la especie del ébano que es dominante (*Terminalia buceras*) es de gran interés maderable. Localmente se utiliza para postes en los linderos de los potreros. El uso maderable de esta especie está provocando una disminución considerable de sus poblaciones.



Figura 25. En esta figura se pueden apreciar los troncos de los árboles de chicozapote (*Manilkara zapota*) que caracterizan a la selva mediana en las dunas de la Laguna de Tamiahua. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.



Figura 26. Árboles del ébano o *Terminalia buceras* y el ambiente donde se desarrollan. Fotografía: Gonzalo Castillo-Campos.

- *Bosque de encino tropical (Quercus oleoides)*

El encinar tropical de *Quercus oleoides* es una comunidad vegetal de encino que llega hasta la costa del Golfo de México y se ha establecido sobre las dunas costeras de Veracruz. Es un tipo de vegetación diverso en su estructura florística, variando de 16 a 28 especies por 100 m², con un estrato arbóreo que va de los 8 a los 20 m de altura, caracterizado principalmente por el encino (*Q. oleoides*), *Calyptanthes karwinskiana*, higo o higuera colorada (*Ficus obtusifolia*), *Faramea occidentalis*, laurelillo (*Nectandra salicifolia*), *Ardisia compressa* y *Psychotria quinquerradiata*. El estrato arbustivo mide de 1 a 3 m de alto donde las especies más frecuentes son *Psychotria gardenioides*, *Ouratea nitida* y capulincillo (*Eugenia capuli*). El encinar o los encinares establecidos en las dunas están fuertemente amenazados, porque su madera es utilizada para hacer carbón y como leña o combustible en la preparación de los alimentos. En las dunas de la Laguna de Tamiahua se encuentran los fragmentos de los encinares tropicales en mejor estado de conservación (Figura 19).

En el mapa de la Figura 27 se ubican los principales manchones de bosques y selvas que aún se localizan en el estado de Veracruz. Como puede verse, solamente son manchones dispersos en este extenso sistema.

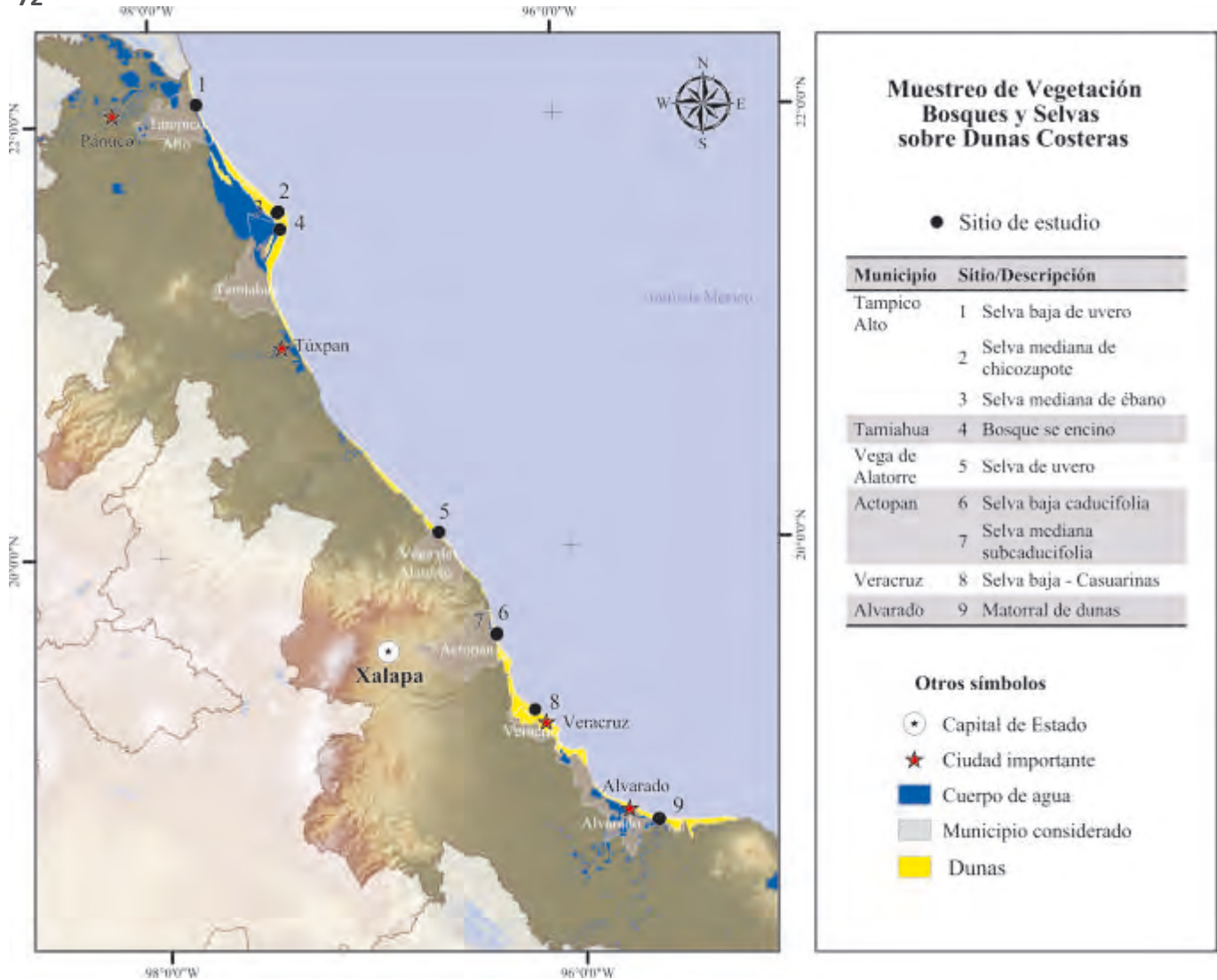


Figura27. Localización de los sitios de muestreo de la vegetación. Elaborado por: Roberto Monroy.

Hacia el establecimiento de selvas en las dunas

- *Vegetación secundaria o acahual en las dunas costeras*

La vegetación secundaria en las dunas costeras es un tema muy poco estudiado (González y Moreno-Casasola, 1982). Sin embargo, tan recientemente como es en la última década, se le empezó a poner atención a ese grupo de plantas. Hace un poco menos de 20 años se inició la recuperación de la vegetación natural en un potrero ganadero, en el centro de Veracruz, excluyéndolo del pastoreo del ganado y favoreciendo la recuperación de la vegetación nativa. El acahual caracterizado por la vegetación secundaria, tiene una edad de 17 años de recuperación (Capítulo XIV).

Esta comunidad vegetal es diversa, con una riqueza variable de 8 a 38 especies por 100 m². Está caracterizada por presentar un estrato arbóreo no mayor de 12 m de altura, donde es común el cedro rojo (*Cedrela odorata*), palo mulato o chaca (*Bursera simaruba*), quebracho o palo amarillo (*Diphysa robinoides*) y guácimo o guázamo (*Guazuma ulmifolia*), como especies arbóreas dominantes y más frecuentes. En el estrato arbustivo es frecuente encontrar chamiso (*Casearia corymbosa*), cordoncillo

(*Piper amalago*), tronadora (*Tecoma stans*), cerecilla (*Crossopetalum uragoga*), hierba de cargapalito (*Psychotria erythrocarpa*), *Jacquinia macrocarpa* y *Malpighia glabra*. También son muy comunes las lianas, de las cuales algunas llegan a medir hasta 20 m de longitud como *Pisonia aculeata*, *Gonolobus fraternus*, *Petrea volubilis* y barajilla o mata piojo (*Hippocratea celastroides*).

Por la presencia de las especies que están integrando la estructura del acahual, que en su mayoría también forman parte de la estructura de la vegetación original, con excepción del quebracho o palo amarillo (*Diphysa robinoides*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*) y tronadora (*Tecoma stans*), se puede decir que es un acahual que se encuentra en una etapa avanzada de recuperación.

- *Los matorrales de las dunas*

Las primeras plantas que se establecen en las dunas toleran las condiciones drásticas que caracterizan estos ambientes. Constituyen especies fijadoras o estabilizadoras de dunas y actúan como barreras que disminuyen la velocidad del viento, atrapando los granos de arena entre sus ramas y sobre todo, crecen con más vigor cuando están sujetas a acumulación de arena. En estas etapas forman una cubierta herbácea con pastos, rastreras y arbustos muy bajos. A través del mecanismo de facilitación se inicia el proceso de sucesión en las dunas. Este modelo plantea que el reemplazo de especies durante la sucesión es ayudado o facilitado por cambios ambientales producidos por los organismos presentes en la etapa sucesional anterior. Las primeras plantas arbustivas que favorecen la sucesión se conocen como especies nucleadoras. Entre ellas, las más comunes en las dunas de Veracruz son el palo amarillo o quebracho (*Diphysa robinoides*), la crucetilla (*Randia tomatillo*) y el nopal (*Opuntia stricta* var. *dillennii*). La cubierta continua de vegetación estabiliza el suelo y evita el movimiento de arena, se hacen menos drásticas las fluctuaciones de temperatura y humedad y se incrementan los nutrientes (ver Capítulo XIV).

Al principio se forman matorrales bajos y dispersos, con pocos individuos y pobres en especies, con un dosel abierto que deja pasar la luz. Las primeras especies de arbustos que llegan tienen semillas dispersadas por viento (palo amarillo) o por aves (crucetilla y nopal). Conforme avanza la sucesión, las aves juegan un papel importante en el enriquecimiento en especies del matorral, ya que funcionan como zonas de percheo y refugio (Moreno-Casasola y Vázquez, 2006). Comienzan a aparecer lentamente otros arbustos que van enriqueciendo el matorral y cerrando el dosel. Córdoba (1991) y López Ramírez (2007) encontraron que entre las especies más frecuentes están el guayabo (*Psidium guajava*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), chaca (*Bursera simaruba*), huizache (*Acacia farnesiana*), coyol redondo (*Acrocomia aculeata*), cedro (*Cedrela odorata*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*), capulincillo (*Eugenia capuli*) e icaco (*Chrysobalanus icaco*), éste último sobre todo en las partes más húmedas o aún inundadas.

Las especies que funcionan como núcleos atraen aves que perchan en sus ramas y defecan semillas que posteriormente germinan y se inicia un proceso de enriquecimiento de los matorrales con otras especies. Ramírez-Pinero y Guevara (2015) elaboraron un manual mostrando el uso de perchas artificiales para acelerar la formación de matorrales en las dunas (Capítulo XIV).

Esta formación de matorrales cerrados produce un paisaje de dunas estabilizadas, donde se mezclan los pastizales con los manchones de matorrales (Figura 28). Poco a poco, a estos matorrales siguen llegando semillas, algunas de las cuales germinan y las plantas llegan a establecerse, incrementando la riqueza de especies y el espacio que ocupan. Por su composición llega un momento en que pueden considerarse como acahuales, aunque no formen una cubierta continua; con el tiempo darán lugar a una selva baja o a una selva mediana como las descritas en la primera parte de este capítulo.



Figura28. Dos paisajes de dunas cubiertas por manchones de vegetación. Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.

- *De un bosque de casuarinas (pino de mar) a una selva*

En los bosques de casuarinas en las hondonadas de dunas, donde hay suficiente humedad, pueden establecerse plántulas de especies de selvas. El pino de mar funciona como una percha, es decir como una especie nucleadora que atrae aves que defecan semillas que germinan y se establecen. Crecen lentamente bajo los árboles, esperando que se abran huecos en el follaje o muera la casuarina para empezar a crecer. Moreno-Casasola *et al.* (2013) al norte del Puerto de Veracruz, encontraron que la riqueza de especies aumenta al incrementarse la edad del bosque de casuarinas, ya que es un proceso de enriquecimiento constante. Cuando esta plantación alcanza su límite de edad, comienzan a morir los árboles dejando el espacio para los árboles de la selva. Este no es un proceso frecuente en las plantaciones de dunas, ya que las hojas de las casuarinas en el suelo liberan sustancias químicas (sustancias alelopáticas) que impiden la germinación de semillas. En los cordones de dunas frontales que constituyen ambientes más secos con mucho movimiento de arena, se encuentran plantaciones de casuarinas, pero no hay establecimiento de plántulas en el sotobosque. En las zonas húmedas de las dunas, por la presencia de la cercanía del manto freático, este proceso no se da y las semillas germinan y se forma una selva.

Esta breve descripción muestra la diversidad de bosques y selvas que se establecen sobre las dunas costeras. Constituye una biodiversidad vegetal importante, que además representa recursos fundamentales para las comunidades locales de las zonas rurales. Lo restringido de su actual ubicación muestra el grado de afectación a que está sujeto el ecosistema de dunas costeras, no solamente por el turismo como siempre se menciona, sino también por el cambio de uso del suelo, la extracción de recursos y la urbanización. Sin embargo, las experiencias de restauración muestran que eliminado el o los factores que causan la alteración, se recupera el bosque con poca intervención humana.

IV. MANGLARES, SELVAS INUNDABLES Y HUMEDALES HERBÁCEOS

Patricia Moreno-Casasola, Eduardo Cejudo, Roberto C. Monroy Ibarra, Dulce María Infante Mata, Hugo López Rosas, Luis Alberto Peralta Peláez, Iris Neri Flores, Gonzalo Castillo-Campos, Carolina Madero Vega, Ascensión Capistrán, Matilde Rincón y Sara Pérez Torres

La importancia de los humedales como ecosistemas se incrementó desde la década de los ochenta en el siglo pasado y en México se iniciaron trabajos sobre su ecología y distribución y se dio impulso a sitios para protegerlos (diversos tipos de reservas) y para manejarlos sustentablemente (sitios con denominación Ramsar) en la década de los noventa. Es necesario señalar que en los humedales hay tanta variabilidad como en los ecosistemas terrestres (Wheeler *et al.*, 2002). Sobre todo para nuestro país, aún se requiere información sobre su composición, su estructura, su relación con el entorno y su funcionamiento.

Los humedales tienen formas de crecimiento muy variadas, que incluyen comunidades arbóreas, arbustivas y herbáceas, y dentro de estos tipos también hay grandes diferencias. Los humedales arbóreos pueden estar formados por muy pocas especies como los manglares o ser ricos en especies como las selvas inundables. Los palmares también forman un estrato alto que varía a lo largo del territorio en composición de especies, desde monoespecíficas hasta mezcladas con diversas especies de árboles. Dentro de los herbáceos los hay de vegetación emergente, sumergida, con plantas que flotan libremente o solo con hojas flotantes mientras la raíz está enterrada en el fondo. Moreno-Casasola *et al.* (2012) hicieron una revisión de los distintos tipos de humedales del país y de Centroamérica.

Los factores ambientales son determinantes en el tipo de humedales, siendo los principales la fluctuación del nivel del agua y la periodicidad de la inundación, así como la salinidad. Factores que también influyen son el tipo de suelos, el pH, la cantidad de nutrientes presentes, el origen del agua, entre otros. Aún falta mucho trabajo en México para poder determinar diferencias y similitudes entre las necesidades ambientales de los distintos tipos de humedales. El objetivo de este capítulo es describir la estructura de la comunidad y los distintos conjuntos de flora que forman los bosques de humedales (manglares, selvas inundables y palmares) y los humedales herbáceos de la costa veracruzana, y tipificarlos en base a su estructura, composición, y dos factores ambientales fundamentales, el nivel y permanencia de la inundación (hidroperíodo) y la salinidad.

Distribución de los humedales en Veracruz

Distribución y gradientes en la zona costera

La planicie de Veracruz está surcada por numerosos ríos, algunos de ellos muy caudalosos que presentan planicies inundables extensas. Además, recibe agua subsuperficial de la infiltración del agua de lluvia en la Sierra Madre Oriental y se considera que por Veracruz fluye el 30% de los escurrimientos del país (Moreno-Casasola e Infante-Mata, 2010). Por lo tanto, esta superficie plana y baja es propicia para que se formen extensos humedales alimentados por el desborde del agua de los ríos y por el agua subterránea (Yetter, 2004; Neri Flores *et al.*, 2014). Esta agua fluye hacia el mar ya sea a través de los propios ríos o llega a lagunas costeras y en ambos casos se forman gradientes de salinidad dados por el intercambio de agua con el mar. Ello crea extensos gradientes de salinidad e inundación que albergan distintos tipos de

humedales (Capítulo I). Esta variación de condiciones ambientales permite que un tipo de humedal dé lugar a otro en una transición generalmente suave, aunque a veces, por diferencias topográficas se puede tener un pie en un humedal y literalmente el otro pie en un tipo de humedal distinto. Sin embargo, la distribución más frecuente es a lo largo de un gradiente de salinidad en donde el manglar se ubica en las zonas de intercambio de agua dulce y agua marina y por tanto de mayor fluctuación; las selvas sobre todo de apompo (*Pachira aquatica*), se establecen en la parte más dulce del manglar y frecuentemente se pueden encontrar individuos de apompo y de mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) lado a lado (Infante-Mata *et al.*, 2014). La especie de humedal herbáceo más tolerante a la salinidad es la nea o tule (*Typha domingensis*) que forma tulares (Flores-Verdugo *et al.*, 2007), por lo que se establece a continuación sobre este gradiente (Figura 29) y por atrás de esta comunidad aparecen los popales, otro tipo de humedal herbáceo aunque de hojas anchas, donde domina el platanillo (*Pontederia sagittata*), la bayoneta (*Sagittaria lancifolia*), el caracolillo (*Thalia geniculata*) entre otras. Dentro de cada una de estas condiciones, la topografía también influye y las especies se distribuyen conforme a su tolerancia a la inundación, la cual conlleva a una reducción importante del oxígeno disuelto en el agua. En las zonas inundadas por agua dulce y que permanecen inundadas menos tiempo, hay una conversión importante a actividades ganaderas y frecuentemente se establecen potreros (Moreno-Casasola *et al.*, 2012).

La Figura 29 muestra la distribución de distintos tipos de humedales a lo largo de una planicie de inundación donde la salinidad y el tiempo y periodicidad de la inundación varían. Entre los humedales arbóreos, los manglares se establecen en la zona más salina y la selva inundable hacia la zona más dulce. Los tulares y los popales pueden permanecer inundados gran parte del tiempo y los primeros toleran una ligera salinidad.

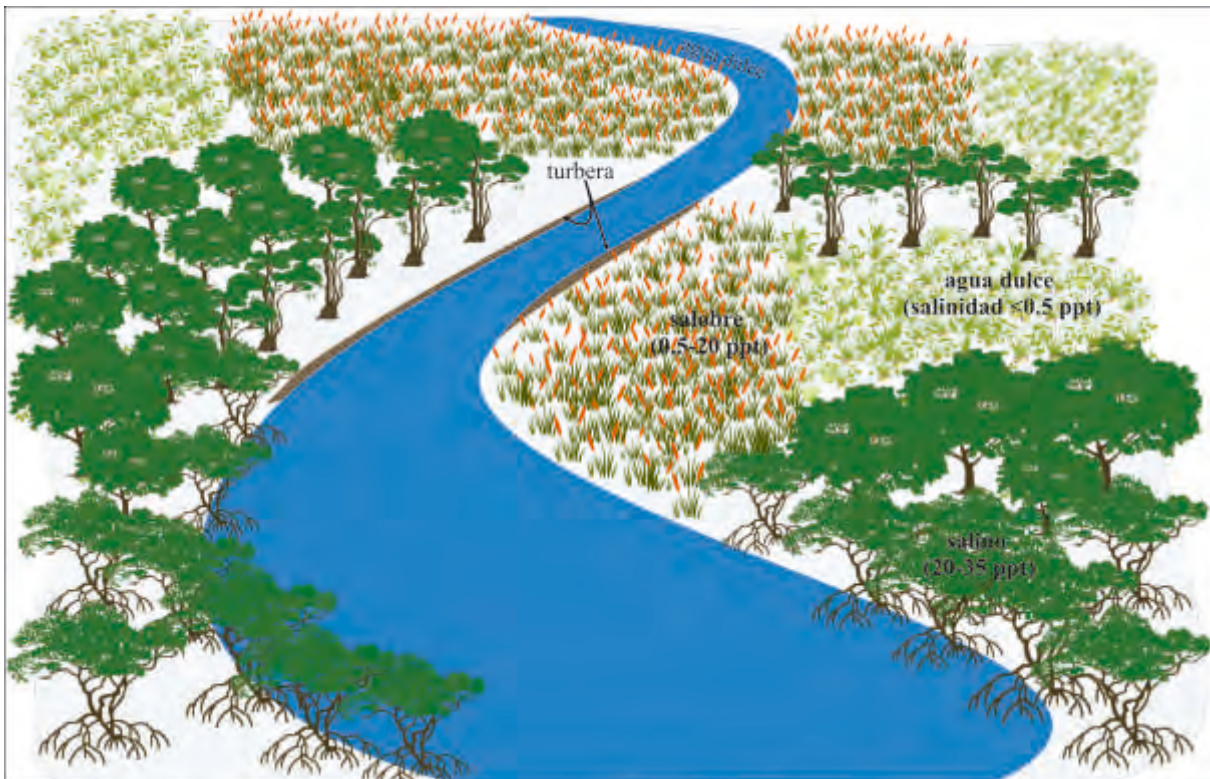


Figura 29. Gradientes en las planicies de inundación de la zona costera de Veracruz. Modificada de Silk y Ciruna (2004).

Los humedales se establecen a lo largo de toda la planicie costera de Veracruz, con frecuencia asociados a las planicies de inundación de los ríos, pero también en depresiones en terrenos más elevados. A nivel de imágenes aéreas es muy difícil distinguir entre la distribución de manglares y la de selvas inundables, pues como ya se explicó forman un gradiente; solamente la verificación de campo permite esta separación. Algo similar sucede entre tulares y popales y con frecuencia también con respecto a los humedales potrerizados. La distribución de los humedales arbóreos y herbáceos se presenta en la Figura 30.

Tipos de humedales arbóreos en Veracruz

El dendrograma de los cuadros de muestreo de humedales en Veracruz (192 cuadros de 10 x 10 m, 304 especies, método de encadenamiento Beta Flexible, programa PCOrd) mostró la formación de cinco grandes grupos. El primero en separarse son los manglares (V) y por otro lado un gran grupo con las selvas, los palmares y un manglar. Este segundo grupo se subdividió en las selvas menos inundadas (I), los palmares (II), el manglar de Barra de Galindo en Tuxpan (III) y las selvas más inundadas (IV) (Figura 31).

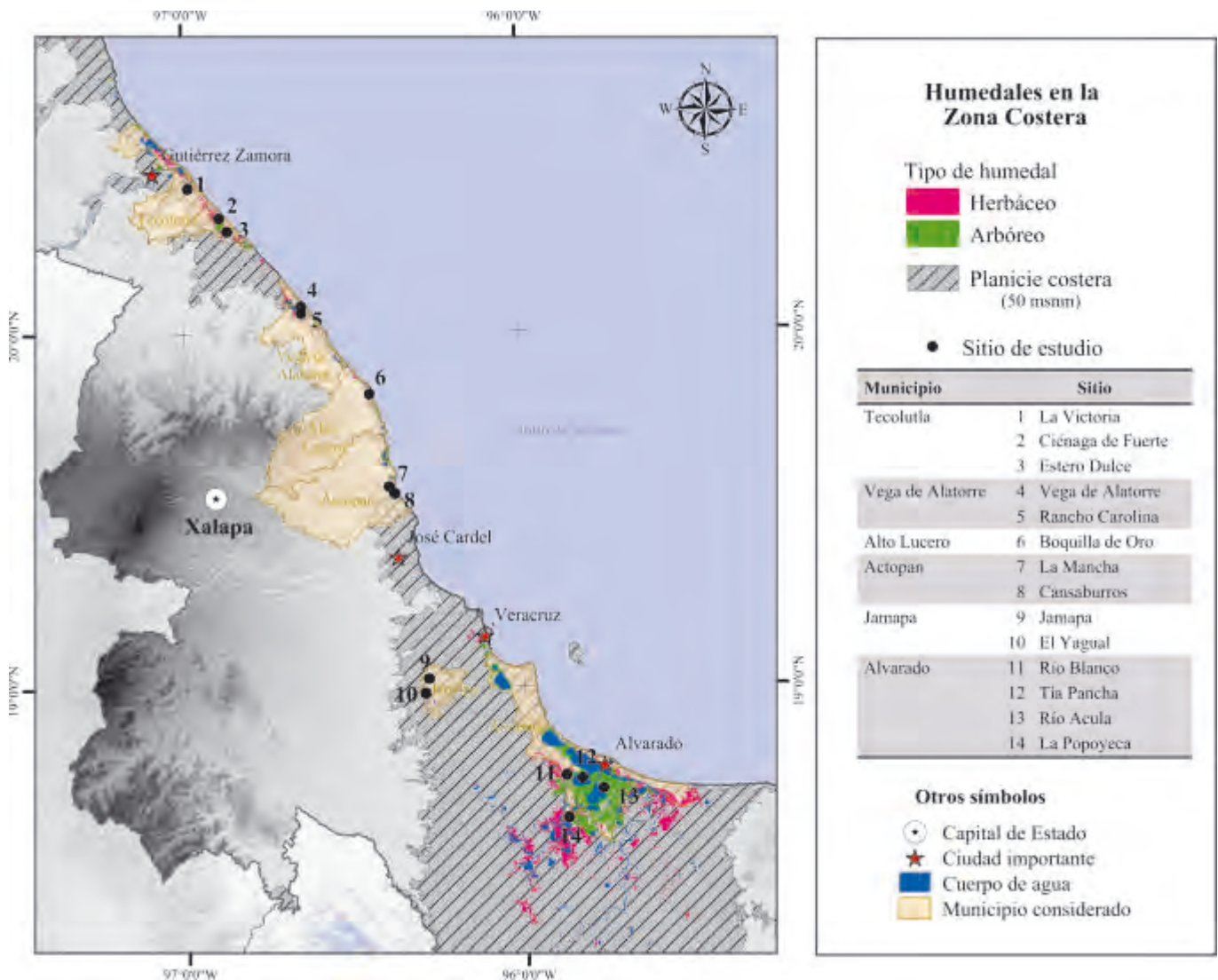


Figura 30. Distribución de los humedales arbóreos (manglares, selvas inundables y palmares) y de los humedales herbáceos (popales/tulares y humedales potrerizados) de la planicie costera de Veracruz. Se indican las zonas de estudio del presente trabajo. Elaborado por: Roberto Monroy.

Un análisis más detallado mostró que el Grupo I incluía los cuadros de cinco zonas de trabajo. Los cuadros de la selva de ébano (*Terminalia buceras*) y la trepadora o bejuquillo (*Hippocratea volubilis*) de Tamiahua se separaron primero y se mantuvieron todos en el mismo grupo (subgrupo 1 en el dendrograma). Un segundo grupo se formó con los cuadros de la selva de Los Lirios y Las Blancas (municipio de Alvarado) dominadas por la hoja de pepe (*Crataeva tapia*), palma de coyol real (*Attalea butyracea*), *Daphnopsis americana*, tulipán o falso hibisco (*Malvaviscus arboreus*), lengua de vaca (*Syngonium podophyllum*) (subgrupo 2); la selva de Barra de Galindo (municipio de Tuxpan) dominada por higueras de varias especies (*Ficus* spp.) y el árbol conocido como cojones de burro o huevos de gato (*Stemmadenia donnell-smithii*) (3); la de Boquilla de Oro (Alto Lucero) con *Ficus* spp., roble (*Tabebuia rosea*), anona o corcho (*Annona glabra*), *S. donnell-smithii* (4); y la selva de Mandinga (municipio de Alvarado) dominada por zapote negro (*Diospyros digyna*), *S. donnell-smithii* y palma de coyol redondo o apachite (*Sabal mexicana*) (5). Los cuadros de estas selvas se mantienen formando grupos como se observa en el dendrograma, lo cual habla de que comparten especies pero también presentan diferencias importantes en su composición florística.

El Grupo II está formado por los palmares. Se separa el palmar de Río Limón (Alvarado) el cual está dominado por la palma de coyol redondo o apachite (*Sabal mexicana*), la ciperácea *Fimbristylis spadicea* y el pasto *Spartina patens* (subgrupo 6 del dendrograma). Es un palmar pobre en especies, muy potrerizado. Se forma otro grupo con el palmar del Yagual (Jamapa) (subgrupo 7), formado por dos asociaciones, una dominada por el coyol real (*A. butyraceae*) además de la palma de apachite (*Pithecellobium lanceolatum*), *Ficus* spp., *Casearia guevarana* y abundantes lianas y otro por la palma de coyol (*S. mexicana*), mucal o junco (*Dalbergia brownei*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*), *Ficus* spp. entre otras.

El Grupo III está formado por el manglar de Barra de Galindo, dominado por el manglar de botoncillo (*Conocarpus erectus*), *Microgramma nitida*, bejuco de mangle o barbasco de mangle (*Rhaddadenia biflora*) y mucal o junco (*D. brownei*) (8).

El Grupo IV está formado por cuatro subgrupos de selvas inundables. El primero incluye las selvas de Río Blanco (Alvarado) y Estero Dulce (Tecolutla) (subgrupo 9) ambas dominadas por el zapote reventador o apompo (*Pachira aquatica*), las trepadoras mucal o junco (*D. brownei*), bejuco de mangle (*R. biflora*), bejuquillo (*Hippocratea volubilis*) y la primera con un sotobosque ralo de platanillo (*Pontederia sagittata*), Estero Dulce (Tecolutla) también dominado por el apompo, con la presencia de canta rana (*Pithecellobium recordii*) y *Dendropanax arboreus*. El segundo subgrupo (10) corresponde a las selvas de Laguna Chica (Vega Alatorre) y El Salado (Alvarado), dominadas por el apompo, el mucal o junco (*D. brownei*) y *D. arboreus*. En el Salado abunda la anona (*Annona glabra*). El tercer subgrupo está formado por la selva de anona (*A. glabra*) y zapote reventador en La Mancha (Actopan) y el cuarto y último (12) por las selvas de El Apompal (Jamapa) con apompo (*P. aquatica*), palma real (*A. butyraceae*), mucal o junco (*D. brownei*), barajilla o mata piojo (*Hippocratea celastroides*), lengua de vaca (*Syngonium podophyllum*) y la selva de Ciénaga del Fuerte (Tecolutla), con estas mismas especies además de *Ardisia revoluta*, *Pithecellobium latifolium*. En El Apompal también hay presencia de la palma de yagua (*Roystonea dunlapiana*).

El grupo V está formado por los manglares y se divide en dos subgrupos. En el primero (subgrupo 13) están los cuadros de Rincón de la Palma (Alvarado), Estero Dulce (Tecolutla), Laguna Grande y Chica (Vega Alatorre), Acula (Alvarado) y de Mandinga (Alvarado). Está dominado por las tres especies de manglar: mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle rojo

Selvas, manglares y palmares

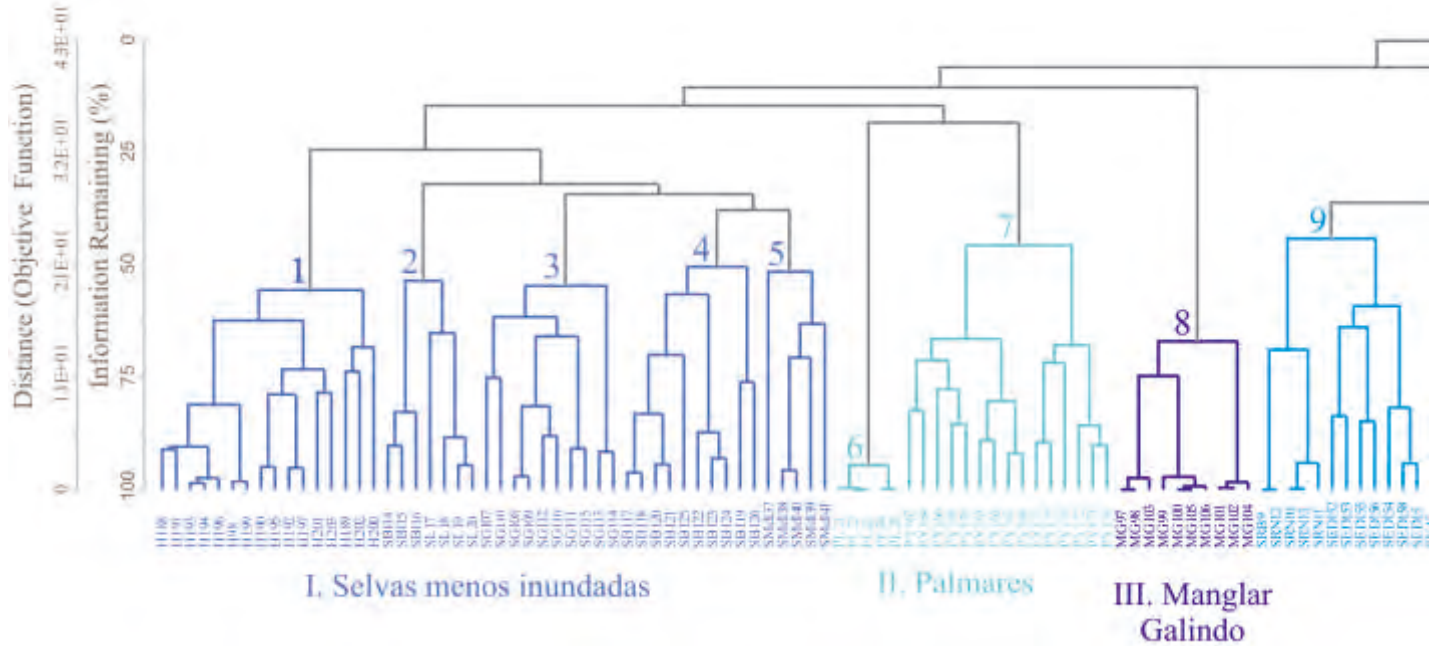


Figura31. Dendrograma mostrando los distintos grupos de humedales arbóreos que se registraron en Veracruz.

Herbáceas

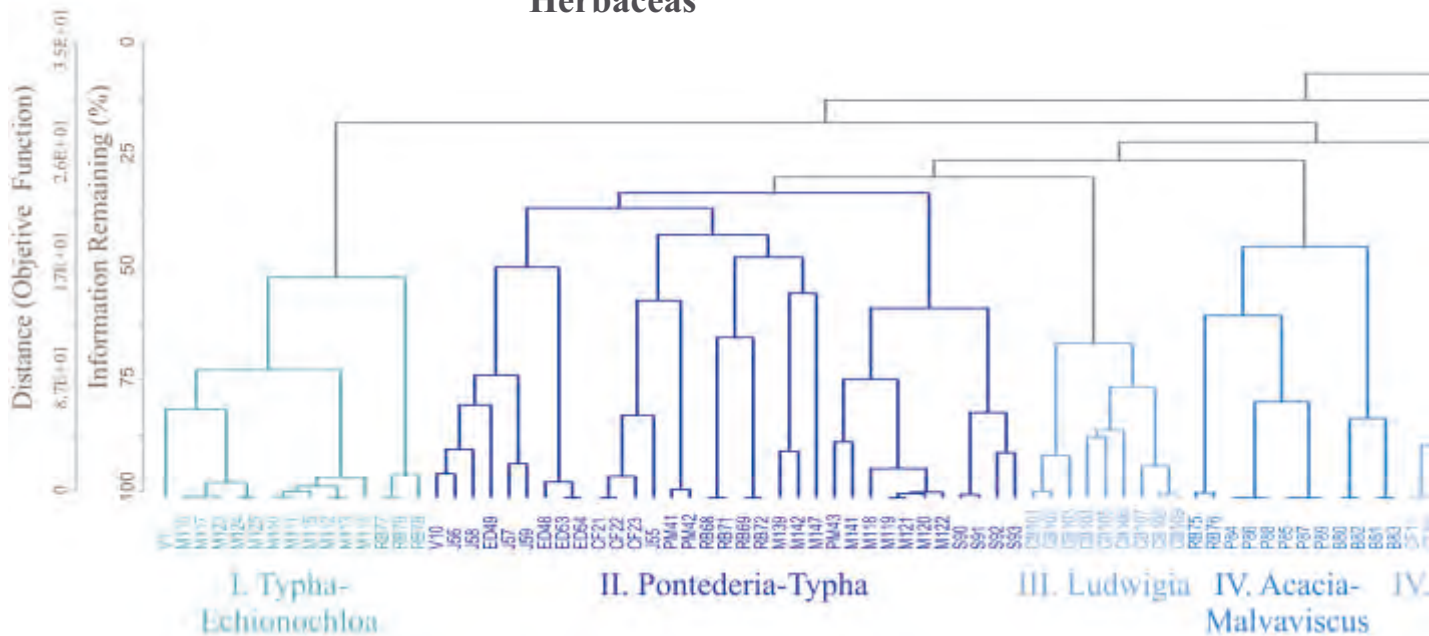
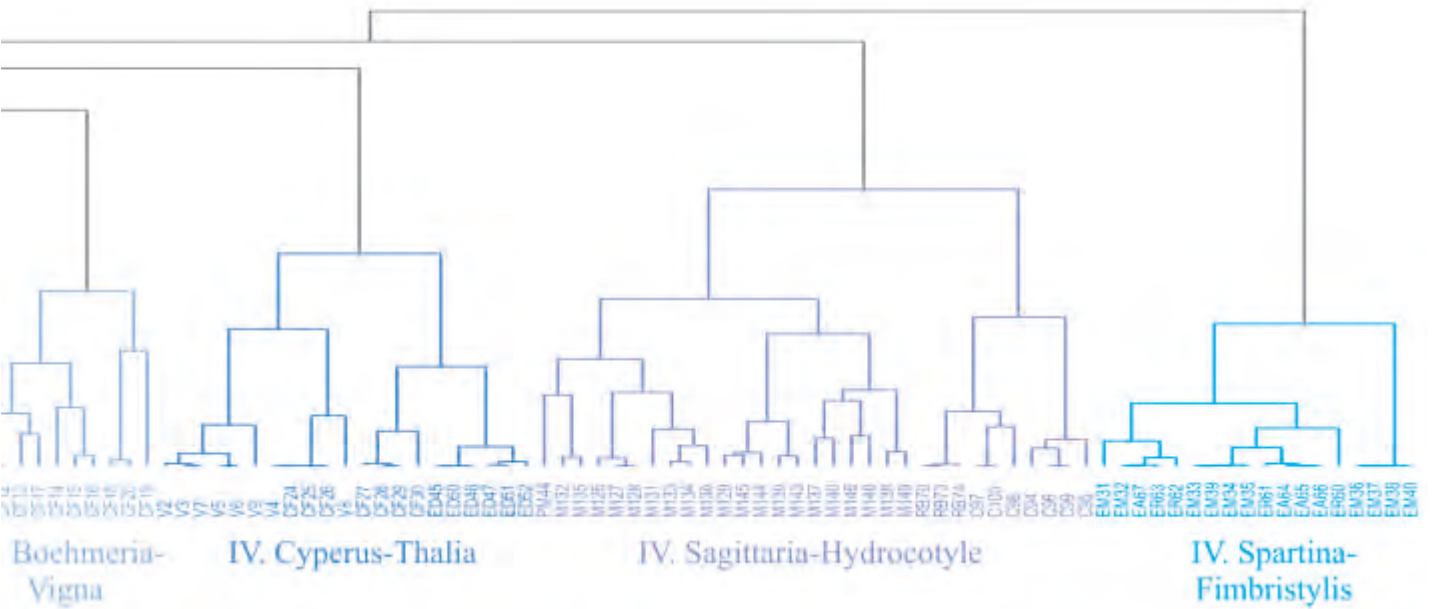
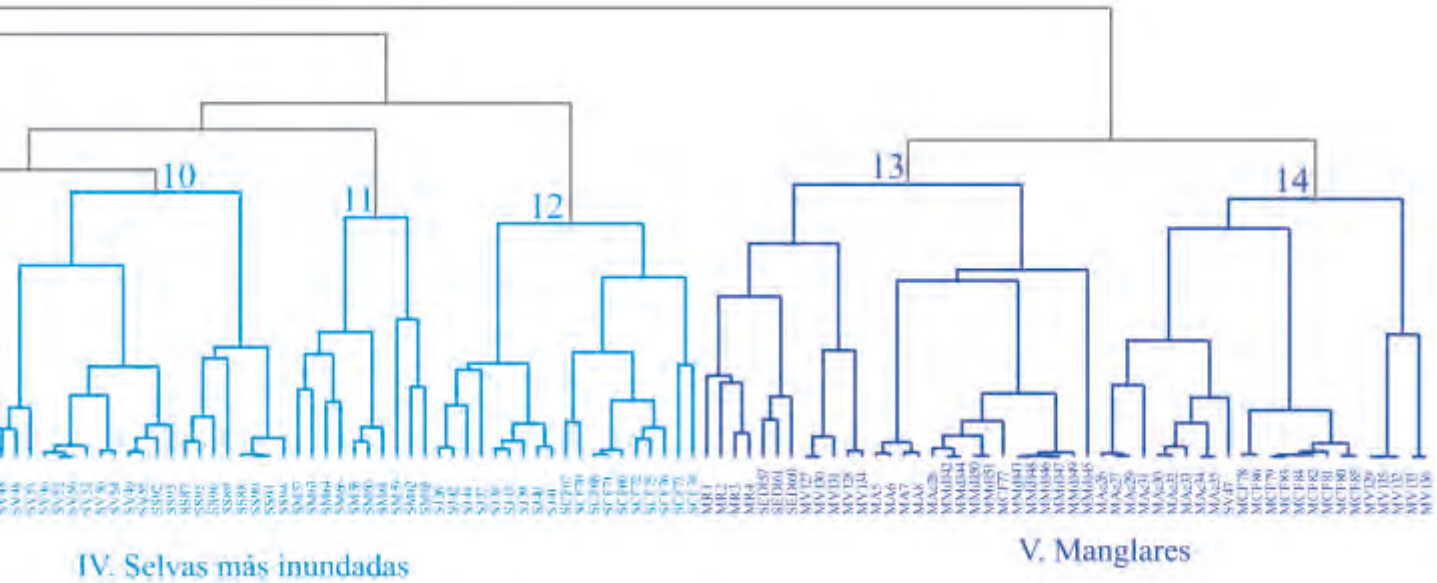


Figura32. Dendrograma mostrando los distintos tipos de humedales herbáceos emergentes que se registraron en Veracruz.



(*Rhizophora mangle*). El segundo subgrupo (14) incluye los cuadros de Acula (Acula), Ciénaga del Fuerte (Tecolutla) y algunos cuadros de Laguna Grande y Chica, dominados por *R. mangle* y *L. racemosa*, y varios de ellos presentan *P. aquatica*, el zapote reventador.

Tipos de humedales herbáceos en Veracruz

Los humedales herbáceos conjuntan numerosos tipos de comunidades. Algunas aparecen cuando la selva inundable se tala, en forma de manchones o bien cubriendo superficies enteras, a veces promovidas por el uso de fuego. Incluyen comunidades de hierbas emergentes que sobresalen del agua, comunidades flotantes y comunidades sumergidas. En esta sección se hará énfasis en las comunidades emergentes. Los humedales herbáceos emergentes incluyen a los popales, tulares y carrizales. Son ecosistemas ampliamente distribuidos en la planicie costera del Golfo de México. Los términos tular y popal fueron asignados por Faustino Miranda (Miranda y Hernández-X, 1963). El popal describe una comunidad vegetal sobre superficies pantanosas permanentemente estancada en la planicie costera de Tabasco, sur de Veracruz, Chiapas y Campeche. Se establece sobre llanuras aluviales, prácticamente sin declives, atravesadas por ríos que por medio de filtraciones e inundaciones cubren la superficie, en zonas con climas tropicales lluviosos (Rzedowski, 1983). Entre las especies más frecuentes están el platanillo (*Pontederia sagittata*), caracolillo (*Thalia geniculata*), bayoneta (*Sagittaria lancifolia*), sombrerillo (*Hydrocotyle bonariensis*), *Echinodorus andrieuxii*, cebolla de cucho (*Limnocharis flava*), mafafa u hoja elegante (*Xanthosoma robustum*). Los tulares son comunidades de plantas acuáticas dominadas por monocotiledóneas de 1 a 3 m de alto, de hojas angostas o bien carentes de órganos foliares, entre el nivel del mar y los 2,750 msnm. En la planicie costera predomina la nea o tule (*Typha domingensis*), coyolillo gigante (*Cyperus giganteus*) además de otras especies del género *Cyperus* y se conocen como tulares. En Veracruz, en la cuenca del Papaloapan, también se le nombra tule o tulario a la ciperácea *Eleocharis* spp. Los carrizales están dominados por *Phragmites communis* y *Arundo donax* (carrizos) y zacate cuchillo (*Cladium jamaicense*). Para la planicie de Veracruz, Moreno-Casasola *et al.* (2010) ubicaron 11 localidades con presencia de humedales herbáceos emergentes donde analizaron la vegetación y los componentes abióticos.

En la Figura 32 aparece un dendrograma con los cuadros de muestreo de las comunidades de humedales herbáceos emergentes. La matriz está formada por 149 cuadros y 122 especies. El primer grupo en separarse es la comunidad de esparto dominada por *Spartina patens*, *Fimbristylis spadicica* y *Eleocharis cellulosa*, presente en el Papaloapan (Rincón y Acula) y en Mandinga, en zonas alrededor de los manglares. El segundo grupo en separarse es un popal formado por la bayoneta (*Sagittaria lancifolia*), platanillo (*Pontederia sagittata*), *Hydrocotyle* spp., bejuco nube blanca (*Mikania micrantha*), el caracolillo (*Thalia geniculata*), *Leersia* spp., entre varias otras de hojas anchas. Abunda en La Mancha, en el Papaloapan y en Ciénaga del Fuerte. Se separa un tercer grupo dominado por el coyolillo gigante (*Cyperus giganteus*) acompañado frecuentemente por el caracolillo (*Thalia geniculata*), que forma comunidades densas en la zona centro-norte del estado (Estero Dulce, Ciénaga del Fuerte, Laguna Chica y Grande) y en el Papaloapan, al sur. Finalmente se forma un grupo grande que se puede subdividir en agrupaciones donde está presente la ortiga falsa (*Boehmeria cylindrica*) y *Vigna luteola* en Ciénaga del Fuerte, otro grupo con cornizuelo (*Acacia cornigera*) y tulipán o falso hibisco (*Malvaviscus arboreus*) en varias zonas del Papaloapan, otro con yerba del clavo (*Ludwigia octovalvis*) en Cansaburros (Actopan) y finalmente el tular dominado por nea o tule (*Typha domingensis*), donde con menor número aparecen otras especies de hojas anchas como platanillo (*P. sagittata*) y algunos pastos como el alemán (*Echinochloa pyramidalis*), que se distribuye a lo largo de toda la planicie costera.

Los humedales y su relación con el ambiente

La hidrología y la fluctuación del nivel del agua

En los humedales, por ser zonas de transición entre la tierra y los sistemas acuáticos, el agua constantemente interactúa con la tierra y de esa manera controla el ambiente, así como la vida vegetal y animal asociada. La hidrología es el principal factor ambiental que determina y afecta a los humedales (Mitsch y Gosselink, 2007). Incluso cuando las condiciones hidrológicas de los humedales cambian ligeramente, la biota puede responder con grandes cambios en la riqueza de especies y la productividad de los mismos.

Estos ecosistemas están intrínsecamente ligados al ciclo del agua, tanto a través de las interacciones que establecen con el medio ambiente en general como por los procesos hidrológicos internos. Son importantes en la alteración del ciclo del agua (Bullock y Acreman, 2003) ya que influyen en la evaporación, en los caudales de los ríos, en los niveles de agua subterránea y de los lagos, por lo que a pesar de que sólo cubren el 6% de la superficie terrestre influyen en gran parte del planeta. No todos los humedales reciben agua de la misma fuente ni dependen de una sola. Los humedales en las tierras altas, en las cabeceras de las cuencas hidrográficas, tienden a ser alimentados directamente por precipitación. Los humedales aguas abajo tienen la entrada adicional de agua de los ríos y/o aguas subterráneas, mientras que los de la costa también estarán sujetos al flujo de las mareas y la salida de agua marina.

Los distintos tipos de humedales varían en su composición florística y en su estructura, pero también en su hidroperíodo. El régimen hidrológico del humedal es el patrón estacional del nivel del agua, resultado del balance entre las entradas y salidas de agua, la geomorfología del humedal y el suelo (Mitsch y Gosselink, 2007). Se define por su duración (tiempo que permanece la inundación), frecuencia (el número de veces que se inunda en un tiempo dado), la profundidad que alcanza y la época de inundación. Es la firma del humedal y nos permite identificarlo. El nivel del agua generalmente fluctúa, aún en aquellos casos en que el humedal permanece inundado todo el año. Estas fluctuaciones pueden ser estacionales, diarias, semidiarias (en función de las mareas) o impredecibles. Algunas de sus características son la temporalidad, la procedencia del agua y las características fisicoquímicas.

Los hidroperíodos de los distintos tipos de humedales

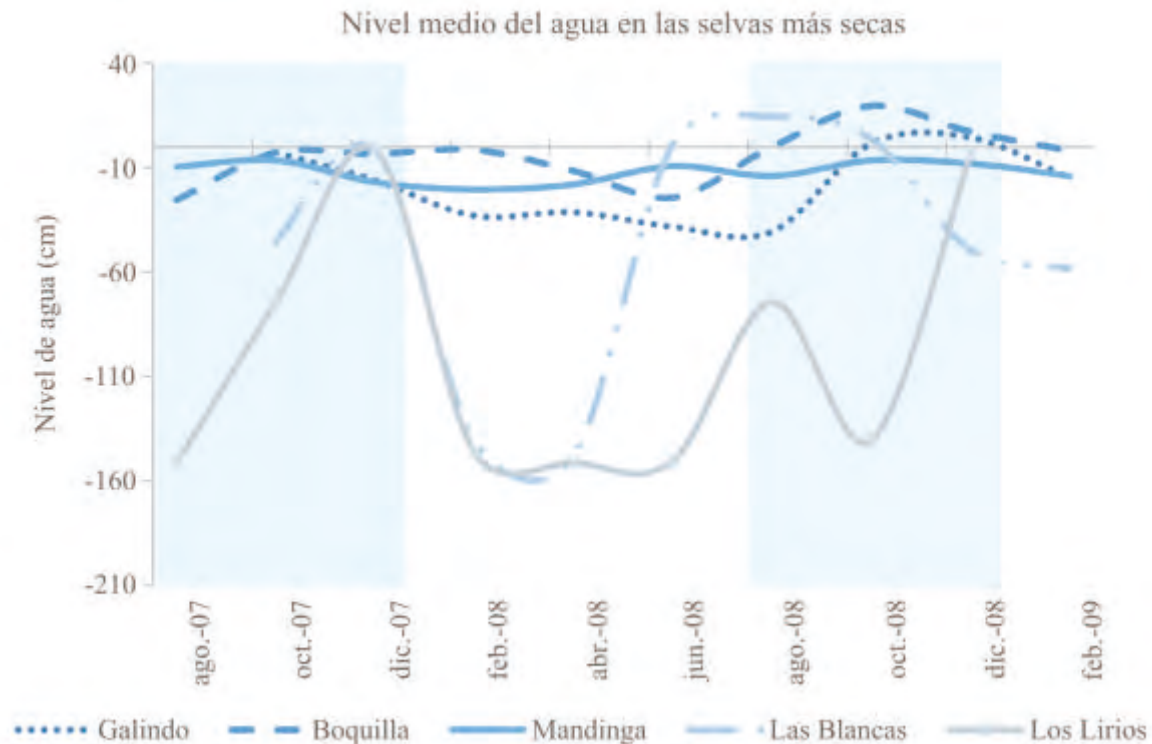
El comportamiento del hidroperíodo es uno de los factores que caracteriza y diferencia los distintos tipos de humedales. Se midió la altura de la inundación dada por el agua y la profundidad a la que desciende a lo largo de períodos entre un año y tres años. En las gráficas el nivel del suelo está dado por el cero. Se puede ver que en todos los humedales hay un claro comportamiento estacional durante el cual el agua desciende durante las secas y se acumula durante las lluvias, pero hay fuertes variaciones en el período que permanece inundado, que permanece seco y el nivel que alcanza el agua de inundación (Figura 33).

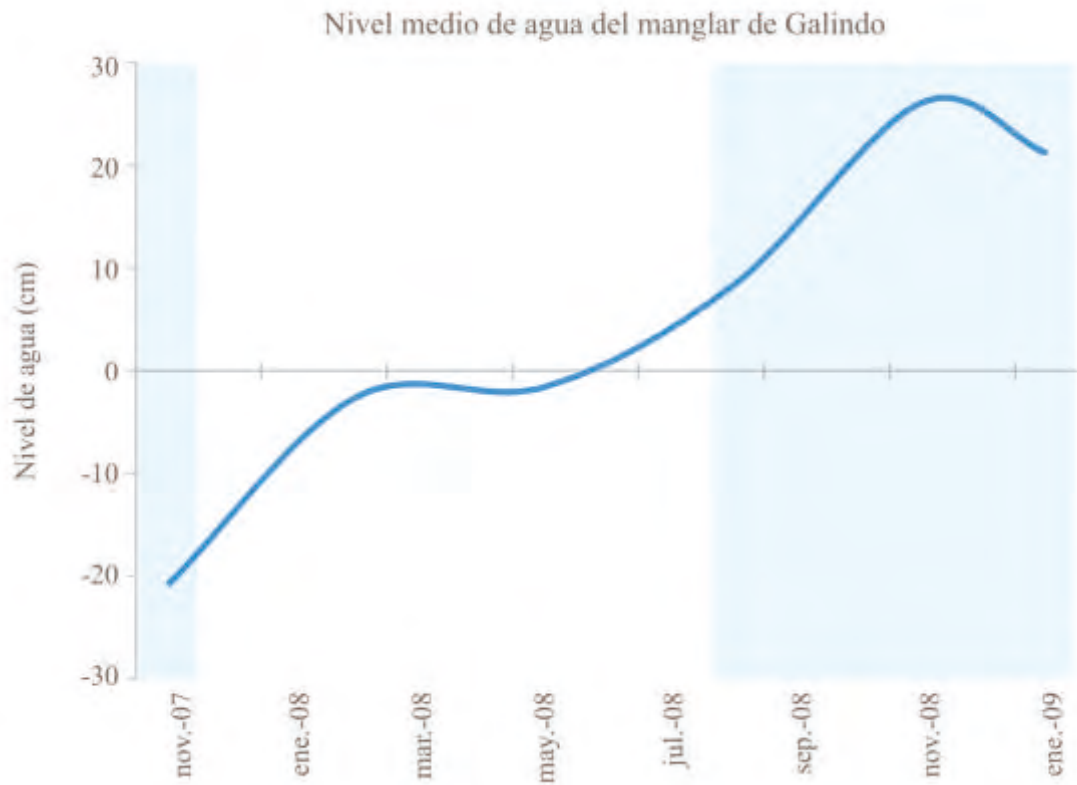
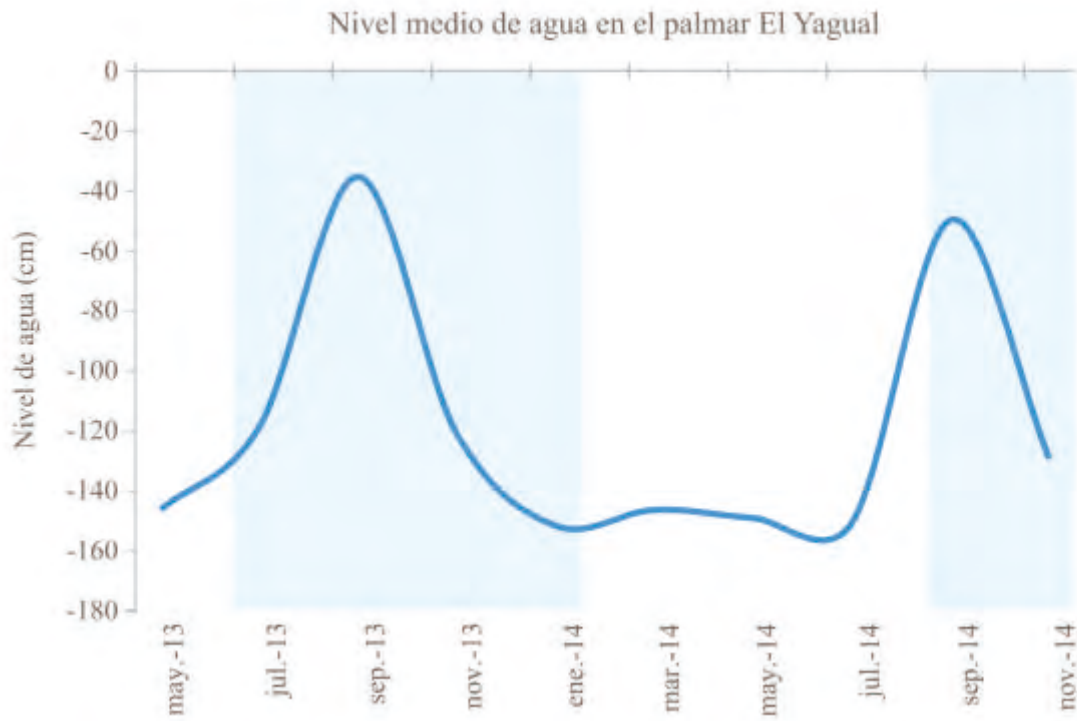
En las selvas secas hay dos comportamientos; el primero es el correspondiente a las dos selvas de los humedales del Papaloapan, selvas que ocupan poco territorio en las zonas más altas del humedal, y puede verse que la inundación en Las Blancas es más pronunciada que en Los Lirios, donde es más ocasional. En ambos casos dura poco tiempo y las raíces de los árboles permanecen oxigenadas durante períodos extensos de tiempo, ya que el agua baja a una profundidad de casi un metro o más. En las selvas de Barra de Galindo, Boquilla de Oro y Mandinga el agua permanece más cercana a la zona de raíces e inunda por períodos cortos de tiempo o solamente mantiene el suelo saturado. La inundación no alcanza grandes alturas, por lo que hay un sotobosque en estas selvas. En las selvas más húmedas puede verse que

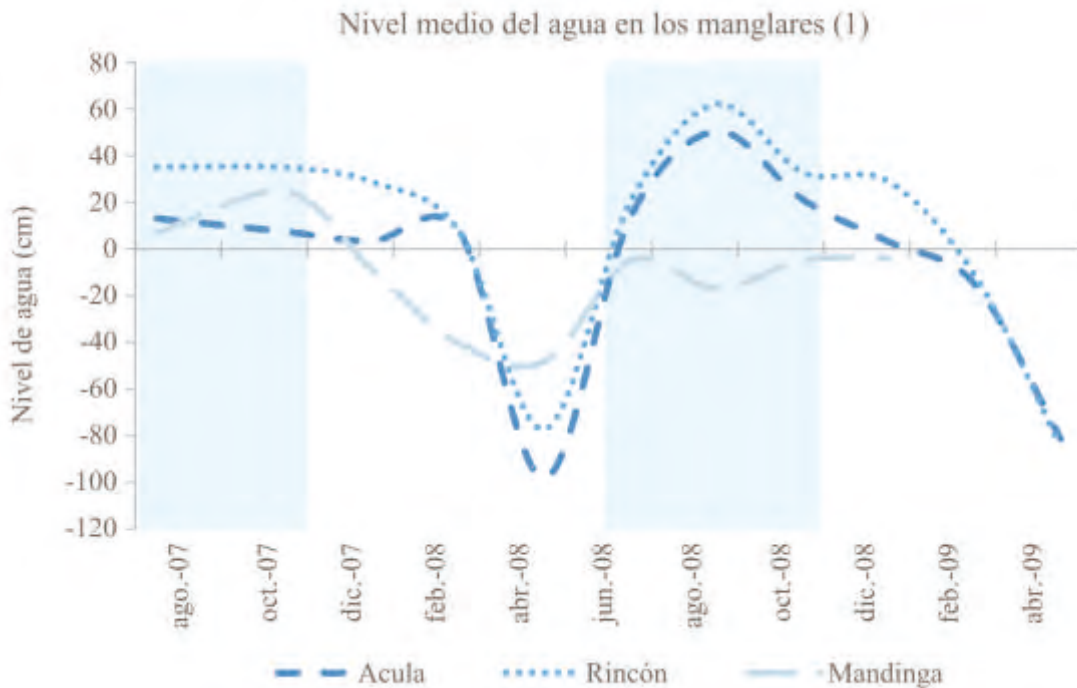
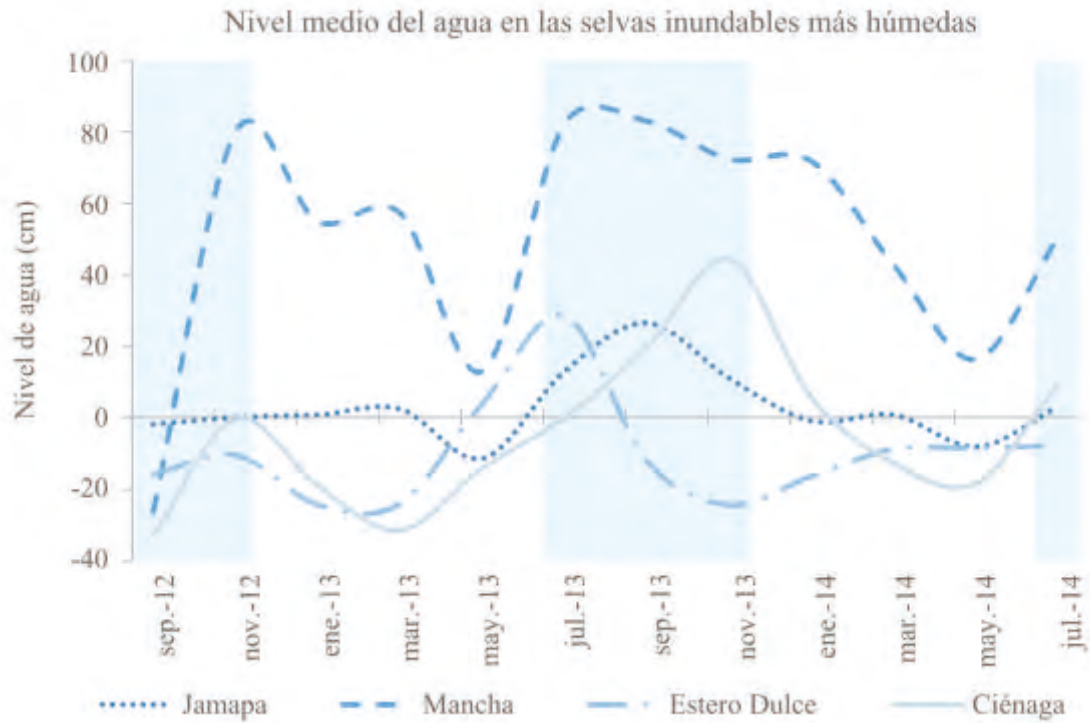
la inundación permanece por períodos más extensos y el agua permanece en la zona de las raíces casi todo el año. Las selvas de Jamapa, Estero Dulce y Ciénaga se localizan sobre planicies de inundación donde el agua llega tanto por un flujo subsuperficial como por el derrame de los ríos, y están dominadas por el zapote reventador o apompo (*Pachira aquatica*). En el caso de La Mancha, la selva se localiza en una depresión y el agua fluye subsuperficialmente y permanece durante más tiempo; además la especie dominante es el corcho o anona (*Annona glabra*). Infante-Mata *et al.* (2012) describieron la composición florística de varias de estas selvas.

Dos casos más extremos son los palmares. En el caso del El Yagual, su comportamiento es más parecido al de las selvas secas, y aún en los palmares en el Papaloapan, el agua es más estacional. Lo mismo sucede con el manglar dominado por *Conocarpus erectus*, en la Barra de Galindo, en el municipio de Tuxpan (Figura 33) ya que está dominado por el botoncillo, la especie que tolera menos inundación y salinidad.

En el manglar más característico donde el mangle negro, el blanco y el rojo dominan, como en el Papaloapan (Acula, Rincón) y en Mandinga, el agua fluctúa estacionalmente (subgrupo 13). Durante las secas el agua baja su nivel y las raíces quedan aireadas, aún las enterradas. El otro grupo de manglares (subgrupo 14) muestra un comportamiento hidrológico más variable, con un período de secas menos pronunciado. Es un comportamiento más parecido al de las selvas más inundables, y ello puede deberse a que en la composición florística hay poca presencia de mangle negro (*Avicennia germinans*) y en cambio hay bastantes cuadros con zapote reventador (*P. aquatica*). Es una especie frecuente en los manglares y hacia el extremo más dulce, donde los valores de salinidad decrecen, permanece el zapote y las especies de mangle van desapareciendo permitiendo la entrada de otras especies características de selvas inundables (Moreno-Casasola e Infante-Mata, 2010; Infante-Mata *et al.*, 2012; Moreno-Casasola *et al.*, 2012). Por ello, se ha propuesto que la distribución del zapote reventador se considere como el límite que permita delimitar la extensión o superficie que cubre el manglar en las zonas costeras de México (Infante-Mata *et al.*, 2014).







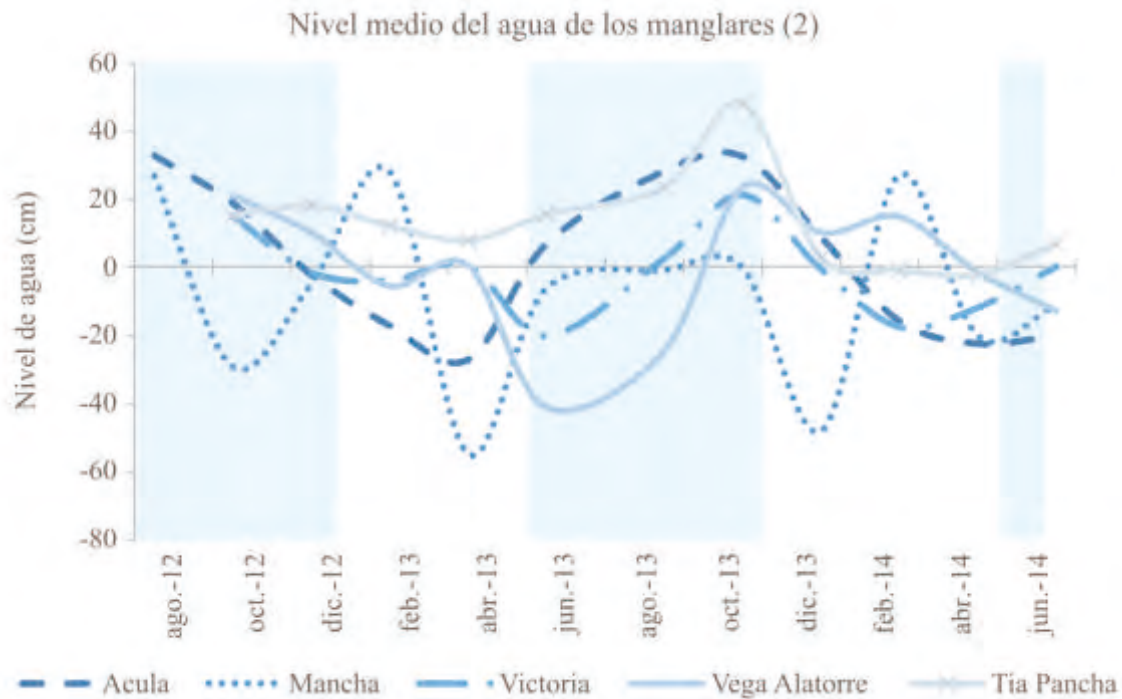


Figura 33. Fluctuación del nivel del agua (hidroperíodos) de los cinco grupos de humedales arbóreos registrados en Veracruz. Se muestran sombreados los períodos de lluvia.

El hidroperíodo de los humedales herbáceos también es muy variable, al igual que el de los humedales arbóreos (Moreno-Casasola *et al.*, 2010). En esta sección se muestran dos ejemplos, uno es el espartal de *Spartina patens* localizado en el Papaloapan y el otro es de varios tulares y popales (Figura 34). El espartal es más estacional con un período en que el agua baja y las raíces quedan en condiciones de baja cantidad o aún falta de oxígeno (anoxia). Una diferencia importante en esta comunidad es la salinidad. En el campo, los humedales de agua dulce con mucha frecuencia se encuentran mezclados por lo que se consideran como popales-tulares y tienen composiciones florísticas muy distintas. Algunos permanecen inundados todo el año o gran parte del año (Ciénaga, Río Blanco y uno de los ejemplos en Vega, a la orilla de Laguna Chica y Grande), lo que representa condiciones estresantes para las plantas y en este sentido se parece el hidroperíodo de algunas selvas inundables. El de Boquilla es algo más estacional, y sobre todo el de La Mancha y el otro de Vega. Ello muestra que aún en el mismo sitio, como por ejemplo alrededor de la Laguna Grande y Chica, hay zonas donde el humedal es más estacional y otras donde permanece inundado, en función de la topografía y de su ubicación particular.

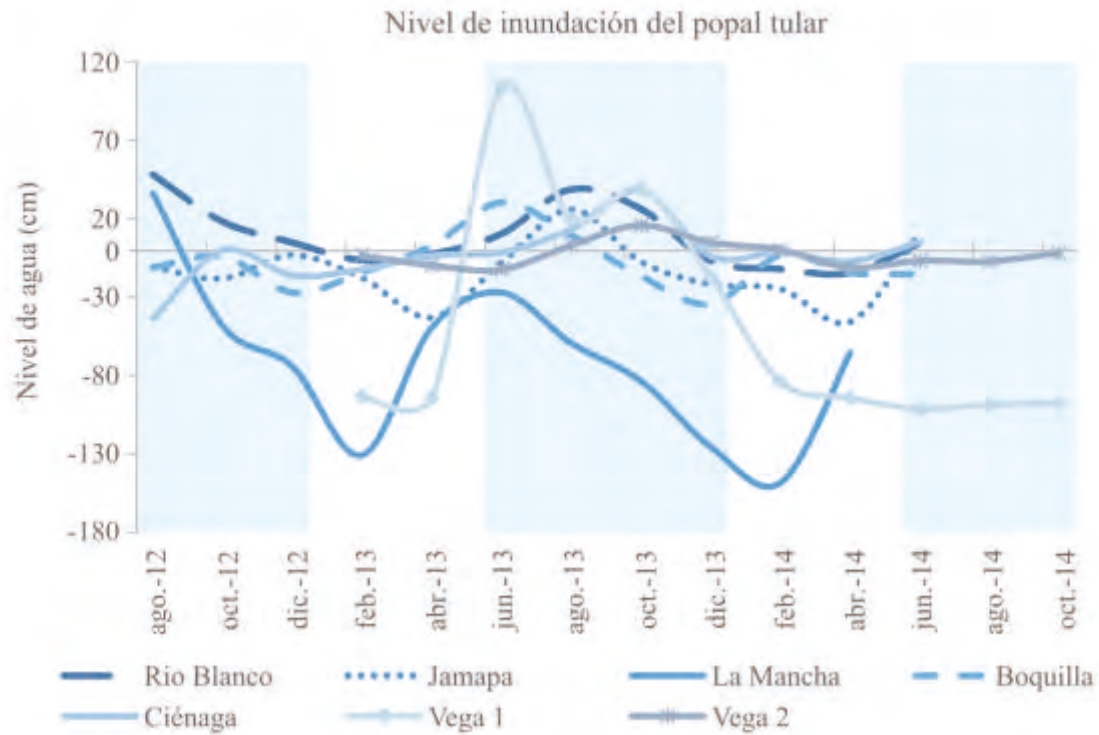
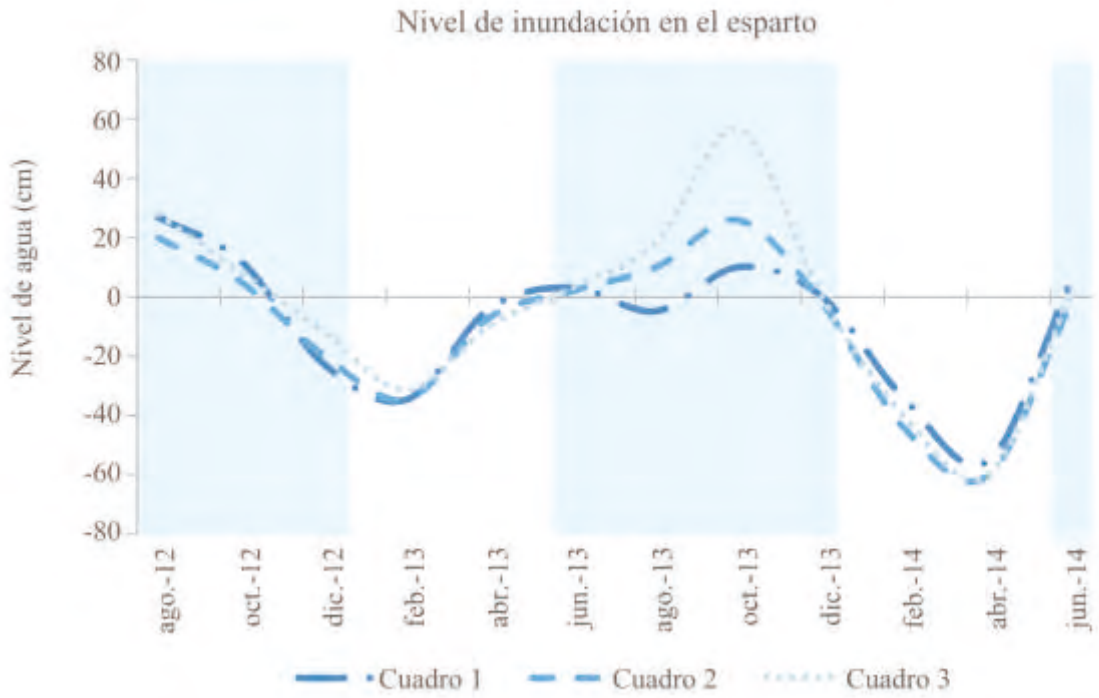


Figura 34. Gráficas mostrando la fluctuación del nivel del agua (hidroperíodo) de los humedales herbáceos (esparto y popal-tular) de Veracruz. Se muestran sombreados los períodos de lluvia.

La salinidad es un factor ambiental importante que influye en la distribución de los humedales de Veracruz. La salinidad se midió en el agua superficial, en el agua intersticial es decir la que está en los poros del suelo a la altura de las raíces de las plantas y en el agua del manto freático. Estas tres mediciones permiten ver las condiciones del agua superficial que baja por los ríos y la del agua subterránea, aquella que entra tanto por influencia de las mareas mostrando hasta donde tiene impacto la cuña salina y también por el manto freático que baja subsuperficial desde terrenos más elevados. El agua intersticial indica las condiciones del agua que las plantas están tomando por las raíces y usando para sus funciones fisiológicas y también representa la percolación del agua superficial, y la del manto freático y/o la cuña salina cuando penetra. La Figura 35 muestra los promedios anuales de las tres fuentes de agua en distintos tipos de humedales. El popal es la comunidad que se establece en las zonas de agua dulce tanto superficial como en el manto freático. El tular también se establece en zonas de agua dulce pero es ligeramente más tolerante a niveles bajos de salinidad en el manto freático y por ello frecuentemente se encuentra en zonas más cercanas a la costa que los popales. Las selvas inundables, sobre todo las dominadas por el zapote reventador, toleran algo más de salinidad y por eso frecuentemente son la comunidad que forma gradientes de salinidad con el manglar, estableciéndose en las zonas más dulces. Finalmente el manglar y el esparto son los más tolerantes a la salinidad. El agua intersticial oscila entre el agua dulce y la salobre y el agua realmente salina es la del manto freático, es decir las más profunda.

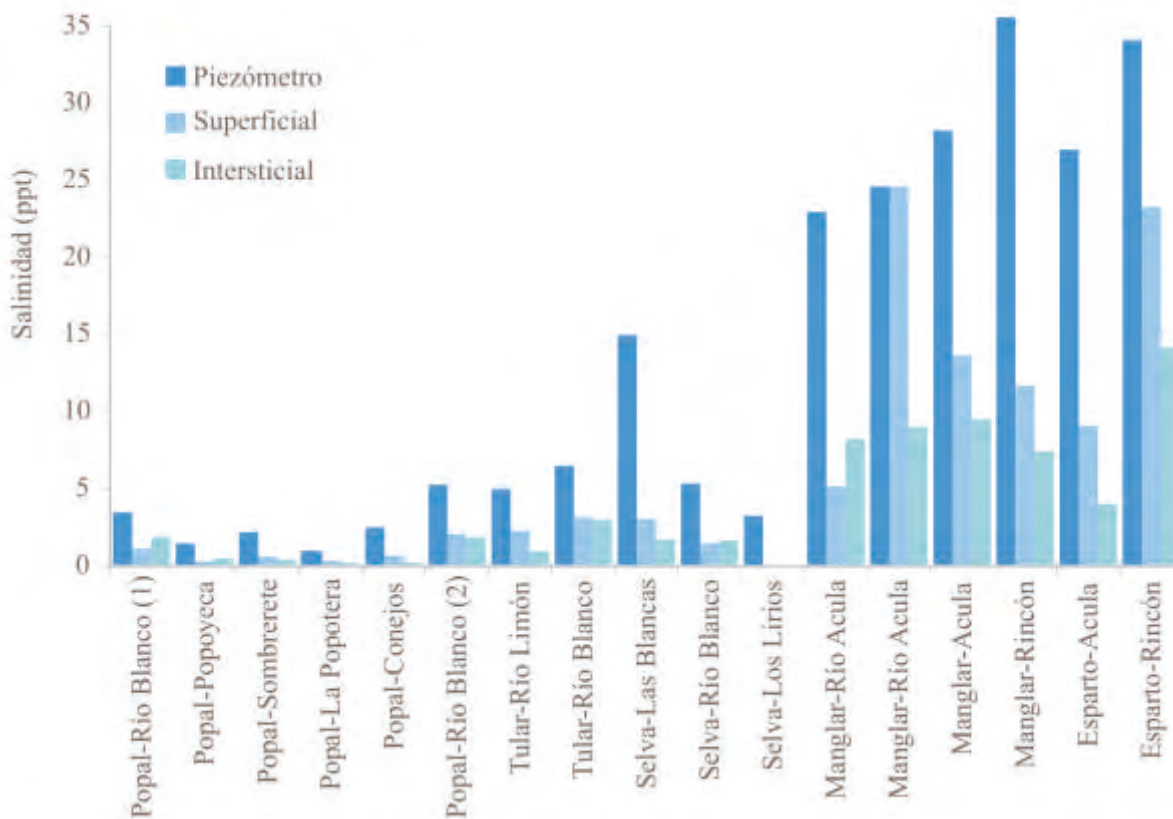


Figura 35. Salinidad en el agua del manto freático (piezómetro), intersticial y superficial en los distintos tipos de humedales arbóreos y herbáceos.

Conservación y restauración de los humedales

La conservación y restauración de estos ecosistemas es de gran valor para la sociedad, por la cantidad e importancia de los servicios ecosistémicos que proporcionan, como puede apreciarse a lo largo del presente libro. Sin embargo hoy en día su situación es muy precaria. Los manglares se conservan por un lado debido a que las comunidades de pescadores han reconocido su importancia como zonas de refugio y alimento de peces y lograron que se valoraran y respetaran localmente en varias regiones. Sin embargo, si no fuera por la legislación que los protege y ha evitado su sustitución por desarrollos hoteleros y su degradación por actividades ganaderas, hoy en día se verían mucho más afectados. Actualmente Veracruz cuenta con una superficie de 36,273 ha de manglares. Sin embargo, el manglar dominado por el botoncillo (*Conocarpus erectus*) casi ha desaparecido al ser sustituido por pastizales ganaderos, ya que ocupaba la zona más seca y menos salina de este tipo de humedal (López-Portillo *et al.*, 2010).

Las selvas inundables se encuentran entre las más afectadas, sobre todo las que permanecen menos tiempo inundadas. Han sido taladas para convertirlas en potreros, obteniendo en primer lugar madera, en segundo suelos fértiles con una buena capa de materia orgánica que mantiene vegetación nativa o introducida que proporciona alimento al ganado manteniendo la humedad sobre todo durante la época seca. En este sentido los palmares constituyen relictos de humedales que llegaron a tener distribuciones mucho más amplias y que hoy en día han sido también potrerizados, dejando con frecuencia las palmas de pie debido a su utilidad para los pobladores locales (Capítulo X). Las selvas que se inundan más tampoco se han respetado. Queda mayor superficie remanente alrededor de los manglares indicando su distribución anterior (Infante-Mata *et al.*, 2014) pero han desaparecido de las planicies de inundación de todos los ríos de Veracruz. Han sido sustituidos por potreros, cañaverales drenados y ciudades, con los consecuentes desastres que ello ha traído. Es un ecosistema en peligro de desaparecer de Veracruz.

Los humedales herbáceos han sido menos alterados ya que pueden ocupar condiciones de inundación permanente por lo que drenarlos ha sido más difícil, sin embargo la mayoría presentan ganado por lo menos una parte del tiempo (Rodríguez Medina y Moreno-Casasola, 2013; Moreno-Casasola *et al.*, 2014).

El programa de Reservas de Agua instrumentado por CONAGUA y por WWF es un instrumento de gran valor para la gestión del agua y para la conservación de humedales. Como ejemplo de ello, en la gran cuenca del Papaloapan conformada por las cuencas hidrológicas del Río Jamapa-Cotaxtla, Río Blanco, Río Papaloapan, Río Valle Nacional, Río Grande, Río Playa Vicente, Río Tesechoacán, Río Trinidad, Río San Juan y Llanuras de Papaloapan se aplicó la Norma Mexicana de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012).

La definición de caudal ecológico es la cantidad, calidad y variación del gasto o agua reservada para preservar servicios ecosistémicos, componentes, funciones, procesos y la resiliencia de ecosistemas acuáticos y terrestres que dependen de procesos hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos y sociales. Para su determinación, es necesario contar con registros históricos de estaciones hidrométricas, las cuales registran el gasto diario (volumen de escurrimiento por unidad de tiempo) que pasa por una sección del cauce del río donde se ubica dicha estación. La gráfica de tiempo contra caudal se le conoce como hidrograma, el cual es característico del río y representa su comportamiento. A través de su análisis es posible identificar los caudales mínimos, máximos, promedios, así como aplicar metodologías hidrológicas para obtener los caudales ordinarios, de avenidas y los pulsos de inundación, los cuales se pueden relacionar con el funcionamiento ecohidrológico como es el mantenimiento de la vegetación riparia a los lados del río y los humedales de la planicie de inundación en la cuenca baja.

En la Figura 36 se presenta el hidrograma representativo para años húmedos, medios, secos y muy secos de la cuenca del río Papaloapan. Con esta gráfica se puede identificar en qué rango están variando los caudales en el río e identificar la época de secas y lluvias. Por ejemplo para un año medio, en septiembre se puede esperar un caudal de 250 m³/s en marzo y de 800 m³/s en septiembre. Esta variación de caudal mensual es lo que se conoce como régimen y para que un río se considere natural se debe continuar con esta variación y mantenerla.

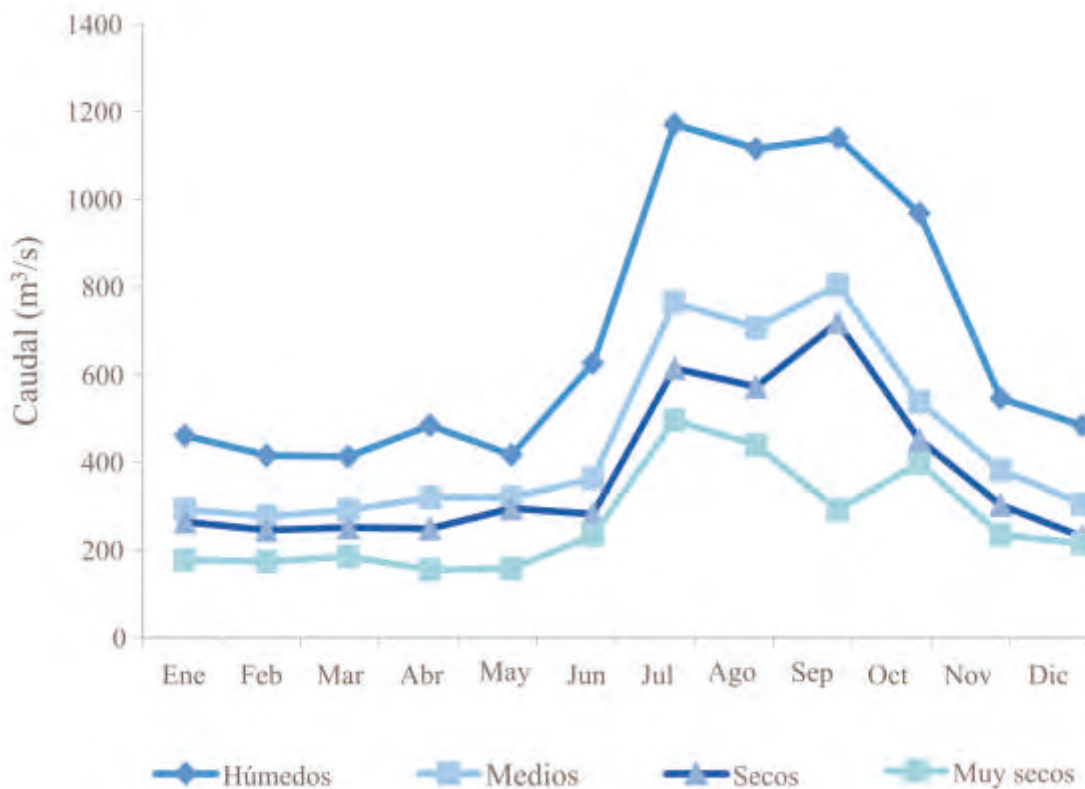


Figura 36. Caudales ordinarios en años lluviosos, años con precipitación media, años secos y muy secos en la cuenca del Papaloapan.

El análisis de avenidas se realiza para identificar los eventos máximos que pueden provocar desbordamiento del río y por consecuencia inundaciones. Para fines ecológicos se deben conservar las avenidas anuales, intra-anales y cada 5 años, que corresponden a los períodos de retorno (Tr) de 1, 1.5 y 5 años. Es decir, en un período de 10 años se debe permitir que ocurran 10 avenidas con un período de retorno de 1 año, 6 avenidas con un Tr de 1.5 años y 2 avenidas con un Tr de 5 años. Con estas magnitudes y si se conoce la geometría del cauce (realizado por topobatemetría), se puede aplicar una modelación hidráulica para obtener el tirante esperado para cada magnitud (Figura 37).

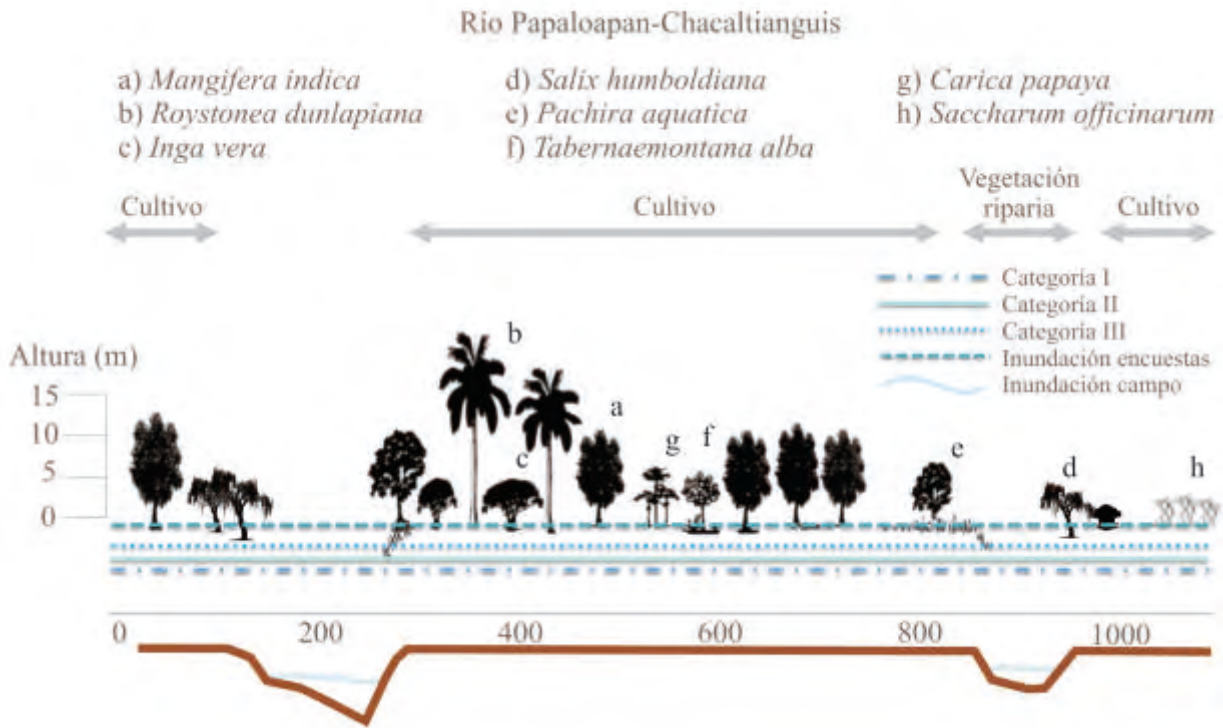


Figura 37. Tirantes de inundación para avenidas de los períodos de retorno de 1, 1.5 y 5 años, en una sección del río Papaloapan, específicamente en Chacaltianguis.

Con base en el análisis hidrológico y de avenidas, se realiza la interacción con los grupos ecológicos funcionales del río y se propone un volumen de reserva de agua, para secas y lluvias. Esto permitirá a los gestores de recursos tener herramientas para saber cuál es el caudal necesario que se debe conservar en estiaje y lluvias, así como proponer un mejor uso de suelo que permita avenidas con períodos de retorno de cinco años, las cuales también están asociadas a la delimitación de la zona federal, y de manera muy importante a la conservación de los humedales. Como se muestra en la Figura 37, la inundación es lo que mantiene con vida los humedales herbáceos y arbóreos de la planicie de inundación.

Los resultados de las cuencas hidrológicas del Papaloapan muestran que se debe conservar un volumen de caudal ecológico que permita conservar el régimen del río, y no interfiere con la extracción que actualmente tiene la cuenca (Figura 38).

Las proyecciones para 2080 indican que el 5-20% de los humedales costeros se perderán debido a la elevación del nivel del mar (Nicholls, 2004). En la costa del Golfo de Estados Unidos, las islas de barrera, las dunas y bancos de arena, los humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce y salobre amortiguan significativa el impacto del viento, de las olas y la marea de tormenta generada por los huracanes y tormentas tropicales (Grupo de Trabajo para la planificación post-huracán de la costa de Louisiana). Por tanto a raíz de las inundaciones producidas por el huracán Katrina en Nueva Orleans, se ha considerado como una opción de manejo costero la restauración de los humedales e islas de barrera para ayudar a proteger esta ciudad.

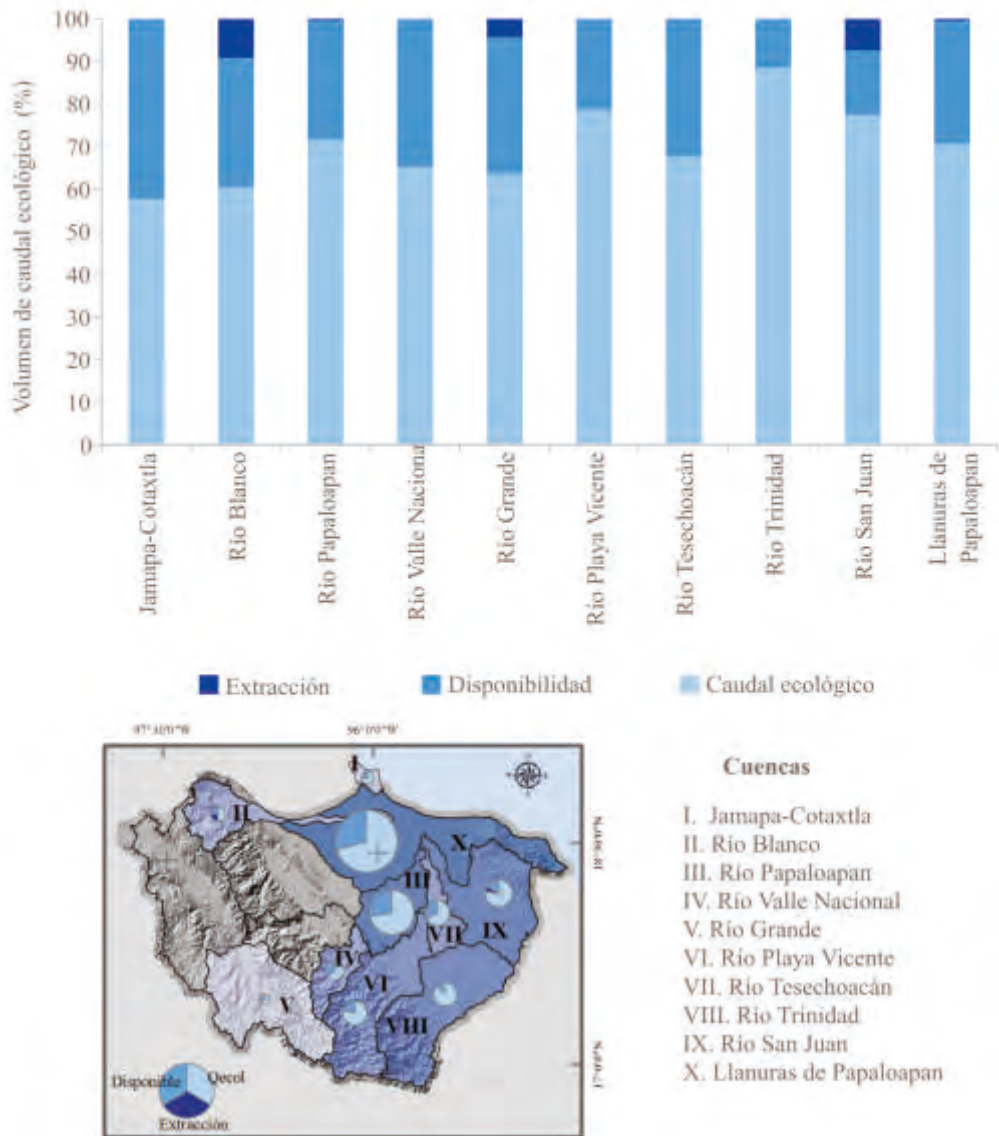


Figura 38. Porcentaje de reserva de agua (caudal ecológico = Q_{ecol}) de las cuencas hidrológicas del Papaloapan.

Existen en México algunas experiencias de restauración, sobre todo de manglares, donde se ha hecho énfasis en la recuperación de los flujos de agua en el manglar. Sin embargo, existen aún muy pocos esfuerzos de restauración de humedales de agua dulce. En la zona de La Mancha (Actopan) se ha recuperado un popal (López-Rosas *et al.*, 2010) que se había perdido debido a la introducción de un pasto forrajero exótico africano, conocido como pasto alemán (*Echinochloa pyramidalis*), el cual fue eliminando a la vegetación nativa del humedal (López-Rosas *et al.*, 2006), produciendo tanta materia orgánica que fue elevando el nivel del suelo y desecando el humedal (López-Rosas y Moreno-Casasola, 2012). Recientemente se acaba de iniciar un proyecto impulsado por CONAFOR para restaurar la selva inundable de zapote reventador de Ciénaga del Fuerte, la cual ha sido talada y posteriormente invadida también por el pasto alemán, por pastos nativos de humedales (*Leersia* spp.) y por varias trepadoras (*Ipomoea* spp., *Dalbergia browni*), que crecen con tal densidad que llegan a doblar y tirar los árboles. Estos procesos se han visto además favorecidos por el impacto de los huracanes.

LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS



V. LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE

Javier Laborde Dovalí, Sergio Guevara Sada y Liliana Cadavid Florez

México está enfrentando desde hace varias décadas una crisis profunda en cuanto a la conservación de su diversidad biológica. Las estrategias simplistas de conservación dirigidas a una especie en particular (generalmente especies nativas carismáticas o que generan interés en la población en general y en las agencias financiadoras de la conservación en particular) así como el enfoque de confinamiento de áreas protegidas para conservar su flora y fauna, no son suficientes. La protección individual de determinadas especies es crítica y muy importante pues usualmente incluye especies carismáticas que pueden desempeñar un papel importante en ecosistemas y para las cuales es relativamente fácil convencer al público en general de la importancia de su conservación. Sin embargo su utilidad y eficacia real es prácticamente nula si no se incluye un esfuerzo decidido y dirigido a la protección de los hábitats también, ya que por ejemplo la especie protegida podría estar aumentando su tamaño poblacional en un sitio determinado al mismo tiempo que dicho aumento podría impactar negativamente al hábitat y deteriorarlo para otras especies nativas del sitio. La pérdida del hábitat debida a las actividades humanas y su consecuente fragmentación y el aislamiento de los remanentes son las causas más comunes de la extinción de especies (Hudson, 1991). A pesar de que el establecimiento de áreas protegidas es benéfico e indispensable para la conservación de la biodiversidad, este es un enfoque claramente insuficiente que no logrará por sí mismo conservar la destacada biodiversidad de nuestro país. Para ello tenemos que fijarnos en las áreas que están por fuera de las reservas también, haciendo un manejo de ellas que favorezca la conservación biológica.

México es uno de los países más biodiversos del mundo (Toledo, 1988). Esta diversidad biológica está ligada a la historia geológica y ubicación geográfica de México, en donde las dos zonas biogeográficas del continente americano, la Neártica y la Neotropical, convergen. Lo anterior, aunado a la compleja topografía del país, produce un mosaico de condiciones ambientales muy heterogéneo. Además, México incluye el conjunto más numeroso de grupos indígenas en América, cada uno con sus propios sistemas y estrategias de uso y manejo de los recursos naturales de su entorno. La intrincada mezcla de tradiciones culturales y sistemas de manejo sobrepuestos en el escenario natural implica una sustancial fragmentación de los hábitats de México. Adicionalmente es necesario tomar en cuenta las leyes mexicanas y categorías de tenencia de la tierra, particularmente cambios recientes que se les han hecho y que generan problemas y conflictos en los que concepciones tradicionales se confrontan con puntos de vista modernos. La ya de por sí difícil tarea de la conservación biológica adquiere dimensiones extremadamente complicadas en México.

A pesar de los grandes esfuerzos y logros del movimiento conservacionista en México, es aún poca la superficie que se ha logrado proteger oficialmente mediante algún tipo de categoría de área protegida. Las cifras más optimistas no superan el diez por ciento del territorio nacional y en algunos estados muy biodiversos como Veracruz, esta cifra es inferior al cinco por ciento. La situación es todavía más apremiante al analizar las áreas protegidas ya decretadas, pues la mayoría de ellas no funciona adecuadamente, en gran parte debido a falta de financiamiento y personal calificado para el adecuado

manejo y preservación del área protegida. La situación se complica todavía más el tomar en cuenta los futuros escenarios de cambio climático, particularmente para el caso del trópico mexicano, ya que distintas predicciones muestran que las especies de la flora y fauna tropical deberán desplazarse altitudinalmente conforme se presenten los cambios climáticos en la región en donde las encontramos actualmente. Para que ello suceda y no desaparezcan, es imprescindible favorecer o al menos no impedir el movimiento de las especies por fuera de las áreas protegidas actuales, a través de los paisajes transformados por el hombre. Por tanto, es urgente e imprescindible poner atención sobre la diversidad biológica que todavía encontramos en paisajes transformados y dominados por el hombre. Actualmente este tipo de paisajes cubren más de dos tercios de la superficie del país y para asegurar la conservación de la biodiversidad nacional, es fundamental fomentar el movimiento de las especies a través de las áreas modificadas por el hombre, para lo cual se requiere conocer y entender mejor la denominada “conectividad” del paisaje.

Consecuencias de la fragmentación del hábitat

La fragmentación de los hábitats o ecosistemas naturales por actividades humanas es actualmente la amenaza más fuerte sobre la diversidad biológica. En particular en las zonas tropicales del continente americano, la alarmante deforestación de las selvas es ampliamente conocida. Sin embargo, la intensidad de la fragmentación resultante y sus consecuencias ecológicas todavía no son comprendidas cabalmente. La fragmentación forestal antrópica tiene dos componentes principales; el primero tiene que ver con la reducción del área total de hábitat que incide directamente sobre el tamaño poblacional de las especies del hábitat original, y el segundo tiene que ver con el aislamiento de los remanentes del hábitat original que son separados por las áreas taladas y que se traduce en una fuerte limitante de la dispersión y tasas de inmigración de los organismos nativos a través del paisaje (Wilcove *et al.*, 1986). Lo anterior puede provocar una severa reducción del “tamaño poblacional efectivo (N_e)” que podría llegar a ser mucho más pequeño que el conteo total de individuos supervivientes a la deforestación, ya que grupos de ellos separados en diferentes fragmentos forestales podrían no tener posibilidad alguna de interactuar y mucho menos de reproducirse entre sí. Es decir, individuos conoespecíficos que permanecen en fragmentos forestales distintos podrían estar demasiado alejados entre sí o separados por un tipo de hábitat inhóspito que representa una barrera infranqueable y por tanto llegarían a formar sub-poblaciones aisladas en sus respectivos fragmentos. Si el tamaño poblacional efectivo persiste a un nivel demasiado bajo durante varias generaciones, además del riesgo extremadamente grande de la extinción local (o extirpación) de la especie en el paisaje, se presentaría una considerable pérdida de variación genética y aumento de la deriva génica (Forman y Godron, 1986; Turner, 1989) lo que vulnera todavía más las posibilidades de persistencia de la especie en cuestión.

Los ecólogos del paisaje han propuesto que los paisajes, principalmente los transformados por el hombre, suelen estar compuestos por dos componentes contrastantes que difieren notablemente en su estructura, composición y dinámica; el hábitat original o remanente y las áreas convertidas por el hombre en campos agropecuarios y que en conjunto se designan como la 'matriz' del paisaje, que es la parte más transformada del mismo. Actualmente en los paisajes que originalmente estaban cubiertos por ecosistemas forestales (bosques y selvas), la matriz del paisaje suele ser el componente o elemento más extenso y engloba o rodea a los remanentes forestales; la matriz corresponde a las zonas taladas y convertidas en campos ganaderos o agrícolas. La dinámica del paisaje en su conjunto está muy influenciada por lo que sucede en la matriz, debido a la extensión que ocupa. Ésta puede presentar distinto

grado de permeabilidad para los diferentes organismos; es decir, puede no representar una barrera infranqueable, sino ser utilizada en mayor o menor grado dependiendo de la especie considerada y la escala a la que dicha especie utilice el ambiente y al mismo tiempo puede ser una barrera impenetrable e inhóspita para otras especies (McIntyre y Barrett, 1992).

En su acepción más simple la conectividad se puede concebir como lo contrario al aislamiento. Al abordar la conectividad es necesario enfatizar que este es un concepto que combina dos niveles: la estructura física del paisaje (conectividad estructural) y la forma en que las especies responden a esta estructura física (conectividad funcional). El análisis de la conectividad estructural se enfoca en los patrones del paisaje sin tener referencia en una especie o proceso ecológico particular, mientras que la conectividad funcional se aborda a un nivel de evaluación ecológicamente realista incluyendo los flujos y comportamiento de los organismos en el paisaje (Saura *et al.*, 2011). La conectividad del paisaje se puede definir como “el grado en el cual el paisaje facilita o impide el movimiento de organismos entre parches” (Taylor *et al.*, 1993).

Como se mencionó anteriormente, en un paisaje determinado con un cierto grado de fragmentación del hábitat original, los organismos de distintas especies suelen percibir de manera muy diferente al paisaje fragmentado. Por ejemplo para especies de mamíferos arborícolas que pasan la mayor parte de su ciclo de vida sobre el dosel arbóreo, tales como los monos de la selva, un extenso pastizal que rodea un determinado fragmento puede representar una barrera infranqueable y dejarlos confinados al interior de dicho fragmento, mientras que algunas aves del dosel como tucanes y oropéndolas pueden volar sin problemas a través de dicho pastizal y llegar a otro fragmento de selva que resulta inaccesible para organismos menos vágiles, es decir que se mueven menos. La notable diversidad biológica de las selvas y la enorme variedad de historias y estrategias de vida de sus especies hace muy difícil el estudio de la conectividad del paisaje pues ello depende de la respuesta de cada especie a la deforestación y de la fragmentación antrópica de las selvas. Si la conectividad es baja entonces las posibilidades de persistencia de la especie en cuestión en el nuevo paisaje transformado por el hombre serán muy bajas, mientras que para una especie determinada que percibe el mismo paisaje como muy poco aislado o con una alta conectividad, sus posibilidades de persistencia serán mayores, entre otras cosas porque los individuos que quedan separados en fragmentos distintos pueden llegar a formar una unidad demográfica funcional y tener un tamaño poblacional efectivo considerable, a pesar de la fragmentación de su hábitat original. Lo anterior no solo depende de las respuestas de las especies a la gama de tamaños y distribución espacial de los fragmentos remanentes sino también a las características de las áreas transformadas por el hombre que separan dichos remanentes y que en realidad son las que determinan si un individuo o sus genes (e.g. polen) pueden o no cruzar dichas áreas para llegar a otro remanente de su hábitat natural.

Aunque las plantas son sésiles y sus adultos no se desplazan, estos organismos si se mueven a través del paisaje ya sea mediante el polen o sus semillas y por tanto si la deforestación y fragmentación resultante restringen o reducen el flujo del polen o las semillas, entonces el tamaño poblacional efectivo de las plantas será drásticamente reducido y considerablemente menor al conteo de los adultos supervivientes a la tala. El flujo del polen y semillas en paisajes fragmentados, particularmente el que se presenta por fuera de los fragmentos remanentes a través de las zonas taladas, es un buen indicador del grado de conectividad del paisaje.

Deforestación y fragmentación de selvas

La deforestación y fragmentación de las selvas neotropicales han sido severas, generando fragmentos de vegetación original inmersos en zonas taladas. La conversión de la selva en campos ganaderos o agrícolas ha sido la principal causa de la pérdida de superficie forestal y su fragmentación en parches más pequeños y separados. Esta separación de los remanentes de selva tiene implicaciones importantes sobre los seres vivos, debido a que dichos parches o fragmentos forestales quedan inconexos, separados por hábitats muy distintos al original que son de difícil acceso o inhóspitos para los organismos de la selva; por tanto, la fragmentación afecta directamente a las poblaciones y comunidades biológicas, así como a los flujos de materia y energía que se dan en el paisaje (Forman, 1995).

Las selvas tropicales contienen una notable riqueza de especies de plantas leñosas por unidad de área. La mayoría de las especies de árboles, arbustos y lianas de estas selvas ocurren en densidades relativamente bajas distribuidas en amplios territorios. Sus sistemas de reproducción requieren de polinización cruzada (i.e. sus adultos no pueden auto-fecundarse aunque tengan flores hermafroditas) y dependen de la interacción mutualista con animales: insectos, aves y mamíferos nectarívoros para la polinización de sus flores, así como de vertebrados frugívoros para la dispersión de sus semillas. Los fragmentos remanentes de selva de tamaño pequeño y alejados de otros remanentes no podrán mantenerse como tales si los campos agropecuarios que los rodean no permiten el movimiento y por tanto la inmigración de animales portadores de polen o semillas de especies de plantas de la selva original. Si el aislamiento es absoluto, entonces la siguiente generación de los árboles que forman el fragmento actual no podrá reproducirse en el caso de fragmentos demasiado pequeños y por tanto desaparecerán a pesar de que la tala se haya detenido por completo. Debido a que todos los organismos de la selva, incluyendo la fauna, dependen de la estructura y composición arbórea de la selva, es crucial que se mantenga en el paisaje un adecuado flujo de polen y semillas de las especies arbóreas que forman el dosel superior pues de lo contrario no se logrará preservar a largo plazo la selva y su biodiversidad.

Los remanentes de la selva original que quedan en paisajes antrópicos suelen ser fragmentos de muy diferente tamaño, que van desde unas cuantas hectáreas a cientos o miles de hectáreas; sin embargo, cada vez nos quedan menos fragmentos forestales cuyo tamaño exceda los miles de hectáreas y son muchos los que no superan las 100 ha. En México y el resto de América los remanentes de selva Neotropical están inmersos en una matriz de campos agropecuarios, dominados actualmente por pastizales ganaderos. En la literatura ecológica actual los pastizales tropicales son considerados como inhóspitos para las especies de flora y fauna de la selva original, siendo muy pocas las especies cuyos individuos se aventuran a cruzarlos. Sin embargo, son muy pocos los estudios que han documentado verazmente y a la escala adecuada, la estructura y composición florística de los potreros y por tanto no se puede afirmar que todo potrero es una barrera infranqueable pues varían enormemente en sus características estructurales y florísticas (Laborde *et al.*, 2011).

La gran extensión y uso permanente (no cíclico; sin período de barbecho o abandono) de los pastizales tropicales o potreros creados por el hombre así como su inhospitabilidad para los dispersores de polen y de semillas son los principales impedimentos para la regeneración de la selva en estos sitios y para la preservación a largo plazo de la selva en paisajes antrópicos (Gómez-Pompa *et al.*, 1972; Guevara *et al.*, 2005). La mayoría de las especies leñosas de las selvas dependen de vertebrados frugívoros para la dispersión de sus semillas, con cerca del 80% de ellas en las selvas húmedas o perennifolias y alrededor del 50 al 70% de las especies de las selvas secas o caducifolias (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2013). Los animales de selva, que son dispersores efectivos de semillas y del polen de las especies de plantas de la selva, suelen

evitar las zonas taladas desprovistas de árboles y permanecen al interior de los fragmentos forestales. Sin embargo, la presencia de árboles en pie dentro de las áreas taladas puede atraer a estos organismos y animarlos a cruzar las zonas abiertas; esto sucede siempre y cuando no estén desprovistas de árboles (Laborde *et al.*, 2008).

El estudio y evaluación en campo del grado de aislamiento entre los remanentes forestales o de su grado de conectividad es imprescindible para tener éxito en la conservación a largo plazo de la diversidad forestal tropical en México. Igualmente importante es la identificación de aquellos elementos o atributos del paisaje y su manejo que influyen positiva o negativamente en la conectividad del paisaje. Los estudios que como grupo de trabajo hemos realizados en paisajes tropicales de México, principalmente en potreros de Veracruz (en Los Tuxtlas, La Mancha y Jamapa) nos indican que aún en paisajes severamente deforestados y fragmentados dominados por pastizales dedicados a la cría de ganado, existen hábitats de selva, donde se refugian sus especies y poblaciones. Es una clara indicación de la importancia que tiene la conectividad del paisaje para el mantenimiento de la diversidad de la selva en los paisajes actuales. La biodiversidad es un servicio ecosistémico (SE) de gran importancia.

El arbolado de potreros y campos agrícolas tropicales

Los campos agrícolas y potreros de los trópicos, particularmente los del neotrópico (en América) no son áreas totalmente desprovistas de árboles como suelen concebirse en la literatura de conservación, sino que suelen presentar un profuso arbolado en su interior, arreglado espacialmente en diferentes maneras o elementos. Entre los elementos arbóreos de la matriz de las zonas tropicales de México y Centro América, destacan las franjas forestales ribereñas que son dejadas sin talar por los campesinos para proteger el cauce del río; los árboles aislados que dejan como fuente de sombra generalmente, y que pueden ser remanentes del dosel arbóreo original o plantados posteriormente a la tala; y por último se tienen también las cercas vivas que suelen ser plantadas con postes vivos de unas cuantas especies arbóreas que rebrotan muy fácilmente y no estrangulan ni deterioran el alambre de púas que se clava en ellos (mulato o chaca-*Bursera simaruba*, cocuite-*Gliricidia sepium* y colorín-*Erithryna* spp., entre otras). Además, en ocasiones se abandonan porciones de un campo o potrero y se regenera en ellas vegetación leñosa secundaria (acahual), es decir también suele haber en la matriz del paisaje acahuales en diferentes etapas de recuperación (Guevara *et al.*, 2005). Los elementos forestales que conforman el paisaje, incluyendo los fragmentos forestales remanentes, los acahuales y los elementos arbóreos de los campos agrícolas y ganaderos, se encuentran relacionados entre sí. Por tanto el número de parches y su configuración espacial o proximidad, la forma del parche o elemento y la composición florística (especies presentes) de estos elementos, afectan los flujos y las interacciones de energía, materia y organismos en el paisaje (Guevara *et al.*, 2005; Laborde *et al.* 2008). La movilidad de organismos de la selva o bosque original a través de la matriz (campos) y las posibilidades de que se muevan de un fragmento forestal remanente a otro, es un aspecto crucial para la conservación de la biodiversidad forestal, pero también para mantener la capacidad de regeneración forestal o resiliencia en paisajes modificados por el hombre.

El movimiento de individuos o sus genes (e.g. polen) a través de la matriz y entre los fragmentos se ve condicionado por la estructura y composición de la matriz del paisaje y puede ser facilitado por corredores continuos de hábitat semejante al original que conecten fragmentos separados mediante franjas angostas que interrumpen y cruzan las zonas taladas. Pero también este movimiento puede ser facilitado por elementos arbóreos aislados que actúen como sitios de paso denominados trampolines o 'stepping stones' (Guevara, 1986; Laborde, 1996), que en conjunto pueden constituir una constelación de nodos

conectores que operan como un corredor difuso o discontinuo pero efectivo (Laborde *et al.*, 2008). Si estos elementos arbóreos de la matriz contienen o están formados por especies arbóreas o arbustivas de la selva original, entonces además de servir como sitios de paso para cruzar las zonas abiertas, pueden aminorar lo inhóspito de los campos al ofrecer recursos adicionales (sitios de percha, frutos, insectos, etc.) a la fauna forestal original y al mismo tiempo ser fuente de propágulos (i.e. semillas) para la regeneración forestal de las zonas agropecuarias.

Árboles aislados como indicadores de conectividad

En 30 potreros activos dedicados a la cría de bovinos en la Sierra de Los Tuxtlas (Veracruz) cuya superficie combinada totalizó 173 ha de muestreo, se registraron 140 especies arbóreas en ellos, de las cuáles 129 se reportan en el listado de la Estación Biológica Los Tuxtlas de la Universidad Nacional Autónoma de México (EBT-UNAM) como parte de la selva; de las 11 especies restantes, seis son cultivadas (cítricos, nanche, chicozapote, guayaba). En estos potreros se registraron 80 especies de árboles cuyos adultos son capaces de superar los 15 m de altura y que además forman parte del dosel o sub-dosel de la selva, representando 61% de la flora arbórea de esta talla reportada para la EBT-UNAM. Los elementos de los potreros más ricos en especies arbóreas fueron las franjas ribereñas y los árboles aislados, con cerca de 90 especies registradas en cada elemento o componente arbóreo del paisaje. Se destacan las franjas ribereñas por concentrar una riqueza muy alta en un área relativamente pequeña, sin embargo, su distribución espacial se restringe a sitios puntuales del paisaje que corresponden al cauce de los ríos permanentes, mientras que los árboles aislados están esparcidos por todos lados y su presencia en el paisaje es vasta (Guevara *et al.*, 2005; Laborde *et al.*, 2011).

El conjunto de franjas ribereñas, cercas vivas y árboles aislados reduce las distancias que tienen que cruzar los organismos que se mueven a través de los campos agrícolas o ganaderos. Su importancia radica no tanto en la cobertura forestal o área que agregan al paisaje, pues ésta suele ser mínima y poco relevante como hábitat extra para los organismos de la selva; sin embargo, por su distribución espacial tan vasta representan elementos arbóreos muy importantes para la conectividad, incrementándola considerablemente. En particular la distribución espacial amplia de los árboles aislados a todo lo largo y ancho de los potreros y campos agrícolas, reduce drásticamente el aislamiento de los fragmentos forestales y demás elementos arbóreos, al hacerlos más accesibles para los organismos que utilizan dichos árboles (Laborde *et al.*, 2008).

En los 30 potreros mencionados anteriormente se registraron un total de 866 árboles aislados mayores a dos metros de altura, pertenecientes a 98 especies. La densidad de árboles aislados varió de 0.3 a 39.1 árboles por ha, siendo más común la densidad de dos a ocho árboles aislados por hectárea de potrero (Guevara *et al.*, 2005). En árboles aislados de higueras (*Ficus* spp.) se registró un considerable número de especies de aves visitantes, incluyendo 47 especies frugívoras (Guevara y Laborde, 1993), así como de murciélagos, incluyendo 20 especies frugívoras (Galindo-González *et al.*, 2000), las cuales producen una copiosa y rica lluvia de semillas de especies zoócoras debajo de estos árboles. En tan solo un año de estudio se registraron casi 1,000 semillas por metro cuadrado de colector ubicado bajo las copas de estos árboles aislados. Estas semillas pertenecen a 152 especies de las cuales una cuarta parte (26%) son de árboles zoócoros que fueron las semillas más abundantes (Guevara *et al.*, 2005). La rica y frecuente tasa de visitas de aves y murciélagos frugívoros a los árboles de *Ficus* aislados en potreros de Los Tuxtlas, así como la copiosa y rica deposición de semillas provocada por estos dispersores indican claramente que hay una alta conectividad en el paisaje fragmentado de Los Tuxtlas. Los movimientos de las aves y

murciélagos frugívoros en pastizales tropicales están influenciados o determinados por el arreglo espacial de los elementos arbóreos presentes en ellos, tales como franjas ribereñas, cercas vivas y árboles aislados. La dirección de llegada de los frugívoros que visitan los árboles aislados no es al azar sino que depende de la distribución espacial de la vegetación arbórea en sus alrededores (Guevara y Laborde, 1993).

Los resultados obtenidos en Los Tuxtlas podrían deberse en gran parte a que la deforestación de la selva en esta región es relativamente reciente y aunque ya se presenta una muy intensa fragmentación, la conectividad es aún alta gracias en gran parte a la presencia de numerosos y dispersos fragmentos remanentes de la selva original, así como a un profuso y diverso arbolado al interior de sus potreros y campos agrícolas. En otros paisajes en los que la deforestación sea más antigua y la fragmentación antrópica más intensa, los resultados podrían ser muy distintos. Con base en lo anterior iniciamos recientemente el estudio del efecto de los árboles aislados en potreros de la zona central de Veracruz en el Municipio de Jamapa, al sur de Boca del Río, en donde la deforestación y fragmentación tienen más tiempo y es más intensa, quedando muy pocos y pequeños fragmentos forestales en este paisaje. Los resultados recabados hasta el momento muestran que a pesar de la intensa deforestación y de la muy escasa y esparcida cobertura forestal presente, existe aún un profuso y relativamente rico arbolado que atrae aves frugívoras dispersoras de semillas hacia los potreros.

Al igual que en otras zonas tropicales de México, los campesinos de Jamapa siguen dejando árboles en pie cuando talan la selva o los acahuales para establecer campos agrícolas o ganaderos y también plantan algunos árboles al interior de las zonas taladas. Muchos de estos árboles que se encuentran en los potreros de Jamapa son de especies útiles principalmente por su madera y como fuentes de leña y frutos comestibles, además de que otras especies son favorecidas por su utilidad en el manejo pecuario, al proveer de sombra al ganado, forraje complementario y postes para cercos vivos, entre otros (Lazos-Ruíz *et al.*, 2016).

Entre las especies de selva que son comunes como árboles aislados en los potreros de Jamapa destacan los del género *Ficus*. En un recorrido sistemático de los potreros de la zona se registraron 189 árboles aislados de al menos cuatro especies distintas de este género, entre las que destaca la higuera (*Ficus cotinifolia*) por su abundancia como árbol aislado (86% de los individuos aislados de *Ficus* spp.) y por el tamaño de sus árboles, que superan los 20 m de altura y suelen tener copas amplias de más de 15 m de diámetro. Por ser muy conspicuos y frecuentes en los potreros, se seleccionaron 16 individuos de la especie *F. cotinifolia* para evaluar el papel de los árboles aislados en la conectividad del paisaje intensamente fragmentado de Jamapa. La densidad de árboles aislados en los potreros de la zona varía mucho y depende del tipo de manejo que se aplique a cada unidad productiva o potrero, lo cual se traduce en una variación muy considerable en cuanto a la vegetación leñosa o forestal que se encuentra en las inmediaciones de cada árbol aislado. Con base en ello se seleccionaron cuatro escenarios o categorías de aislamiento de los árboles dejados en pie y estudiados, que se distinguen por la complejidad estructural o densidad de elementos arbóreos en las inmediaciones de cada árbol. Las cuatro condiciones abarcan desde la situación más simple con una muy baja densidad de árboles en los alrededores (condición de máximo aislamiento; Figura 39) del árbol focal, hasta la cuarta categoría que representa condiciones estructuralmente complejas alrededor del árbol aislado focal rodeado de una densidad de árboles relativamente alta en 100 m a la redonda (condición de mínimo aislamiento). Las otras dos categorías son intermedias a las anteriores y todas fueron seleccionadas con base en imágenes satelitales recientes (2012) de la zona con alta resolución (cinco metros por pixel).

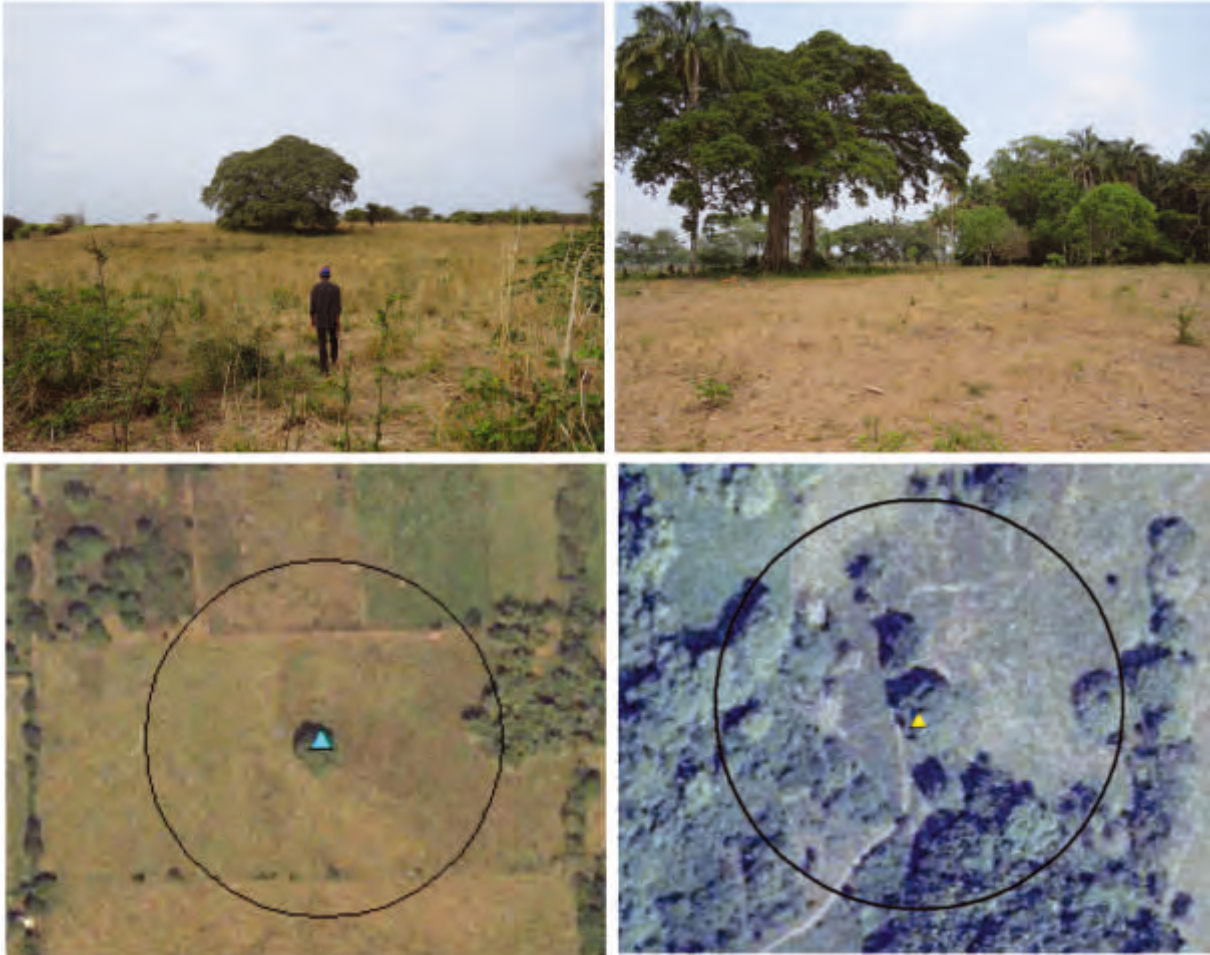


Figura 39. Ejemplos de diferentes condiciones de densidad arbórea y complejidad estructural, en los alrededores (100 m a la redonda; i.e. 3.14 ha) de árboles de *Ficus cotinifolia* aislados en potreros de Jamapa, Veracruz. Se muestra un ejemplo para la condición 1 de máximo aislamiento (a la izquierda) y otro para la condición 4 de mínimo aislamiento y máxima complejidad estructural forestal (a la derecha). La circunferencia mostrada en las fotos inferiores tiene en terreno un radio de 100 metros. Fotografía: Liliana Cadavid.

En cada uno de estos cuatro escenarios se seleccionaron cuatro árboles aislados de higuera de tendón o matapalo (*Ficus cotinifolia*) para evaluar el efecto de estos árboles y la estructura del paisaje que los rodea en la diversidad de plantas leñosas presentes y la atracción de aves y semillas dispersadas hacia dichos árboles. El muestreo de la vegetación arbórea establecida en los alrededores (en 100 m a la redonda) de estos 16 árboles aislados (3.14 ha de muestreo alrededor de cada árbol y 50.3 ha en total), arrojó un total de 1,780 individuos de plantas leñosas (con DAP mayor o igual a cinco centímetros), pertenecientes a 94 especies. Entre las especies más abundantes destacan varias con utilidad pecuaria en la zona, tales como el cocuite (*Gliricidia sepium*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*) y huizache o espinillo blanco (*Acacia cochliacantha*); así como especies con un alto valor comercial por su madera (cedro-*Cedrela odorata* y roble-*Tabebuia rosea*) y dos especies de palmas muy apreciadas por los campesinos locales, palma de coyol real (*Attalea butyracea*) y palma de coyol redondo o apachite (*Sabal mexicana*). Aunque con bajas abundancias también se encontraron alrededor de los árboles de higuera (*F. cotinifolia*) aislados, algunas especies arbóreas de la selva original, tales como el palo verde o frutillo (*Ehretia tinifolia*), ceiba (*Ceiba pentandra*), *Cordia alliodora*, mulato o chaca (*Bursera simaruba*), palo amarillo o quebracho (*Diphysa robinoides*) y uvero (*Coccoloba barbadensis*), entre otras.

La densidad de plantas leñosas alrededor de los árboles fue menor en promedio para los árboles del escenario uno; es decir, el más simple con mayor grado de aislamiento (Figura 39 izquierda). La densidad aumentó paulatinamente en los escenarios 2 y 3, llegando a su mayor valor en la categoría de mayor complejidad estructural (Figura 39 derecha). La densidad promedio para cada escenario o condición de aislamiento fue de 7.1; 20.9; 39.1; y 74.6 individuos/ha, respectivamente para los escenarios 1 a 4 (Figura 40). La riqueza promedio de plantas leñosas alrededor (en 100 m a la redonda) de los árboles aislados de higuera (*F. cotinifolia*), también tendió a aumentar aunque en menor grado conforme a la complejidad estructural de los alrededores del árbol focal, aumentando paulatinamente de la condición #1 a la #4, variando de 11.0 a 28.0 especies en 100 m a la redonda del árbol aislado focal.

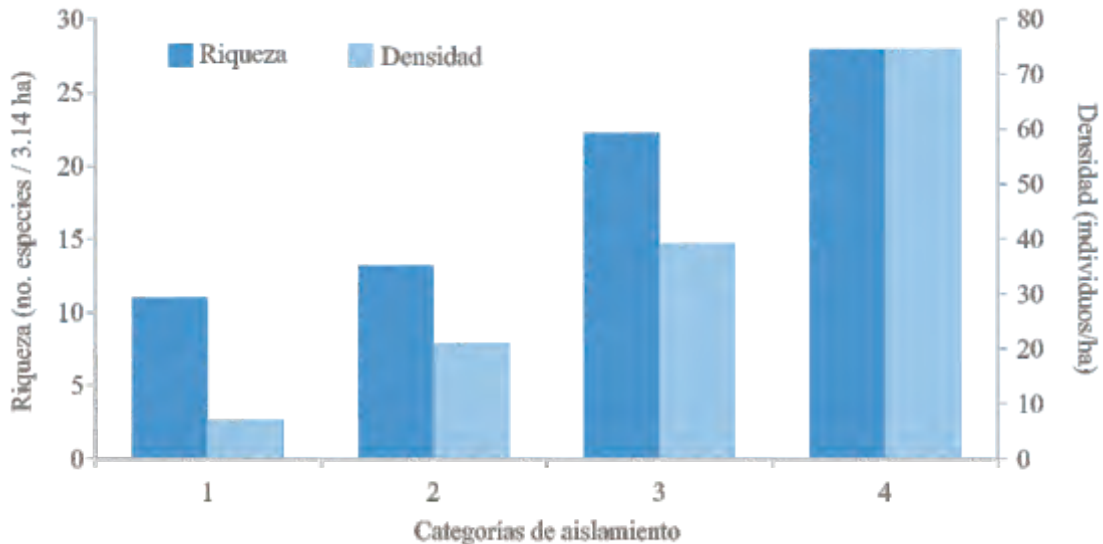


Figura 40. Variación en la densidad y riqueza de plantas leñosas (con DAP \geq 5 cm) en los alrededores de los árboles de *Ficus cotinifolia* aislados en potrereros de Jamapa, bajo cuatro escenarios o categorías de aislamiento. Categoría 1: estructura vegetal simple, árbol aislado (AA) rodeado de otros árboles aislados dispersos (máximo aislamiento); 2: AA rodeado de árboles aislados dispersos y cercas vivas (aislamiento leve); 3: AA rodeado de aproximadamente 25% de cobertura de acahual (aislamiento intermedio); y 4: AA rodeado por cobertura forestal en un 50% de acahual y además con alguna porción de fragmento forestal remanente a menos de 100 m (mínimo aislamiento).

Estos resultados indican que el entorno de los árboles aislados puede albergar y promover una alta diversidad de especies leñosas típicas de la selva y otras útiles para los pobladores locales. Pero además confirman que a mayor complejidad estructural de la vegetación leñosa que se percibe desde imágenes satelitales de alta resolución, se presenta una mayor densidad y riqueza de especies de plantas leñosas. Ello significa que a mayor conectividad estructural medida con base en la cobertura forestal desde el satélite, corresponde también una mayor densidad de especies de plantas leñosas (riqueza) en el terreno.

En los mismos 16 árboles aislados de *F. cotinifolia* se monitoreó la deposición de semillas bajo sus copas durante cuatro meses (noviembre del 2014 a febrero del 2015), período durante el cual se registraron 960 semillas pertenecientes a 33 especies diferentes a *Ficus* spp. Debido a que no se puede distinguir si las semillas de *Ficus* depositadas en los colectores provenían del árbol focal, no se contaron las semillas de

este género puesto que lo que se pretende evaluar es la inmigración de semillas bajo el árbol focal provenientes de otros árboles. Los resultados de la deposición de semillas no muestran una tendencia clara con respecto a la condición de aislamiento y complejidad estructural que rodea a los árboles aislados estudiados, es decir no aumentó la densidad ni la abundancia de semillas depositadas bajo la copa de los árboles aislados conforme aumentó la complejidad estructural de la vegetación leñosa en sus alrededores a 100 m a la redonda (Figura 41), que era lo que originalmente se esperaba. Este resultado inesperado podría explicarse porque los vectores de semillas que llegan al árbol focal no están influenciados solamente por la estructura de la vegetación leñosa en los 100 m que rodean a cada árbol, sino por lo que ocurre en distancias más amplias y es por ello que la variación entre cada condición de aislamiento en cuanto a riqueza y abundancia de semillas acumuladas bajo los árboles focales no tuvo relación con su entorno a 100 m a la redonda.

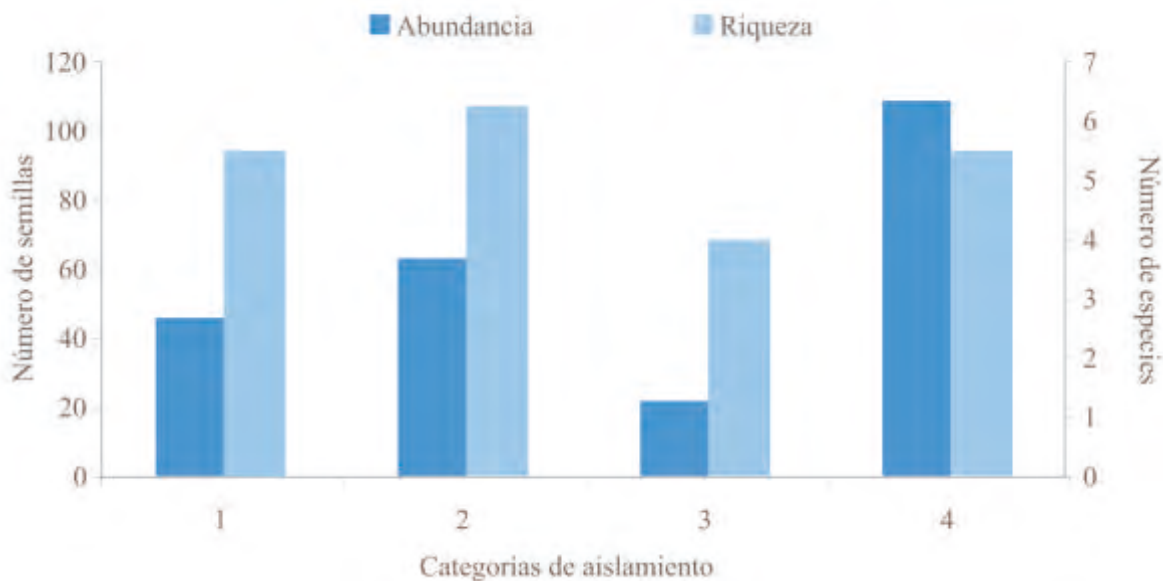


Figura 41. Variación en la abundancia y riqueza promedio de semillas depositadas bajo la copa de árboles aislados de higueras (*Ficus*) durante cuatro meses (noviembre 2014 a febrero 2015) bajo cuatro condiciones distintas de complejidad estructural y grado de aislamiento en los alrededores de cada árbol muestreado (ver definición de las categorías de aislamiento en el pie de la Figura 40).

En observaciones ocasionales realizadas durante los recorridos en los alrededores de los 16 árboles aislados estudiados, se han registrado hasta el momento 38 especies de aves, varias de las cuales incluyen frutos en sus dietas (e.g. *Thraupis abbas* - Tángara ala amarilla, *Turdus grayi* - Mirlo pardo- entre otras) y otras aunque son más insectívoras también consumen frutos frecuentemente (e.g. *Melanerpes aurifrons*- Carpintero cheje, *Myiozetetes similis* -Luis gregario- entre otras; Figura 42) y dispersan eficientemente las semillas de los frutos que consumen.

Los resultados de la deposición de semillas bajo la copa de los árboles de *Ficus* aislados en los potreros de Jamapa y las aves registradas en sus alrededores, indican que estos árboles aislados aún contribuyen crucialmente para el servicio de la dispersión de semillas e incrementan la conectividad estructural y funcional del paisaje. Incluso en este paisaje intensamente fragmentado aún tienen la capacidad de seguir atrayendo a animales dispersores y promover el movimiento de semillas a través de los potreros.



Figura 42. Ejemplos de aves dispersoras de semillas registradas en los alrededores de los árboles de *Ficus cotinifolia* aislados en potreros de Jamapa. En la línea superior: aves preferentemente frugívoras (*Thraupis abbas*; *Turdus grayi*); en la línea inferior aves frugívoras facultativas (*Myiozetetes similis*; *Melanerpes aurifrons*). Fotografía: Liliana Cadavid.

Diseño de paisajes antrópicos con base en la conectividad

En paisajes altamente fragmentados como los del trópico veracruzano y de México en general, la presencia de diversos tipos de elementos arbóreos es muy importante para mantener la continuidad física entre los fragmentos forestales, aumentar la cobertura forestal y asegurar la conectividad del paisaje. La conectividad es un factor crítico que determina procesos ecológicos dependientes del movimiento de individuos o sus genes a través del paisaje y ello determina en gran medida el tamaño poblacional efectivo de las poblaciones presentes en el paisaje y por tanto sus posibilidades de persistencia en el mismo. La pérdida de conectividad en el paisaje trae consecuencias sobre la movilidad de los organismos forestales nativos, el mantenimiento de procesos ecológicos cruciales (e.g. la dispersión de semillas), y conlleva consecuencias ambientales importantes para la sociedad en general. En sí mismo, se puede afirmar que la conectividad es un servicio ecosistémico, ya que la pérdida o reducción de este atributo del paisaje repercute directamente en la pérdida de biodiversidad y resiliencia de los paisajes forestales y en última instancia sobre el bienestar de los pobladores que dependen de los recursos naturales para sobrevivir.

Una de las recomendaciones más frecuentes en la literatura especializada en conservación biológica es que si se quiere incrementar la conectividad de paisajes antrópicos fragmentados se deben establecer corredores de hábitat que permitan el movimiento de la fauna y flora nativa a través de ellos. Ello permite superar la barrera que representan las áreas taladas convertidas en campos agrícolas o

ganaderos. Sin embargo, el conocimiento actual sobre cómo funciona una barrera o un corredor de hábitat todavía es insuficiente. Además, el establecimiento de corredores de hábitat es controversial y muy costoso. Tampoco se cuenta con modelos adecuados para representar y entender la dispersión de animales o plantas a través de ambientes heterogéneos. La mayoría de los modelos teóricos de dispersión asumen un ambiente homogéneo y un tipo de movimiento al azar denominado “random walk” (Lubina y Levin, 1988) que no corresponde con la realidad y mucho menos con lo que sucede en paisajes antrópicos.

Los corredores de hábitat pueden incrementar la conectividad del paisaje y con ello las posibilidades de persistencia en paisajes fragmentados al permitir el paso de individuos inmigrantes, quienes pueden rescatar a la población de una crisis demográfica debida a la presencia de muy pocos individuos en un determinado fragmento, así como contrarrestar los efectos nocivos de la depresión endogámica (Brown y Kodric-Brown, 1977; Frankel y Soulé, 1981). Los inmigrantes pueden también recolonizar un parche o fragmento de hábitat vacío en donde la especie en cuestión estaba localmente extinta (extirpada). Para que ocurra lo anterior los organismos del hábitat forestal original deben ser capaces de atravesar los potreros y campos agrícolas que separan a los remanentes forestales. Un corredor debe ser diseñado con base en las necesidades ecológicas y de movimiento de la especie o conjunto de especies para la cual se está diseñando el corredor. Bajo circunstancias particulares, un corredor puede tener consecuencias negativas para la especie para la cual fue diseñado. Por ejemplo, los individuos que utilizan el corredor pueden estar expuestos a una mayor tasa de depredación si el depredador ajusta su comportamiento para ello y caza más presas en el corredor, por tanto este corredor se convertirá en un “sumidero” demográfico (Soulé, 1991). La forma y escala óptimas para el manejo de la conectividad depende de la flora y fauna bajo consideración y de las metas de conservación planteadas (Noss, 1991). En paisajes forestales fragmentados los corredores no sólo son franjas continuas con estructura y composición similar al hábitat forestal original, sino también pueden ser muy efectivos como corredores, el conjunto de elementos arbóreos dispersos en los campos talados. Este arbolado formado por árboles aislados, cercos vivos y franjas ribereñas principalmente, pueden constituir un corredor difuso muy efectivo si está compuesto por especies arbóreas de selva y presenta un diseño espacial favorable para el movimiento de los animales que dispersan el polen y las semillas de dichas especies.

El estudio del papel de los árboles aislados en potreros y campos agrícolas como nodos de conectividad y núcleos de regeneración, es un primer paso sólido para el diseño de paisajes en los que se proponga como meta principal alcanzar la explotación redituable y sustentable de los recursos naturales en paisajes antrópicos, sin eliminar la biodiversidad nativa. La presencia de árboles de especies de la selva original al interior de los campos agrícolas y ganaderos, es un rasgo común de los paisajes antrópicos en el trópico americano que no debe soslayarse. Estos árboles forman parte del arbolado actual de las zonas taladas y convertidas en potreros o campos agrícolas y pueden desempeñar un papel fundamental en la regeneración forestal del paisaje (ver Capítulo XIV), así como en el mantenimiento de la biodiversidad nativa forestal. Estos elementos arbóreos son componentes fundamentales de prácticas agroforestales tradicionales y se están incorporando en menor o mayor grado a prácticas agroforestales modernas. Sin embargo, un aspecto que no se ha explotado cabalmente es el de diseñar el arreglo espacial y composición de este arbolado con miras a optimizar la conectividad del paisaje y ello es algo que se debe hacer cuanto antes. En los paisajes tropicales actuales de México, Centro y Sudamérica las posibilidades de persistencia de las numerosas poblaciones de las especies nativas de sus selvas, dependen en gran medida de la conectividad, misma que depende directamente de la presencia de árboles y otras plantas leñosas al interior de los campos agropecuarios.

Aunque la superficie actual de áreas protegidas del trópico mexicano se lograra duplicar, se tendría aún más del 90% del trópico mexicano (ca. 19 millones de ha) por fuera de las áreas protegidas. El futuro de las selvas mexicanas, si es que aún lo tienen, descansa en lo que se va a hacer o dejar de hacer en las áreas no protegidas y que están actualmente bajo algún uso agropecuario o forestal. Obviamente que se necesitan áreas extensas de selva protegida para garantizar la conservación de su biodiversidad, pero ello no es suficiente, se tienen también que diseñar prácticas de manejo pecuario y agro-forestal que favorezcan el movimiento de la flora y fauna nativa de las selvas mexicanas a través de los campos agropecuarios y plantaciones forestales incrementando la conectividad del paisaje.

La presencia *per se* del hombre en áreas tropicales no es la causa de la pérdida de su biodiversidad, son los actuales sistemas de explotación agropecuaria y forestal los que están acabando con ella. Los resultados de nuestros estudios en potreros veracruzanos indican que es posible usar y manejar áreas tropicales, sin eliminar la biodiversidad nativa, aún si se dedican a criar bovinos como principal actividad. Para ello es imprescindible tomar como marco de referencia el patrón espacial del paisaje fragmentado y su efecto sobre los procesos ecológicos (sensu Turner, 1989), en los paisajes antrópicos en donde la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sustentable tienen que coexistir, teniendo como guía principal o principio rector para la toma de decisiones sobre la estructura y composición del paisaje fragmentado así como sobre su manejo, a la conectividad del paisaje, buscando siempre optimizarla.

VI. LA PRODUCTIVIDAD

Patricia Moreno-Casasola, Dulce María Infante Mata, Javier Laborde Dovalí, María Elizabeth Hernández, Carolina Madero Vega, Abraham Juárez Eusebio†, Marco González Nochebuena, Ma. Antonia Camacho, Eduardo Cejudo, Ascensión Capistrán y Adriana Aquino Arreortúa

Los humedales son ecosistemas altamente productivos y se consideran entre los más productivos del planeta junto con las selvas tropicales y los arrecifes de coral (Mitsch y Gosselink, 2000). Son ambientes ricos en nutrientes y la energía convertida en biomasa por las plantas es la base de gran cantidad y variedad de cadenas alimenticias que sostiene industrias pesqueras de crustáceos, bivalvos y peces de gran valor comercial y para autoconsumo. Así mismo, por su abundante vegetación y sus bajos niveles de inundación proveen hábitats muy diversos para una gran cantidad de fauna y microorganismos.

Las tasas de descomposición varían entre los distintos tipos de humedales, en función del clima, el tipo de vegetación, la cantidad de carbono y nitrógeno presente y el pH. Éste debe ser mayor a cinco para mantener y permitir el crecimiento de las comunidades bacterianas responsables de la descomposición. Los nutrientes y compuestos que se liberan durante la descomposición de la materia orgánica se exportan del humedal en forma soluble o particulada, se incorporan al suelo o eventualmente se transforman y son liberados a la atmósfera. La materia orgánica descompuesta, conocida como detritus, es la base de las cadenas alimenticias. También es el material que le da porosidad al suelo de los humedales, lo cual guarda una estrecha relación con la capacidad de almacenamiento de agua y contención de inundaciones (ver Capítulo VIII) y el contenido de carbono en el suelo (ver Capítulo VII).

Las funciones de los humedales incluyen el almacenamiento de agua dulce, la depuración de la misma, el mantenimiento de los hábitats de peces y numerosas especies de vida silvestre, el almacenamiento de carbono, la contención de inundaciones y la productividad biológica, principalmente. El valor de un humedal es una estimación del costo o precio de una o más de sus funciones para la sociedad. Así, la función de productividad es la base del valor de varias de estas funciones, incluyendo las pesquerías ligadas a los humedales.

El flujo de energía en el ecosistema se inicia con la fijación de la luz solar por las plantas. Esta acumulación de energía en forma de biomasa se denomina producción primaria y la velocidad con la que se acumula se llama productividad primaria. Una parte de esta productividad es la formación y caída de hojarasca. En los humedales tropicales, las condiciones de luz, temperatura y humedad favorecen una formación de biomasa alta. Los humedales con pulsos hidrológicos estacionales son los más productivos. Aquellos en los que el agua permanece estancada o sin movimiento son en general menos productivos. Esta condición de estar abiertos a entradas y salidas de agua permite la llegada de nutrientes y oxígeno al producirse movimiento de agua. Los humedales pueden almacenar gran cantidad de carbono debido a sus tasas de productividad relativamente altas y/o las condiciones de saturación del suelo que favorecen el almacenamiento de carbono en el suelo (Giese *et al.*, 2003). La productividad primaria de los distintos humedales varía entre 600 y 2,000 gC/m²/año (<http://ci.coastal.edu/~sgilman/778PrimProd.htm>).

El objetivo del presente capítulo es mostrar la productividad, es decir la capacidad de producir biomasa, de los distintos tipos de humedales arbóreos y herbáceos, así como de las selvas y matorrales sobre dunas costeras a través de la recolección de la hojarasca que cae. Se han realizado numerosos estudios de productividad sobre todo en manglares (Putz y Chan, 1986; Saenger y Snedaker, 1993; Day *et*

al., 1996; Utrera y Moreno-Casasola, 2008; Adame *et al.*, 2013 entre otros muchos), en bosques inundables del sureste de Estados Unidos (Middleton y McKee, 2005; Ozalp *et al.*, 2007; entre otros), pero muy pocos en humedales tropicales de agua dulce, tanto arbóreos como herbáceos (Cramer *et al.*, 1981; Haase, 1999; Chimner y Ewel, 2005; Infante-Mata *et al.*, 2012).

Metodología

La metodología del muestreo en humedales arbóreos se basó en la captura de hojarasca mediante canastillas colgadas o colocadas sobre varillas. El diámetro de las canastillas fue de 50 cm. Se colocaron diez réplicas en cada sitio de trabajo. El contenido de las canastillas se recogió cada dos meses, se secó y se pesó. En la mayoría de los sitios la recuperación del material se mantuvo durante dos años.

En cada uno de los sitios donde se colocó una canastilla se cuantificó la cobertura de la vegetación en cuadros de 10 x 10 m. Se colocaron piezómetros en los que se midió la fluctuación del manto freático y se tomaron muestras de agua para medir parámetros físico-químicos tales como pH, salinidad, conductividad, total de sólidos disueltos, oxígeno disuelto y temperatura. Esto se hizo también cada dos meses. Al mismo tiempo se obtuvieron muestras de agua superficial (cuando estaba inundado) y agua a nivel de las raíces de las plantas, es decir a 30 cm de profundidad (Infante-Mata *et al.*, 2009; Peralta-Peláez *et al.*, 2009). En algunos de los cuadros se enterraron bolsas de tela mosquitera con distintas combinaciones de hojas para ver la descomposición de la hojarasca. También se hicieron cuadros sobre los que se colocó arena de acuario coloreada, para poder medir al cabo de un año la acumulación de suelo en el sitio. Se colocaron cilindros de malla que se rellenaron con suelo tamizado del que se habían eliminado las raíces. Estos cilindros permanecieron un año enterrados. Se extrajeron, se limpiaron las raíces, se secaron y se pesaron, para poder conocer la productividad de las raíces (Cejudo y Capistrán, 2009). Este conjunto de mediciones permitió analizar de manera más integral los datos. En el presente capítulo solamente se presenta y discute la información sobre la productividad de hojarasca y de la vegetación herbácea. En la Figura 43 aparece una fotografía de uno de estos sitios.

También se analizó la cantidad de biomasa presente en popales y tulares. Para ello se cortó la vegetación al ras del suelo, se secó y se pesó. En la Figura 44 aparece un mapa de los sitios de muestreo.

Productividad de los manglares, de las selvas inundables y del palmar

La cantidad de hojarasca producida por los distintos tipos de humedales varía mucho. En los manglares oscila entre 292 g/m²/año en un manglar de botoncillo (*Conocarpus erectus*) en Barra de Galindo en Tuxpan y 1,413 g/m²/año en el manglar de Laguna Grande y Chica en Vega de Alatorre, con una media de 1,018 g/m²/año. Si se elimina el valor extremo del manglar de botoncillo, la media se incrementa a 1,122 g/m²/año y el valor menor corresponde a 770 g/m²/año para el manglar de Rincón en Alvarado (Figura 45).

En el caso de las selvas inundables el valor más bajo fue la selva de Mandinga con 708 g/m²/año, una de las selvas más secas (ver Capítulo IV). Los más altos fueron en El Salado con 1,456 g/m²/año y en la selva de apompo (*Pachira aquatica*) en Ciénaga del Fuerte, Tecolutla, con 1,356 g/m²/año. Desafortunadamente la selva del El Salado ya fue talada para convertirla en potrero. El promedio es 1,091 g/m²/año, muy cercano al del manglar. En el caso del palmar ubicado en El Yagual, Jamapa, dominado por la palma de coyol real (*Attalea butyraceae*) y varias especies de higueras, el valor fue de 1,135 g/m²/año.



Figura 43. Fotografía mostrando uno de los cuadros de muestreo en el campo. La imagen superior muestra los piezómetros (tubos gruesos), la ubicación de los cilindros de productividad de raíces (varillas con banderas) y la capa de arena amarilla y morada. La imagen inferior izquierda muestra la canastilla colgada en el manglar para colectar hojarasca y los cilindros para medir la producción de raíces (inferior derecha). Fotografía: Gerardo Sánchez Vigil.

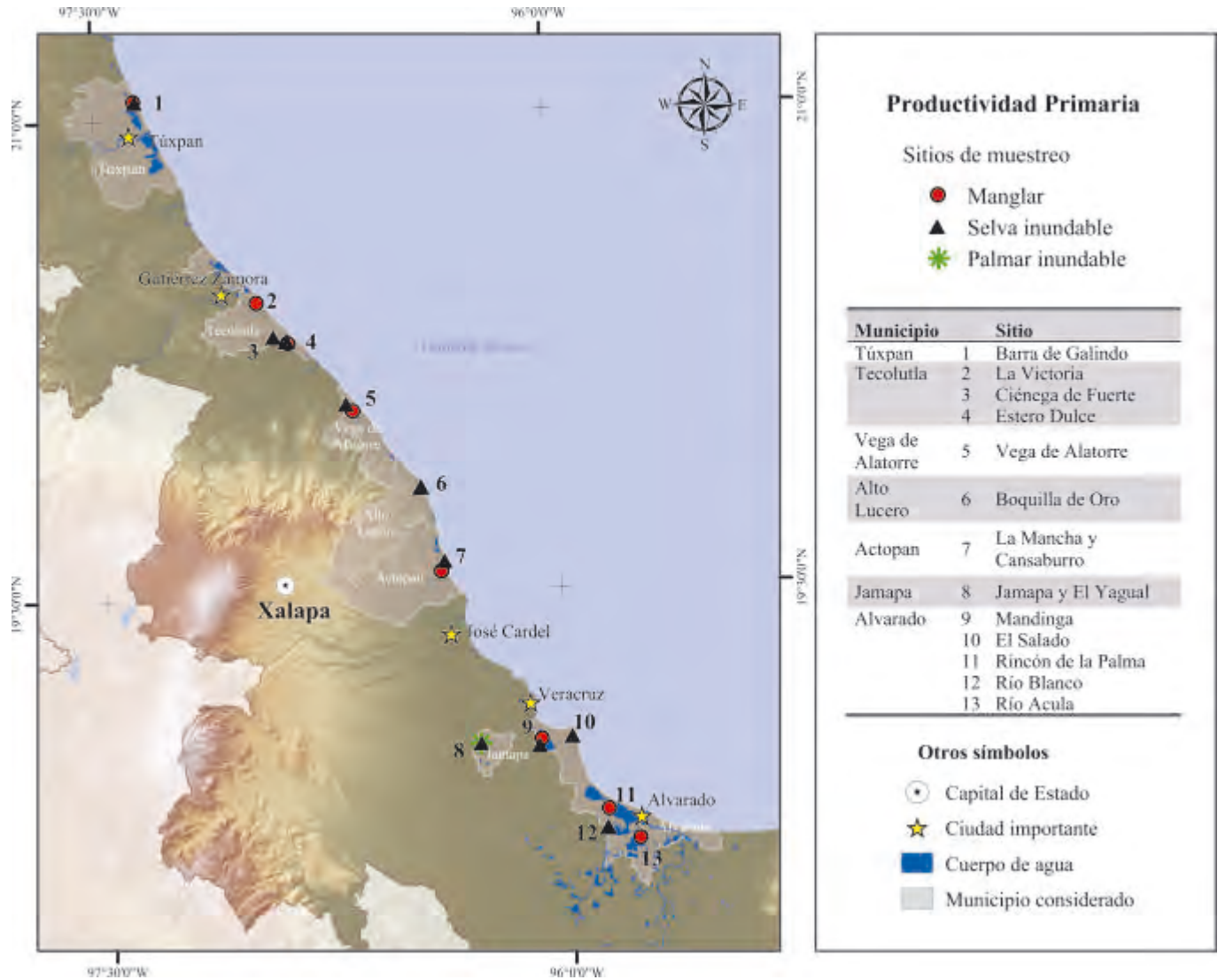


Figura 44. Distribución de los sitios donde se analizó la productividad primaria de los distintos tipos de humedales. Elaborado por: Roberto Monroy.

La distribución de la caída de hojarasca a través del año varía. En la Figura 46 se muestran tres ejemplos de manglares: Acula y Mandinga (ejido Herón Proal) en Alvarado, y La Mancha en Actopan. Se presenta la caída de hojas a lo largo de todo el año, a pesar de que los árboles siempre se mantienen verdes y con hojas. Se observa un patrón estacional en el cual el pico con una mayor caída de hojarasca se presenta entre agosto y noviembre, al final de la época de lluvias.

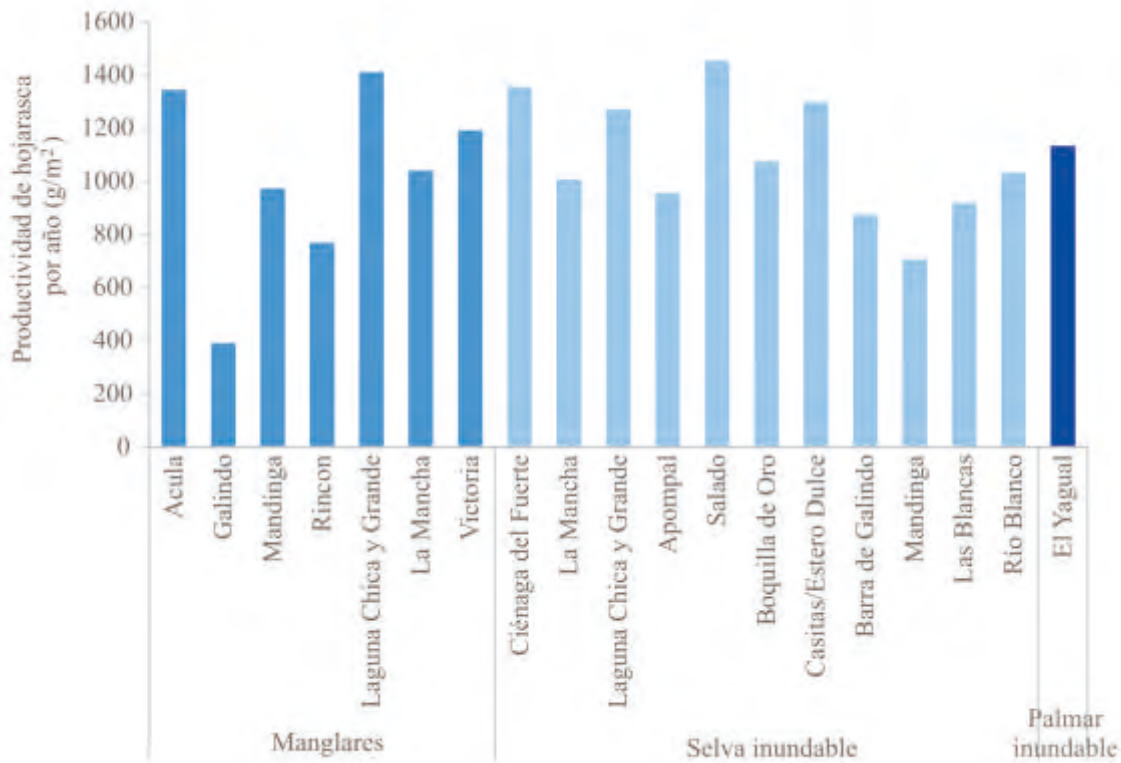
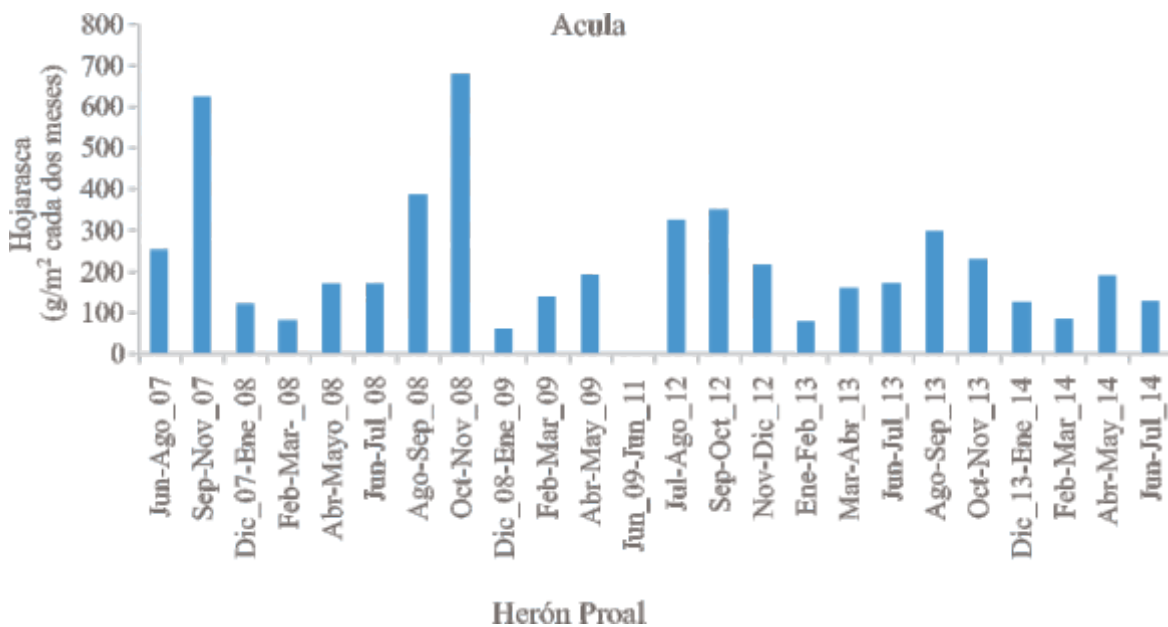


Figura 45. Productividad (captura de hojarasca) a lo largo de un año en los manglares, selvas inundables y palmar inundable de la planicie costera del centro de Veracruz.



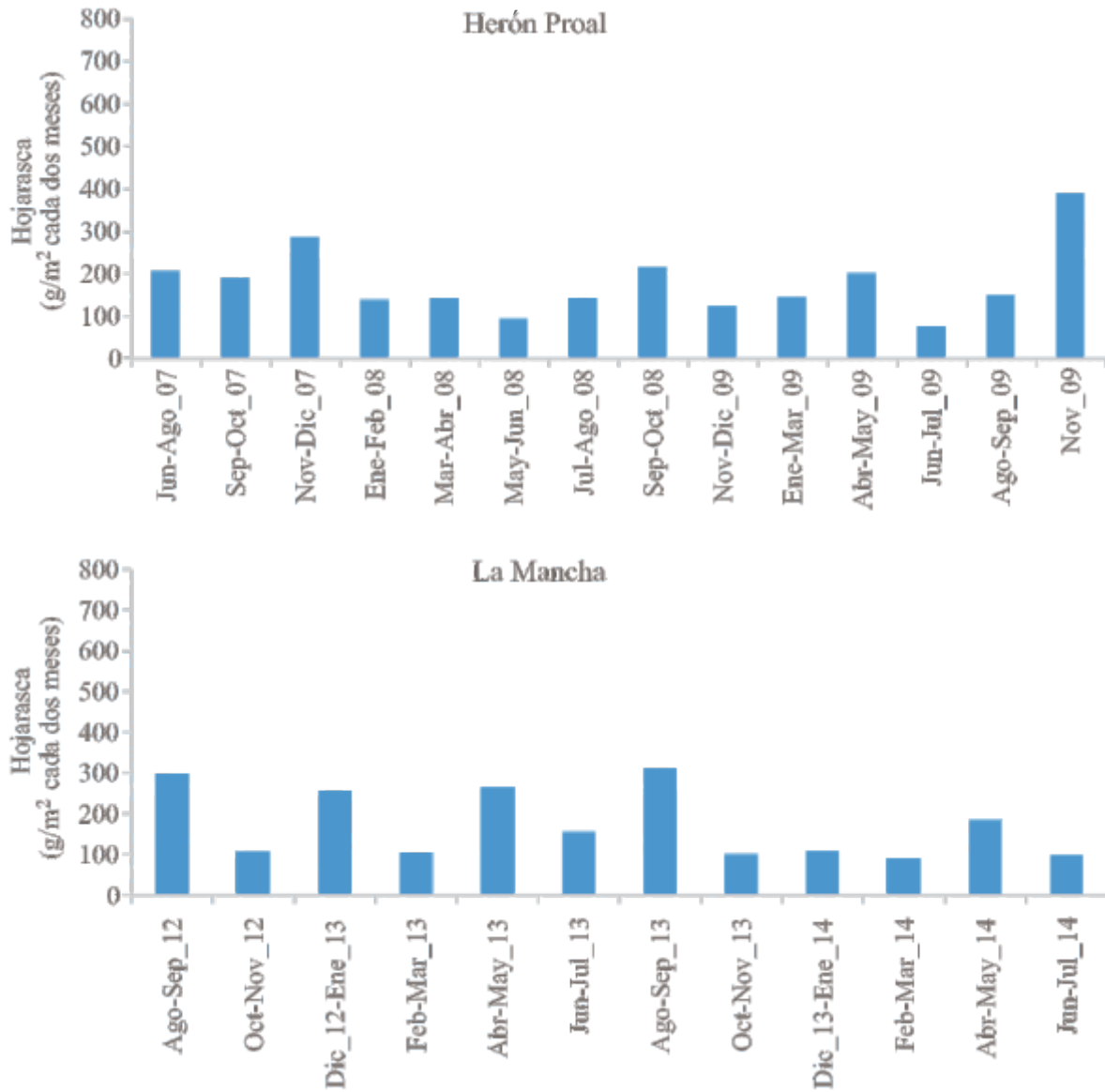


Figura 46. Distribución de la caída de hojarasca en los manglares a través del tiempo de muestreo en tres sitios. Se observa un patrón estacional en el que entre agosto y noviembre se presenta un pico en la caída de hojarasca.

La Figura 47 muestra dos ejemplos para las selvas inundables, el de Boquilla de Oro (Alto Lucero) y Casitas (Tecolutla). En el caso de las selvas también hay caída de hojarasca a lo largo de todo el año. No hay un patrón tan claro, pero parecería ser que el período de secas, entre febrero y mayo, es cuando cae mayor cantidad de hojas. Lo mismo sucede en el palmar que además contiene gran cantidad de higueras (Figura 48), donde la época de secas si muestra una mayor cantidad de caída de hojarasca.

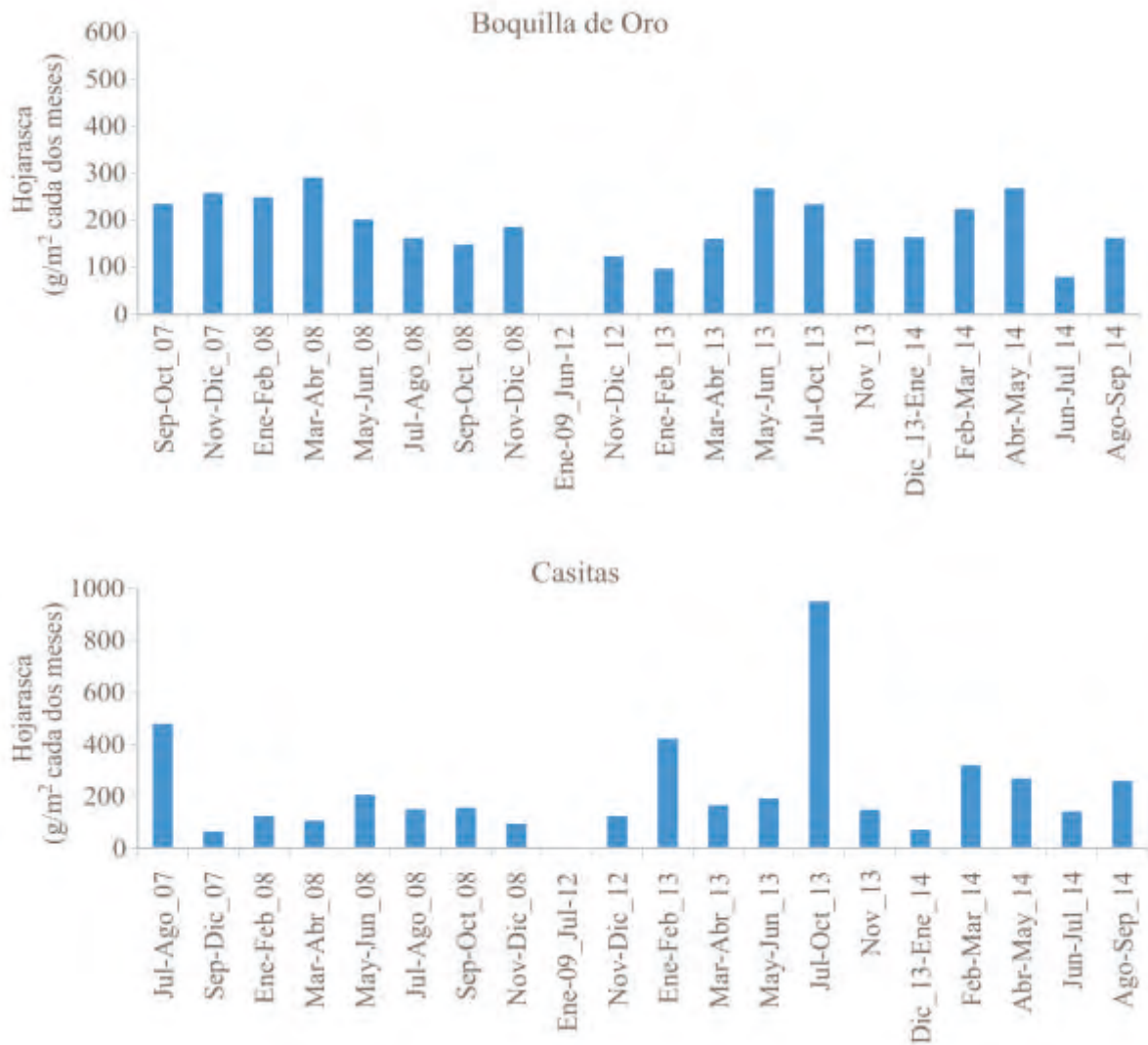


Figura 47. Distribución de la caída de hojarasca en dos selvas inundables a través del tiempo de muestreo. No se observa un patrón estacional tan claro en estos ecosistemas en la caída de hojarasca, aunque la época de secas parece ser la que presentan mayor caída.

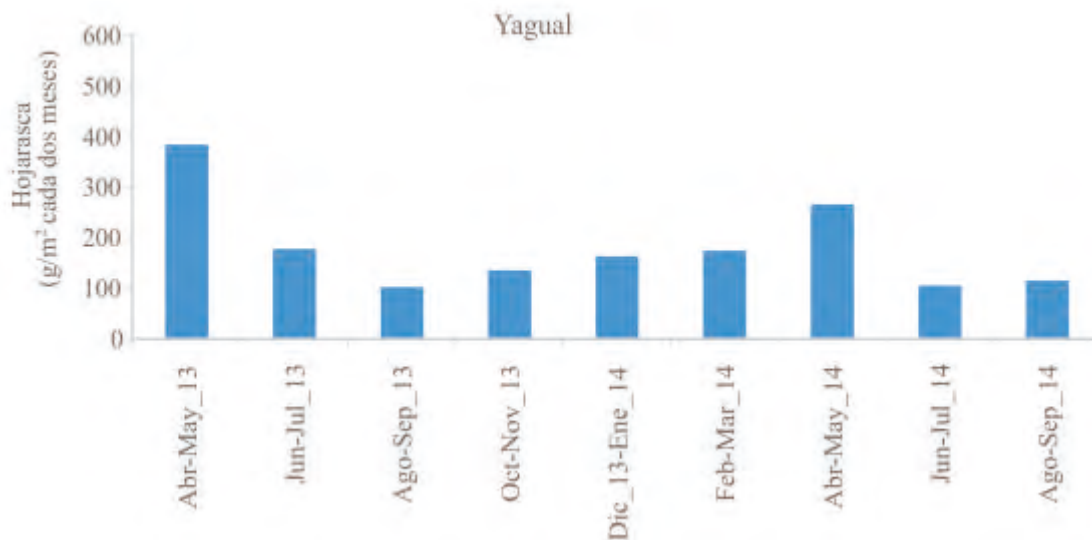


Figura 48. Distribución de la caída de hojarasca en un palmar a través del tiempo de muestreo.

Generalmente es mayor la contribución de hojarasca de las especies arbóreas en comparación de las lianas, pero en algunos casos ésta es significativa como se observa en la selva de Laguna Chica (Figura 49). Así mismo, las hojas, seguidas de las ramas finas, son el principal componente de esta productividad (Figura 50).

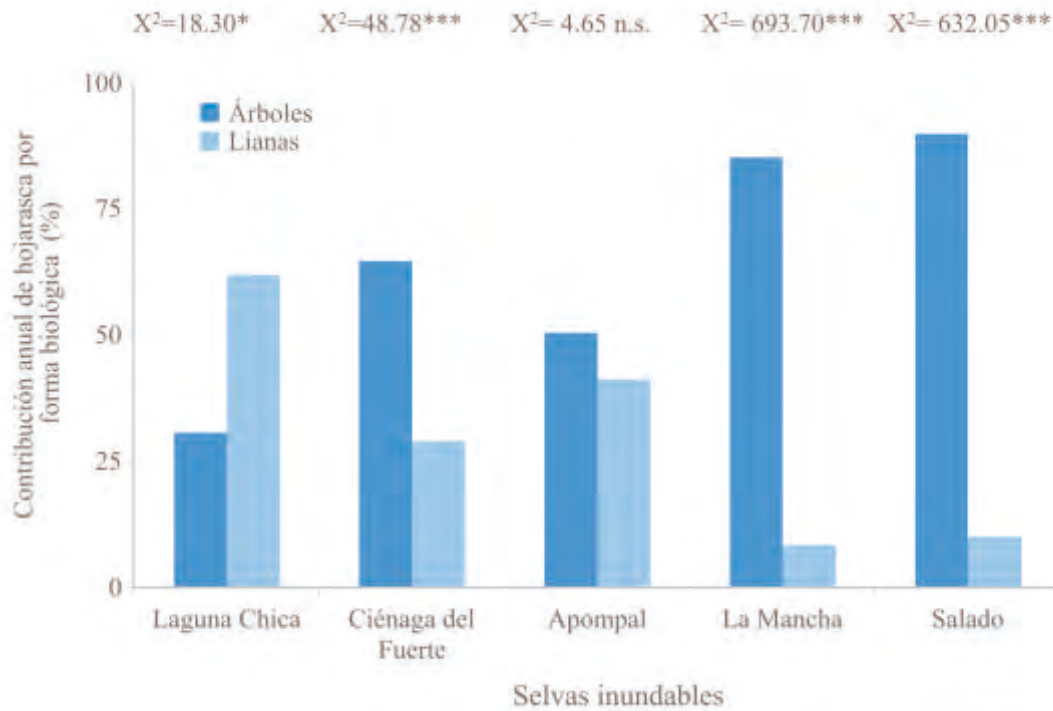


Figura 49. Contribución de la hojarasca producida por las especies de lianas en comparación con la producida por las especies de árboles en cinco selvas inundables (redibujado de Infante-Mata *et al.*, 2012).

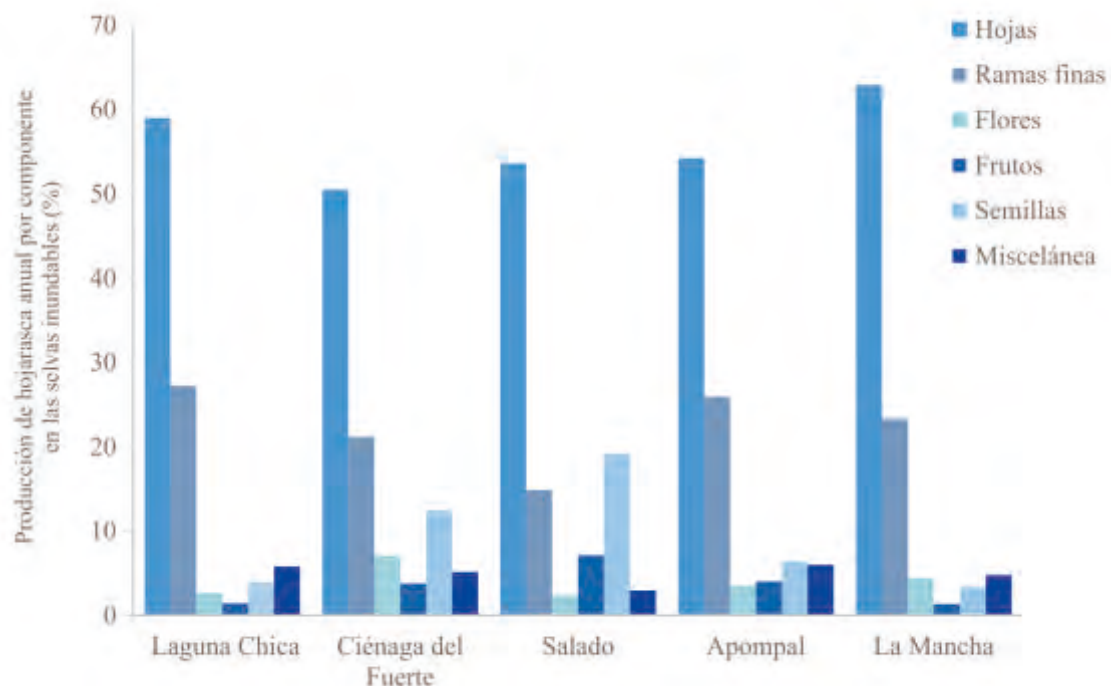


Figura 50. Aporte de las diferentes partes del árbol que caen a las canastillas en cinco selvas inundables (redibujado de Infante-Mata *et al.*, 2012).

Productividad (biomasa) de los humedales herbáceos

La metodología del muestreo se basó en cortar la biomasa aérea de tres parcelas de un metro cuadrado por tipo de humedal herbáceo por sitio, durante los meses de agosto y septiembre y obtener el peso seco. Se presentan los datos para tres tulares/carrizales dominados por nea o tule (*Typha domingensis*) y coyolillo gigante (*Cyperus giganteus*) con algunas especies de popales pero con menor cobertura de bayoneta (*Sagittaria lancifolia*), platanillo (*Pontederia sagittata*) y algunos pastos y cyperáceas entre ellos *Scleria* sp., *Eleocharis* spp., *Echinochloa* spp. Los tres popales estuvieron dominados por *Thalia geniculata*-*S. lancifolia*, *S. lancifolia* y *Boehmeria cylindrica* respectivamente (Figura 51), acompañadas por *Eleocharis* spp. y *Cyperus* spp.

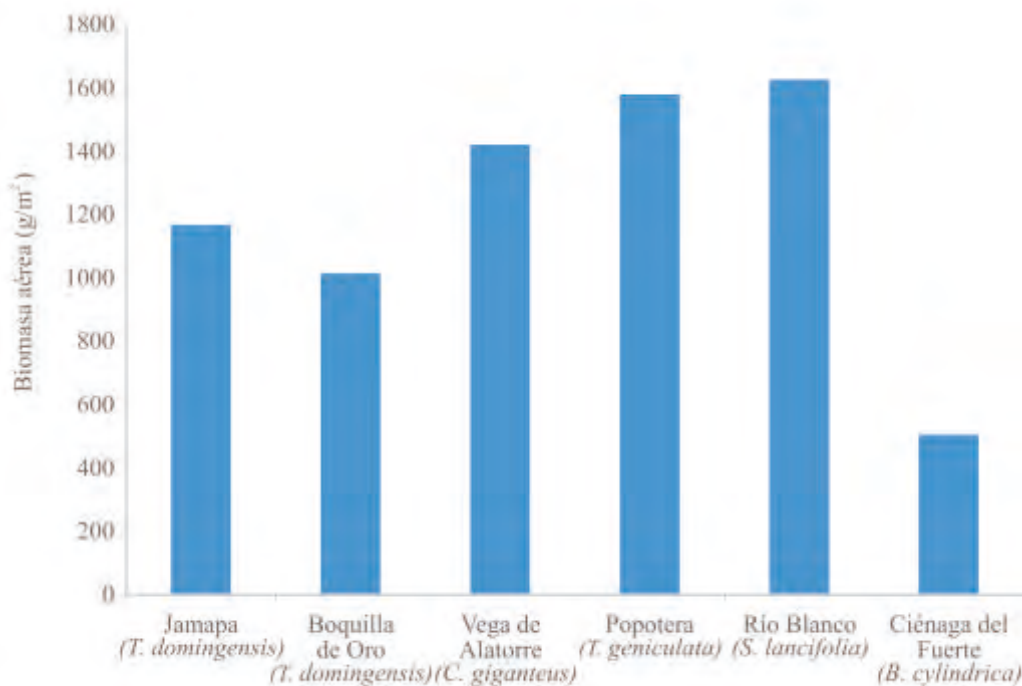


Figura 51. Biomasa aérea en humedales herbáceos (tulares, carrizal y popales) de Veracruz.

Productividad de las selvas y matorrales de las dunas costeras

La metodología del muestreo fue la misma que en el caso de las selvas y se trabajó en dos sitios: La Mancha (Actopan) y en Vega Alatorre (Figura 52). En el primer sitio hay una alta diversidad de especies, siendo dominante el ramón (*Brosimum alicastrum*) asociado a otras especies como higuera (*Ficus cotinifolia*), cedro rojo (*Cedrela odorata*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), laurelillo (*Nectandra salicifolia*), uvero (*Coccoloba humboldtii*), cordoncillo (*Piper amalago*), hoja de pepe (*Crataeva tapia*), duraznillo (*Elaeodendron trichotomum*) y palo verde o frutillo (*Ehretia tinifolia*). La selva protegida en CICOLMA cubre una superficie aproximada de 40 ha. En Vega de Alatorre es un manchón dominado por uvero (*Coccoloba humboldtii*), con baja diversidad (entre ellas capulín-*Coccoloba liebmanni*, laurelillo-*Nectandra salicifolia*, *Ternstroemia tepezapote*, higo o higuera colorada-*Ficus obtusifolia*, chaca o palo mulato-*Bursera simaruba* y cocuite-*Gliricidia sepium*) pues es un remanente aislado de la selva que alguna vez existió en las dunas costeras de la región (ver Capítulo III). Los acahuals sobre dunas costeras están formados por el cedro rojo (*Cedrela odorata*), palo mulato o chaca (*Bursera simaruba*), quebracho o palo amarillo (*Diphysa robinoides*) y guácimo o guázamo (*Guazuma ulmifolia*).

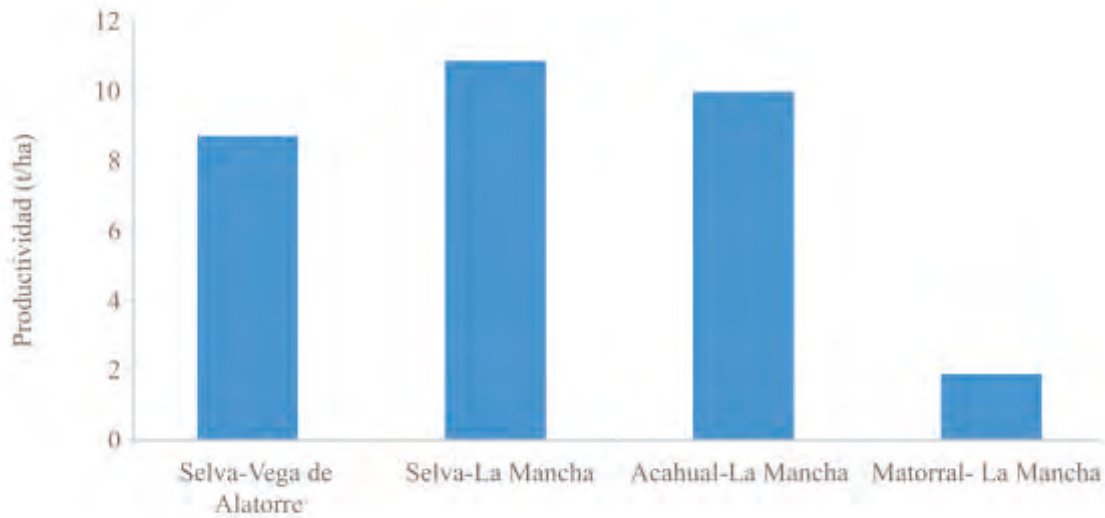


Figura 52. Productividad (captura de hojarasca) a lo largo de un año en dos selvas sobre dunas costeras localizadas en La Mancha (Actopan) y en Vega de Alatorre. También se incluye un acahual de 17 años de abandono y restaurado (ver Capítulo XIV) con perchas, así como matorrales sobre las dunas en una matriz de pastizales.

La productividad en la zona costera

Los ecosistemas costeros son muy productivos, tanto los que conforman humedales salobres y de agua dulce como los que forman selvas sobre dunas costeras. Las condiciones ambientales y la riqueza y tipo de árboles permiten que haya una gran variedad de especies que estén incorporando biomasa y aportando hojarasca a lo largo del año, haciendo que estos ecosistemas sean muy productivos. Las condiciones del suelo, tanto físicas (temperatura, inundación, pH, entre otros) como presencia de comunidades bacterianas y de invertebrados –cangrejos- determinan la velocidad de descomposición de la hojarasca y ramas en el suelo, y su posterior transformación en almacenes de carbono (Figura 53).

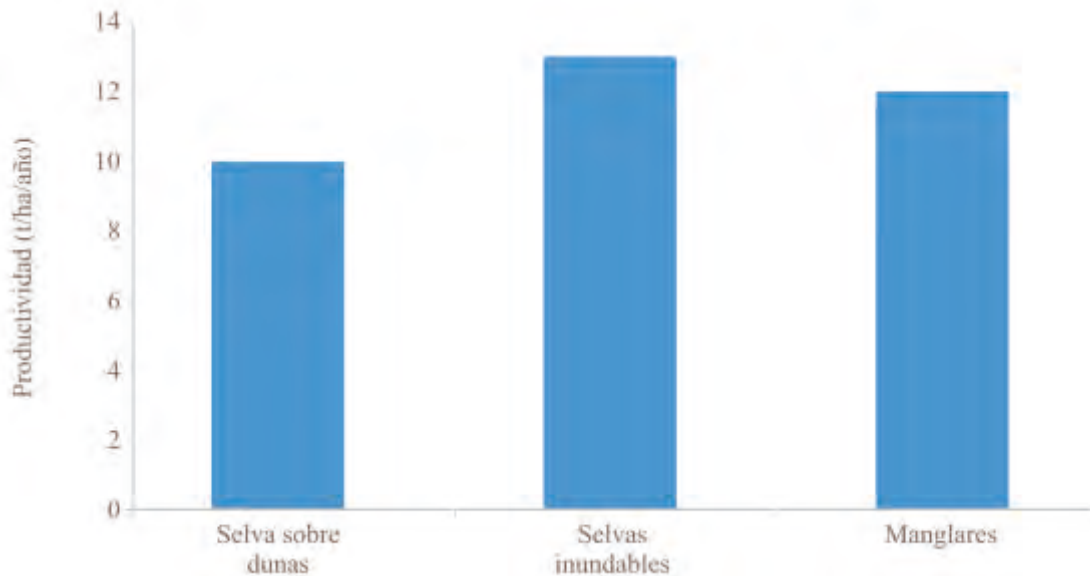


Figura 53. Comparación del valor promedio en la productividad (captura de hojarasca) entre las tres comunidades arbóreas predominantes en los ecosistemas costeros.

Consideraciones finales

Las selvas y bosques costeros sobre dunas y humedales son muy productivos. Las selvas inundables y los manglares producen gran cantidad de hojarasca como puede observarse en los datos. Los bosques sobre dunas también lo hacen, aunque en menor cantidad que los humedales. Además, algunas especies son árboles grandes que pueden llegar a acumular gran biomasa en pie. La productividad de los humedales arbóreos llega a ser mayor que la de las selvas tropicales. La biomasa de los humedales herbáceos también es sumamente alta en la mayor parte de los casos, duplicando la de otros tipos de comunidades herbáceas como los pastizales tropicales.

Las planicies de inundación que albergan a la selvas inundables, se encuentran entre los ecosistemas más productivos y diversos. Globalmente cubren $2 \times 10^6 \text{ km}^2$ y hoy en día se encuentran entre los ecosistemas más amenazados. La degradación de estas planicies está vinculada a la rápida disminución de la biodiversidad de agua dulce. Las razones principales son la pérdida y alteración de hábitats, el control de flujos e inundaciones, la invasión de especies y la contaminación. En Europa y Norteamérica se calcula que hasta el 90% de las planicies de inundación están siendo cultivadas o urbanizadas, por lo que funcionalmente se consideran extintas. En los países en desarrollo están desapareciendo a tasas aceleradas (Tockner y Stanford, 2002).

Las lianas representaron un aporte muy importante de hojarasca para las selvas inundables de Veracruz al aportar entre el 8 y el 62% de ésta anualmente. Una mayor producción de hojarasca por parte de las lianas como ocurrió en la Laguna Chica ha sido observada también en Barro Colorado en Panamá (Wright *et al.*, 2004) y en bosques del Amazonas y de la Guyana Francesa (Benítez-Malvido y Martínez-Ramos, 2003; Chave *et al.*, 2008). Las especies de lianas que más hojarasca producen en las selvas inundables de Veracruz son la barajilla o mata piojo (*Hippocratea celastroides*) y mucal o junco (*Dalbergia brownei*) y los árboles de apompo (*Pachira aquatica*) y anona (*Annona glabra*). En los estudios de productividad de hojarasca es muy importante considerar a las especies de lianas ya que en las selvas mexicanas han sido indentificadas como un componente estructural de la comunidad (Thom, 1967; Olmsted y Durán, 1986; Lot y Novelo, 1990; Ascencio, 1994, Montes Cartas *et al.*, 1999). Considerando lo anterior, la productividad de las lianas pueden estar dirigiendo procesos funcionales en los humedales como lo es el almacenamiento de carbono y tasas de descomposición, por lo que es muy importante incrementar las investigaciones relacionadas con su productividad.

Un ecosistema íntimamente vinculado con las planicies de inundación son las lagunas costeras y los pastos marinos que las habitan. Son el último eslabón en la cadena de humedales, antes de entrar al medio marino. Se ha reportado una drástica desaparición de superficies de pastos marinos (Orth *et al.*, 2006). En el Golfo de México existen pocos datos pero Rivera-Guzmán *et al.* (2014) reportan una disminución de biomasa del pasto marino *Halodule wrightii* de 28% entre 1991 y 2001 en la laguna La Mancha. En otras lagunas del estado de Veracruz llama la atención la ausencia o escasa presencia de pastos marinos.

Este conjunto de humedales a lo largo de las planicies de inundación tiene gran importancia por los bienes y servicios ecosistémicos (SE) que prestan a la sociedad: agua dulce para los asentamientos y agricultura, depuración del agua, contención de inundaciones y aporte de nutrientes para sostener las pesquerías. La desaparición y degradación de estos bosques y selvas de humedales (así como de los humedales herbáceos) restringe estos beneficios reduciendo la calidad de vida de la población.

A lo largo del litoral se desarrollan humedales, y también dunas costeras. La cubierta boscosa de los mismos ha desaparecido aún más que la de humedales. Los bosques y selvas han sido talados para

extraer madera y la vegetación se ha transformado en pastizales para la cría de ganado (ver Capítulos III y XI). La arena de las dunas se enriquece con materia orgánica, bacterias nitrificantes y micorrizas asociadas a la vegetación nativa y sobre todo con los matorrales y bosques. Éstos ayudan a mantener la fertilidad y mantienen las dunas estables, evitando el movimiento de arena. La reducción de la superficie de estos bosques significa una pérdida de hábitats y de biodiversidad, un menor aporte de leña y frutos para consumo humano, un incremento en el impacto de los vientos durante los nortes y un mayor riesgo de desestabilización de las dunas y pérdida de los servicios de protección de la zona costera que brindan. Sucede algo similar con la tala de manglares y selvas inundables. En este caso, la hojarasca y ramas que caen se comienzan a degradar, pero con la inundación el proceso se hace mucho más lento y se almacena el carbono en el suelo (ver Capítulo VII). Su tala conlleva la pérdida de servicios ecosistémicos importantes, como ya se mencionó (ver Capítulo XI).

VII. ALMACENES DE CARBONO EN SELVAS INUNDABLES, MANGLARES, HUMEDALES HERBÁCEOS Y POTREROS INUNDABLES

*María Elizabeth Hernández, Adolfo Campos C.,
José Luis Marín Muñiz y Patricia Moreno-Casasola*

Las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y vapor de agua, han aumentado considerablemente a partir de la revolución industrial, sobre todo debido a la utilización de combustibles fósiles y los cambios en el uso de los suelos. Estos factores, junto a las fuerzas naturales, han contribuido a los cambios en el clima del planeta. La temperatura de la superficie terrestre y marina se ha incrementado, los patrones espaciales y temporales de las precipitaciones han cambiado; se ha elevado el nivel del mar, y ha aumentado la frecuencia e intensidad de los fenómenos asociados con El Niño (IPCC, 2007). El cambio climático representa un peligro para los ecosistemas y para la propia supervivencia del hombre en el planeta. De acuerdo al reporte del Panel Intergubernamental de Cambio Climático, el secuestro de carbono puede ser una alternativa de bajo costo para mitigar el calentamiento global (IPCC, 2007).

Los humedales son las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres; constituyen áreas de inundación temporal o permanente que están sujetas o no a la influencia de la marea. La inundación debe ser lo suficientemente larga para permitir el desarrollo de suelos hídricos y al menos periódicamente mantener una vegetación predominante de hidrófitas, esto es plantas adaptadas a vivir en condiciones de inundación (Mitsch y Gosselink, 2007, Capítulo IV). A nivel nacional, los humedales se encuentran definidos dentro de La Ley de Aguas Nacionales (2013) como zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional, las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos. En México no existe un sistema de clasificación de humedales. En base al tipo de las comunidades vegetales, los humedales identificados en el país son carrizales, popales, juncales, palmares, potreros inundables, ciénagas, manglares y selvas inundables (Moreno-Casasola y Warner, 2009).

Los humedales naturales ocupan sólo 4-6% de la superficie de la tierra (Mitsch y Gosselink, 2007), pero aun así, son considerados muy importantes globalmente por su potencial para almacenar carbono, un servicio ecosistémico de regulación de gran importancia hoy en día. Dicha capacidad se debe a la alta productividad de las plantas de los humedales, que capturan el dióxido de carbono atmosférico y lo convierten a carbono orgánico mediante la fotosíntesis (Pant *et al.*, 2003). Cuando los residuos de las plantas llegan al suelo, éstos se descomponen lentamente debido a las condiciones anaerobias que predominan en los suelos de humedales (Adhikari *et al.*, 2009; Hernández, 2010). La descomposición en los humedales es un proceso que está en función de diferentes factores como la temperatura, humedad, y la cantidad y calidad de materia orgánica que entra al sistema (Valle-Arango, 2003; Mitra *et al.*, 2005).

En este capítulo se presentan los resultados de la evaluación del almacenamiento de carbono en suelos, biomasa aérea y de raíces de diferentes tipos de humedales en la costa de Veracruz.

Sitios de muestreo

Se muestrearon dos manglares (Alvarado y Vega de Alatorre), seis selvas inundables (Jamapa, La Mancha, Boquilla de Oro, Vega de Alatorre y Estero Dulce), cuatro humedales herbáceos (Río Blanco, La Mancha, Boquilla de Oro y Vega de Alatorre) y cinco potreros inundables es decir humedales convertidos en potreros (Jamapa, Yagual, La Mancha, Boquilla de Oro y Estero Dulce). Las características de la vegetación, hidoperíodos y productividad de los sitios son descritos en los Capítulos IV y VI de este libro. A continuación se presenta un mapa con la ubicación de los lugares muestreados (Figura 54).

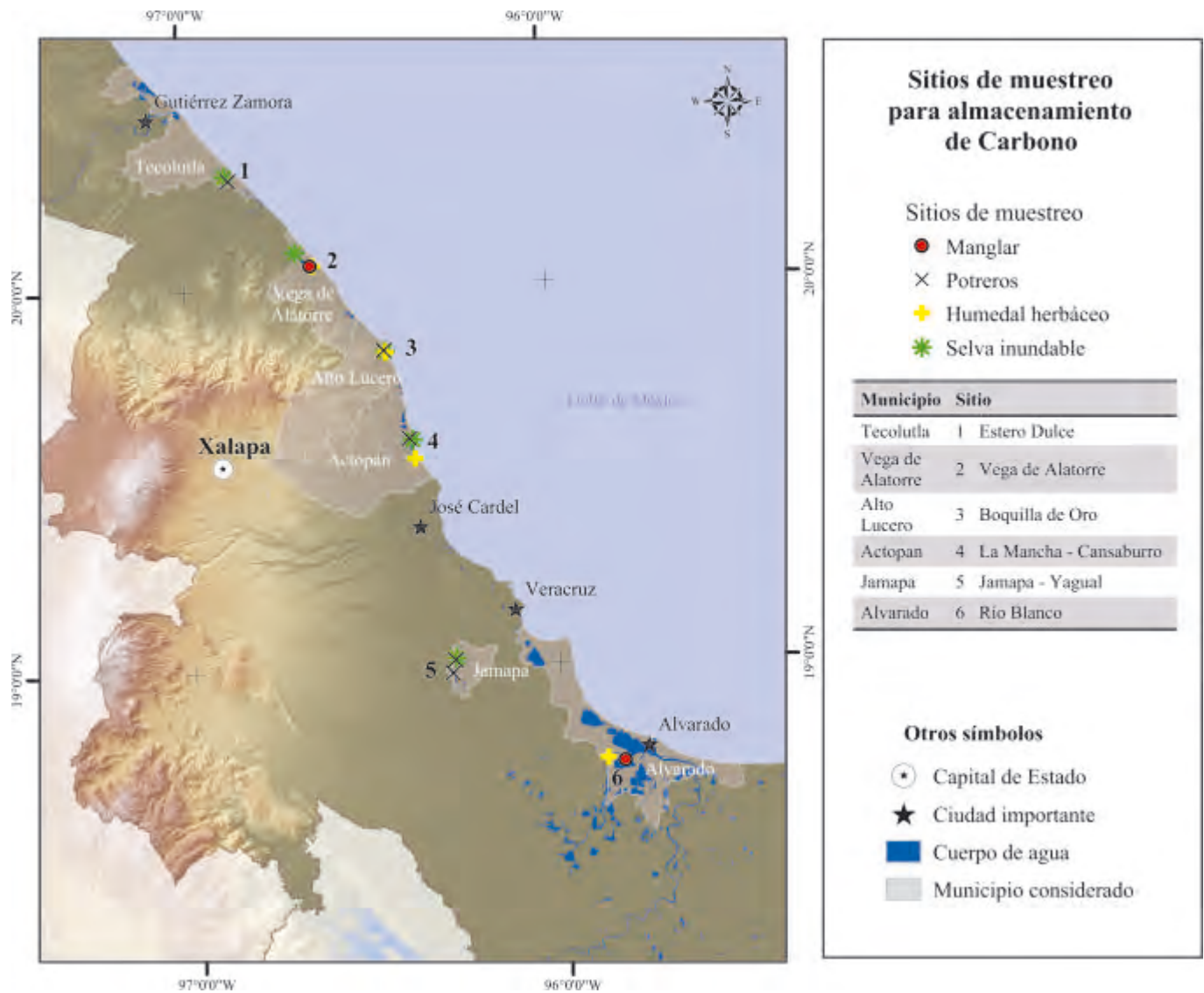


Figura 54. Ubicación de los sitios de muestreo. Elaborado por: Roberto Monroy.

Almacén de carbono en el suelo

Para determinar el contenido de carbono se tomaron muestras de los perfiles de suelo. Se excavaron pozos de 1 x 1 x 1.5 m aproximadamente en cada sitio de muestreo y se identificaron los diferentes horizontes. Se tomaron muestras en cada horizonte para la determinación del contenido de carbono y también se tomaron muestras de suelo intacto con un cilindro de PVC, para la determinación de la densidad aparente. El contenido de carbono se analizó por combustión seca en un analizador (marca LECO CN2000, St. Joseph, MI) y el contenido de carbono inorgánico mediante la determinación de carbonato de calcio por el método de neutralización con ácido (van Reeuwijk, 2006). El carbono orgánico se determinó como la diferencia entre carbono total y carbono inorgánico.

La concentración de carbono orgánico para cada humedal se ajustó con la densidad aparente para estimar kg/m^2 en cada horizonte y sitio, mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad de carbono Kg C m}^2 = \sum \text{Co} * \text{DA} * \text{PH}$$

donde:

CO= contenido de carbono orgánico en el horizonte o capa de suelo g/Kg

DA= densidad aparente en el horizonte kg/m^3

PH= profundidad del horizonte en metros

\sum = sumatoria de la densidad de carbono en cada capa hasta la profundidad determinada.

Almacén de carbono en biomasa área y raíces

Para los humedales arbóreos se utilizó el dato de productividad de hojarasca por un año y para los humedales herbáceos y potreros inundables se utilizó el dato de productividad de biomasa aérea. La metodología para estimar dichas productividades está descrita en el capítulo de productividad (Capítulo VI). Para conocer el contenido de carbono en los tejidos de las diferentes especies, las muestras de hojarasca o biomasa aérea de macrófitas y muestras de raíces se secaron a $60\text{ }^\circ\text{C}$ y se les analizó el contenido de carbono en un analizador de carbono (marca LECO CN2000, St. Joseph, MI). Con este dato se calculó el almacén de carbono de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{Almacén de carbono en hojarasca} = \text{PH} * \left(\frac{\% \text{CH}}{100} \right)$$

donde:

PH= productividad de hojarasca kg/m^2

%C= porcentaje de carbono en la hojarasca

$$\text{Almacén de carbono en biomasa aérea} = \text{PBA} * (\text{CBA}100)$$

donde:

PBA= productividad de biomasa aérea kg/m^2

%C= porcentaje de carbono en la biomasa aérea

$$\text{Almacén de carbono en raíces} = \text{PR} * \left(\frac{\% \text{CR}}{100} \right)$$

donde:

PR= productividad de raíces kg/m^2

%C= porcentaje de carbono en raíces

Resultados

Contenido de carbono en biomasa aérea y raíces de las especies de plantas de los humedales de la costa de Veracruz

El contenido de carbono en los tejidos de especies de los humedales de la costa de Veracruz, en la biomasa aérea de humedales arbóreos, osciló entre 43 y 46%, mientras que en los humedales herbáceos varió entre 43 y 45%. El contenido de carbono en la biomasa de raíces fue entre 42 y 46% para las diferentes especies de humedales arbóreos y herbáceos.

Almacén de carbono en biomasa aérea

El almacén de carbono en la biomasa aérea para los humedales arbóreos fue estimada en base al carbono que almacenan en las hojas y que posteriormente cae al suelo a través de la hojarasca. Para los humedales herbáceos se calculó en base a la biomasa que está por arriba de la superficie del suelo. Es importante mencionar que estos almacenes de carbono son dinámicos y temporales, es decir que el carbono en estos compartimentos no permanece allí por mucho tiempo pues en el caso de la hojarasca, el carbono acumulado se incorpora al suelo con la caída de las hojas. En el caso de los humedales herbáceos y potreros inundables, cuando ocurre senescencia o muerte de las plantas, el carbono almacenado en la biomasa también se incorpora al suelo inundado.

En el caso de los manglares el carbono almacenado en la hojarasca varió entre 0.6 y 0.7 kg/m², mientras que en las selvas varió entre 0.5 y 0.9 kg/m², siendo la selva de Estero Dulce, la que presentó el mayor almacén de carbono en la hojarasca (Figura 55). En cuanto a los humedales herbáceos, el carbono almacenado en la biomasa aérea varió entre 0.6 y 0.9 kg/m², siendo el humedal herbáceo de Vega de Alatorre el que presentó el almacén de carbono más alto en biomasa aérea (Figura 56). En los potreros inundables, el carbono en biomasa aérea fue más variable, encontrándose valores entre 0.3 y 1.1, siendo el potrero de Estero Dulce el que presentó el almacén de carbono más alto. Comparando los promedios del almacén de carbono en la biomasa aérea en los diferentes humedales de la costa de Veracruz (Figura 57), se observa que los potreros inundables son los que presentaron el almacén más bajo.

Almacén de carbono en raíces

En los manglares, el almacén de carbono en las raíces fue entre 0.09 y 0.18 kg/m², mientras que en las selvas varió entre 0.05 y 0.3 kg/m², siendo la selva inundable de Vega de Alatorre, la que presentó el mayor almacén de carbono en raíces. Respecto a los humedales herbáceos, el almacén de carbono en raíces varió entre 0.3 y 1.1 kg/m², siendo el humedal herbáceo de Río Blanco, el que presentó el mayor valor. En los potreros inundables el almacén de carbono osciló entre 0.1 y 0.8 kg/m², siendo La Mancha y Boquilla los valores más altos. Comparando los promedios por tipo de humedal, se observa que los humedales arbóreos (selvas y manglares) presentaron menores almacenes de carbono en las raíces que los humedales herbáceos e incluso que los potreros inundables (Figura 57).

Almacén de carbono en suelo

El almacén de carbono en el suelo de los manglares se encontró que oscilaba entre 20 y 25 kg/m², mientras que en las selvas fue entre 20 y 60 kg/m². En los humedales herbáceos varió de 20 a 65 kg/m² y en los potreros inundables de 20 a 30 kg/m². Cuando se compara el almacén de carbono promedio en el suelo para los distintos tipos de humedales (Figura 57), se observa que las selvas inundables son las que presentan el mayor almacén de carbono en el suelo. Es importante resaltar que los valores del almacén en el suelo a un

metro de profundidad en los humedales estudiados son entre diez y cien veces en orden de magnitud que los almacenes de carbono en biomasa.

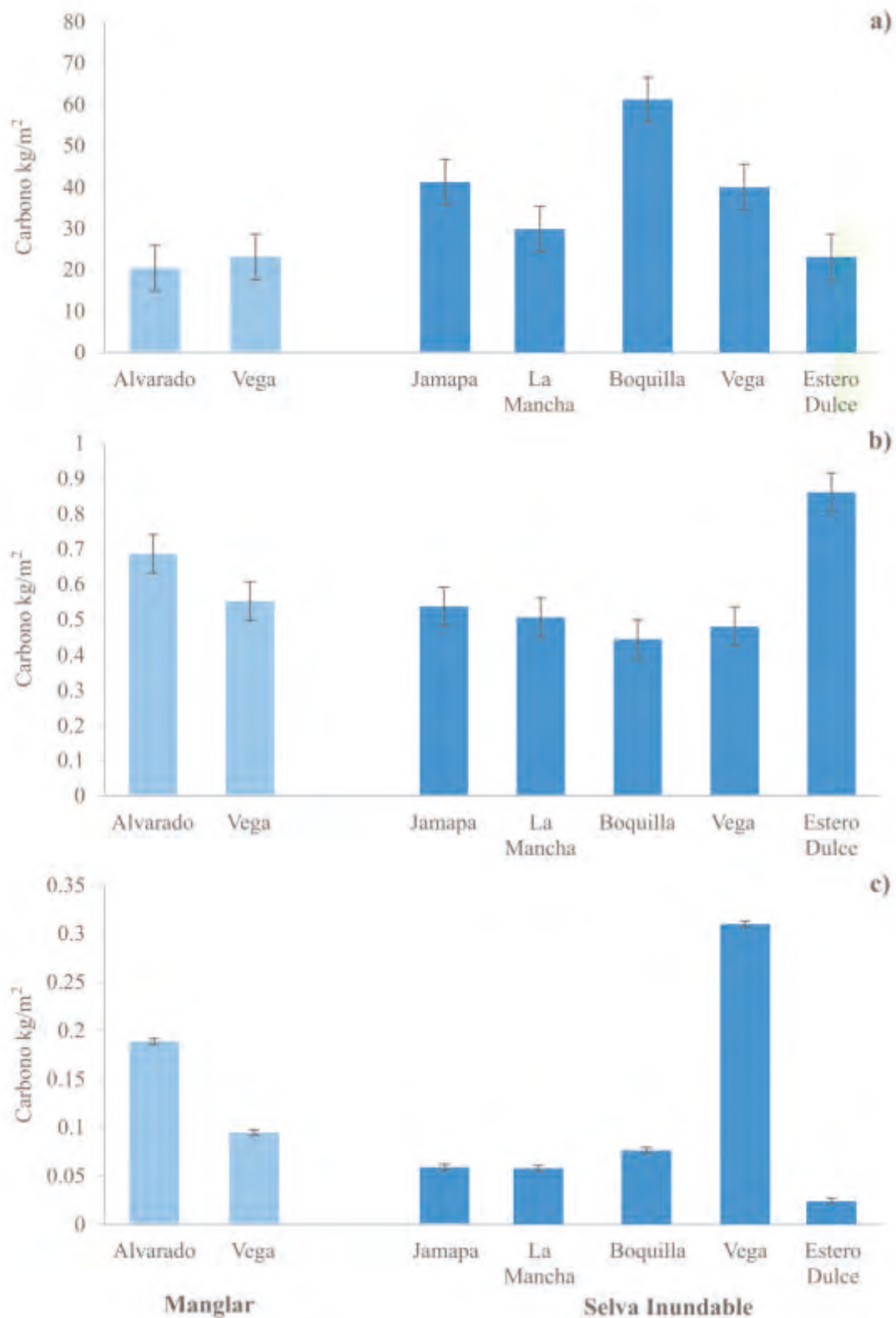


Figura 55. Almacenes de carbono de humedales arbóreos de la costa de Veracruz: a) en el suelo, b) en la biomasa aérea, c) en la biomasa de las raíces.

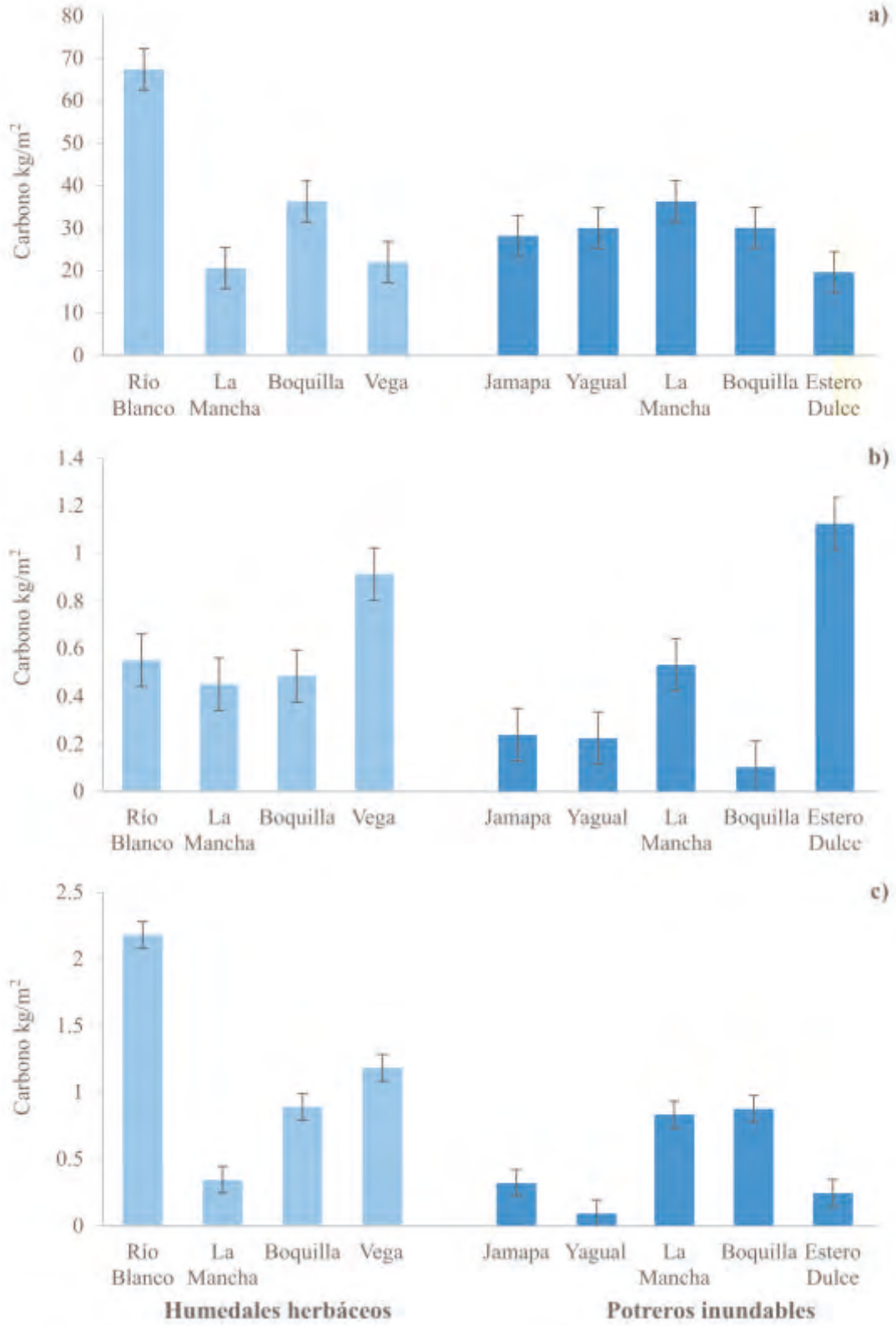


Figura 56. Almacenes de carbono en humedales herbáceos y potreros inundables de la costa de Veracruz: a) en el suelo, b) en la biomasa aérea, c) en la biomasa de las raíces.

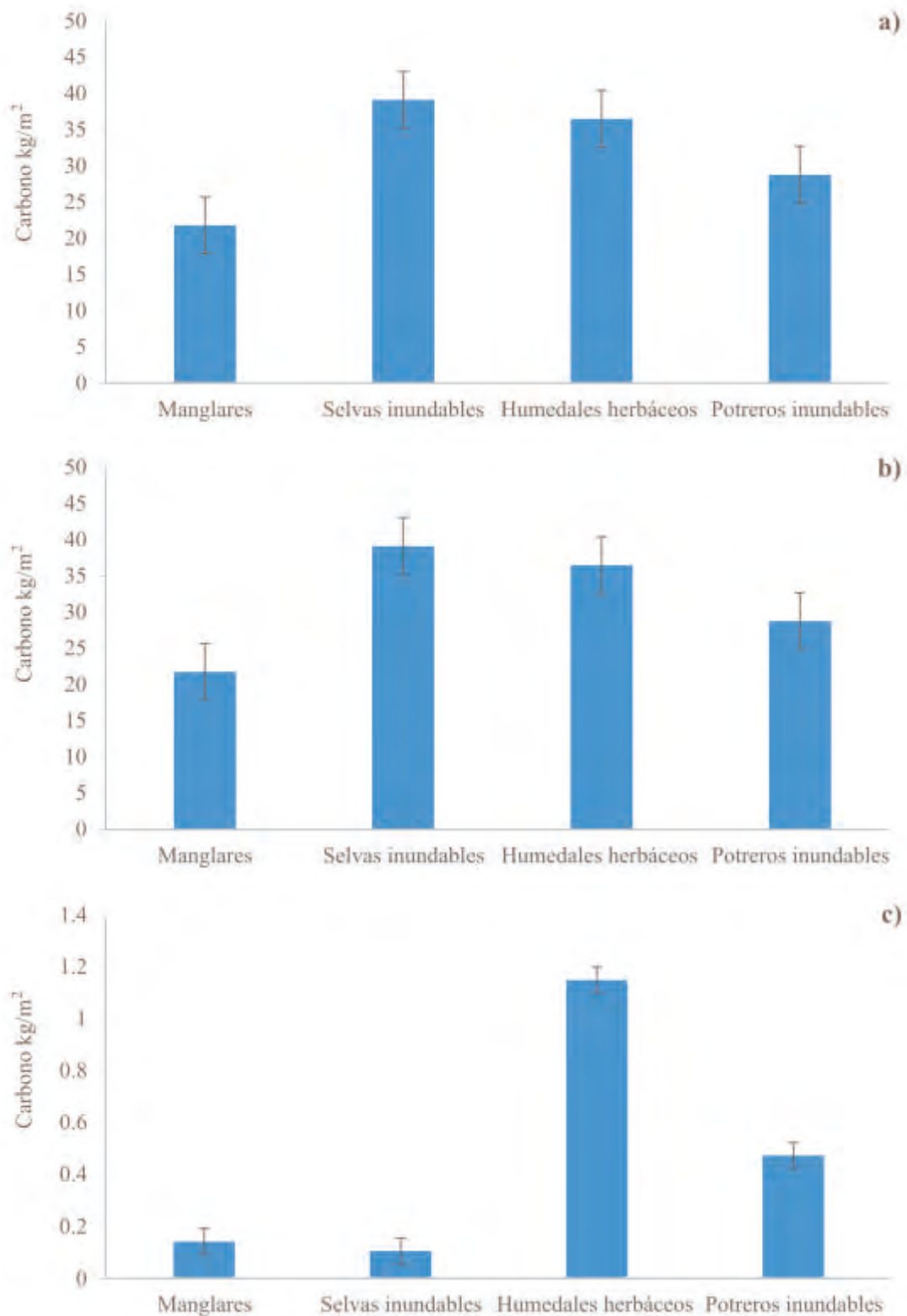


Figura 57. Promedio de los almacenes de carbono a) en el suelo en distintos tipos de humedales de la costa de Veracruz, b) en la biomasa aérea, c) y en la biomasa de las raíces.

Discusión

En este estudio los almacenes de carbono en los compartimentos temporales como la biomasa área y la de raíces fueron mucho menores que los encontrados en el suelo. Adame *et al.* (2013) investigaron los almacenes de carbono en los manglares de la reserva de Sian Ka'an, en Yucatán (México), y también encontraron que el carbono almacenado en el suelo a una profundidad de más de 50 cm, fue diez veces el almacenado en la biomasa de los árboles y el carbono almacenado en las raíces. Cabe mencionar que en ese estudio se determinó el carbono almacenado en la madera de los árboles utilizando ecuaciones alométricas a diferencia de nuestro estudio que no cuantificó dicho almacén porque no existen ecuaciones alométricas desarrolladas para las especies de árboles de la selva inundable y los autores no consideran adecuado utilizar las ecuaciones de los mangles ya que la anatomía de las especie de manglar y selva son muy diferentes. Comparando los datos del carbono almacenado en los suelos de los manglares de Yucatán, éstos variaron de 10 a 14 kg/m², y los de Veracruz estuvieron dentro de ese rango. Valdés *et al.* (2011) investigaron el almacén de carbono en los manglares de Nayarit, encontrando valores entre 6 y 12 kg/m², los cuales son menores a los observados en Veracruz. Los almacenes de carbono en los suelos de los manglares de Veracruz son más bajos que los valores encontrados en los manglares de Tabasco (47 kg/m²), y que en los suelos de manglares de Campeche (22 kg/m²) (Moreno *et al.*, 2002; Cerón-Breton, 2011). Recientemente, en Veracruz, Bravo-Mendoza (2015) reportó valores de 45-79 kg/m², para el carbono almacenado en los suelos de manglares de la laguna de Tampamachoco, los cuales son más altos de los reportados en este capítulo.

En cuanto al almacén de carbono en el suelo de humedales herbáceos en otros estados de la República Mexicana, sólo existen datos para los humedales herbáceos dominados por nea o tule (*Typha dominguensis*) y zacate cuchillo (*Cladium jamaicense*) en la reserva de Sian Ka'an, Yucatán, los cuales fueron de 27 kg/m² (Adame *et al.*, 2013). El rango de los almacenes de carbono en suelos de humedales de Veracruz es comparable a dicho almacén.

Es importante mencionar que las reservas de carbono en los diferentes humedales mexicanos (Cuadro 2), incluyendo los humedales de Veracruz, son más altas que los reportados para humedales de las zonas templadas. Esto pudiera deberse a las temperaturas más altas en los trópicos que ocasionan mayores productividades y por lo tanto mayores aportes de carbono al suelo.

La existencia del almacén de carbono en el suelo existe gracias a la productividad de los humedales herbáceos y arbóreos y a su capacidad de almacenar biomasa en sus hojas y raíces, aunado a las condiciones de inundación que disminuye la descomposición de materia orgánica en el suelo. Aunque este almacén sea temporal y mucho menor que el del suelo, es la primera etapa en la formación del almacén del suelo. Sin la existencia de los humedales, sería imposible almacenar carbono en el suelo. De ahí la importancia de estos ecosistemas, su conservación y la restauración de los procesos que les permiten seguir funcionando.

Conclusiones

Los distintos humedales de la costa de Veracruz son importantes sumideros de carbono, siendo el principal almacén el carbono en el suelo. Este carbono almacenado en los diferentes horizontes del suelo es susceptible de ser oxidado y emitido a la atmósfera en forma de bióxido de carbono si los humedales se drenan para cambiar el uso de suelo. Por lo anterior, es urgente contar con políticas de conservación y leyes nacionales de protección de humedales más allá de los manglares. El valor de los humedales de agua dulce, tanto arbóreos como herbáceos, simplemente por los valores de carbono almacenado en sus suelos,

Cuadro 2. Almacén de carbono en los suelos de diferentes humedales de México y del mundo.

Sitio de estudio	Comunidad de plantas	Profundidad (cm)	Densidad de carbono (kg C/m ²)	Referencias
Veracruz, México	Selva inundable	0-20	9.69	Marín-Muñiz <i>et al.</i> , 2014
		0-40	19.93	
		0-60	28.16	
		0-80	34.98	
	Humedal herbáceo	0-20	7.75	
		0-40	12.93	
Tabasco, México	Manglar	0-30	18.4	Moreno <i>et al.</i> , 2002
		0-60	32.1	
		0-90	47.1	
	Manglar	0-30	13.4	
		0-60	26.9	
		0-100	44.4	
Costa Rica	Humedal herbáceo	0-24	6.82	Bernal y Mitsch, 2008
	Selva inundable	0-24	8.03	
		0-36	11.66	
Ohio, Estados Unidos	Humedal herbáceo	0-24	9.03	Bernal y Mitsch, 2008
		0-36	14.27	
		0-36	21	
África	Humedal herbáceo	0-54	1.2	Bernal y Mitsch, 2013
		0-60	1.2-22.2	Cerón-Bretón <i>et al.</i> , 2011
Campeche, México	Manglar	0-30	~22.5	Moreno-May <i>et al.</i> , 2010
		0-60	~44	
Yucatán México	Humedal herbáceo	0-30	8.35	Adame <i>et al.</i> , 2013
		0-50	12.95	
		0-100	27.35	
Japón	Manglar	0-100	5.73	Khan <i>et al.</i> , 2007
Nayarit México	Manglar	0-20	6-12	Valdés <i>et al.</i> , 2011
Estados Unidos	Humedal herbáceo	0-100	13-29	Yonghoon <i>et al.</i> , 2001

lleva a considerar que éstos también deben ser protegidos y varias de sus especies deben ser incluidas en la NOM 059. En este sentido, Infante-Mata *et al.* (2014) propusieron que el límite de distribución de apompo (*Pachira aquatica*), especie dominante de muchas selvas inundables alrededor de los manglares, se considerara como la especie que marca el límite del manglar y por lo tanto de la zona protegida legalmente. Este sería un primer paso en este sentido.

VIII. SERVICIOS HIDROLÓGICOS DE LOS SUELOS DE HUMEDAL: LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA

Adolfo Campos C., Jesús Pale Pale y Abraham Juárez Eusebio†

El suelo y el agua son dos recursos cruciales que directa o indirectamente afectan nuestras actividades cotidianas. Hasta hace poco, el suelo se percibía en el contexto de su función para la producción agrícola, sin embargo los suelos proporcionan muchos más bienes y servicios para la sociedad, por ejemplo para la protección contra las inundaciones en la zona costera. La retención del agua por el suelo se define como la capacidad que tiene el suelo para capturar, almacenar y/o liberar agua (Hillel, 1998; Kutílek y Nielsen, 1994). La retención de agua es una propiedad del suelo importante y un componente crítico del ciclo global del agua que afecta en gran medida el funcionamiento del suelo y, por tanto su capacidad para ofrecer una gama de bienes y servicios que son de vital importancia tanto para las actividades humanas (por ejemplo, agricultura) como para los ecosistemas (por ejemplo, proporcionando hábitat para diferentes especies). La capacidad de retención de agua se relaciona en gran medida con el tipo de suelo, en función de su textura, contenido de materia orgánica, estructura y profundidad, entre otros (Hillel, 1998). También el tipo de uso del suelo y las prácticas de manejo influyen significativamente en la capacidad del suelo para retener agua (Richter y Markewitz, 2001). Por ejemplo, el proceso de compactación disminuye la velocidad de infiltración del agua en el suelo y, por tanto, modifica su capacidad para retener agua. En particular, un mejor conocimiento de los mecanismos y las funciones de la capacidad de retención de agua del suelo es importante para la toma de decisiones básicas sobre cómo mantener, restaurar o mejorar la capacidad de retención de agua de los suelos de humedal.

Mecanismos que controlan la retención de agua en el suelo

El suelo es un material poroso generalmente compuesto de partículas minerales (arena, limo, arcilla), materia orgánica, agua y aire. El agua se almacena entre (y se mueve dentro de) la red conectada de poros (grietas y fisuras) formados por la fracción sólida del suelo (Kutílek y Nielsen, 1994). Cuatro fuerzas o potenciales naturales son las que controlan la retención y el movimiento del agua en el suelo: gravitacional, matricial, osmótica y presión de vapor. El potencial matricial es el potencial principal que mantiene la humedad en el suelo, y el potencial gravitacional es el componente que origina el drenado del agua del suelo (Hillel, 1998). El potencial osmótico es el componente que controla el movimiento del agua desde el suelo a la planta. En este caso, para remover el agua del suelo, las plantas mantienen un potencial osmótico menor a la suma de los potenciales osmótico y matricial del suelo, de lo contrario la absorción del agua por las plantas, desde el suelo, no se realizaría (Paul, 2014). Las plantas actúan como medio que vincula el agua del suelo con la demanda de vapor de agua de la atmósfera (Hillel, 1998). El movimiento del agua a través del continuo suelo-planta-atmósfera sigue la dirección determinada por el gradiente potencial del agua, de potenciales mayores a potenciales menores (Kutílek y Nielsen, 1994). Es así que la humedad del suelo es una variable crucial del sistema climático, dado que regula la transpiración y la fotosíntesis de las plantas con los consecuentes impactos sobre los ciclos biogeoquímicos (Seneviratne *et al.*, 2010). En el momento en que el agua llega a la superficie del suelo, ya sea por precipitación o por el riego artificial, se infiltra en el suelo por gravedad, siempre y cuando no haya barreras físicas que lo

impidan como por ejemplo capas muy compactadas o que el suelo esté ya saturado con agua (Patriquin, 2003). De esta manera el agua llena progresivamente todos los poros del suelo, grietas y fisuras, alcanzando así su contenido máximo de agua.

Mientras que el agua fluya a través del perfil del suelo hasta el acuífero, el proceso de infiltración continúa (Figura 58). El movimiento del agua a través del perfil del suelo se produce más rápido en poros grandes como grietas, fisuras y macroporos del suelo. En estas condiciones, las moléculas de agua no están unidas a las partículas del suelo por las fuerzas de la matriz, lo que resulta en un flujo rápido en el perfil del suelo, transportando productos químicos y coloides en solución (por ejemplo arcillas y sustancias orgánicas) a los mantos acuíferos (Reager *et al.*, 2014).

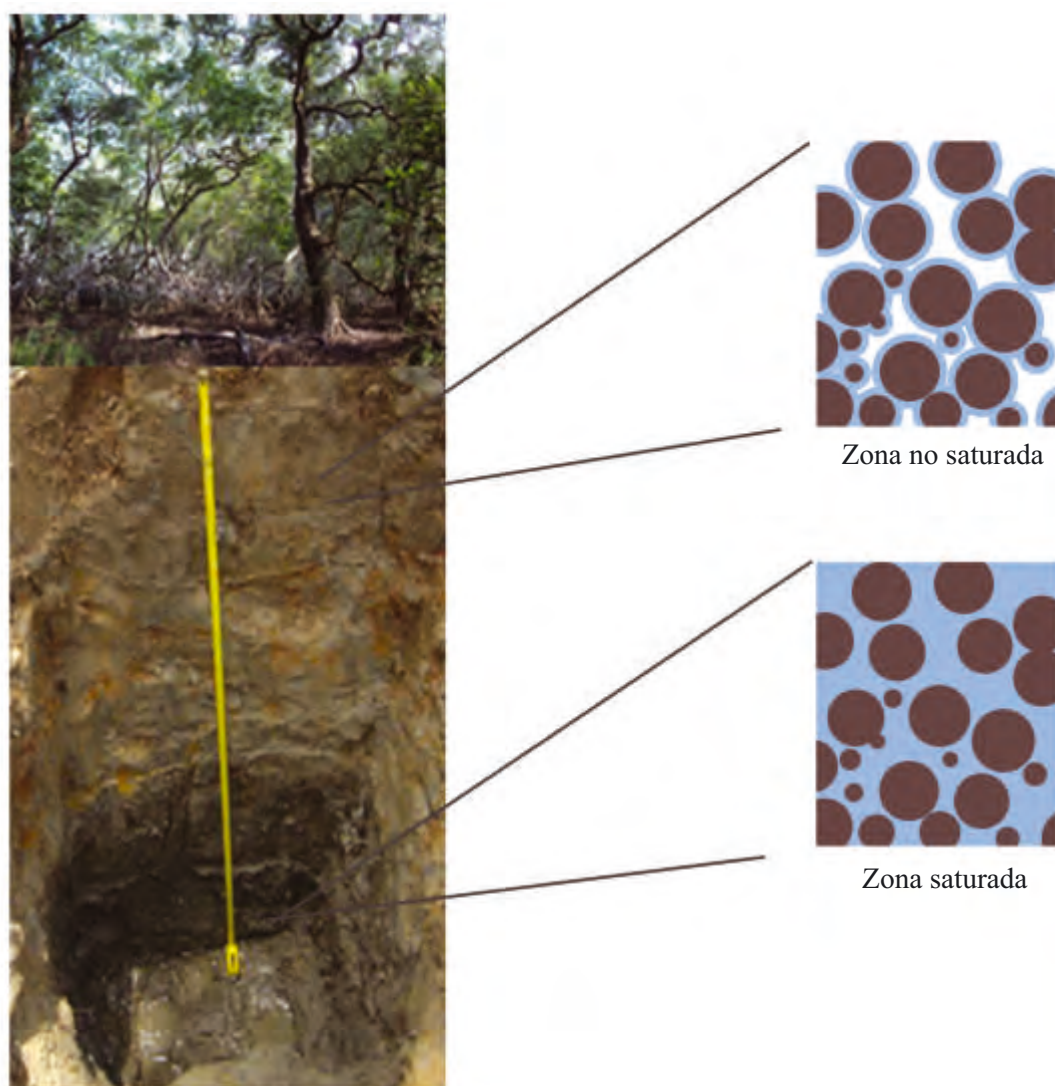


Figura 58. Ilustración de la zona saturada y no saturada. Los cambios en la distribución de aire y agua en el perfil generalmente son los que controlan la naturaleza del suelo.

El agua también se puede acumular o mover sobre la superficie del suelo (inundación o escorrentía, respectivamente) cuando no fluye hacia la zona saturada del subsuelo por la presencia de capas compactadas debido a la actividad antrópica o por materiales impermeables como por ejemplo rocas y capas arcillosas (Kutílek y Nielsen, 1994; Patriquin, 2003). En este caso, el agua de lluvia ya no podrá

almacenarse en el suelo, pero podrá utilizarse para la recarga de los arroyos o ríos y de esta manera contribuir en el mantenimiento de los caudales ecológicos en los cuerpos de agua superficiales (Kutílek y Nielsen, 1994; Teixeira *et al.*, 2014).

En el momento que se interrumpe la entrada de agua (lluvia o riego artificial) al suelo, el aire comienza a reemplazar al volumen de agua que drena al manto freático desde los poros grandes del suelo. Los poros más pequeños (meso y microporos) permanecen llenos de agua, como resultado de la atracción de las moléculas de agua por las partículas del suelo, siendo esa atracción mayor que la fuerza de gravedad (Hillel, 1998). La fuerza de atracción de la matriz del suelo es resultado del efecto combinado de la capilaridad (producto de la tensión superficial del agua y su ángulo de contacto con las partículas sólidas del suelo) y de la adsorción superficial (corresponde a la hidratación de moléculas de agua sobre la superficie de las partículas del suelo por enlaces electrostáticos) (Hillel, 1998; Kutílek y Nielsen, 1994). La fuerza de atracción de la matriz del suelo es la que determina la capacidad del suelo para retener agua. Cuanto mayor es la capacidad para almacenar agua, más puede actuar el suelo como depósito de agua para la realización de las funciones de la planta y del ecosistema en general (Vico y Porporato, 2010).

El agua que se encuentra en el espacio capilar no está sujeta a la fuerza de gravedad, por lo que no drena, sin embargo puede perderse del suelo por evaporación a través de los efectos de la temperatura y el viento (Hillel, 1998; Teixeira *et al.*, 2014). El agua capilar también puede removerse del suelo por el proceso de transpiración de las plantas. Aunque la presión osmótica (atracción entre moléculas de agua e iones de la solución del suelo) es menos importante que la gravitacional y de la matriz del suelo, es sin embargo crucial en la absorción de agua por las raíces de las plantas (Teixeira *et al.*, 2014). El agua que se libera del suelo a la atmósfera por estos procesos (evaporación y transpiración), teóricamente corresponde al agua disponible para las plantas.

Como el aire reemplaza progresivamente el agua del espacio poroso, el suelo se seca y el agua restante es retenida cada vez con mayor fuerza en el suelo. En este momento la influencia de la fuerza capilar sobre las moléculas de agua disminuye y es reemplazada por la fuerza de adsorción de la matriz del suelo (Hillel, 1998). En el momento en que el contenido de agua del suelo llega a lo que se conoce teóricamente como “punto de marchitamiento”, el agua residual está retenida con tanta fuerza a la matriz del suelo que ya no está disponible para las plantas. Bajo esas condiciones el crecimiento de la planta se detiene y si el déficit de agua se prolonga por más tiempo, la planta se marchita de manera permanente (Kutílek y Nielsen, 1994). La cantidad, el tamaño y el arreglo de los poros del suelo, y el área de la superficie específica de las partículas del suelo son las principales variables que determinan la capacidad del suelo para la retención y la percolación del agua dentro del perfil (Hillel, 1998; Kutílek y Nielsen, 1994).

La capacidad de retención de agua del suelo se determina por varios indicadores (Figura 59): por su contenido de agua a capacidad de campo, por su contenido de agua en el punto de marchitez permanente, por su contenido de agua disponible para las plantas y por su contenido de agua a saturación, entre otros. (Hillel, 1998). En este trabajo la capacidad de almacenamiento de agua se explica por el contenido máximo de agua del suelo a saturación.

El uso de cada uno de estos indicadores por lo general depende esencialmente sobre qué servicios de los ecosistemas se está interesado en estudiar. Por ejemplo, el contenido máximo de agua almacenado por el suelo es importante en el estudio de los eventos de inundación, sobre todo en la zona costera. Por el contrario, los agricultores y agrónomos están más enfocados en el estudio del agua disponible para las plantas cultivadas, con el fin de estimar cómo el contenido de agua del suelo se relaciona con las

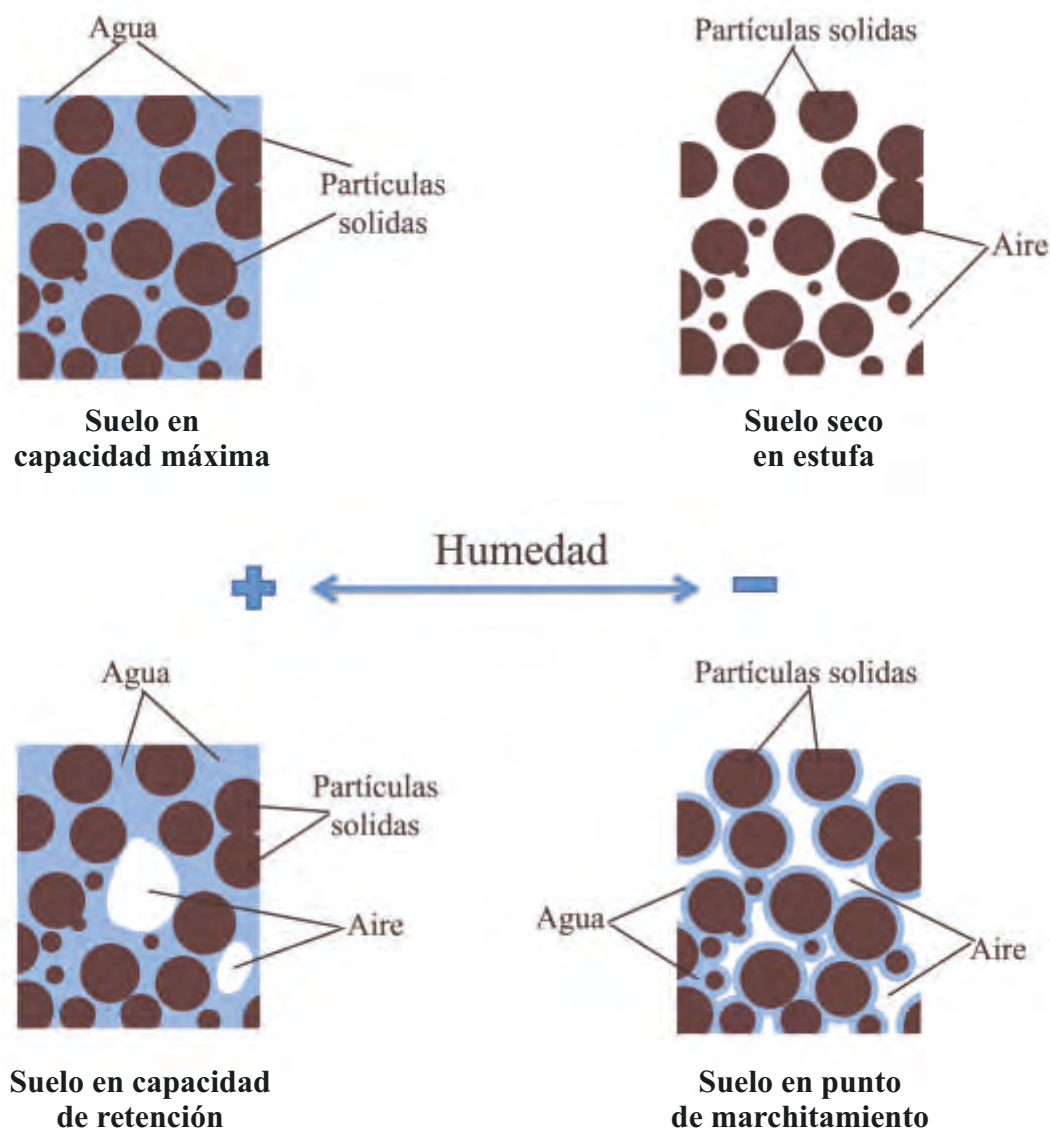


Figura 59. La relación aire-agua-y partículas sólidas del suelo. Redibujado de <http://www.visionlearning.com/es/library/Ciencias-de-la-Tierra/6/El-Ciclo-Hidrológico/99>.

necesidades de agua de los cultivos (Kutílek y Nielsen, 1994). En particular, este indicador (agua disponible para las plantas de cultivo) permite la identificación del punto crítico en el que la producción de la planta comienza a disminuir por deficiencia en el agua disponible del suelo, y por tanto, permite estimar la cantidad complementaria de agua que se requiere aplicar a través del riego, con el fin de maximizar el rendimiento (Vico y Porporato, 2010; Teixeira *et al.*, 2014).

Servicios ecosistémicos que dependen de la capacidad de retención de agua del suelo

La retención de agua del suelo proporciona múltiples servicios que sustentan las necesidades humanas desde una perspectiva ambiental, de salud y socio-económica (Kutílek y Nielsen, 1994; Teixeira *et al.*, 2014). El agua es esencial para el crecimiento y estructura de la planta. Entre las múltiples funciones que realiza se incluyen el mantenimiento de la turgencia celular, el transporte de nutrientes y compuestos orgánicos en toda la planta; y contribuye a importantes procesos químicos como por ejemplo la

fotosíntesis (Lambers *et al.*, 2008; Teixeira *et al.*, 2014). En promedio, menos del uno por ciento del agua absorbida es retenida por las plantas (Lambers *et al.*, 2008; Teixeira *et al.*, 2014). El resto del agua es transpirada y regresada a la atmósfera, lo que permite la regulación de la temperatura y la formación de nubes (Lambers *et al.* 2008). La transpiración (el movimiento del agua desde el suelo, a través de las plantas, y a la atmósfera) es el flujo de agua principal de la superficie terrestre (Teixeira *et al.*, 2014). Es así que la humedad del suelo es una fuente de agua para la atmósfera a través de procesos de evapotranspiración, que incluyen la transpiración de las plantas y la evaporación de la superficie del suelo (Teixeira *et al.*, 2014). La evapotranspiración es un componente importante del ciclo del agua, ya que devuelve hasta el 60% de toda la precipitación de nuevo a la atmósfera (Oki y Kanae, 2006). Así que la evapotranspiración es un flujo de energía importante, por lo que la humedad del suelo tiene impactos adicionales sobre los procesos climáticos, en particular sobre la temperatura del aire (Kutílek y Nielsen, 1994; Teixeira *et al.*, 2014). Por lo que el almacenamiento de agua del suelo es un indicador importante del ciclo hidrológico terrestre, y los cambios en el contenido de humedad del suelo pueden afectar el clima regional (Lambers *et al.*, 2008).

En el contexto de un clima cambiante, las inundaciones y las sequías son fenómenos extremos que se espera que ocurran en el futuro con mayor frecuencia e intensidad (Richter y Markewitz, 2001; Teixeira *et al.*, 2014). El suelo impide o limita la escorrentía superficial mediante la captura de parte del agua de lluvia, por lo menos hasta su máxima capacidad de almacenamiento, e incluso más si el agua se mantiene en movimiento hacia los acuíferos (Kutílek y Nielsen, 1994; Reager *et al.*, 2014). El contenido de agua del suelo es una variable crucial del sistema climático (Seneviratne *et al.*, 2010; Reager *et al.*, 2014). Los intercambios entre el suelo y la atmósfera están regulados por las variaciones del contenido de agua del suelo y la evapotranspiración, en donde el agua convertida en vapor se libera a la atmósfera para formar nubes (Kutílek y Nielsen, 1994; Teixeira *et al.*, 2014). El proceso de evapotranspiración produce una reacción negativa en la temperatura local por el consumo de energía, amortiguando los extremos de calor y regulando las ondas de calor (Hirschi *et al.*, 2011). El proceso de evapotranspiración continúa hasta el estado seco del suelo. En este momento (estado seco del suelo), los aumentos de temperatura que se presenten no podrán ser amortiguados por ningún incremento posterior en la evapotranspiración (Seneviratne *et al.*, 2010). Esto nos explica por qué una restricción en el intercambio de agua entre el suelo y la atmósfera, por la impermeabilización (zonas urbanas) del suelo, puede dar lugar a un aumento masivo en la temperatura (Schwarz *et al.*, 2012; Teixeira *et al.*, 2014).

El agua del suelo es necesaria para todas las formas de vida por múltiples razones. En particular, está involucrada en las reacciones del metabolismo y el funcionamiento celular; contiene nutrientes esenciales y es utilizada por muchos microorganismos del suelo como medio de transporte (Teixeira *et al.*, 2014). El contenido de agua del suelo sostiene el desarrollo de una gran diversidad de organismos, influyendo la distribución y la dinámica de las comunidades microbianas del suelo (Evans *et al.*, 2014; Teixeira *et al.*, 2014). El contenido de agua del suelo es un elemento estructurador de la biodiversidad, por ejemplo algunas especies desarrollan adaptaciones específicas en hábitats con condiciones extremas, tales como desiertos y humedales (Schwarz *et al.*, 2012; Teixeira *et al.*, 2014). En particular, los procesos de retención de agua del suelo son básicos en el ciclo de nutrientes y en el crecimiento de las plantas, ya que determinan la concentración de nutrientes en la solución del suelo y su disponibilidad para las plantas en forma disuelta (por ejemplo, nitrógeno, fósforo, potasio, etc.). Los procesos de retención de agua del suelo son importantes en el control de la erosión. Por un lado, limitan la escorrentía (uno de los impulsores directos más importantes de la erosión del suelo) a través de la captación y de la infiltración del agua en el

suelo (Kutílek y Nielsen, 1994; Teixeira *et al.*, 2014). Esto cada vez toma más importancia en el contexto del cambio climático, con más lluvias intensas (Le Bissonnais y Singer, 1992; Teixeira *et al.*, 2014). Por otra parte, los suelos con una alta capacidad de retención de agua son menos receptivos a la erosión eólica, porque las moléculas de agua mantienen una función cohesiva con las partículas del suelo (Le Bissonnais y Singer, 1992; Teixeira *et al.*, 2014). La reducción del proceso de erosión no sólo se traduce en una menor cantidad de sedimentos transportados en el agua o en el aire, sino que también se disminuye la pérdida de nutrientes, con beneficios directos para la salud humana y la fertilidad del suelo (Ebi *et al.*, 2006; Teixeira *et al.*, 2014). Esto también permite salvaguardar la cantidad total de suelo y a su vez la capacidad máxima del suelo para retener agua, manteniendo sus funciones a largo plazo para el sustento de la productividad agrícola y la diversidad biológica (Teixeira *et al.*, 2014).

Factores relacionados con la capacidad de almacenamiento de agua del suelo

La capacidad del suelo para retener agua está relacionada con la textura, la estructura, el contenido de materia orgánica y el uso del suelo. Estos parámetros determinan la capacidad del suelo para capturar, retener y liberar el agua (Swarowsky *et al.*, 2011; Teixeira *et al.*, 2014).

La textura del suelo es el contenido relativo de partículas menores a dos milímetros, como la arena (<2 mm), el limo (<0,075 mm) y la arcilla (<0,02 mm). En el concepto de textura se excluyen los fragmentos de grava y de piedras. Por su influencia sobre la distribución del tamaño de poros y de la porosidad general, cada tipo de textura tiene efectos específicos sobre la infiltración, el almacenamiento y la percolación del agua en el suelo (Fredlund *et al.*, 2012). La arcilla es la fracción del suelo con la contribución más importante sobre la capacidad de retención de agua (Fredlund *et al.*, 2012; Kutílek y Nielsen, 1994). La composición mineralógica de las arcillas influye aún más en la capacidad del suelo para retener el agua, por su capacidad de adhesión con ésta (Kutílek y Nielsen, 1994). Para fines agrícolas, la arcilla tiene un interés limitado en relación con el almacenamiento de agua, ya que esta fracción retiene gran cantidad de agua aún en el punto de marchitez (Fredlund *et al.*, 2012). En función de la proporción de limo, arcilla o arena se determinan doce clases principales de textura del suelo (Figura 60). Los suelos arenosos, formados con partículas grandes, dejan un espacio amplio entre las partículas (macroporos), mientras que los suelos formados con partículas más pequeñas, como las arcillas, originan sobre todo microporos (Fredlund *et al.*, 2012; Kutílek y Nielsen, 1994). Por su contribución a la distribución del tamaño de poro y a la porosidad general, cada clase de textura del suelo tiene consecuencias específicas en la infiltración, el almacenamiento, y la percolación del agua (Hillel, 1998; Kutílek y Nielsen, 1994). Los suelos de textura arenosa tienen menor capacidad para retener el agua. Por tanto en los suelos arenosos drena más cantidad de agua hacia el nivel freático por gravedad, mientras que en los suelos arcillosos se retiene y almacena más cantidad de agua debido a las fuerzas de adsorción y de capilaridad que se originan por el área de superficie específica grande y por el pequeño espacio poroso intrapartícula de las partículas de arcilla (Hillel, 1998; Fredlund *et al.*, 2012). La arena tiene una área de superficie específica pequeña (0,1 m²/g), en comparación con la arcilla (10 a 1000 m²/g) (Fredlund *et al.*, 2012).

La estructura del suelo muestra la forma en que las partículas sólidas del suelo (arena, limo, arcilla, materia orgánica) se agregan, resultando en un arreglo de macroporos y fisuras que dan origen a la arquitectura funcional del suelo (Hillel, 1998; Kutílek y Nielsen, 1994). Hay seis categorías principales de estructura en el suelo: de grano simple, granular, en bloques, prismática, laminar y masiva. Cada clase de estructura tiene efectos específicos en el comportamiento de los flujos de agua, de nutrientes y de gases en el perfil del suelo (Teixeira *et al.*, 2014). La estructura de suelo ideal para las actividades agrícolas es la

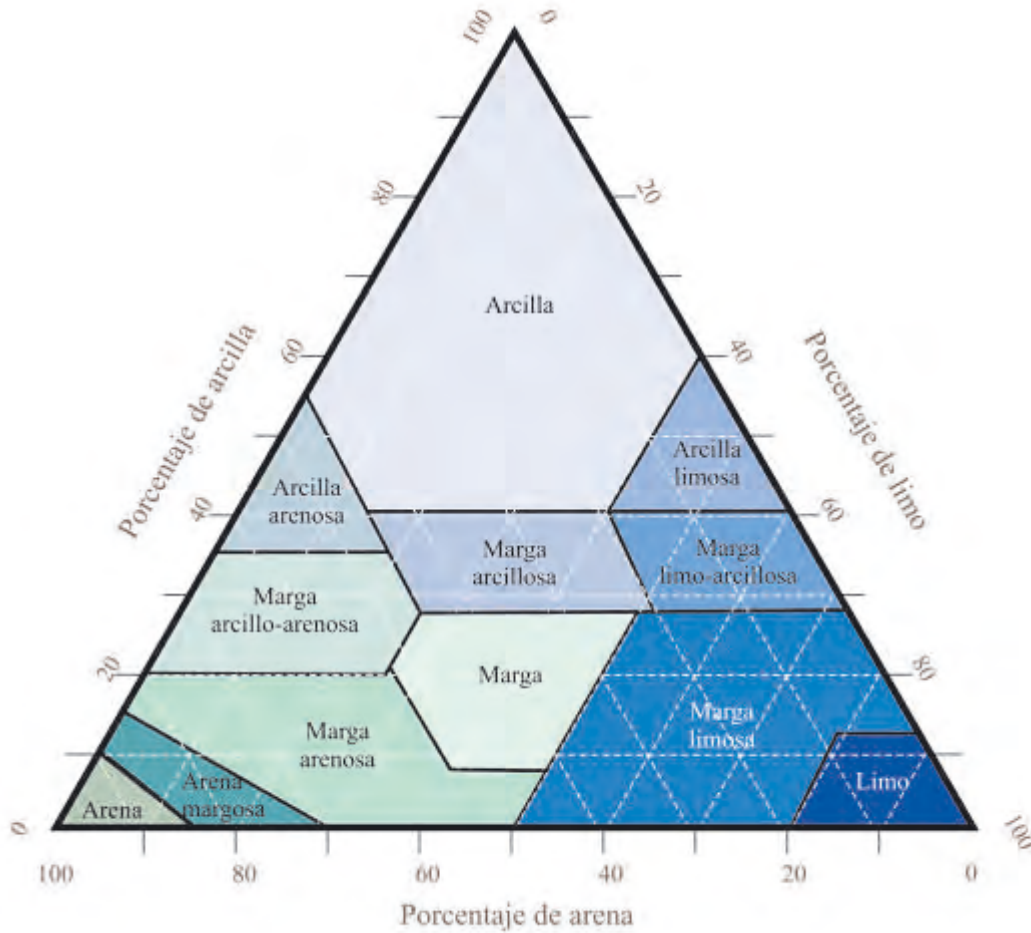


Figura 60. Textura del suelo. Redibujado de USDA, Soil Survey Manual (1993).

granular, formada por agregados estables que permiten la circulación y la retención de aire y de agua dentro del perfil de suelo (Hillel, 1998; Kutílek y Nielsen, 1994). La estructura prismática y laminar no toleran tasas muy altas de infiltración y podrían generar escurrimientos en caso de precipitaciones torrenciales (Kutílek y Nielsen, 1994), lo que favorece el proceso de las inundaciones en la planicie costera. La degradación de la estructura del suelo por lo general va de la mano de una reducción en la capacidad de retención de agua del suelo. La compactación, en particular, sucede a medida que aumenta la densidad aparente del suelo y como consecuencia disminuye su porosidad, dominando una distribución más pequeña de tamaños de poros en el suelo (USDA-NRCS, 2000). Incluso a niveles bajos de compactación se afecta significativamente la forma en que el aire y el agua se mueven a través del suelo, generando escorrentía por la disminución de la conductividad hidráulica del suelo (Richard *et al.*, 2001). Los niveles altos de compactación se producen actualmente en las zonas urbanas y agrícolas, por el uso de maquinaria pesada (USDA-NRCS, 2000). El impacto de la degradación de la estructura en la capacidad de retención de agua del suelo puede mitigarse en cierta medida a través de prácticas de manejo que conserven o mejoren la porosidad y la estabilidad de los agregados (Teixeira *et al.*, 2014; USDA-NRCS, 2000).

La materia orgánica desempeña una función directa en la capacidad del suelo para retener agua, favorece la infiltración y la circulación del agua en el suelo por medio de la estabilización de los agregados (USDA-NRCS, 2000). Se estima que por cada 1% de aumento en la materia orgánica del suelo, el agua disponible aumenta en más de 1.5 – 2%, y estos aumentos son más acentuados en suelos franco limosos (por ejemplo, hasta 4%) (Hudson, 1994). La biodiversidad del suelo es un factor importante en la mejora de la estructura y la materia orgánica del suelo, dos parámetros cruciales de la capacidad de retención de agua (Teixeira *et al.*, 2014). La actividad biológica del suelo contribuye a la formación de agregados granulares y por lo tanto a la formación de meso-porosidad y micro-porosidad, que finalmente beneficia la capacidad de retención de agua del suelo (Teixeira *et al.*, 2014). En terrenos agrícolas, los riesgos de pérdida o las oportunidades de mejora de la capacidad de retención de agua del suelo está en función de las prácticas de manejo que se adopten. El sellado del suelo es el revestimiento de la superficie del suelo por la construcción de edificios o por el uso de material impermeable como asfalto, hormigón, etc. (Fredlund *et al.*, 2012). El sellado modifica el balance natural del agua y afecta drásticamente la capacidad de infiltración del suelo y la evapotranspiración en general (Fredlund *et al.*, 2012; Hillel, 1998). Con el sellado, el agua ya no se infiltra más en el suelo, situándose la tasa de infiltración en 0% (Fredlund *et al.*, 2012).

Variación en la capacidad de almacenamiento de agua de los suelo de humedales de la planicie costera de Veracruz

El agua almacenada en el suelo es una variable crucial que controla numerosos procesos en los ecosistemas de humedal. En este capítulo, el contenido máximo de humedad del suelo se refiere a la capacidad de almacenamiento de agua a saturación. Bajo condiciones de saturación, todos los poros del suelo están llenos de agua, como sucede en la mayoría de los suelos de humedal. En este capítulo se presenta información sobre la capacidad de almacenamiento de agua del suelo en diferentes tipos de humedales y se exploran relaciones entre la densidad aparente del suelo, el contenido de agua y la concentración de carbono total del suelo. El impacto del cambio de uso del suelo sobre el contenido máximo de agua del suelo se discute en el contexto de los riesgos de las inundaciones.

Se realizaron mediciones en laboratorio de la densidad aparente y del contenido de agua en muestras de suelo tomadas por horizonte en perfiles de suelo excavados hasta una profundidad de un metro (Campos *et al.*, 2011). Los sitios de trabajo que se reportan son: Barra de Galindo en el municipio de Tuxpan; Ciénaga del Fuerte, Estero Dulce y La Victoria, en el municipio de Tecolutla; Laguna Chica y Laguna Grande, Estero Tres Bocas (municipio de Vega Alatorre); Boquilla de Oro (municipio de Alto Lucero); La Mancha y Cansaburro (municipio de Actopan); El Apompal (municipio de Jamapa); Río Blanco, Río Palma, Río Limón, Tía Pancha, Río Acula, Punta del Cedro y Popoyeca (municipio de Alvarado).

Selvas inundables

Los suelos de selvas inundables son por lo general orgánicos y funcionan realmente como reservorios de agua. La contribución potencial del suelo al almacenamiento de agua varía, dependiendo de cada sitio, como se observa en la Figura 61. El almacenamiento máximo de agua en el suelo de los sitios estudiados siguió el siguiente orden: Río Blanco (889 L/m³) > El Apompal (850 L/m³) > Ciénaga del Fuerte (834 L/m³) > Boquilla de Oro (785 L/m³) > La Mancha (659 L/m³) > Estero Dulce (556 L/m³). A partir de estos resultados se destaca que las selvas inundables con suelos que almacenan más de 784 L/m³ tendrían una

alta contribución en la mitigación de los efectos de inundaciones repentinas, que son frecuentes en la planicie costera. Dentro de todos los sitios, hay gran variabilidad, y los sitios Estero Dulce (556 L/m^3) y La Mancha (659 L/m^3), podrían tener menos influencia sobre el control de los flujos máximos en comparación con los otros sitios de selva. Por la cantidad de agua que almacenan los suelos de selva inundable se puede afirmar que son sitios que funcionan como esponjas naturales con una fuerte influencia en la hidrología de la planicie costera, demostrando su capacidad para reducir los picos de inundación.

Manglares

La franja costera con manglar influye en la capacidad de retención de agua del suelo a través de la intercepción y la contención de los flujos de agua, protegiendo a los suelos de la erosión, incrementando la infiltración y disminuyendo los flujos máximos. La capacidad de almacenamiento de agua del suelo en sitios de manglar tuvo el siguiente orden (Figura 61): Estero Tres Bocas (725 L/m^3) > Laguna Mandinga (689 L/m^3) > La Mancha (659 L/m^3) > La Victoria (656 L/m^3) > Laguna Grande y Chica (610 L/m^3) > Río Palma (547 L/m^3) > Barra de Galindo (540 L/m^3) > Tía Pancha (524 L/m^3) > Río Acula (463 L/m^3). Los suelos con almacenamiento de agua superior a 600 L/m^3 , presentan en el perfil material mineral que con frecuencia se encuentra mezclado con material orgánico; esto es evidente principalmente en los horizontes de la superficie. Esta propiedad (mezcla de materiales orgánico y mineral) favorece que el suelo tenga una mayor capacidad para absorber el agua de lluvia, y los beneficios hidrológicos se podrán relacionar por su contribución en la reducción de los picos de inundación. Por ejemplo, la restauración de estos sitios podría ayudar a reducir significativamente el volúmenes de descarga de agua durante el período de lluvias. La reducción de los volúmenes de descarga de agua de lluvia por una mejor infiltración y retención de agua, dependen también del tipo de suelo subyacente y de sus características de drenaje. La conservación y los programas de restauración del manglar representan una oportunidad crucial para mejorar la capacidad de almacenamiento de agua del suelo.

Popales

Los suelos que se desarrollan en el ecosistema de popal son en su mayoría orgánicos pero existen también sitios con suelo mineral que mantienen capas orgánicas en la superficie. Dentro de los sitios de popal existen variaciones en el almacenamiento de agua del suelo (Figura 62). Este almacenamiento presentó el siguiente orden: Boquilla de Oro (880 L/m^3) > Río Blanco (862 L/m^3) > Laguna Mandinga (774 L/m^3) > Cansaburros (764 L/m^3) > Ciénaga del Fuerte-2 (723 L/m^3) > Ciénaga del Fuerte-1 (714 L/m^3) > Estero Dulce (687 L/m^3) > Jamapa (679 L/m^3) > Vega de Alatorre (646 L/m^3). Los contenidos máximos de agua son muy parecidos a los que presentan los sitios de selva inundable, incluso en algunos casos son mayores en los sitios de popal. Esto significa que los ecosistemas de popal y selva inundable tienen una alta contribución al almacenamiento de agua en la planicie costera, con un impacto positivo en la reducción del potencial erosivo del agua, en la mitigación del efecto de las inundaciones y en la recarga de los acuíferos. En las últimas décadas, se ha presentado una progresiva degradación de los suelos orgánicos debido a la pérdida de ecosistemas de popal, y también de selvas, por el drenado de terrenos para usos agropecuarios y urbanísticos. El uso de maquinaria pesada en los trabajos de urbanismo y las actividades agropecuarias (por ejemplo el pisoteo del ganado) son las principales causas de la compactación del suelo. Esto tiene efectos negativos en la capacidad de almacenamiento de agua, por el aumento de la densidad aparente del suelo y la disminución de la porosidad, hechos que interrumpen el movimiento del agua hacia el nivel

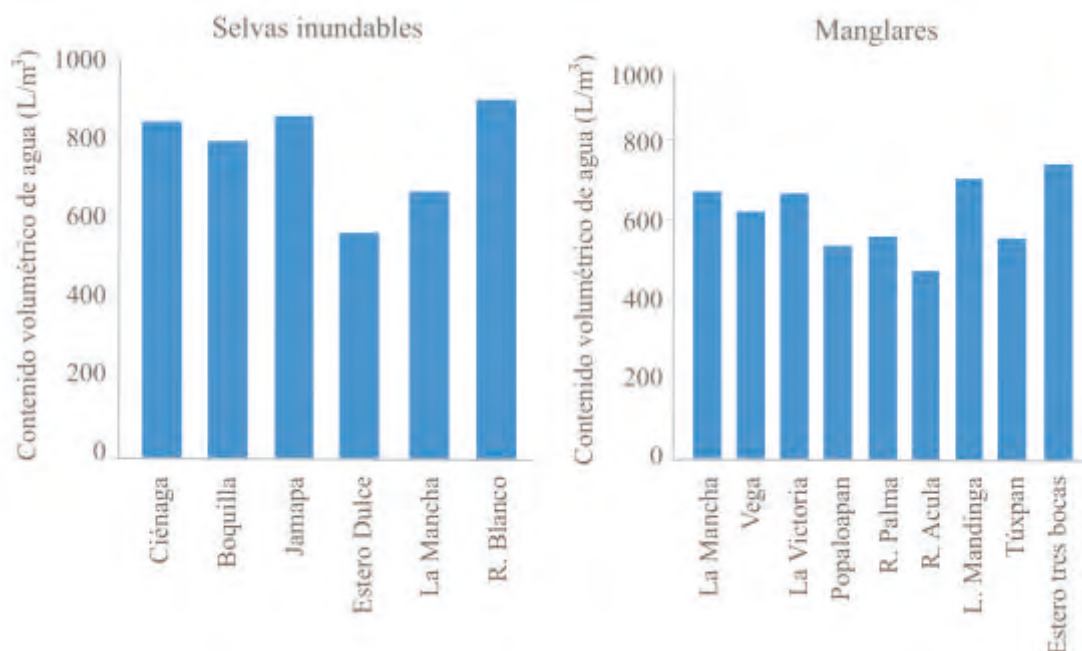


Figura 61. Variación en la capacidad de almacenamiento de agua (L/m³) del suelo en dos tipos de humedales arbóreos (selva inundable y manglar).

freático. Actualmente hay iniciativas de restauración de popales con suelos orgánicos, que toman en cuenta los efectos positivos de estos sitios para el almacenamiento de agua (López-Rosas *et al.*, 2010). Las inundaciones repentinas que ocurren con mucha frecuencia en la planicie costera se podrían amortiguar a través de la conservación de los suelos orgánicos, lo que disminuiría significativamente los daños al entorno biofísico. Los datos presentados aquí demuestran que las selvas y los popales caracterizan los ecosistemas más equilibrados con respecto a la capacidad de retención de agua del suelo. Estos ecosistemas maximizan estas funciones de retención, en particular a través de la acumulación de materia orgánica, para proporcionar múltiples servicios ambientales, como la reducción de los picos de inundación, debido a su alta capacidad para almacenar agua.

Potreros

Los potreros son sitios que en muchos casos provienen de popales o de selvas inundables, razón por la que algunos suelos, dependiendo del tiempo de la conversión y del tipo de humedal del que provienen, conservan propiedades orgánicas que se manifiestan en la capacidad de almacenamiento de agua. En estos sitios la variación en el almacenamiento de agua en el suelo (Figura 62) presentó el siguiente orden: La Victoria (681 L/m³) > Popoyeca (678 L/m³) > La Mancha (654 L/m³) > El Apompal-2 (548 L/m³) > P. Cedro (535 L/m³) > El Apompal-1 (526 L/m³) > El Apompal-4 (521 L/m³) > Estero Dulce (518 L/m³) > El Apompal-3 (515 L/m³) > Ciénaga del Fuerte (457 L/m³) > Boquilla de Oro-1 (317 L/m³) > Boquilla de Oro-2 (279 L/m³). Los sitios de La Victoria y Popoyeca presentan suelos con rasgos morfológicos que los relacionan con los popales, lo que explica los contenidos más altos en el almacenamiento de agua en comparación con los otros sitios. Esto significa que los cambios de uso pueden dañar la estabilidad estructural del suelo (por ejemplo la formación de agregados, la porosidad y el grado de compactación), bajando las tasas de infiltración y aumentando los escurrimientos superficiales. En los terrenos ganaderos, la intensidad del pastoreo tiene un impacto negativo en la capacidad de retención de agua del suelo porque

el pisoteo del ganado destruye la estructura del suelo, causando una disminución del espacio poroso, que finalmente se traduce en una reducción en la capacidad de absorción y almacenamiento de agua. La compactación del suelo tiene impactos físicos negativos sobre la morfología de los poros y la conectividad, así como en la estabilidad de los agregados, resultando en cambios drásticos en la hidrología local.

Palmar

La capacidad de almacenamiento de agua de los suelos de palmares inundables (Figura 63) presentaron el siguiente orden: Río Limón (533 L/m³) > El Apompal-1 (459 L/m³) > El Apompal-2 (342 L/m³) > El Apompal-3 (294 L/m³). Con base a estos datos de almacenamiento de agua, se puede afirmar que los suelos de palmares inundables tienen más probabilidades de llegar a la saturación en un tiempo más corto comparado con los otros sitios, especialmente en caso de eventos de lluvias fuertes, como las tormentas provocadas por huracanes y los desbordamientos de los ríos, por la reducción de la capacidad de infiltración y la baja porosidad del suelo. Las pérdidas económicas durante los eventos de inundación podrían variar según el tipo de humedal, puesto que la intensidad del daño está interrelacionada con la capacidad de retención de agua del suelo. Por ejemplo, con un incremento en la compactación del suelo, la porosidad total disminuye y la tasa de infiltración baja, afectando negativamente la capacidad de almacenamiento de agua del suelo.

Todos los sitios

Los usos del suelo afectan la capacidad del suelo para capturar, almacenar y liberar agua por el tipo de cubierta vegetal pero también por las características del perfil del suelo, por ejemplo materia orgánica, estructura, porosidad. Los beneficios hidrológicos del suelo de selvas y popales (Figura 63) están bien demostrados por el volumen de agua que almacenan, contribuyendo en gran medida a reducir el riesgo de las inundaciones por la reducción del flujo máximo. Mientras las selvas y los popales demuestran su importancia crucial por la alta capacidad de retención de agua del suelo, los potreros muestran menos capacidad de retención de agua. Por ejemplo, suelos de los sitios de palmares y potreros tienen hasta 47% y

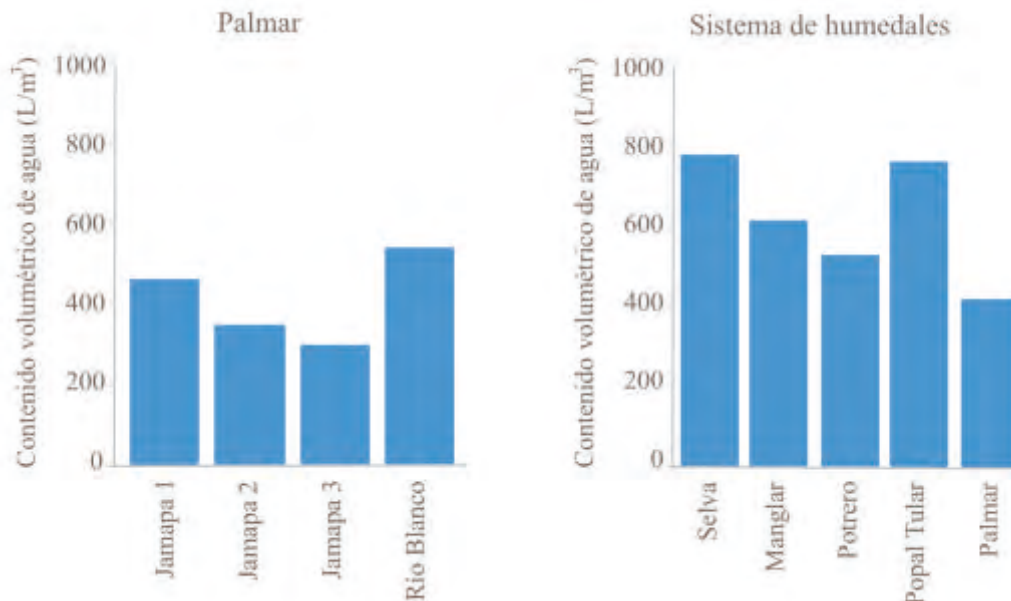


Figura 62. Variación en la capacidad de almacenamiento de agua (L/m³) del suelo en humedales de popal y en potreros inundables.

33% respectivamente, menos capacidad para almacenar agua comparados con las selvas. Los cambios en el uso del suelo, en particular la conversión de selvas y popales a potreros derivan en alteraciones negativas en las propiedades físicas del suelo, como la densidad aparente, la estructura, entre otras. La ganadería, a través del pisoteo del ganado, es causante del daño a la estructura del suelo en la planicie costera, favoreciendo el riesgo de compactación permanente del mismo, e incrementando la mineralización de la materia orgánica. Esto ocasiona reducción en la infiltración, en la capacidad de retención de agua, aumento en el escurrimiento superficial, originando mayores riesgos de inundaciones. Sin embargo, estamos conscientes de que incluso la mayor capacidad de retención de agua del suelo, por ejemplo en selvas y popales, no podría evitar un desastre por inundación, pero en cierta medida puede mitigar con eficacia los daños, incluso en el caso de condiciones climáticas extremas. En otras palabras, al mejorar la capacidad de retención de agua del suelo la superficie total afectada por las inundaciones podría reducirse y minimizarse las pérdidas económicas consiguientes. La conservación o el mejoramiento de la capacidad de retención de agua del suelo son ahora más importantes que nunca bajo el contexto del cambio climático, dado que los cambios en la temperatura tienden a incrementar las necesidades de agua, generando posteriormente su escasez.

Relaciones entre las propiedades de los suelos en los humedales estudiados

En los humedales de la planicie costera de Veracruz, las relaciones que se establecen entre la densidad aparente del suelo con los contenidos de agua y las concentraciones de carbono total del suelo son de tipo exponencial decreciente (Figura 64). Esto significa que los aumentos de la densidad aparente del suelo conducen de forma exponencial a la disminución de la capacidad de almacenamiento de agua del suelo. En el mismo sentido, un aumento de la densidad aparente del suelo se correlaciona con una disminución exponencial de la concentración de carbono total del suelo. De esta manera, la relación que se establece entre estos factores proporciona un método aproximativo indirecto y de fácil aplicación para establecer la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo y el contenido de carbono almacenado.

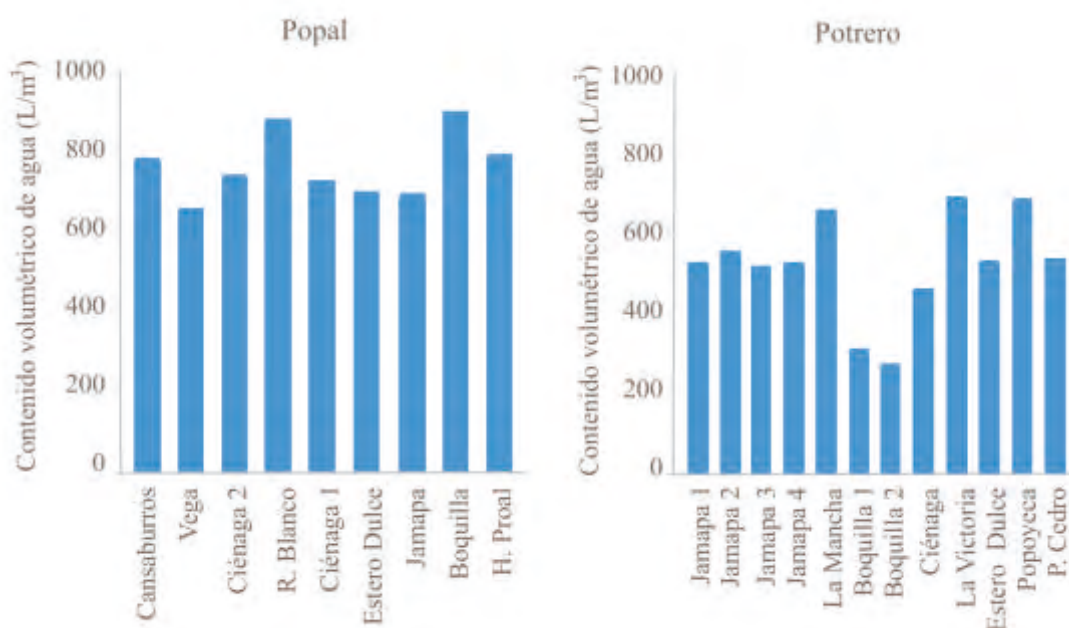


Figura 63. Variación en la capacidad de almacenamiento de agua (L/m^3) del suelo en los palmares. La segunda gráfica muestra esta capacidad (promedio) en los diferentes tipos de humedales analizados.

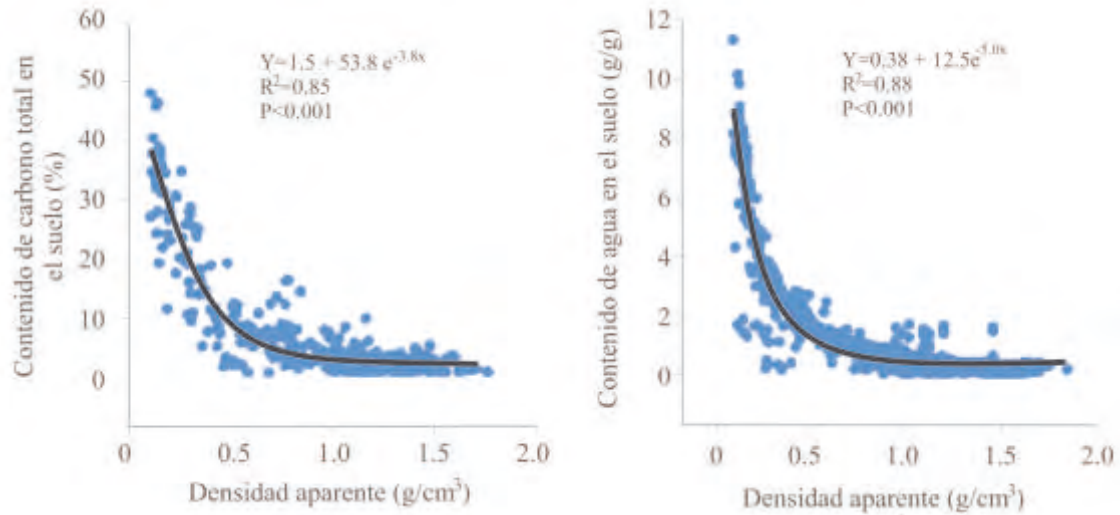


Figura 64. Las relaciones entre la densidad aparente del suelo con las concentraciones de carbono total y los contenidos de agua del suelo.

Conclusiones

La capacidad de retención de agua del suelo tiene una función importante en el manejo de las inundaciones, en el contexto del cambio climático. Para contrarrestar los efectos del cambio climático en la planicie costera, será cada vez más importante considerar la función de la retención de agua del suelo como proveedor de servicios de regulación de inundaciones. Los proyectos de desarrollo urbano originan la degradación de la capacidad de retención de agua del suelo por los efectos del sellado del suelo. En esta situación, durante los eventos de las lluvias se producen volúmenes grandes de escurrimientos superficiales que potencialmente causan inundaciones. Los resultados de este estudio revelan la importancia de la capacidad de almacenamiento de agua del suelo en términos de tipo de humedales en el contexto de inundaciones en la planicie costera, y por lo tanto en términos de impacto ambiental y sostenibilidad de las actividades socioeconómicas asociadas.

En este contexto, la protección de la capacidad de retención de agua del suelo es fundamental por los múltiples beneficios colaterales que se obtienen, como calidad del agua, sustento de la biodiversidad, reducción de la erosión del suelo, contribución a los ciclos de nutrientes, producción de biomasa y la regulación de los fenómenos extremos como las inundaciones. El suelo y el agua a menudo se abordan por separado en las políticas ambientales. Hay una necesidad urgente de integrar los temas relacionados con la capacidad de retención de agua del suelo a los programas de uso del suelo. Los cambios de uso del suelo han degradado la capacidad de retención de agua del mismo, con los consiguientes aumentos en los escurrimientos superficiales, lo que contribuye a agravar el daño de las lluvias muy intensas y sin precedentes en la planicie costera.

Hay claridad en el sentido que incluso la capacidad de retención de agua del suelo más alta, por ejemplo la registrada en selvas y popales, no sería capaz de evitar un desastre por inundación, pero en cierta medida puede disminuir con eficacia los daños, incluso en el caso de condiciones climáticas extremas. En otras palabras, la capacidad de retención de agua del suelo podría minimizar las pérdidas económicas consiguientes. La conservación y la mejora de la capacidad de retención de agua del suelo son ahora más importantes que nunca bajo el contexto del cambio climático. En este sentido, la conservación y los programas de restauración de manglares, selvas inundables y popales representan una oportunidad crucial para mejorar la capacidad de almacenamiento de agua del suelo y reducir el impacto de las inundaciones.

IX. LA FILTRACIÓN Y DEPURACIÓN DEL AGUA

*Jaime J. Carrera Hernández, Luis Alberto Peralta Peláez
y Lorena Elisa Sánchez Higuieredo*

Para comprender la capacidad de filtración y depuración del agua en los humedales, es necesario primero comprender cómo es que el agua se mueve en los humedales y cómo se forman (Capítulo IV). Los conceptos que se describen a continuación serán aplicados a un pequeño humedal ubicado en la Cuenca del Río Jamapa.

El agua en los humedales

La formación, persistencia, tamaño y función de los humedales está controlada por procesos hidrológicos (Mitsch y Gosselink, 2007). La distribución y diferencia de tipos de humedal, vegetación y suelo son básicamente causados por la geología, topografía y clima. Las funciones que los humedales tienen para modificar la cantidad y calidad del agua que se mueve a través de ellos están directamente relacionadas con el ambiente físico de cada humedal (Jenny, 1980; Mitsch y Gosselink 2007).

Los componentes principales del ciclo hidrológico son precipitación, escurrimiento superficial, escurrimiento subterráneo (agua subterránea) y evapotranspiración (ET). Los humedales y sus correspondientes zonas aledañas reciben y/o pierden agua por medio de intercambios con la atmósfera, corrientes de agua y los acuíferos en donde se encuentran. Para que exista un humedal, es necesario que se tenga un entorno geológico favorable y un suministro de agua adecuado.

Para comprender el funcionamiento de los humedales, es necesario realizar balances hidrológicos, los cuales se determinan al cuantificar los flujos de entrada y salida del humedal. La importancia de cada uno de los factores en la existencia del humedal varía de forma tanto espacial como temporal. La importancia de cada flujo en la existencia de un humedal es diferente para cada humedal, por lo cual es necesario tener una caracterización adecuada de cada uno de ellos: los humedales ubicados en planicies de inundación reciben precipitación de forma directa, así como escurrimiento superficial y subterráneo. Los humedales ubicados en zonas costeras reciben agua de igual forma que aquellos ubicados en planicies costeras, pero adicionalmente son influenciados por las mareas.

Todos ellos son componentes del balance hídrico en un humedal. En la Figura 65 se muestra la interacción entre el agua subterránea y el humedal y como fluctúa el nivel piezométrico.

La realización de balances hidrológicos en humedales es una tarea imprecisa ya que depende con que exactitud se puedan medir cada uno de los componentes implicados. Sin embargo, estos balances hidrológicos, en conjunto con la información geológica, proveen una base para comprender los procesos hidrológicos y químicos de los humedales, con lo cual se pueden entender sus funciones (retención y depuración de agua) y predecir los efectos ocasionados por el hombre, tal como el cambio de uso de suelo en zonas que representan entradas o salidas del sistema de cada humedal. Cada uno de estos procesos se describe brevemente a continuación:

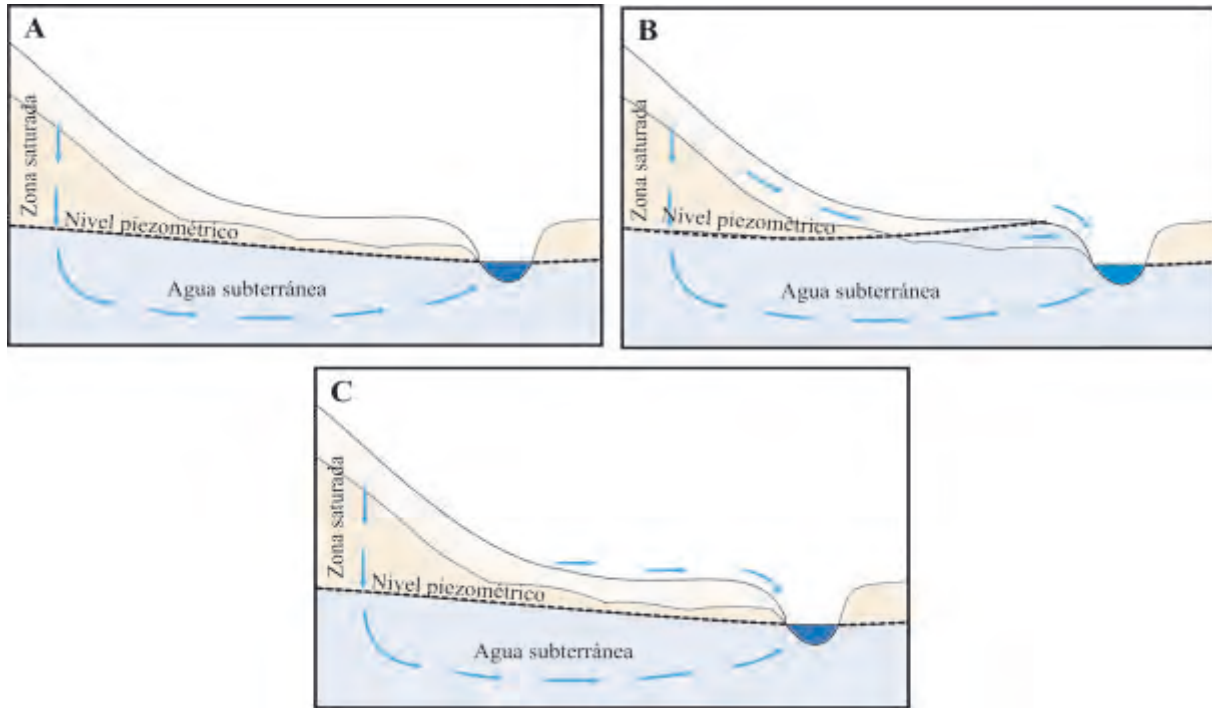


Figura 65. Interacción de los humedales con el agua subterránea.

Precipitación

La precipitación provee de agua a los humedales de forma directa o indirecta. Cuando la precipitación cae directamente sobre el humedal, el agua es proveída de forma directa; cuando la precipitación ocurre en zonas aledañas, es después transportada al humedal de forma superficial o subterránea, por lo cual ocurre de forma indirecta.

Evapotranspiración

La salida de agua a la atmósfera es un componente muy importante en el balance hídrico de los humedales. El agua regresa a la atmósfera por medio de evaporación de agua en el suelo, en cuerpos superficiales o por transpiración de las plantas. El flujo de agua combinado con la evaporación y la transpiración se denomina evapotranspiración, la cual tiene una gran variación temporal. La evapotranspiración en humedales varía mucho y depende del tipo de vegetación y su densidad.

Agua superficial

Un humedal puede tener agua superficial de forma permanente, estacional o temporal. Esta agua superficial es suministrada a los humedales por escurrimientos superficiales (ríos), descarga de aguas subterráneas o por la marea en el caso de humedales costeros. El escurrimiento en humedales que tienen una componente principal de aguas subterráneas se presenta de forma más continua durante el año, a diferencia de aquellos humedales que tienen una entrada de agua superficial.

Agua subterránea

El agua subterránea se origina como precipitación o infiltración de los cuerpos de agua superficial. La precipitación se mueve lentamente a través de la zona no saturada (aquella en donde los poros del suelo no están saturados de agua) hasta llegar a la zona saturada. El agua presente en lagos y ríos puede también

infiltrarse y llegar a la zona saturada. Estos dos procesos son agrupados en un término llamado recarga de agua subterránea y el límite superior de la zona saturada se denomina nivel freático. El agua subterránea en la zona saturada se encuentra en los acuíferos, los cuales están compuestos por material permeable. El agua subterránea puede tardar mucho tiempo en su movimiento; en sistemas locales se encuentra en acuíferos cercanos a la superficie y su movimiento depende del tamaño de los poros del material permeable. En materiales gruesos como arena y gravas, el movimiento del agua subterránea es muy rápido, mientras que en materiales con altos contenidos de arcilla, este movimiento puede ser muy lento.

Es importante conocer las zonas de recarga y descarga de los humedales, ya que así se puede conocer cómo el agua que se encuentra en un humedal cambia su composición química debido al agua aportada por el acuífero en el que se encuentra. Si el agua subterránea se mueve a través de suelos minerales, el contenido de nutrientes del agua aumentará, lo cual se verá reflejado en el agua del humedal cuando el agua subterránea se convierta en descarga.

Normalmente, los humedales representan zonas de descarga del agua subterránea y la interacción entre el agua subterránea y los humedales está determinada por la posición topográfica del humedal, hidrogeología, composición de los sedimentos del humedal y suelos. Las tasas de recarga en las zonas cercanas a los humedales pueden ser más lentas que en zonas lejanas a los mismos (y que normalmente se piensa que no están conectadas a los humedales), ya que cerca de los humedales se tienen materiales más finos que favorecen su desarrollo.

Almacenamiento

El almacenamiento de agua en un humedal consiste en agua superficial, humedad del suelo y agua subterránea. La capacidad de almacenamiento de un humedal se refiere al espacio disponible para retener agua y está relacionada con el nivel piezométrico del humedal: mientras más alto se encuentre el nivel piezométrico, menor capacidad de almacenaje tendrá el humedal. El nivel piezométrico de un humedal varía durante el año, por lo cual su capacidad de almacenamiento también varía. Cuando la capacidad de almacenamiento de un humedal es alta, un humedal puede retener agua de los escurrimientos superficiales y por ende, evitar inundaciones. Esto a su vez dependerá de la porosidad del suelo (Capítulo VIII).

Cómo se forman y funcionan los humedales

Para lograr comprender cómo es que existen los humedales, es necesario entender la relación que un humedal tiene con las zonas de entrada de agua a dicho humedal. El agua que entra a un humedal tiene características físico-químicas asociadas a su fuente de origen. Agua subterránea con mayor edad generalmente tiene elementos químicos asociados a las rocas por las cuales ha pasado, mientras que el agua subterránea joven tiene pocos minerales debido a que ha estado en menor contacto con las rocas.

Los humedales se ubican en zonas donde el agua tiende a acumularse, por lo cual se encuentran en depresiones topográficas, en cambios de pendiente o en zonas donde se presentan cambios en la geología (cambios estratigráficos). Los humedales se presentan en zonas con cambio de pendiente debido a que en estas zonas el nivel piezométrico intersecta la superficie, formando zonas de descarga, por lo cual el agua subterránea provee un suministro de agua suficiente para mantener el humedal. Por otro lado, los humedales se presentan en las zonas con cambios estratigráficos debido a que la estratificación de zonas permeables e impermeables afectan el movimiento del agua subterránea. Cuando la zona más permeable (por la cual el agua subterránea se mueve con mayor facilidad) aflora en la superficie, se presenta un suministro constante de agua subterránea para mantener al humedal (Figura 66).

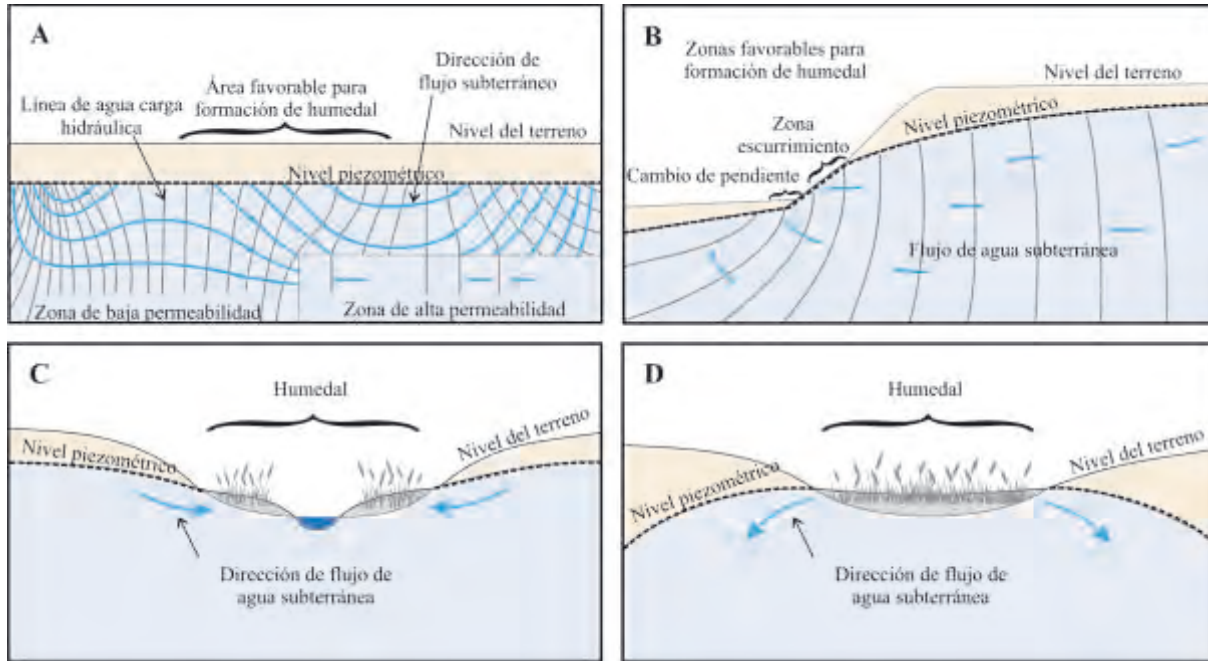


Figura 66. Fuentes de agua para la creación de humedales: A) la fuente de agua para los humedales puede ser descarga del agua subterránea, en donde el terreno se encuentra por encima de flujos subterráneos complejos, B) descarga de aguas subterráneas en superficies donde existen cambio en la pendiente del terreno e intersección con el nivel potenciométrico, C) cerca de corrientes, D) precipitación, en aquellos casos en donde los humedales no reciben agua ni del agua subterránea ni de corrientes superficiales. Adaptado de Winter *et al.* (1998).

Calidad del agua en los humedales

La calidad del agua en los humedales es el resultado de la interacción de diferentes factores, tal como la geología en la que se encuentra un humedal, de su balance hídrico (proporciones de entradas, salidas y almacenamiento), calidad del agua entrante, tipo de suelos y actividades humanas en las zonas de recarga del humedal. Los humedales que tienen entradas y salidas principalmente de agua superficial reflejan la calidad de las corrientes que los alimentan, mientras que aquellos que tienen poca salida de agua y tienen altas tasas de evapotranspiración tienen un alto contenido de químicos y pueden contener agua salobre.

Funciones hidrológicas y de control de agua de los humedales, base de los servicios ecosistémicos

Las funciones hidrológicas y de control de agua de los humedales son aquellas en las que los humedales modifican o controlan la cantidad o calidad del agua que se mueve a través de ellos. Para lograr entender estas funciones, es necesario comprender los procesos químicos, físicos y biológicos que forman parte de estas dos funciones. Las funciones hidrológicas y de control de agua de un humedal, es decir los servicios ecosistémicos (SE) hidrológicos, están determinadas por:

- posición en el paisaje (elevación en la cuenca de drenaje con respecto a otros cuerpos de agua, como humedales, lagos y corrientes)
- condiciones climatológicas
- contexto hidrogeológico
- geoquímica de las entradas de agua al humedal
- topografía

- presencia o ausencia de vegetación
- tipo de vegetación
- tipo de suelo
- cantidad de agua relativa que entra y sale del humedal

Las funciones de los humedales pueden ser alteradas por actividades antropogénicas; si alguno de los factores mencionados anteriormente son modificados, entonces las funciones del humedal se verán afectadas. Por ejemplo, el cambio de uso de suelo (remoción de la vegetación) puede tener un impacto no inmediato en los flujos de agua subterránea.

Control de inundaciones

Los humedales asociados a lagos y corrientes superficiales almacenan agua en temporada de lluvias al distribuir el flujo excedente en el área cubierta por el humedal. Este almacenamiento temporal reduce la velocidad y gasto en ríos, por lo cual los humedales son una opción eficiente como control de inundaciones.

Debido a su capacidad de almacenamiento de agua, la pérdida de humedales puede resultar en daños por inundaciones en zonas que se encuentran en la cuenca de dichos humedales. La pérdida de humedales ha reducido estos SE. Ejemplo de ello es la conversión de humedales a tierras agrícolas en Estados Unidos, lo que ha producido la reducción del 60% de los SE de control de inundaciones, mejoramiento de la calidad del agua y el mantenimiento de la biodiversidad (Zedler, 2003).

Recarga y descarga de aguas subterráneas

La recarga y descarga de aguas subterráneas son procesos hidrológicos que ocurren a lo largo de un paisaje, por lo cual no son procesos exclusivos de un humedal. La cantidad de agua que se puede recargar o descargar en un humedal está en función del marco hidrogeológico, posición topográfica, evapotranspiración, suelos y clima. La descarga de agua subterránea provee la suficiente para la existencia de la vegetación en el humedal y también puede proveer el agua que sale del humedal a través de una corriente superficial. La mayoría de los humedales son zonas de descarga del agua subterránea. Por ejemplo, en los humedales ubicados en zonas de estuario, éstos se encuentran en zonas bajas de un sistema regional de aguas subterráneas.

Los humedales y la calidad del agua

Tanto el agua subterránea como superficial transportan sedimentos, nutrientes, elementos traza y materiales orgánicos. Los humedales pueden atrapar, precipitar, transformar, reciclar y exportar muchos de estos elementos, por lo cual el agua que sale de un humedal puede ser muy diferente al agua que entró (Mitsch y Gosselink, 1993). Debido a lo anterior, los humedales tienen una buena calidad de agua e inclusive tienen la capacidad de mejorar su calidad.

Generalmente, los humedales son efectivos para remover sólidos en suspensión, fósforo total y amoníaco durante períodos húmedos; sin embargo, en períodos de sequía son más eficientes para remover nitratos (Johnston *et al.*, 1990).

Los humedales filtran o transforman elementos de origen natural o antropogénico a través de diferentes procesos químicos y biológicos. Pueden actuar como puntos de captura o sumideros de algunos elementos y como fuentes para otros. Por ejemplo, los humedales son puntos de captura de metales pesados y sulfuros. Algunos nutrientes van cambiando de una forma a otra conforme pasan a través del

humedal. La mayoría de los materiales capturados en los humedales quedan en ese estado como resultado de las condiciones existentes hidrológicas y químicas; sin embargo, cualquier perturbación al sistema puede resultar en la liberación de los elementos capturados.

Las capacidades de purificación de los humedales dependen de cuatro componentes principales: sustrato, agua, vegetación y poblaciones microbianas (Hammer, 1992). La capacidad de un humedal de filtrar y transformar nutrientes es limitada y para lograr determinar dicha capacidad es necesario analizar su hidrología, tipo y cantidad de vegetación y el elemento a filtrar y/o transformar.

Para lograr comprender los procesos hidrológicos y de depuración del agua de los humedales, a continuación se muestran los análisis realizados en dos humedales de Veracruz: Jamapa (alrededor de la Laguna El Apompal, municipio de Jamapa) y los humedales de La Mancha (municipio de Actopan).

Estudios en humedales costeros en la zona de Veracruz

En el 2013 se colocaron dispositivos en dos humedales en Veracruz: un pequeño humedal ubicado en La Matamba, en la cuenca del río Jamapa (municipio de Jamapa) y otro humedal costero llamado La Mancha (municipio de Actopan), ubicados cerca de la zona urbana de Veracruz, como se puede apreciar en la Figura 67. En el humedal ubicado en la zona de la Matamba (Figura 68), se cuenta con sensores que registran la presión absoluta (presión atmosférica más profundidad de agua) y una estación climatológica que registra el contenido de humedad a dos diferentes profundidades, así como datos meteorológicos (velocidad de viento, precipitación, humedad relativa y temperatura). Los datos de presión absoluta registrados en los sensores se transforman a tirante de agua por encima del sensor, con lo cual se obtiene la evolución del nivel piezométrico, tal como se muestra en la Figura 68. En dicha figura se muestra la evolución del nivel piezométrico medido en tres puntos con diferentes elevaciones de terreno. Como se puede apreciar en dicha

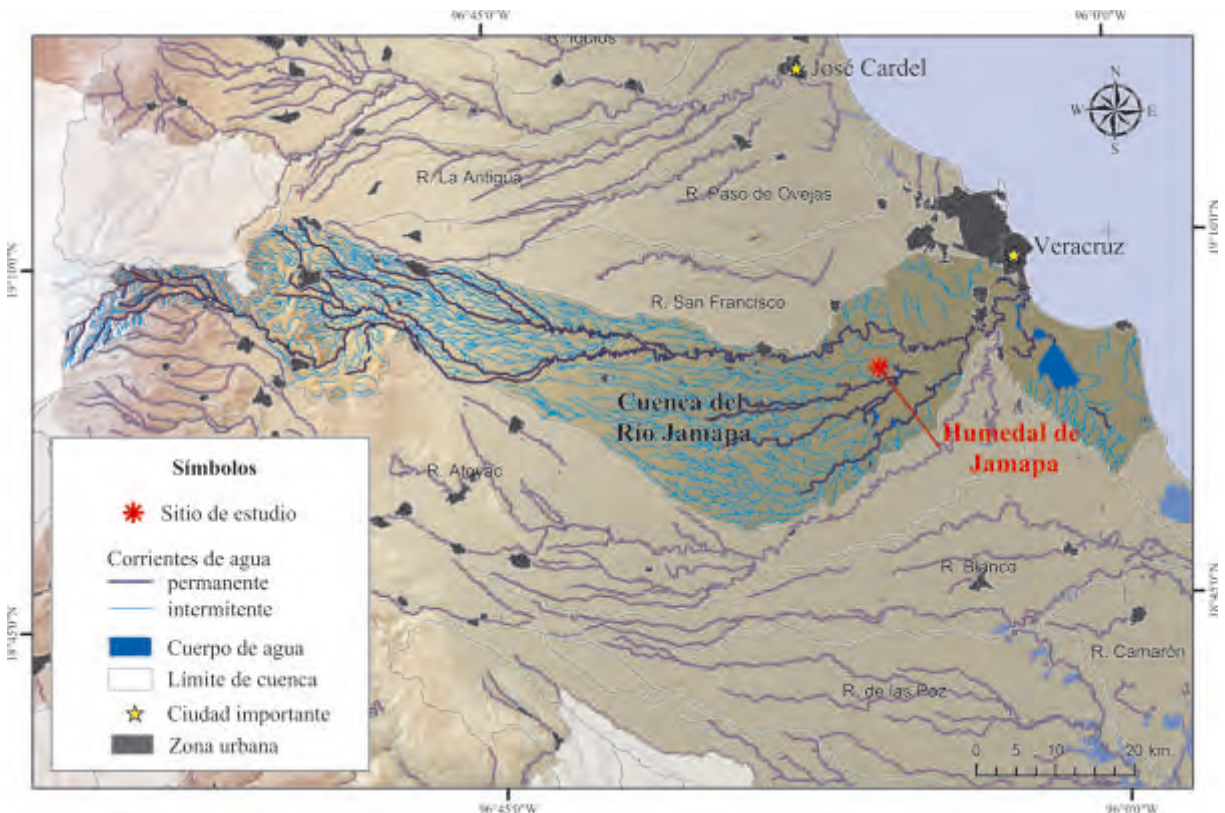


Figura 67. Ubicación de las zonas de estudio que cuentan con sensores automatizados: humedales de Jamapa y La Mancha.

figura, los niveles piezométricos responden rápidamente a los eventos de precipitación (junio 2014), lo cual está relacionado con el aumento de humedad en la parte más superficial del suelo (20 cm). Sin embargo, a partir de 100 cm de profundidad, la humedad en el suelo se mantiene constante; este nivel constante de humedad mantiene los niveles piezométricos observados en la temporada de estiaje (Figura 68).

De acuerdo a las mediciones que se observan en la Figura 68, el nivel del agua en los piezómetros J1 y J3 excede el nivel del terreno: el piezómetro J1 está ubicado en el límite del humedal, por lo cual ese punto está inundado todo el año, mientras que el área donde se ubica el piezómetro J3 se inundó en junio, julio, septiembre y octubre. De acuerdo a las observaciones registradas en los tres piezómetros de la Figura 68, el nivel piezométrico más bajo corresponde al registrado en J3, y el más alto en J2M, por lo cual la zona de descarga se encuentra en el área donde J3 está ubicado, lo cual coincide con el punto de salida de la cuenca del humedal en estudio.

Otro aspecto importante de los registros mostrados en la Figura 68 es la fluctuación de niveles. Debido a que el piezómetro J1 se encuentra en el límite con el humedal (cuerpo de agua), la fluctuación es pequeña; sin embargo, la fluctuación registrada en los piezómetros J2 y J3 muestran que éstos se ubican en zonas de recarga, ya que dicha fluctuación es una respuesta a los eventos de precipitación.

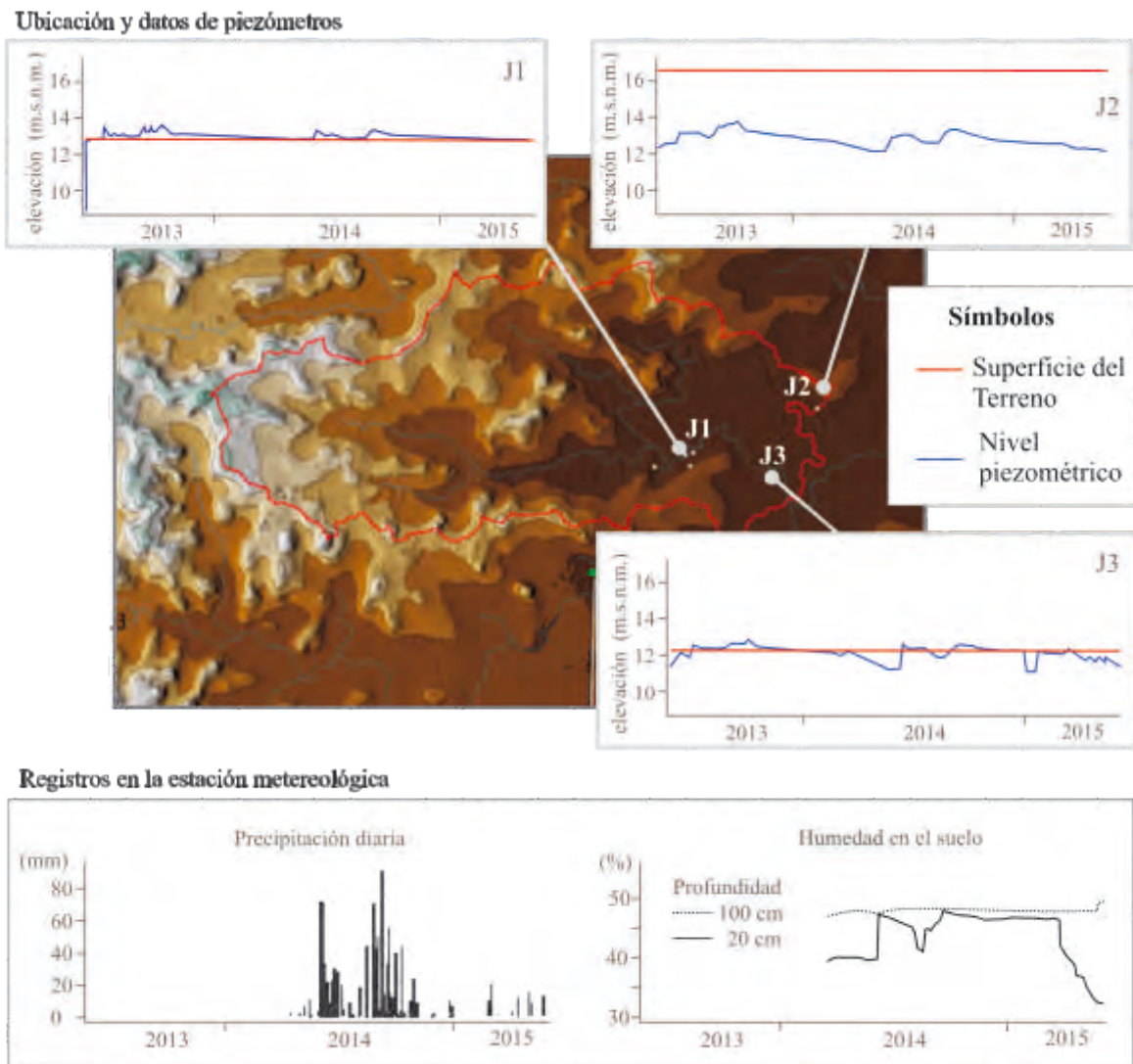


Figura 68. Instrumentación cerca de Jamapa. Se muestran los registros históricos de tres piezómetros automatizados, así como la precipitación y humedad de suelo registradas en la estación meteorológica instalada a principios del 2014.

Hidrogramas y calidad del agua en tres desarrollos habitacionales de la cuenca baja del río Jamapa (municipios de Veracruz-Boca del Río-Medellín)

El agua es el componente principal que mantiene a los humedales (Mitsch y Gosselink, 2007), por lo tanto se debe conocer sus características físicas, químicas y determinar su origen y destino. Los métodos para monitorear la calidad del agua de los humedales se dividen en los que corresponden a aguas superficiales entrantes y salientes y los segundos corresponden a las aguas subterráneas, que al igual que las anteriores, tienen un flujo de entrada y de salida (Peralta-Peláez *et al.*, 2009).

Como se ha mencionado, la característica física fundamental de los humedales es la presencia de agua, la temporalidad y las fluctuaciones que ésta tiene en el terreno; a esto se le denomina hidroperíodo. De acuerdo con Mitsch y Gosselink (2000) es quizás el componente principal para el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de los mismos. El hidroperíodo se puede definir como una característica distintiva de la variabilidad hidrológica que describe la variación de los niveles de agua superficial o subterránea en el tiempo y en el espacio (Acosta y Perry, 2001), y además está influenciado por las entradas y salidas de agua. Es la firma del humedal y permite identificarlo (Figura 69), ya que indica el tiempo de inundación, su estacionalidad, periodicidad y la cantidad de agua determinando la funcionalidad del humedal, el tipo de procesos biogeoquímicos que se realizan en condiciones aerobias y anaerobias.

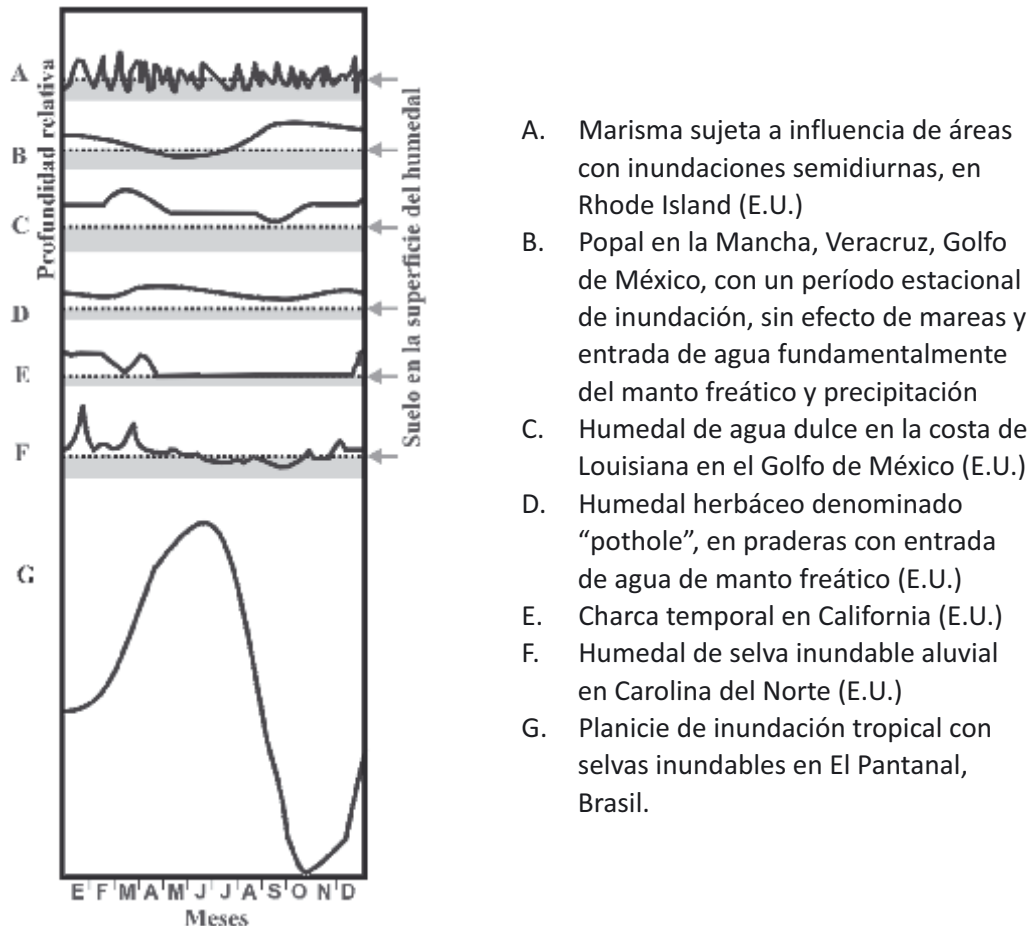


Figura 69. Hidrograma que muestra la fluctuación del agua en varios tipos de humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink (2000).

Existen varios enfoques que pueden ser utilizados para visualizar o caracterizar el cambio temporal de un humedal. El enfoque más sencillo consiste en realizar una gráfica en función de tiempo llamada hidrograma. Esta gráfica puede ser en períodos largos o cortos de tiempo (inter-anual, estacional, eventual y diaria) (EPA, 2008). En la Figura 70 se muestran algunos ejemplos de hidrogramas de distintos tipos de humedales a lo largo de un año.

A pesar de ser rellenados, los humedales conservan sus características hidrológicas, siendo éstas similares a antes de haber sido modificados (Mitsch y Gosselink, 2000; Yetter, 2004; Neri Flores *et al.*, 2014), situación que puede generar problemas de inundación por agua subterránea en los sitios de humedales que son transformados para zonas de agricultura o habitacionales.

Para este estudio se establecieron nueve sitios de muestreo (Cuadro 3) que se localizan en la conurbación de los municipios Veracruz - Boca del Río – Medellín, que corresponden a la parte baja de la cuenca del río Jamapa. Se instalaron piezómetros a distintas profundidades en cada zona y se monitoreó el nivel piezométrico, durante quince meses (2012- 2013). Se tomaron a lo largo de un año muestras del agua freática para caracterizarla fisicoquímica y bacteriológicamente de manera mensual. En el Cuadro 3, se muestran los valores promedio obtenidos durante el estudio. Destaca que los humedales transformados como los sitios localizados en el Fraccionamiento Floresta y el Jobo, presentan los valores más elevados sin pasar los límites establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-015-CONAGUA-2007 y lo reportado por Yetter (2004) con respecto a las características del manto freático de los humedales de La Mancha (Municipio de Actopan, Veracruz).

Como resultado del monitoreo de los niveles piezométricos a través de un año se tiene, que al igual que en otros humedales, presentan su mayor nivel piezométrico en temporadas de lluvias, extendiéndose hasta mediados de la temporada de Nortes, debido al escurrimiento del agua de las zonas más altas. Los niveles más bajos se presentan en la temporada de secas (Figura 70). Yetter (2004), para el humedal de La Mancha, encontró que el 76% del agua que llega a este humedal es por agua subterránea, lo cual explica el comportamiento encontrado en los distintos hidroperíodos.

Se puede ver que el hidroperíodo de cada sitio es diferente y sin embargo tienen comportamientos similares. Se agrupan en tres zonas: la Zona I corresponde a los Fraccionamientos Floresta y el Jobo, la Zona II corresponde a los humedales no transformados de la Universidad Cristóbal Colón y la Zona III corresponde al Fraccionamiento Puente Moreno. Cabe decir que las zonas I y III son fraccionamientos habitados, donde se han construido desarrollos habitacionales que se inundan frecuentemente. Considerando los niveles piezométricos encontrados durante la temporada de lluvias en las zona I y III, éstas tienden a recibir mayor volumen de agua subterránea lo que favorece en esta época el encharcamiento de áreas verdes cuando la precipitación es baja y posteriormente inundaciones cuando la precipitación es mayor y no puede ser captada por el suelo, pues éste ya se encuentra saturado. La Zona II está considerada como un “vaso regulador” durante las temporadas de lluvias pues tiene la capacidad de recibir mayor volumen de agua.

Yetter (2004) realizó el balance de agua del humedal herbáceo de agua dulce ubicado en CICOLMA (Centro de Investigaciones Costeras de La Mancha, perteneciente al Instituto de Ecología A.C.) y encontró que el 75.66% de las entradas corresponden a aguas subterráneas que están presentes todo el año (Figura 71), el 5.35% a aguas de escurrimiento superficial y el 18.98% a precipitación. Éstas dos últimas fuentes son claramente estacionales.

Cuadro 3. Localización y características físicas y químicas del agua del manto freático de tres humedales de la parte baja de la cuenca del río Jamapa, localizados en la conurbación de los municipios de Veracruz – Boca de Río – Medellín, en la región central del estado de Veracruz, México. La nomenclatura utilizada es PM = Fraccionamiento Puente Moreno, F = Fraccionamiento Floresta, y C = Humedal localizado en el Campus Calazanz de la Universidad Cristóbal Colón.

Parámetros	Sitios								
	PM1	PM2	PM3	PM4	F1	F3	F4	C1	C2
Tipo humedal	Modificado				Veracruz		No modificado		
Municipio	Medellín				Veracruz		Boca del Río		
Fraccionamiento	Puente Moreno				Floresta		-----		
Coordenadas	19° 6'16.85"	19° 6'4.83"	19° 5'44.98"	19° 6'26.33"	19° 9'29.73"	19° 9'10.13"	19° 8'41.81"	19° 7'29.66"	19° 7'26.94"
Lat/Long.	96° 9'14.82"	96° 9'9.81"	96° 9'43.40"	96° 9'26.22"	96° 8'9.96"	96° 8'0.22"	96° 8'10.81"	96° 8'14.35"	96° 8'13.40"
Profundidad (cm)	140	100	145	145	124	110	124	95	100
Salinidad (UPS)	0.09 ± 0.02	0.38 ± 0.00	0.35 ± 0.18	0.22 ± 0.00	0.38 ± 0.06	0.33 ± 0.12	0.36 ± 0.05	1.96 ± 1.41	1.96 ± 1.47
Conductividad (mS/cm)	0.20 ± 0.03	0.78 ± 0.03	0.71 ± 0.37	0.46 ± 0.00	0.79 ± 0.12	0.73 ± 0.15	0.76 ± 0.10	3.70 ± 2.51	3.82 ± 2.61
Temperatura (°C)	27.4 ± 4.0	26.1 ± 3.0	26.5 ± 2.1	26.3 ± 2.8	26.8 ± 1.0	26.8 ± 1.9	26.9 ± 1.4	27.2 ± 1.6	26.8 ± 1.1
pH	6.8 ± 0.6	7.7 ± 0.5	7.4 ± 0.5	7.2 ± 0.6	7.5 ± 0.4	7.5 ± 0.7	7.8 ± 0.3	7.6 ± 0.2	7.5 ± 0.4
Amonio (NH ₄ mg/L)	0.02 ± 0.01	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.01	0.008 ± 0.00	0.02 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.15 ± 0.11	0.02 ± 0.01	0.04 ± 0.03
Nitratos (NO ₃ mg/L)	0.52 ± 0.5	0.37 ± 0.4	0.84 ± 0.7	0.46 ± 0.5	1.11 ± 0.7	1.73 ± 2.3	0.79 ± 0.4	2.48 ± 1.8	2.03 ± 1.3
Fósforo (PO ₄ mg/L)	0.02 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	-----	0.01 ± 0.00	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.00
Coliformes NMP/ 100 ml	≥ 240	9	7.5	<0.3	1	≥ 240	4.3	<0.3	<0.3

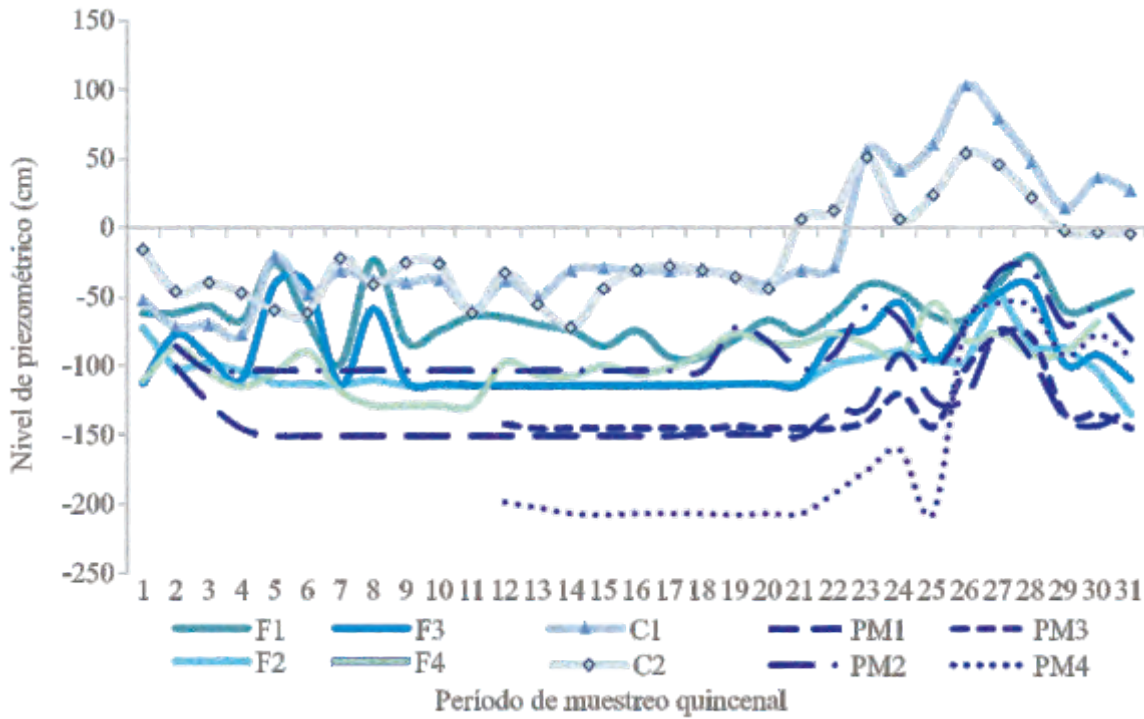


Figura 70. Se muestran los hidrogramas encontrados en diez sitios localizados en dos humedales transformados y uno conservado. F= Fraccionamiento Floresta, PM= Fraccionamiento Puente Moreno y C= humedales conservados en el Campus Calanzan de la Universidad Cristobal Colón, localizados en la conurbación de los municipios de Veracruz-Boca del Río-Medellín, Veracruz, México.

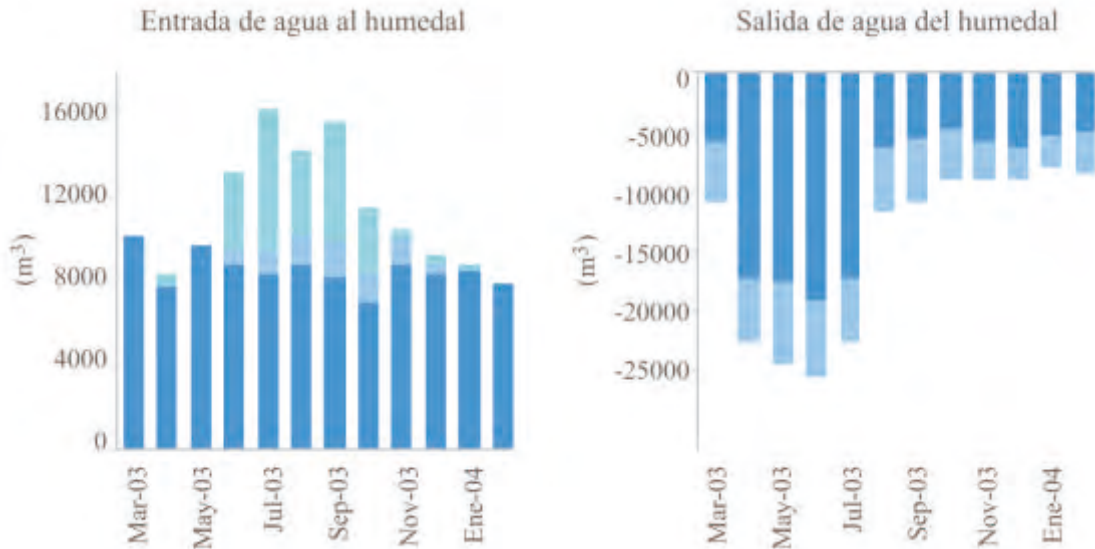


Figura 71. Entradas y salidas de agua en el humedal de agua dulce de La Mancha, Actopan. En la gráfica de la izquierda aparecen las entradas de agua al humedal; en azul aparece la cantidad de agua mensual (m³) que entra por escurrimiento subsuperficial, en azul claro el agua que entra por escurrimiento superficial, y en azul turquesa el agua de lluvia. En la gráfica de la derecha aparece el agua que sale del humedal; en azul la que escurre como agua del manto freático y en azul claro el agua que se pierde por evapotranspiración (redibujado de Yetter, 2004). Puede verse que las entradas y salidas con mayor volumen a lo largo de todo el año, corresponden a flujos del manto freático (azul).

Neri Flores *et al.* (2014) realizaron un monitoreo mensual de mediciones de profundidad del nivel freático durante el año 2012, mediante una red de monitoreo de 27 norias, nueve piezómetros y el registro de precipitación diaria en una planicie de inundación de la zona costera de Veracruz, en la confluencia de los ríos Jamapa-Cotaxtla, en los poblados de El Tejar, Medellín y Paso del Toro. Los resultados indican que mayo es el período de menor nivel del agua; se presentan ascensos de hasta dos y tres metros en septiembre. El ascenso de niveles freáticos evidenció tres casos de inundaciones por agua subterránea que tuvieron períodos de inundación hasta por cuatro meses. Este trabajo pone en evidencia la presencia de zonas inundables por agua subterránea en la cuenca baja del río Jamapa-Cotaxtla, la cual debe tomarse en cuenta para la gestión del riesgo por inundaciones en áreas con niveles freáticos someros en las zonas costeras.

Todos estos trabajos muestran claramente la importancia de los flujos subterráneos de agua en la zona costera y ayudan a entender la presencia y el papel de los humedales en el control de inundaciones (Capítulo VIII).

**Servicios ecosistémicos proporcionados por la vegetación hidrófita:
control de nutrientes y depuración del agua**

Muchas hidrófitas pueden ayudar a controlar el exceso de nutrientes provenientes de cultivos. *Typha domingensis* (conocida como tule o nea) es una de las especies de humedales (hidrófitas) presentes en la región de La Mancha, y ampliamente distribuida en el país. Es también común observarla a la orilla de arroyos o de los canales que conducen el exceso de agua aplicada como riego en los cañaverales del área (casi el único cultivo en la zona). Para conocer la capacidad de la especie de depurar agua contaminada con fertilizante empleado en los cañaverales del área, se realizó un experimento probando tres sustratos: agua, grava volcánica y arena (ambos frecuentemente usados como materiales de construcción y en humedales artificiales). El trabajo puede consultarse en Sánchez-Higuero (2007).

El fertilizante empleado corresponde al utilizado en los cañaverales que abastecieron al Ingenio La Gloria en el año 2006, en el municipio de Úrsulo Galván. La mezcla conocida como Triple 17 (N:P:K:Micros20.7:10.9:17.5:+4.4S) se aplica en los cañaverales de la zona en dosis de 500 kg/ha. Se calculó el área de las tinas del experimento y se agregó una dosis equivalente de 250, 500 y 1,000 kg/ha.

Las plantas se trasplantaron a las tinas en cada una de las combinaciones de sustrato y fertilizante con cinco réplicas cada uno (Cuadro 4).

Cuadro 4. Diseño experimental del trabajo (cinco réplicas en cada tratamiento).

Concentración de fertilizante para los tres sustratos (agua, arena y grava)	
Tipo de dosis	
Control	(0 kg/ha)
Media dosis	(250 kg/ha)
Una dosis	(500 kg/ha)
Doble dosis	(1000 kg/ha)

El fertilizante se aplicó sólo al inicio del experimento. Una vez colocadas las plantas y el sustrato, el nivel de agua se mantuvo siempre a la misma altura en las tinas y por arriba del sustrato y la altura de las plantas se midió siempre desde el mismo punto. Desde el día cero y hasta el fin del experimento (día 90), se midieron cada 15 días en cada una de las tinas, las siguientes variables en el crecimiento de la vegetación: número de rebrotes por tina (RPT), altura de las hojas por tina (AHPR), número de hojas por rebrote (HPR). Al término del experimento se cosecharon las plantas para obtener la biomasa de hojas (BH), biomasa de rizoma (BR) y la biomasa total (BT). El monitoreo del agua se realizó en el día 0, 45 y 90 del experimento y se determinó el contenido de nitratos, nitritos, amonio, fósforo reactivo y fósforo total mediante la metodología de la A.O.A.C. (1980). Además, a la par del monitoreo de la vegetación, se tomaron también lecturas de los parámetros fisicoquímicos (temperatura, conductividad específica, oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno, pH, redox y salinidad) *in situ* sobre la columna de agua, con una sonda multiparamétrica YSI 856[®].

Dentro de las variables de crecimiento, los dos factores (sustrato y concentración de fertilizante), tuvieron significancia estadística siendo el sustrato arena y agua el más y menos adecuado respectivamente para las plantas. Para el caso de la concentración, en general se obtuvieron los valores más bajos en las tinas control. El sustrato arena presentó los mayores valores de todas las variables. En éste, el tratamiento con 500 kg/ha presentó los mayores valores de altura de hojas por rebrote (AHPR, 91.68±6.72 cm) y mayor número de hojas por rebrote (HPR, 7.58±0.64 hojas) mientras que para la concentración de 1000 kg/ha, fueron las variables de número de rebrotes por tina (RPT) y hojas por tina (HPT) las más favorecidas (16.4±1.21 rebrotes y 120.60±8.26 hojas respectivamente). El número de hojas por rebrote varía entre tres y siete entre todos los tratamientos, por lo que se consideró como más importante el número de rebrotes por tina (Cuadro 5).

Para la biomasa, tanto la de las hojas (>270 g) como la de los rizomas (>400 g), es mayor en los tratamientos con sustrato arena y concentraciones de fertilizante de 500 y 1000 kg/ha mientras que los tratamientos con sustrato agua y aquellos sin fertilizante (control), presentan los pesos más bajos (<30 g).

Respecto a los nutrientes, el sustrato arena presenta en el amonio, fósforo reactivo así como en el fósforo total, una interferencia que genera valores muy bajos sin importar la concentración de fertilizante que tengan y solamente comparable con los otros sustratos (agua y grava) con concentración 0 kg/ha. En términos de porcentaje de remoción de nutrientes por tratamiento (Cuadro 5), los nitratos se removieron en

Cuadro 5. Porcentaje de remoción de los nutrientes respecto a la concentración al inicio y al final del experimento en cada tratamiento. Los valores negativos indican que existe un incremento del elemento en el sistema.

	Agua				Arena				Grava			
	Control	Media dosis	Una dosis	Doble dosis	Control	Media dosis	Una dosis	Doble dosis	Control	Media dosis	Una dosis	Doble dosis
Nitratos	93.2	95.8	93.8	90.2	96.0	96.2	96.6	95.4	98.1	97.3	97.0	96.5
Amonio	-208.4	84.0	91.7	94.9	-215.2	-7.5	46.8	-108.5	-316.7	48.3	80.0	-2.9
Fósforo reactivo	95.9	97.8	78.9	-19.8	97.6	98.2	98.1	95.6	97.6	98.5	46.0	-3.0
Fósforo total	99.7	85.3	61.8	-315.8	100.0	99.7	81.6	44.2	100.0	92.0	24.4	-199.3

más del 90%, el amonio hasta el 94% (≤ 15 mg/L). En el caso del fósforo reactivo y total presentan una remoción entre 78 y 100%, excepto en los sustratos agua y grava con 1000 kg/ha, siendo en éstos en los que hay un incremento en el contenido de ambas formas de fósforo y que puede relacionarse con menores cantidades de biomasa, es decir, donde la biomasa vegetal se redujo y por lo tanto hubo liberación desde la biomasa vegetal.

Estos datos muestran que *Typha domingensis* es capaz de tolerar concentraciones de nutrientes bastante más elevadas a las reportadas anteriormente (Cuadro 6) por otros autores. Ello la hace una especie altamente tolerante y muy útil para la depuración del agua y también explica su presencia en zonas enriquecidas con nutrientes. Se puede concluir que esta macrófita está empleando los nutrientes para su crecimiento, lo cual se ve especialmente reflejado en el número de hojas por tina (HPT), en el número de rebrotes por tina (RPT) y en la biomasa generada (BT). El uso del sustrato arena es el más adecuado no sólo para el establecimiento de la planta, sino también para mejorar la depuración del agua.

Cabe agregar que Cejudo *et al.* (2008) describieron la distribución y acumulación del herbicida atrazina, frecuentemente utilizado en el cultivo de la caña de azúcar, en el agua, suelo y raíces de tres especies: las hidrófitas nativas *Typha domingensis* (tule), y *Sagittaria lancifolia* (bayoneta) y la gramínea exótica conocida como pasto alemán (*Echinochloa pyramidalis*), introducido de África. Encontraron que la acumulación difirió entre las especies. La concentración del herbicida fue de alrededor de 30% en el suelo, 40% en las raíces y 10-20% en el agua. Al final del experimento se presentó una máxima acumulación en *T. domingensis* (14.39 mg/L) mientras que en las especies *E. pyramidalis* y *S. lancifolia* se encontró 8.47 mg/L y 10.2 mg/L de atrazina respectivamente, siendo éstas últimas las especies menos eficientes.

Los datos de este experimento, incluyendo los resultados de Cejudo *et al.* (2008), permiten ver que se puede considerar el uso de cinturones verdes de *T. domingensis* en derredor de los cañaverales y sobre los canales conductores del exceso de agua de riego, a fin de reducir la cantidad de nitrógeno y fósforo que no es empleado por los cultivos agrícolas y así evitar sobrecargar de nutrientes otros humedales y cuerpos de agua, prevenir procesos de eutrofización, además de limitar el ingreso de otros agroquímicos como los herbicidas.

Cuadro 6. Comparación de resultados en nutrientes y parámetros fisicoquímicos con otros trabajos realizados.

Parámetro	Martín y Fernández (1992)	Valdés <i>et al.</i> (2005)	Este trabajo (al inicio del experimento)
NH ₄ (mg/L)	14.96	12.90	336.70 ±12.91 ¹
Formas nitrogenadas (mg/L)	NO ₃ = 28.35	N _{total} = 4.0 (equivale a N-NO ₃ +N-NO ₂)	NO ₃ =7.32 ±0.15 ² NO ₂ =0.0018 ±0.0010 ³
P total (mg/L)	6.1	19.0	127.333±28.13 ⁴
pH	7.3	8.3	9.52 ⁵
Conductividad	0.7 µS/cm	6.1 µS/cm	2.501±0.202 mS/cm ⁶

1 Concentración máxima obtenida en el tratamiento agua-1000 kg/ha al inicio del experimento.

2 Concentración máxima obtenida en el tratamiento grava-250 kg/ha al inicio del experimento.

3 Concentración máxima obtenida en el tratamiento grava-0 kg/ha al inicio del experimento.

4 Concentración máxima obtenida en el tratamiento agua-1000 kg/ha al inicio del experimento.

5 Concentración máxima obtenida en el tratamiento agua-250 kg/ha a la mitad del experimento.

6 Concentración máxima obtenida en el tratamiento agua-500 kg/ha al inicio del experimento.

Remoción de nutrientes por dos especies de vegetación acuática libre flotadora (*Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*) y dos especies arbóreas (*Annona glabra* y *Pachira aquatica*)

La vegetación juega un papel importante en los humedales y cuerpos de agua, ya que mantienen la capa de suelo, evitan su erosión, permiten la acumulación de sedimentos y materia orgánica, son hábitats para diferentes especies de invertebrados, reptiles, anfibios, peces, entre otros. Además de lo anterior junto con los microorganismos (bacterias) que viven en el suelo y que se adhieren a los tallos y al sistema de raíces, permiten la transformación y absorción de compuestos del nitrógeno y fósforo, de otros compuestos químicos y de metales pesados, que son incorporados a los distintos tejidos vegetales (Stottmeister *et al.*, 2003; Martelo y Lara, 2012).

En los cuerpos de agua y humedales la vegetación herbácea puede ser de varios tipos: enraizada sumergida, enraizada de hojas flotantes, enraizada emergente, libres flotadores. La mayoría de los estudios que se han realizado sobre la remoción de nutrientes son con vegetación hidrófita de plantas libres flotadoras como lechuguilla (*Pistia stratiotes*) y lirio (*Eichhornia crassipes*), y con especies enraizadas emergentes herbáceas como nea o tule (*Typha sp.*), como lo mencionan los trabajos de Kirschner *et al.*, (2001), Torres *et al.*, (2007), Bolaños-Benites *et al.*, (2008) y Martelo y Lara (2012). A continuación se presenta un cuadro donde se comparan los porcentajes de remoción de nutrientes que diversos autores han obtenido usando especies de hidrófitas tropicales (Cuadro 7).

En el presente estudio se usaron plantas libres flotadoras como *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* para depurar el agua. También se realizó el experimento usando especies arbóreas: anona o corcho (*Annona glabra*) y apompo o zapote reventador (*Pachira aquatica*). Cabe mencionar que es el

Cuadro 7. Cuadro comparativo de diferentes especies de manglar, popales, selvas inundables, vegetación hidrófila sumergida y sus porcentajes de remoción de nutrientes de agua residual proveniente de diferentes fuentes (urbanas, acuicultura, ganadera, agrícola). COD= Carbono orgánico disuelto.

NT = Nitrógeno total

Autor	Especie	Porcentaje de remoción									
		NT Kjeldahl	N-NH ₄	N-NO ₃ ⁻	NO ₂	N-org	N-inorg	COD	O-PO ₄	P _i	Nutrientes de P
Wu <i>et al.</i> , 2008	<i>Kandelia candel</i>	75.15-79.06	76.16-91.83	-	-	-	47.89-63.37	70.43-76.38	97	86.65-91.83	-
Chu <i>et al.</i> , 1998	<i>Kandelia candel</i>	-	-	-	98	96	-	-	-	-	-
Greenway y Woolley, 1999.	Diferentes tipos de humedales.	18 - 86	8-95	55 - 98	-	-	-	-	13	-	-
Sánchez Higuaredo, 2007.	<i>Typha domingensis</i>	-	46- 94	90-98	-	-	-	-	45- 98	24-100	-
Ye <i>et al.</i> , 2011	<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>	-	-	92.7*	-	-	-	-	-	-	88 *
	<i>Kandelia candel</i>	-	-	95.5**	-	-	-	-	-	-	97.8**
Zaldivar-Jiménez <i>et al.</i> , 2012	<i>Kandelia candel</i>	-	-	84.3*	-	-	-	-	-	-	79.2*
	<i>Kandelia candel</i>	-	-	91.8**	-	-	-	-	-	-	97.8**
Zaldivar-Jiménez <i>et al.</i> , 2012	Manglar en la Península de Yucatán, Mex.	-	55	-	44 NO ₂ +NO ₃	-	-	-	84	-	-
Moroyoqui-Rojo <i>et al.</i> , 2012	<i>Laguncularia racemosa</i>	-	-	-	-	-	83.4	-	23	-	-
	<i>Rhizophora mangle</i>	-	-	-	-	-	79	-	40	-	-
Wu <i>et al.</i> , 2011	<i>Typha orientalis</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Scirpus validus</i>	68	93	-	-	-	-	-	-	67	-
Cervantes-Alcalá, 2014.	<i>Pontederia sagittata</i>	-	69-94	55-78	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Eleocharis interstincta</i>	-	82-99	-	-	-	-	-	52 - 94	-	-

*Agua dulce **Agua salada

primer trabajo que se realiza con estas especies arbóreas. El objetivo consistió en evaluar la calidad del agua (remoción de nutrientes y eliminación de microorganismos coliformes) en ecosistemas artificiales que simulan humedales en zonas agropecuarias con vegetación herbácea y arbórea.

El experimento se desarrolló en dos etapas. La primera consistió en evaluar la remoción de nutrientes y coliformes con vegetación hidrófita libre flotadora. La segunda etapa consistió en probar dicha remoción con dos especies arbóreas en tres sustratos distintos. Se instalaron humedales artificiales usando contenedores rectangulares plásticos cada uno con un volumen aproximado de 100 L. Para simular el flujo de entrada al humedal se adaptó una tubería de PVC en la parte inferior. Para la salida del humedal se puso un maneral para controlar el nivel del agua. En un tanque de 1,200 L se almacenó el agua residual preparada con estiércol de vacuno (Figura 72).

Para el experimento con *E. crassipes* y *P. stratiotes* se colocaron 12 ejemplares por recipiente con el fin de cubrir la superficie de cada humedal artificial. Se instalaron seis humedales. Para el experimento con la vegetación arbórea de anona o corcho (*A. glabra*) y apompo o zapote reventador (*P. aquatica*) se colectaron semillas y se pusieron a germinar durante seis meses. Posteriormente se trasplantaron a nueve recipientes rectangulares. En tres recipientes se colocaron dos ejemplares de corcho y en otros tres dos ejemplares de zapote reventador y en otros tres se combinaron las dos especies.

Para evaluar los parámetros de temperatura, oxígeno disuelto, pH y sólidos disueltos se utilizó un equipo multiparamétrico HANNA HI9828, realizándose mediciones diarias en tres horarios distintos, con

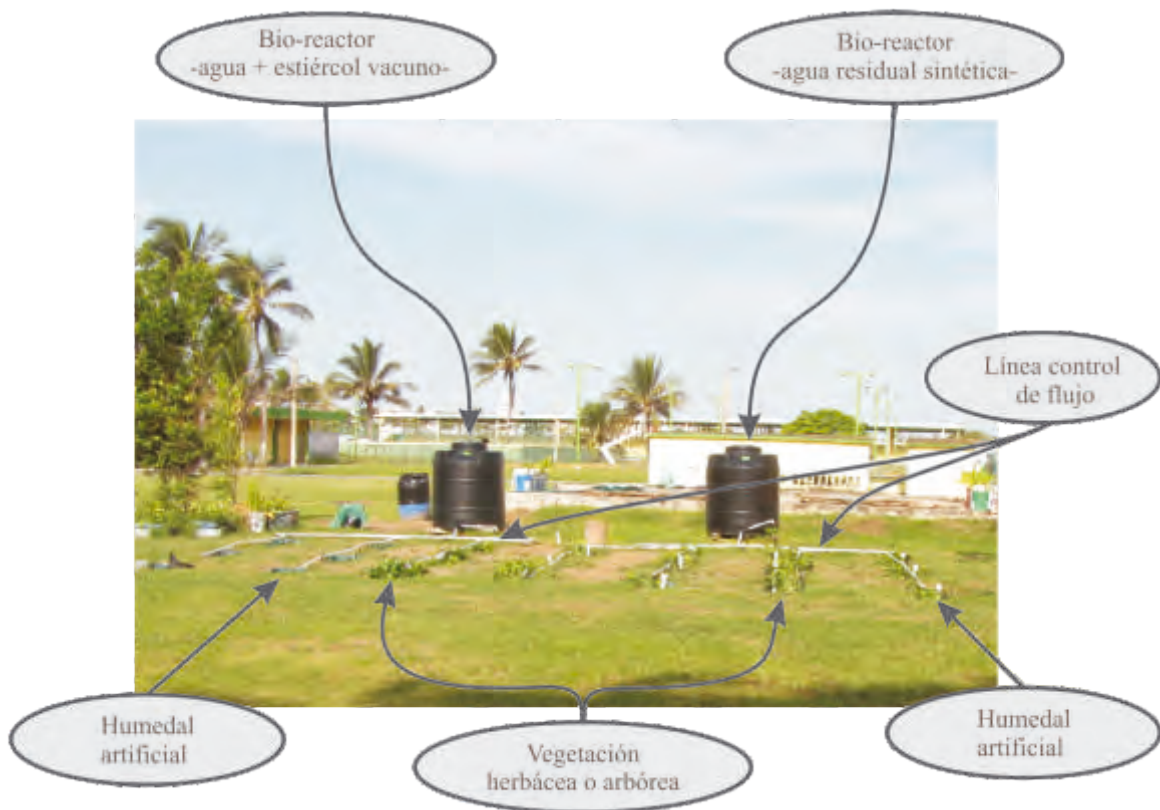


Figura 72. Instalación de humedales artificiales donde se observan los tanques de almacenamiento de agua residual y las líneas de distribución de agua.

Cuadro 8. Se muestran los porcentajes de remoción de los experimentos realizados en sus tres réplicas.

Especie	Nitratos	Amonio	Fósforo	Coliformes fecales
<i>Eichhornia crassipes</i>	84	38	91	86
	83	51	93	76
	79	43	92	89
<i>Pistia stratiotes</i>	77	83	83	89
	77	61	92	86
	71	55	86	94
<i>Pachira aquatica</i>	29	-129	86	31
	37	17	88	96
	40	20	90	97
<i>Annona glabra</i>	-	-	-	-
	31	61	86	33
	34	-61	83	94
<i>Annona - Pachira</i>	-	-	-	-
	12	-33	67	72
	-	-	-	-

el fin de evaluar la variación diaria. Se estableció como tiempo de retención de agua, tres días. La determinación de coliformes fecales (NMP) se realizó de acuerdo a lo establecido en la NMX-AA-42-1987. Los análisis de laboratorio se realizaron con las siguientes técnicas: nitratos (método colorimétrico de brucina), amonio (método Nessler), fósforo total (método de ácido ascórbico), con base en APHA-AWWA-WPCF (1990).

La vegetación libre flotadora tiende a convertirse en un problema de tipo ambiental por su crecimiento rápido y tendencia a cubrir la totalidad de la superficie donde se encuentran (Torres *et al.*, 2007; Martelo y Lara, 2012) e impedir la transferencia de gases, principalmente del oxígeno entre la atmósfera y el agua. Han generado problemas pero también tienen una gran ventaja con respecto a otras plantas, como es la velocidad de fijación de nutrientes por la superficie de contacto que tiene su sistema de raíces con el agua (Bolaños-Benítez *et al.*, 2008; Martelo y Lara, 2012).

Los resultados obtenidos son similares a los reportados en la literatura, para las especies de *Eichhornia* y *Pistia* (Cuadro 8). Respecto a los blancos sus porcentajes de remoción resultaron ligeramente bajos con respecto al de la vegetación, pero aun así, los constituyentes microbiológicos del agua contribuyeron a la remoción de nutrientes. Ello indica que estas plantas son buenas para realizar la fitodepuración de cuerpos de agua, si se controlan y mantienen en un número reducido de ejemplares. Las dos especies arbóreas muestran buena remoción de nitratos y fósforo. Para el caso de las especies arbóreas de anona (*A. glabra*) y apompo (*P. Aquatica*), no se encontraron estudios sobre su utilización en sistemas de depuración y filtración de agua.

Con estos resultados se puede concluir que el mantener la vegetación arbórea de selvas inundables en combinación con cinturones de vegetación herbácea enraizada como el tule (*Typha domingensis*) y con un manejo de pequeñas áreas cubiertas con libre flotadoras, se favorecerá la depuración del agua.

X. EL APROVISIONAMIENTO

Rosa María González-Marín, Adi Estela Lazos-Ruíz, Blanca Edith Escamilla-Pérez, Abraham Juárez Eusebio† y Patricia Moreno-Casasola

México es un país con ricas tradiciones y costumbres, y la demanda de servicios de aprovisionamiento a menudo se rige por ellas (Barron *et al.*, 2004). Hay muchas formas de uso tradicional de los recursos que reflejan las diferencias económicas, culturales y sociales locales, así como diversas condiciones ecológicas (Ojasti, 1993).

México tiene muchas necesidades básicas de alimento, vivienda, medicinas y vestido, entre otras. La situación se magnifica en las zonas rurales (poblaciones de menos de 2,500 habitantes) donde su ingreso corriente es de menos de la mitad comparado con el de las zonas urbanas (INEGI, 2014), aunque aún utilizan los recursos naturales que tienen a su alrededor como un servicio de aprovisionamiento para satisfacer sus necesidades. Un incremento en la pobreza rural traerá un incremento en el uso de los recursos naturales locales, ya que implica mayor migración de personas y en consecuencia habrá gran presión en las zonas urbanas y en los recursos naturales que abastecen distintas ciudades.

Los ecosistemas costeros tienen una enorme diversidad en recursos naturales, pues son ecosistemas que comprenden zonas de playa y dunas, lagunas costeras, marismas, acantilados, humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce y salobre como los manglares, tierras altas y bajas. Es una región altamente productiva por lo que numerosas culturas se han desarrollado con base en la riqueza de estos ecosistemas. Hoy en día sigue siendo una zona de gran importancia económica por la riqueza de sus recursos pesqueros, energéticos, potenciales turístico, industrial y urbano (Moreno-Casasola *et al.*, 2005 y Moreno-Casasola, 2008).

Los ecosistemas costeros benefician a las sociedades al suministrar oxígeno, pescado, fauna silvestre, materiales de construcción; controlan inundaciones; retienen sedimentos, nutrientes y tóxicos; actúan como barreras contra el viento; protegen contra la erosión provocada por el mar y sobre todo proveen de agua dulce (MEA, 2005, Capítulo II). También sirven como áreas para recreación y turismo (Tabilo-Valdivieso, 1999). Desafortunadamente, constituyen también unos de los ecosistemas más amenazados, así el 62% de los humedales se han perdido o degradado en el país (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012). Algunas causas son actividades como la agricultura extensiva, la ganadería, la caza ilegal, la sobrepesca y sobre todo los cambios de uso de suelo (Stiassny, 1996; Guevara y Moreno-Casasola, 2008), así como la creciente demanda de recursos desde las ciudades. Paradójicamente, quienes resultan más afectados por la pérdida de estos servicios son las comunidades rurales que habitan en estos ambientes y cuyas vidas dependen de forma directa de estos ecosistemas (Stein *et al.*, 1999).

Los recursos de aprovisionamiento son los que satisfacen de forma directa las necesidades básicas de las personas. Por ejemplo: en los ecosistemas costeros, la fauna silvestre es utilizada para comer y vender, ya que les proporciona proteína y una entrada extra de dinero para satisfacer otras necesidades; la madera de los árboles y las hojas de las palmeras sirven para construcción de casas, cercas y lanchas; y el pescado, ostión y camarón que se encuentran en las lagunas, se aprovecha para comer y vender. Según de Groot *et al.* (2002, 2010 y 2012) los servicios de aprovisionamiento de los ecosistemas son:

Aprovisionamiento	
Alimento	Plantas, animales y otros organismos comestibles
Agua dulce	Almacenamiento y retención de agua; provisión de agua para irrigación y uso doméstico
Materias primas: fibra, madera	Producción de troncos, leña, forraje, combustible
Recursos bioquímicos y medicinales	Extracción de productos de la biota y principios activos de medicamentos
Recursos genéticos	Genes para la resistencia de plantas a patógenos, biodiversidad, etc.
Recursos ornamentales	Especies ornamentales

Los recursos naturales son fuente de aprovisionamiento de proteína, medicina, ropa, material para construcción, manualidades y recreación (Naranjo *et al.*, 2004). Muchos de estos recursos han proporcionado seguridad alimentaria desde tiempos inmemoriales hasta la actualidad, principalmente en las comunidades rurales (FAO, 2010; González-Marín *et al.*, en prensa). Si bien los grupos indígenas con larga tradición mantienen usos ancestrales de los recursos (Toledo *et al.*, 1995), se ha encontrado que las comunidades mestizas – cerca del 90% de la población actual en la zona rural y muchos de ellos migrantes de diferentes regiones del país que fueron dotados de tierra en nuevos sitios – también construyen conocimiento con base en su experiencia empírica (Paradowska, 2006). Los habitantes de estas zonas todavía son fuertes usuarios de dichos recursos, aunque hay cambios rápidos en los estilos de vida derivados de la migración, los valores actuales, la necesidad de consumo, entre muchos otros factores. Con estos cambios hay variaciones también en el conocimiento y uso de recursos (Escamilla-Pérez, 2013; González-Marín, 2013).

Las personas que viven alrededor y hacen uso de los recursos de los ecosistemas costeros, por una parte influyen de manera importante en la calidad y cantidad de los recursos disponibles, y por otra no pueden ser pasadas por alto en la planificación de estrategias de conservación y desarrollo. La participación de los habitantes locales en la conservación y manejo de recursos naturales ha demostrado ser muy importante (Robinson y Redford, 1991; González-Marín *et al.*, 2012 a, b; Lazos-Ruíz *et al.*, 2014 a, b), más aún, como parte de una estrategia de adaptación efectiva para enfrentar el cambio climático y tratar de garantizar la seguridad alimentaria (González-Marín *et al.*, en prensa).

Área de estudio

Se llevaron a cabo diversos estudios en las comunidades rurales ubicadas cerca de la planicie costera del Golfo de México, en Veracruz, México, en los municipios de Alvarado, Actopan, Jamapa, Alto Lucero de Gutiérrez Barrios Vega de Alatorre, Tecolutla y Tuxpan (Figura 73). Todos ellos fueron elegidos por tener remanentes de ecosistemas costeros incluyendo humedales de agua dulce, selvas inundables, manglares, lagunas costeras, dunas, así como zonas transformadas en agricultura y ganadería (Moreno-Casasola *et al.*, 2010; Infante-Mata *et al.*, 2011).

Metodología

Para obtener la información se utilizó una metodología de investigación cualitativa, lo que permite entender cómo vive la gente en relación con los fenómenos sociales y naturales (Denzin y Lincoln, 2000). Se utilizaron entrevistas semi-estructuradas, observación participante y grupos de discusión (Taylor y Bogdan, 1984; Tarrés 2004) para hablar con los informantes y documentar los bienes y productos que les

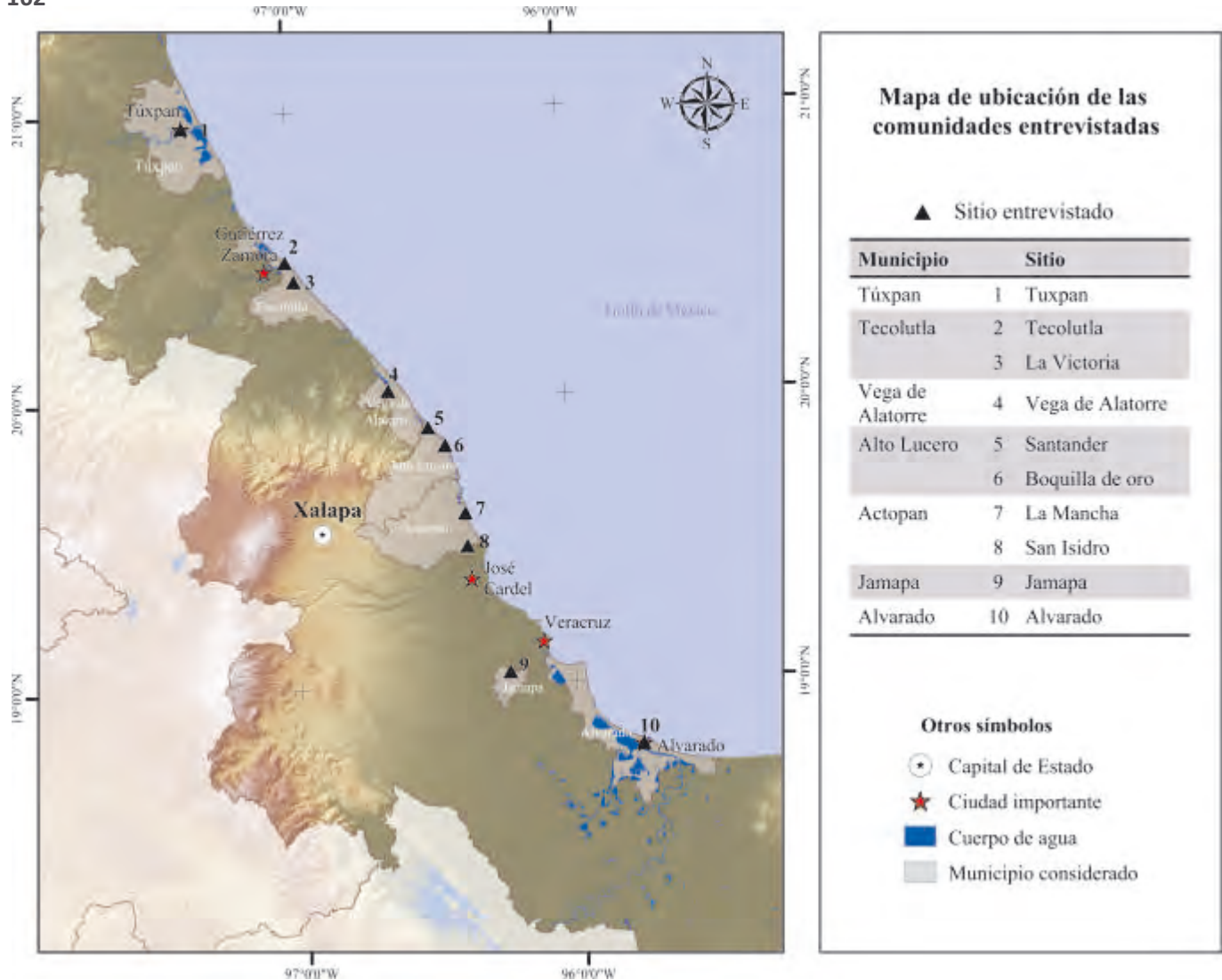


Figura 73. Sitios de muestreo en Veracruz. Elaborado por: Roberto Monroy.

proporcionan los ecosistemas mencionados. A través de diferentes salidas de campo en varios proyectos, se entrevistaron a 306 personas en total a lo largo de la zona costera de Veracruz, compuestos por mujeres y hombres adultos (rango de edad entre 18 y 85 años) y con conocimiento (informantes clave) de los recursos naturales de su comunidad. Una parte de la información se ha publicado en González-Marín *et al.* (2012 a, b), Escamilla-Pérez (2013), González-Marín (2013), Lazos -Ruíz (2014), Escamilla-Pérez y Moreno-Casasola, (2015), Lazos-Ruíz *et al.* (2016) y González-Marín *et al.* (en prensa).

Bienes y productos que proporcionan los ecosistemas costeros

Los humedales y las dunas

Se preguntó a 101 usuarios de humedales cómo aprovecha los humedales y a 40 personas cómo aprovecha los médanos. Un 40% de los informantes utiliza los humedales para la ganadería, seguido por la pesca y la agricultura, es decir para servicios de aprovisionamiento enfocados a la seguridad alimentaria y a obtener dinero por su venta (Figura 74).

En el caso de los médanos o dunas la respuesta fue diferente en función de cada uno de los sitios de entrevistas: La Mancha y Vega de Alatorre. En la Mancha hay un sistema de dunas bien formado y extenso y el ejido de Palmas de Abajo hace uso de estas tierras. Es una zona con poco turismo, y el existente es sobre todo ecoturismo y turismo de sol y playa. En las dunas se llevan a cabo actividades de agricultura, ganadería, colecta de leña y madera, extracción de recursos como frutos y arena (Figura 75). Los cultivos mencionados fueron maíz, pipián, frijol, cacahuete, sandía, camote, calabaza, yuca, coco, aguacate y plátano.

La respuesta de los informantes de Vega de Alatorre difirió. En este sitio el sistema de playas no es muy extenso, es bajo y una buena parte está en los límites de grandes ranchos privados. Es notable que más del 50% indican que no hacen ningún tipo de aprovechamiento de los médanos. Cabe mencionar que el término “aprovechamiento” se identifica con actividades que traigan algún beneficio económico. Sin embargo más del 30% de informantes de Vega de Alatorre han opinado que los médanos proporcionan protección contra el salitre o que la duna hace las funciones de una cerca.

Los árboles

Los árboles son una fuente muy importante de materiales en los ecosistemas costeros. De ellos se obtiene madera para leña, construcción de casas, muebles, cercas, postes y utensilios. También proporcionan alimento para las personas y forraje para los animales. Asimismo, otorgan servicios ambientales como sombra y refugio para la vida silvestre.

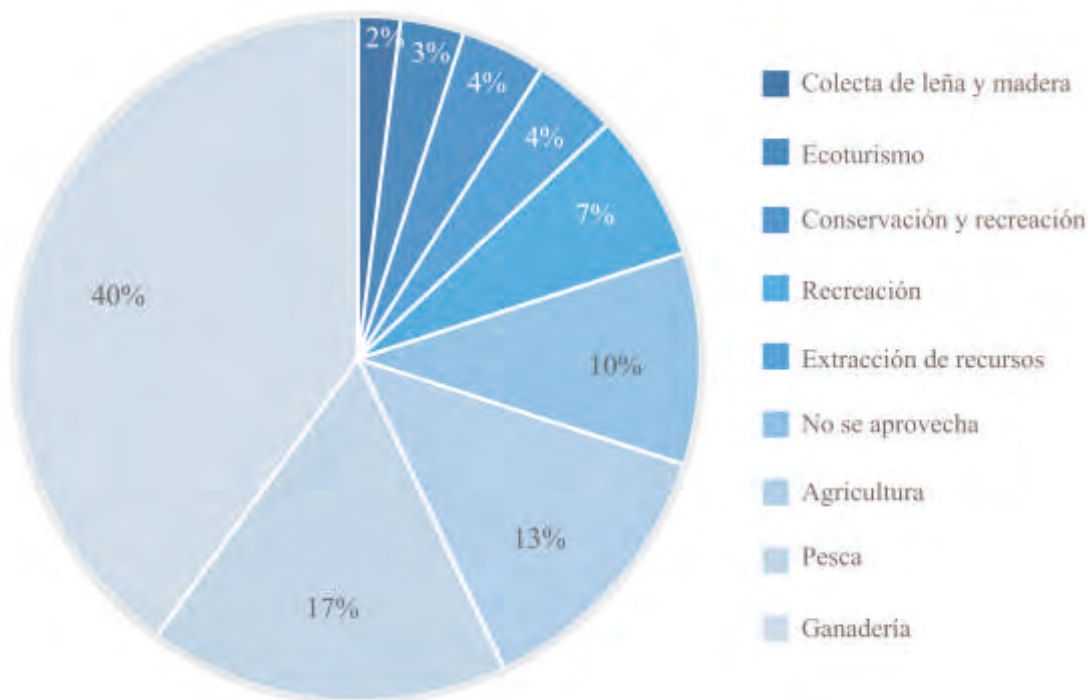


Figura 74. Respuestas (porcentaje) a la pregunta ¿Cómo aprovecha los humedales?

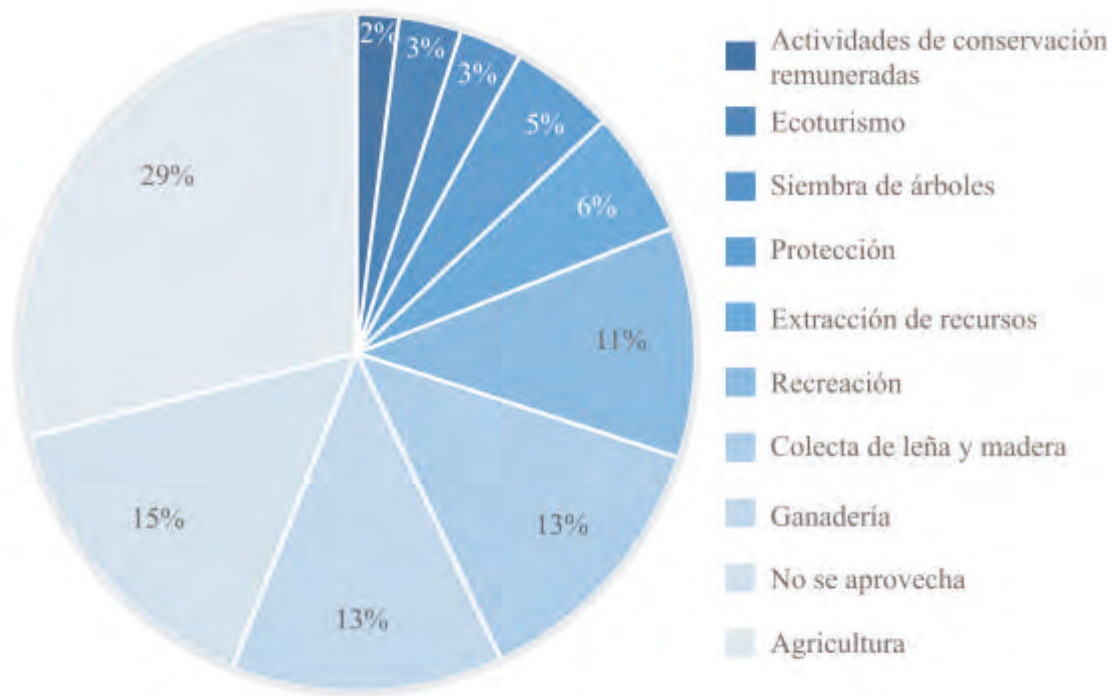


Figura 75. Respuestas (porcentaje) a la pregunta ¿Cómo aprovechan los médanos?

Estudios recientes (Lazos-Ruíz, 2014; entrevistas del proyecto no publicadas) en todos los sitios de estudio donde se aplicaron entrevistas a personas que tienen terrenos ganaderos, permitieron identificar 144 especies arbóreas, sin incluir palmas. Los usos de las especies se clasificaron en 24 tipos dentro de las categorías de maderables -necesita cortar todo el árbol para aprovecharlo, extractivos -usa alguna parte del árbol permitiendo que continúe con su desarrollo, no extractivos -se dan con el hecho de mantener el árbol en pie (Cuadro 9).

Los árboles más mencionados por los entrevistados fueron: cocuite (*Gliricidia sepium*), apompo o zapote reventador (*Pachira aquatica*), amarillo o quibrache (*Diphysa robinoides*), mulato o chaca (*Bursera simaruba*) y cedro (*Cedrela odorata*). Los árboles con más tipos de usos son apompo (*P. aquatica*) con 14, moral o morera (*Maclura tinctoria*) con 13 usos, cocuite (*G. sepium*) con 12 usos, quibrache (*Diphysa robinoides*) con 12 usos y cedro (*C. odorata*) con 11 usos. Los árboles que están presentes en todos los sitios son moral, cocuite, quibrache, cedro y roble (*Tabebuia rosea*). Es interesante reconocer que algunas de las especies más mencionadas son las que tienen más usos y están presentes en todos los lugares de estudio, lo que demuestra que son árboles muy apreciados en las comunidades (Figura 76).

El uso para utensilios engloba un gran número de objetos, por ejemplo cabos de herramientas (hachas, azadones, martillos) de roble (*T. rosea*) y rabo lagarto (*Zanthoxylum caribaeum*), entre otras especies; remos de roble (*T. rosea*) y antiguamente de mangle blanco (*Avicennia germinans*); cortineros de guázima (*Guazuma ulmifolia*) por la rectitud de sus ramas; escobas rústicas de ramas con hojas de sauce (*Salix humboldtiana*) para barrer patios de tierra; maderas blandas y livianas como corcho (*Annona glabra*) para tendales de pesca por su flotabilidad y majahua (*Talipariti tiliaceum*) para bates de béisbol y como rama para cargar botes de leche; las semillas de ceiba (*Ceiba pentandra*) para rellenar almohadas

Cuadro 9. Tipos de usos de los árboles y número de especies por cada uno.

Maderables	Extractivos	No extractivos
construcción de casas (26)	artesanas (3)	cerca viva (45)
embarcaciones (2)	carbón (4)	conservación del agua (4)
madera (42)	comestible (48)	cortina rompevientos (3)
muebles (10)	forraje (24)	ornamental (4)
tinturas (3)	insecticida (1)	refugio de vida silvestre (35)
	leña (41)	ritual (3)
	maduración de mangos (1)	sombra (38)
	medicinal (33)	tutor (1)
	postes (44)	
	techos de casas (4)	
	utensilios (35)	

(Figura 77); el látex del hule (*Castilla elastica*) para fabricar pelotas (haciendo una bola de trapos y después se forra con el hule) (Figura 78); y la pulpa del fruto del moquillo (*Cordia alba*) como pegamento para tareas simples – como trabajos de niños del jardín de infantes.

Algunas especies son para usos muy especializados como la madera del hulillo (*Xylosma* spp.) para fabricar rieles de tren; las hojas de cocuite (*G. sepium*) para acelerar la maduración de fruta; la madera del mulato o chaca (*B. simaruba*) para hacer palillos y cerillos; los troncos de cedro (*C. odorata*) y de nacaxtle o guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*) para construir embarcaciones; las hojas de mulato o chaca (*B. simaruba*) y los frutos de guázamo o guázima o tapaculo (*G. ulmifolia*) para medicina veterinaria; la madera de encino (*Q. oleoides*) y de espinillo blanco o espinillo (*Acacia pennatula*) para hacer carbón; y las ramas de la especie llamada rama tinaja (*Trichilia havanensis*) para adornar altares del día de muertos (Todos Santos 1 y 2 de noviembre) y para cantar la rama (tradición de las fiestas decembrinas en varias partes del estado de Veracruz). Los árboles relacionados con la conservación del agua son apompo (*P. aquatica*), guayabillo (*Ginoria nudiflora*), sauce (*Salix humboldtiana*) e higueras (*Ficus* spp.).

Además, hay recursos asociados a los árboles como los hongos comestibles, llamados respectivamente hongo de higuera (*Ficus* spp.), de encino (*Q. oleoides*) y de chaca (*B. simaruba*). También se usan las pitayas (*Hylocereus undatus*), fruta comestible que usa al palo verde o frutillo (*Ehretia tinifolia*) como tutor para crecer sobre su tronco, además de muchas otras plantas que crecen sobre los árboles o que necesitan las condiciones de microclima generadas por ellos. Estos recursos se merman cuando se tala el bosque, o bien cuando se pierde la diversidad del mismo. Lo mismo ocurre con especies de fauna silvestre que dependen de los árboles para alimentación, refugio o anidación. Algunas especies de árboles sobresalientes en este aspecto son corcho (*A. glabra*) por sus frutos flotantes que comen las tortugas y los peces; higueras (*Ficus* spp.), uvero o comalillo (*Coccoloba barbadensis*) y moral (*Machura tinctoria*) por sus abundantes frutos que comen sobre todo aves, murciélagos, iguanas y otros mamíferos; pichoco (*Erythrina* spp.) cuyas flores comen los conejos; encino (*Quercus oleoides*) cuyo fruto comen las ardillas; icaquillo o jicaquillo -que es más bien un arbusto- (*Randia aculeata*) que sirve de escondite para coyotes y armadillos o toches; múchite (*Pithecellobium lanceolatum*) que aprovechan las abejas por su gran cantidad de flores. Muchas especies animales dependen de los árboles para sobrevivir, asimismo cumplen un papel muy importante en la dispersión de semillas y regeneración de la selva como elementos de conectividad (Guevara *et al.*, 2005).

Las higueras son árboles que usualmente llegan a ser de porte grande y conjuntan muchas especies. La mayoría pertenecen al género *Ficus* pero también se identificaron algunas del género *Sapium*. Los nombres comunes de las higueras tienden a describir alguna característica del fruto como higuera morada, negra, blanca; higo grande, higo de ombligo, entre otros, aunque es difícil identificarlas tanto en campo como en el herbario. Algunas especies son valoradas por su látex para hacer hule (*Ficus elastica* y *Ficus obtusifolia*) e incluso han tomado un papel ritual importante como la higuera de tendón (*Ficus cotinifolia*) que usaron para rezar pidiendo lluvia en Jamapa. En este mismo sitio los entrevistados reportaron que antes de tener una capilla realizaban los bautizos de los niños bajo el árbol más grande del pueblo. Este uso ritual y cultural, aunque no es de aprovisionamiento, tiene mucho valor en las comunidades y puede facilitar su conservación (Svorc y Oliveira, 2012).

El uso con más especies que se reportó fue el comestible, donde se pueden encontrar tanto plantas cultivadas exóticas como mango (*Mangifera indica*) y tamarindo (*Tamarindus indica*), como especies nativas como anona (*Annona reticulata*), chote, guachilote o cuajilote (*Parmentiera aculeata*), ilama (*Annona purpurea*), moral (*Machura tinctoria*) y ojite (*Brosimum alicastrum*). En esta lista se incluyeron los zapotes como el zapote calentura o caliente (*Pouteria* spp.), zapote chico o chicozapote (*Manilkara zapota*) y zapote negro o prieto (*Dyospiros nigra*). Además de los capulines como capulín, nigüilla o puán (*Muntingia calabura*), capulín coronado (*Gymnanthes lucida*), capulín de sabana (*Conostegia xalapensis*), capulín negro (*Eugenia* spp.) y otros como *Ardisia* spp., capulincillo (*Eugenia capuli*), *Ficus* spp. y *Parathesis* sp. Muchos frutos silvestres de especies nativas ya no se consumen por un cambio de hábitos alimenticios de la población o porque los árboles ya son muy escasos o han desaparecido. Lascurain *et al.* (2010) recopilaron información sobre varios frutos silvestres en Veracruz, que contribuyen a la seguridad alimentaria de la población.

Para forraje de ganado se mencionaron el apompo (*P. aquatica*), chote o cuajilote (*Parmentiera aculeata*), cocuite (*G. sepium*), cópite (*Cordia dodecandra*), guaje o liliaque (*Leucaena leucocephala*), guayaba (*Psidium guajava*), guázimo (*G. ulmifolia*), huizache o espino (*Acacia cochliacantha*), moral (*M. tinctoria*), tepeguaje (*Lysiloma divaricatum*), ojite (*Brosimum alicastrum*), zapote negro (*Diospyros nigra*), entre otros. Aunque no se encontró alguna práctica formal de sistemas silvopastoriles, los informantes reportaron que valoran más estos recursos cuando es temporada de secas y el pasto escasea. Los usos de los árboles para cercas vivas y para postes usualmente están asociados a actividades ganaderas. Para cercas vivas sobresalen el cocuite (*Gliricidia sepium*), mulato o chaca (*Bursera simaruba*) y pichoco (*Erythrina* spp.), porque pueden ser sembrados por estacas, ahorrando tiempo de crecimiento y disminuyendo el peligro de que el ganado se los coma o los pise. Para postes valoran mucho el amarillo o quibrache (*Dyphisa robinoides*) por la dureza y resistencia de su madera y el apompo (*Pachira aquatica*) por soportar condiciones de mucha humedad o inundación.

Para conocer el uso de árboles y arbustos en dunas costeras, en un estudio realizado por Moreno-Casasola y Paradowska (2009), se entrevistaron a 35 personas de la Colonia La Mancha y de San Isidro, donde se registraron 55 especies de árboles y arbustos. Las especies que fueron mencionadas con mayor frecuencia y que se consideran las de mayor importancia son: palo amarillo (*Diphysa robinoides*), cocuite (*G. sepium*), cedro (*C. odorata*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), palo mulato (*B. simaruba*), roble (*T. rosea*), guázamo o guázima (*G. ulmifolia*), ojite o ramón (*B. alicastrum*), espino blanco (*Acacia cochliacantha*), moral (*M. tinctoria*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*), ciruelo (*Spondias mombin*), jicaco (*Chrysobalanus icaco*), palo de rabia (*Rhamnus humboldtiana* antes *Karwinskia humboldtiana*), pionche (*Sideroxylon celastrinum* antes *Bumelia celastrina*), moquillo (*Cordia dentata*), flor de día



Figura 76. Aplicando la entrevista a la sombra de un árbol a un informante con terrenos en las dunas, La Mancha, Veracruz. Fotografía: Carlos Ramírez.

(*Tabebuia chrysantha*), habín (*Piscidia piscipula*), caoba (*Swietenia macrophylla*), palma de coyol (*A. aculeata*), coco (*C. nucifera*), tepehuaje (*Lysiloma divaricata*), palo colorado (*Coccoloba barbadensis*) e higueras (*Ficus* spp.). Los usos reportados más frecuentemente son para construcción de casas, postes y cercas vivas, leña, comestibles y elaboración de muebles, aunque también hay muchos usos que son poco mencionados (para carbón, apicultura, ornamentales).

Estos usos son tanto del pasado como de la actualidad, a pesar de que ha disminuido mucho la abundancia de árboles, especialmente los de gran porte. Hay árboles de los que ya solamente quedan algunos ejemplares como el palo volador (*Zuelania guidonia*) –que era muy apreciado para construcciones de casas por su tronco muy largo y derecho- o el yual (*Genipa americana*) por su fruta comestible.

Asimismo, los usos van sufriendo cambios, por ejemplo las palmeras que antes eran mayormente para techar las casas ahora se buscan para techar palapas para los turistas y en las comunidades se van sustituyendo por materiales de construcción (cemento, láminas, etc.; González-Marín, 2013; Lazos-Ruíz, 2014; Lazos-Ruíz *et al.* (2016). Hay especies nuevas como el neem (*Azadirachta indica*) que van tomando lugar en las comunidades pues cubre necesidades que antes no eran imperantes, como el de insecticida para el ganado. Asimismo, al haber una disminución de la agricultura y un aumento de la ganadería, se incrementó la demanda de postes de madera, que sirven para detener el alambre de púas que obliga la ley ganadera a tener en los terrenos para impedir que el ganado salga. Otras tres especies que han pasado a



Figura 77. Semillas de pochota (*Ceiba* sp.) para relleno de almohadas, tradición que se está perdiendo en Alvarado. Fotografía: Adi Lazos-Ruíz.

formar parte de la vida diaria de las personas son el mango (*Mangifera indica*), el coco (*Cocos nucifera*) y la casuarina (*Casuarina equisetifolia*), además de algunas ornamentales como la lluvia de oro (*Cassia fistula*- Lazos-Ruíz, 2014).

La leña

El uso de leña en la zona costera es de los más importantes ya que es la fuente más común de la combustión; le sigue el gas natural, el petróleo y en menor medida el carbón. La leña se utiliza sobre todo para la cocina, generalmente para hacer tortillas y calentar el agua para los baños. La leña sigue aportando el 80% del combustible utilizado en las zonas rurales del país (Masera *et al.*, 2006), igual que en otras partes del mundo (Abbot *et al.*, 1997; Abbot y Lowore, 1999). Las especies que se utilizan son principalmente cocuite (*G. sepium*), guácimo (*G. ulmifolia*), mulato (*B. simaruba*) y melina (*Gmelina arborea*), sin embargo en cada zona hay preferencias en función de los ecosistemas que las rodean, incluyendo desde leña de especies de mangle hasta de frutales viejos (encuestas del proyecto no publicadas). En la Figura 79 se presenta la cantidad de leña utilizada a la semana en diferentes comunidades estudiadas.

Se han estudiado las características que se buscan en la leña y entre ellas está la rapidez de secado, la calidad de la brasa, el contenido de resina, entre otros. Algunos ejemplos mencionados por los informantes son: cocuite (*G. sepium*) ya que no echa humo; guácimo (*Guazuma ulmifolia*) que puede arder en verde; moral (*M. tinctoria*) echa chispas y truena; mango (*M. indica*) es mala para cocinar, no deja brasa, es buena para horno de ladrillos al igual que *Ficus aurea*; huizache o espino banco (*A. cochliacantha*) es muy buena para hacer pan.



Figura 78. Extracción de látex del hule (*Castilla elastica*) para la fabricación de una pelota utilizando como molde el raquis de una hoja de palma. Don Maximino Pérez, de Jamapa, conserva estos árboles porque le recuerdan su infancia. Fotografía: Adi Lazos-Ruiz/Carlos Ramírez.

Las palmeras

En los países tropicales, el uso de las palmeras es una tradición en la vida rural, y proporcionan muchos productos útiles, tales como materiales de construcción y alimentos. En los ecosistemas costeros de Veracruz forman parte de los humedales y se dejan en pie en zonas transformadas para ganadería y agricultura; también algunas especies se encuentran en las dunas. En estudios recientes, González-Marín *et al.* (2012 a, b) y González-Marín *et al.* (2013) entrevistaron a 60 personas en las comunidades de los municipios de Alvarado, Jamapa, Tecolutla y Tuxpan, reportando que las especies de palmera con mayor utilidad son cinco, de las cuales cuatro son nativas y una cultivada. Estas son: el coyol real (*Attalea liebmanni* -sinónimo de *A. butyracea*), la palma de yagua (*Roystonea dunlapiana*), el apachite (*Sabal mexicana*), palma de coyol redondo (*Acrocomia aculeata*) y el coco (*Cocos nucifera*). Las dos primeras son características de humedales y son comunes en las selvas inundables y cuando se talan para tener potreros, dejan las palmeras de pie. El apachite se encuentra tanto en selvas inundables como en dunas y en campos ganaderos, pues el fuego ayuda a extenderla (Sánchez-García, 2015). Las palmeras más usadas son el coco y el apachite. De los lugares donde se hicieron entrevistas, en el municipio de Jamapa usan más especies y es el único sitio donde se registró el uso de la palma de yagua (*R. dunlapiana*) para construcción de casas.

Pocas palmeras son usadas en el municipio de Tuxpan (Gonzalez-Marín *et al.*, 2012a) probablemente debido a la cercanía con una ciudad grande, lo cual ha transformado las costumbres y la gente prefiere comprar materiales de construcción. Los usos que se le otorgan a la palmeras son principalmente alimento y construcción de casas, aunque las personas también mencionaron otros usos (Figura 80). Por lo tanto, los frutos, las hojas y su tallo son las partes más utilizadas.

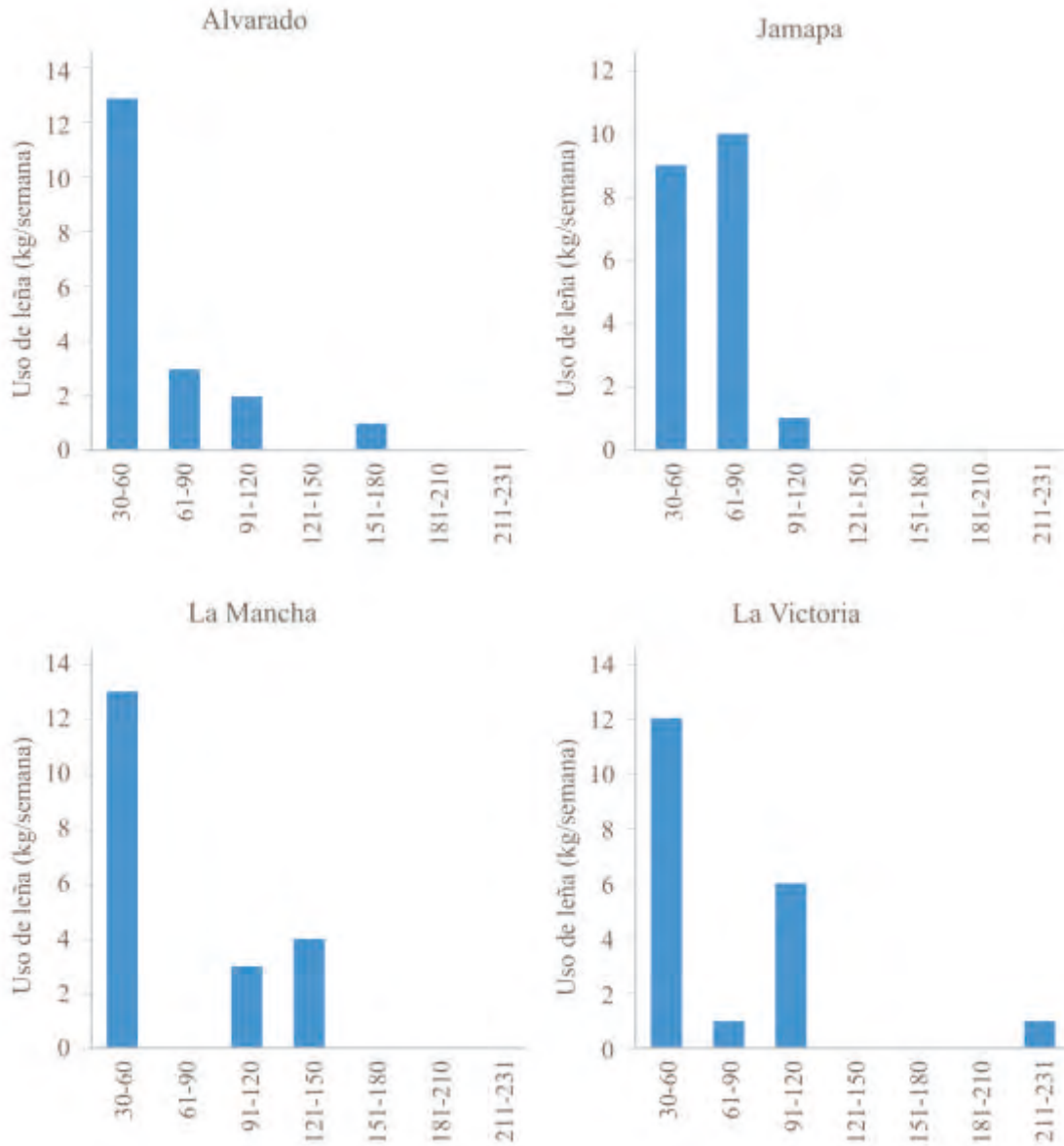


Figura 79. Cantidad de leña utilizada a la semana en cuatro localidades de ecosistemas costeros.

En toda la costa veracruzana se puede observar que hay palapas, casas, cocinas y baños elaborados con palmeras, así como con otras especies de plantas (Figura 81 y Figura 82). Las palapas para restaurantes o sombraderos frente a la playa son las más usadas para el turismo, sin embargo, en el municipio de Jamapa es donde aún se conserva un poco más la tradición de aprovechar las palmeras para construcción de casas. El techado de las casas con apachite y palma de coyol es una práctica que está desapareciendo; sin embargo, el confort de estas casas por la temperatura que guardan no se puede comparar con las de techo de cemento o lámina. Se evaluó el costo de construcción de una casa elaborada con hojas y madera de palmeras, entre otros materiales naturales. Construir una casa de 24 m² con hojas de *Sabal*, cuesta aproximadamente \$10,000 pesos y una casa con las mismas medidas pero de hojas de *Attalea* es un poco más costosa ya que la hoja es más cara y la mano de obra es alta debido a la mayor altura de las palmeras, tamaño de las hojas y dificultad en el proceso de corte y preparación de las hojas. Sin

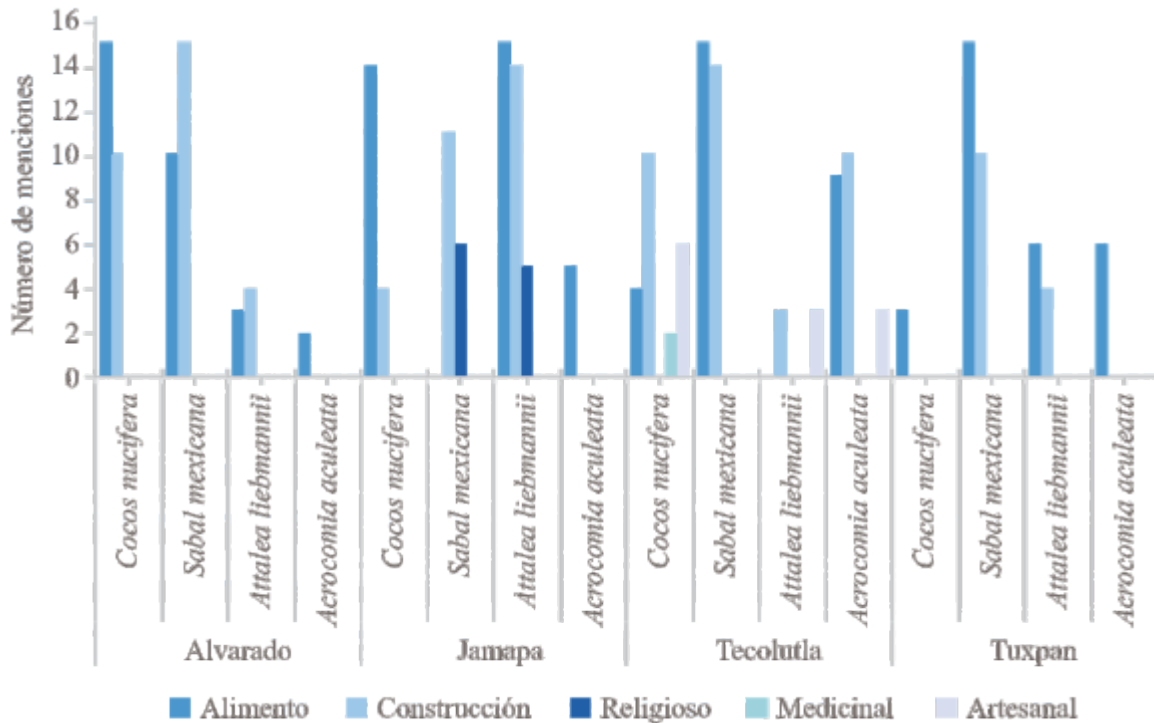


Figura 80. Tipos de usos que se le dan a las palmeras en distintos municipios estudiados. Tomado de González-Marín *et al.* (2012a).

embargo, las casas construidas de palmas son más baratas que las construidas con materiales artificiales. Los entrevistados mencionaron que cuando tienen palmeras que crecen en su tierra, el costo de construir y hacer reparaciones disminuye considerablemente. Por el contrario, una persona que no posee la tierra donde crecen las palmeras, debe comprar todos los materiales, lo que aumenta en gran medida el costo de la construcción o reparación (González-Marín *et al.*, 2012b), alcanzando un valor de \$15,000 a \$20,000 pesos, según sea la palmera utilizada.

A continuación se describen los materiales que se utilizan para construir una casa de palmera en Jamapa, Veracruz (González-Marín *et al.*, 2012b), donde las letras indican las partes utilizadas de diferentes árboles y palmeras (Figura 81 y Figura 82):

- Son techadas con hojas de coyol real (*Attalea liebmanni* sinónimo de *A. butyracea*) o apachite (*Sabal mexicana*).
- La estructura es sostenida por un armazón de bambú (*Guadua amplexifolia*).
- Toda esta estructura descansa sobre vigas de apachite o mango (*Mangifera indica*).
- Estas son soportadas por horcones que son la base principal de la casa y usualmente son de cocuite (*Gliricidia sepium*) y amarillo (*Diphysa robinoides*).
- Las paredes generalmente son de madera de palma yagua (*Roystonea dunlapiana*) cubiertas de adobe.

Asimismo, el uso de frutos de palmeras como alimento es de gran importancia en el fomento de lazos afectivos en la comunidad. Este conocimiento ya solo lo tienen algunas mujeres pues las jóvenes generalmente salen del pueblo a estudiar, trabajar o migran a los Estados Unidos, por lo que el uso tradicional transmitido de una generación a otra se pierde, así como el interés en cultivar estas especies. Algunos de los alimentos que se elaboran utilizando el endospermo del coyol real (*A. liebmanni* -



Figura 81. Interior de una cocina de palmera hecha con hojas de *Sabal mexicana* y otros materiales. Fotografía: Rosa María González-Marín.



Figura 82. Fachada de una cocina de palmera hecha con hojas de *Sabal mexicana* y otros materiales. Fotografía: Rosa María González-Marín.



Figura 83. Endospermo de *Attalea liebmannii* (*A. butyraceae*) para elaboración de diferentes alimentos. Fotografía: Rosa María González-Marín.

sinónimo de *A. butyracea*) son las tortillas y el atole y también se usa el coyol redondo (*A. aculeata*). También con el fruto de coco (*C. nucifera*) se preparan cocadas, las cuales son muy conocidas en toda la costa veracruzana (Figura 83; González-Marín *et al.*, 2012 b).

Recursos de ecosistemas transformados a agricultura y ganadería

Los ecosistemas costeros transformados para la agricultura y ganadería, también proporcionan recursos de aprovisionamiento, como son árboles y plantas silvestres, medicinales, así como los propios cultivos agrícolas y pastos ganaderos. Se aplicaron 70 entrevistas a personas que poseen potreros inundables derivados de selvas inundables o potreros derivados de selvas secas, o que se encuentran cerca de potreros inundables en cuatro comunidades del municipio de Jamapa (Escamilla-Pérez, 2013) y se identificaron cerca de 160 especies reconocidas para usos alimenticios, maderables, medicinales y materiales de construcción.

En el caso de especies para uso alimenticio, 48 especies han sido identificadas, de las cuales las más nombradas fueron entre las cultivadas: mango (*M. indica*), naranja (*Citrus* sp.), nanche (*Byrsonima crassifolia*), limón con variedades de persa y dulce (*Citrus* sp.), tamarindo (*Tamarindus indica*), coco (*C. nucifera*), y guanábana (*Annona muricata*). Se registraron especies silvestres como el acuyo (*Piper auritum*), albahaca (*Ocimum basilicum*), almendro (*Terminalia catappa*), cilantro (*Coriandrum sativum*), ciruelo (*Spondias purpurea*), cruceta (*Acanthocereus pentagonus*), epazote (*Teloxys ambrosioides*),

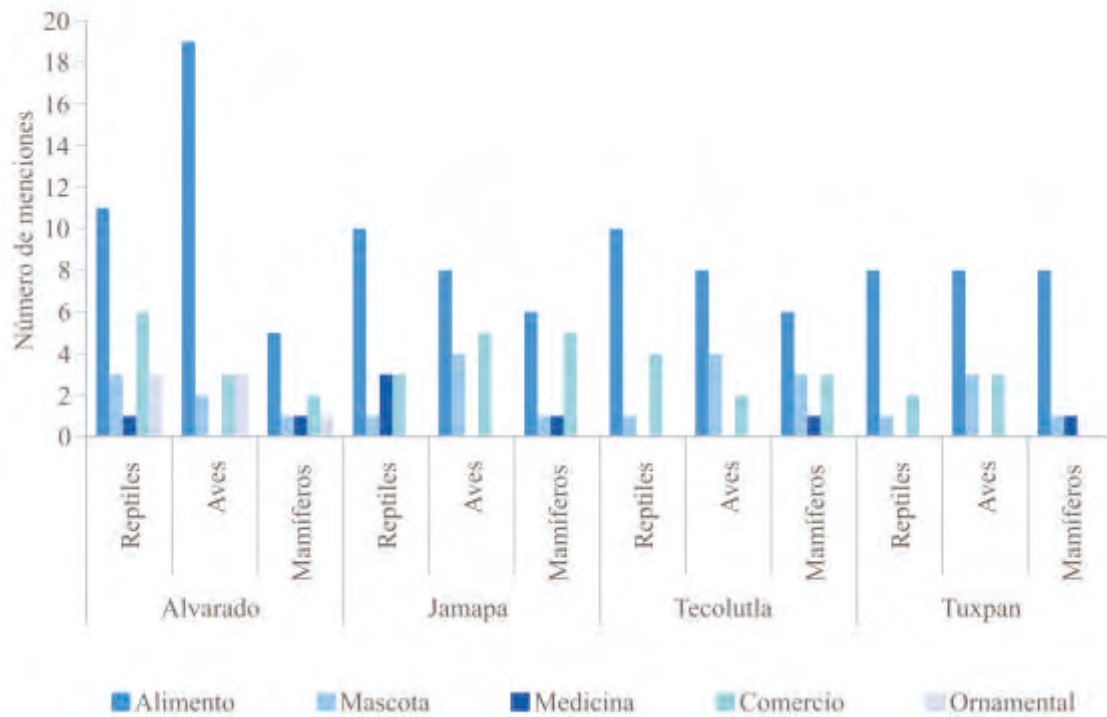


Figura 84. Tipos de uso que se le otorga a la fauna silvestre en cuatro municipios de Veracruz.

guanábana (*Annona muricata*), ilama (*Annona purpurea*), entre otras. También se encuentran en los ecosistemas costeros transformados.

Especies como maíz (*Zea mays*), jitomate (*Lycopersicon esculentum*) y frijol (*Phaseolus spp.*) desde siempre han sido utilizadas como alimento de las personas y a pesar de ser cultivados en menor medida aún se mantienen (Escamilla-Pérez, 2013).

Plantas medicinales

Algunas especies que se encuentran en los ecosistemas transformados y que suelen pasar como malezas a ojos de un no conocedor, son las plantas medicinales. Estas especies juegan un papel fundamental en zonas rurales donde los servicios médicos no están a la mano, así como por el alto costo de los medicamentos, siendo el primer recurso empleado para curar diversas enfermedades. Además son importantes por el ahorro económico que representan para las familias, al ser una opción ante la compra de medicamentos de origen farmacéutico.

Tan solo en cuatro localidades del municipio de Jamapa se registraron alrededor de 62 especies de plantas con propiedades curativas ante males como: dolores de tipo muscular, cólicos y de huesos, para aliviar el riñón, anemia, asma y cálculos renales; y algunas enfermedades de filiación cultural. La manera en que suelen ser empleadas es a través de infusiones o tés, ya sean tomados o untados. De las especies, se suelen emplear las hojas y el fruto. La recopilación titulada “Plantas medicinales de La Matamba y El Piñonal, municipio de Jamapa, Veracruz” de Escamilla-Pérez y Moreno-Casasola (2015) es un claro ejemplo de las especies que suelen ser empleadas como medicinales y que son un recurso primordial para la salud humana en zonas rurales. Como dato importante se debe mencionar que de acuerdo con el Centro de Salud de La Matamba, algunas especies están ayudando a controlar enfermedades que parecen ser cada



Figura 85. Un pescador de una comunidad de Alvarado muestra los restos de una tortuga tres lomos (*Sturotypus tripurcatus*) que fue utiliza como alimento para toda su familia. Fotografía: Rosa María González-Marín.

vez más comunes entre la población local, como son la diabetes y la hipertensión, por lo cual la información, el conocimiento y uso son de gran importancia en la región.

La fauna silvestre

La fauna silvestre es un recurso natural importante para los seres humanos como fuente de proteína, medicina, vestido y recreación. Ha proporcionado la seguridad alimentaria desde tiempos inmemoriales, principalmente en las comunidades rurales. En los ecosistemas costeros, la fauna silvestre se encuentra distribuida en humedales, dunas, lagunas y zonas transformadas para agricultura y ganadería (Escamilla-Pérez, 2013; González-Marín, 2013).

Al entrevistar a 60 personas que viven cerca de los humedales en comunidades de Alvarado, Jamapa, Tecolutla y Tuxpan, mencionaron que las aves (32 especies) son el grupo de fauna silvestre más utilizado, siguiendo los reptiles (15 especies) y por último los mamíferos (12 especies). Las especies más nombradas fueron: loro o cucho (*Amazona autumnalis*), canate o cerceta azul (*Anas discors*), pichichi (*Dendrocygna autumnalis*), perico (*Aratinga nana*), tortuga pinta, jicotera o tortuga real (*Trachemys venusta*), iguana verde o iguana real (*Iguana iguana*), chachagua (*Kinosternon leucostomum*), tilcampo o garrobo (*Ctenosaura similis*), toche (*Dasypus novemcinctus*), mapache (*Procyon lotor*), conejo (*Sylvilagus floridanus*) y coati (*Nasua narica*) (González-Marín, 2013; Gonzalez-Marín *et al.*, en prensa).

En los potreros inundables (zonas transformadas), se entrevistaron a 70 personas, mencionando principalmente a la iguana, algunas especies de tortugas entre las que destacan la jicotera y almizclera (*Claudius angustatus*), así como el armadillo y el mapache (Escamilla-Pérez, 2013).



Figura 86. Caparazón de armadillo o toche (*Dasypus novemcinctus*) utilizada como adorno en una casa de una comunidad de Alvarado, Veracruz. Fotografía: Rosa María González-Marín.



Figura 87. Pareja de loros (*Amazona autumnalis*), utilizados como mascotas en una casa de Tecolutla, Veracruz. Fotografía: Rosa María González-Marín.

La fauna silvestre es aprovechada principalmente para comer y vender. Sin embargo también se reportaron otros usos en menor escala, para mascotas, medicina, ornamentales o para utensilios (Figura 84). Se aprovecha mayormente la carne, los huevos, la piel, el caparazón o el animal vivo o muerto es vendido (Figura 85 y Figura 86). Por ejemplo: de las tortugas, sobre todo de la tortuga pinta, se aprovecha la carne y los huevos para comer o vender y el caparazón se cuelga como adorno en las casas; del conejo se utiliza la carne para comer, al igual que la del toche; y de la iguana se usa la carne para comer y la piel para hacer carteras o cinturones. La carne (cola) y el orín del zorrillo se utilizan de forma medicinal (para enfermedades de la piel) y los loros y pericos se venden vivos entre las personas de la comunidad o al turismo. Es común ver estas aves como mascotas a lo largo de toda la costa veracruzana (Figura 87) (González-Marín, 2013).

A pesar de que en la actualidad está prohibida la cacería sin un permiso específico, hace unas décadas hubo una fuerte dependencia en la fauna de las zonas de dunas. Para La Mancha y Vega de Alatorre se preguntó a 40 personas sobre los animales de las dunas que conocía y para qué las utilizaba ahora y en el pasado. Reportaron conocer 42 especies, de las cuales nombraron aves (seis especies), reptiles (14 especies), mamíferos (15 especies) e invertebrados (siete especies), sobre todo cangrejos. En la Figura 88 puede verse que los mamíferos es el grupo más utilizado. Los usos son muy variados; el más sobresaliente es para alimento, seguido por la fabricación de utensilios, uso medicinal y otros que agrupan aquellos con menos menciones como brujería, medicina veterinaria, alimento para otros animales, control de plagas, comercio y ecoturismo. Usualmente se usa la carne y en menor medida la piel, la grasa y otras partes. Las especies que tienen utilidad intangible o significados que forman parte importante de la cosmovisión de la población actual, como es el caso del coyote, que representa suerte o poder, forma parte de los servicios ecosistémicos (SE) culturales (MEA, 2005; entrevistas del proyecto sin publicar).

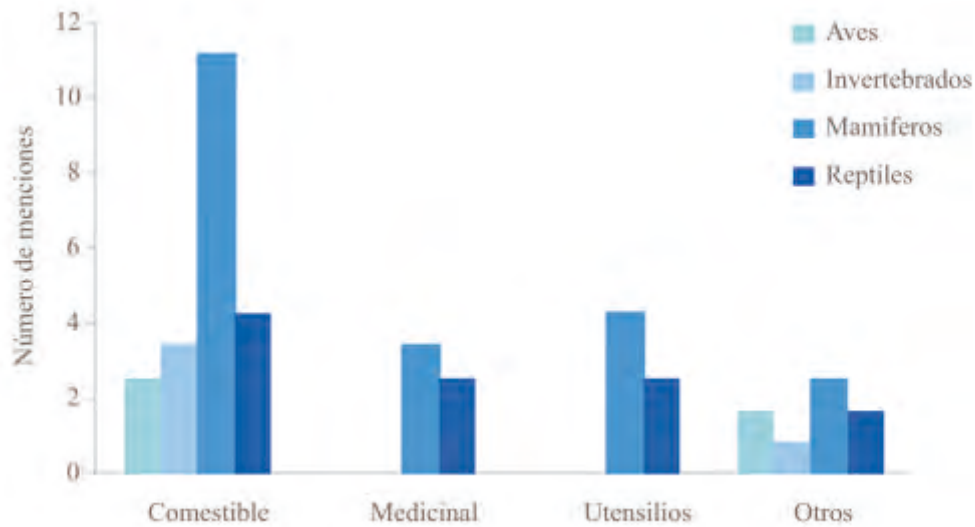


Figura 88. Tipo de uso que se le otorga a diferentes grupos de fauna silvestre en las dunas.

Recursos de lagunas de agua dulce y salobre

Las lagunas costeras y de agua dulce son una fuente de aprovisionamiento, tanto para las comunidades que viven cerca de ellas, como para las personas de las grandes ciudades. Flores-Verdugo *et al.* (2010) mencionan que una actividad importante que se realiza a todo lo largo de las costas de México, tanto en las lagunas costeras y bahías (pesca ribereña), como en la plataforma continental (pesca de “altura”), es la pesca de camarón, por su elevado precio en el mercado nacional e internacional. La mayor parte de las especies de camarón utiliza a las lagunas costeras y bahías como zonas de alimentación y refugio desde sus etapas larvarias hasta preadultos, para posteriormente salir a mar abierto a desovar. Asimismo, en las lagunas se lleva a cabo la extracción de peces, ostiones, jaibas, langostinos, langostas, cangrejos, entre otros organismos, para consumo humano, pero también para comercio en pequeña escala (Contreras-Espinosa *et al.*, 2006). También proporcionan especies de tortugas dulceacuícolas (como lo hacen los humedales y potreros inundables), que son aprovechadas para alimento.

Existen lagunas de gran importancia en Veracruz, sin embargo en este capítulo solo abordaremos algunas lagunas donde se han realizado diferentes estudios sobre los recursos que sirven de aprovisionamiento.

Sistema Lagunar de Alvarado

El Sistema Lagunar de Alvarado es uno de los ecosistemas costeros más importantes debido a su amplia biodiversidad. Cuenta con más de 200 cuerpos de agua que cubren 270 mil hectáreas, aproximadamente. Ahí, más de 180 especies de peces son el sustento económico para 90 por ciento de las familias que viven de la pesca. En este ecosistema se conserva además el bosque de manglar más extenso de Veracruz (19 mil hectáreas), donde por temporadas desovan miles de peces dejando a sus crías protegidas de los depredadores entre las raíces de los árboles de mangle que bordean la laguna (Contreras-Espinosa, 2005). El camarón es de los más utilizados como aprovisionamiento, y dependiendo de la temporada de pesca, se capturan las especies *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum*, *Litopenaeus setiferus* y *Xiphopenaeus*

kroyeri. Otras especies representativas son el róbalo (*Centropomus undecimalis*), chucumite (*Centropomus parallelus*), tilapia (*Oreochromis niloticus*) y cangrejos (*Callinectes rathbunae* y *Callinectes sapidus*). Las tortugas como *Trachemys venusta*, el galápago (*Kinosternon acutum*) y/o *K. flavescens*; el serevengue (*Chelydra rosignoni*) y la chachagua (*K. leucostomum*), son aprovechadas por las comunidades que viven en los alrededores de la laguna (Contreras-Espinosa, 2005; Jiménez-Badillo, 2005; Moreno-Casasola, 2005; González-Marín, 2013, González-Marín *et al.*, en prensa).

Actualmente, se desarrolla el cultivo de almeja gallo (*Rangia cuneata*) y la mojarra tilapia “pargo cerezo” (*Oreochromis niloticus*) por mujeres organizadas en cooperativas, las cuales están teniendo mucho éxito ya que producen al año cerca de 20 toneladas de estas especies (Escalón, 2007; De la Redacción, 2007).

Laguna La Mancha

La laguna de la Mancha tiene una extensión de 132 ha. Se han identificado 43 especies de peces, 44 de moluscos y 24 de otros organismos (Contreras-Espinosa, 2005). Los grupos de peces de mayor interés como servicio de aprovisionamiento (alimento y comercial) son: las lisas (*Mugil cephalus* y *Mugil curema*), los pargos (*Lutjanus griseus*), las mojarras (*Diapterus evermanni*, *Diapterus olisthostomus* y *Diapterus rhombeus*, *Eucimostomus melanopteros* y *Eugerres plumieri*) y robalos (*Centropomus parallelus* y *Centropomus undecimalis*), así como los sargos (*Archosargus probatocephalus*) (Juárez-Eusebio *et al.*, 2006). En el caso de los invertebrados, las especies más importantes que en la actualidad se capturan son el ostión americano (*Crassostrea virginica*), la almeja plana (*Isognomon alatus*), los camarones peneidos, la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) y el cangrejo de mangle (*Ucides cordatus*) (Ruíz-Guerrero y López-Portillo, 2006).

Laguna El Apompal

En la laguna El Apompal se reportó principalmente la extracción de la jicotera (*Trachemys venusta*), chachagua (*Kinosternon leucostomum*) y chopontil (*Claudius angustatus*) para alimento y comercio (González-Marín, 2013). No hay información sobre las especies de peces e invertebrados de esta zona.

Laguna de Tampamachoco

Está ubicada en el municipio de Tuxpan. Tiene una extensión de 1,500 ha. Se han identificado 171 especies de peces, 66 de moluscos, 14 de crustáceos y 53 de otros organismos. Presenta severos problemas de eutroficación. Recibe los desechos de la colonia urbana de PEMEX, principalmente las descargas de aguas residuales (Contreras-Espinosa, 2005). Aún con los problemas ambientales y sociales que tiene, las personas utilizan los recursos de la laguna. Las especies que se han reportado para aprovisionamiento son la jaiba (*Callinectes sapidus* y *C. rathbunae*), el ostión (*Crassostrea virginica*), una gran variedad de peces como *Dicentrarchus labrax*, *Lutjanus campechanus*, *L. griseus*, *Mugil cephalus*, *Dasyatis spp.*, entre otros. Así como especies de tiburones, principalmente de la familia *Cacharhinidae* y *Sphyrnidae*, que son las de mayor relevancia (Figura 89) (González-Marín, 2013).

En esta laguna, así como la de La Mancha, también se encuentran pastos marinos (Rivera-Guzmán, 2014) de los cuales se ha reportado que en el caso de *Halodule wrightii*, se aisló un polisacárido sulfatado (SPSG) demostrando ser un excelente antioxidante y anticoagulantes en ensayos in vitro. Estos resultados indican que SPSG puede ser considerada en el futuro como un medicamento para ser utilizado en el tratamiento de enfermedades del sistema circulatorio (Silva *et al.*, 2012).



Figura 89. Pescadores de la Laguna de Tampamachoco en Tuxpan, alineando pescado. Fotografía: Rosa María González Marín.

Los ecosistemas costeros para la seguridad alimentaria y la calidad de vida

En los últimos 50 años la sociedad ha transformado los ecosistemas más rápida y extensamente que en ningún otro momento en la historia humana, principalmente para satisfacer nuestra creciente demanda de los servicios prestados por los ecosistemas (MEA, 2005). El uso de la vida silvestre (plantas y animales) como una fuente adicional de dinero es una práctica común en las zonas rurales de México: la carne de animales silvestres por ejemplo, es generalmente más barata que la de las aves de corral, carne de cerdo o carne de res, ya que en este último se incluyen los costos de producción (Apaza *et al.*, 2002). Asimismo, en el caso de las comunidades donde las personas deben viajar largas distancias es más fácil y más económico consumir los recursos que se encuentran en la naturaleza que comprar o intercambiar productos desde el exterior (González-Marín, 2013).

Por otra parte, el cambio climático está aumentando el riesgo de extinción de especies, especialmente aquellas especies cuya población tiene números bajos y/o se limitan a ciertos hábitats. Al mismo tiempo, muchos servicios de los ecosistemas esenciales y en consecuencia los medios de vida de los pueblos están siendo afectados (Halsnaes y Traerup, 2009). A través de este trabajo se constató que los recursos naturales de los ecosistemas costeros siguen siendo importantes para los pobladores locales como una fuente de alimento, combustible, medicina, ropa, utensilios y material para construcción (Escamilla-Pérez, 2013; González-Marín, 2013; Lazos-Ruíz, 2014; Lazos-Ruíz *et al.* (2016) y como punto principal han proporcionado la seguridad alimentaria desde tiempos inmemoriales, principalmente en las comunidades rurales.

Sin embargo, para que exista seguridad alimentaria es necesario garantizar el acceso a suficientes alimentos inocuos y nutritivos para satisfacer sus necesidades alimenticias y sus preferencias alimentarias para llevar una vida activa y sana (FAO, 1999). Así, las personas deben ser capaces de confiar en el acceso a alimentos y comida nutritiva y debe estar disponible en cantidades suficientes y de buena calidad. A diferencia, la inseguridad alimentaria se produce cuando los sistemas alimentarios están tan estresados que los alimentos no están accesibles, disponibles, y/o son de calidad insuficiente (Ford, 2009). Esto puede suceder cuando un ecosistema se transforma en gran medida por las actividades humanas, como ha venido ocurriendo en muchos ecosistemas costeros, lo que afecta sin duda la calidad de vida de las personas.

Factores que están disminuyendo los recursos de aprovisionamiento

El hombre por naturaleza se ha dedicado a vivir en sociedad, tratando de satisfacer las necesidades básicas propias y del grupo en el que se desarrolla. En el intento de satisfacer estas necesidades continuamente está transformando su entorno natural, a través de la extracción de recursos naturales. En México, un país en vías de desarrollo, las actividades económicas rigen los usos de suelo, por lo que hoy en día es común escuchar acerca de la pérdida de ecosistemas aunque hay pocos intentos por recuperarlos.

Algunos factores que afectan fuertemente la biodiversidad de los ecosistemas costeros son la deforestación y la fragmentación, así como la contaminación del agua y la sobreexplotación de especies (Escamilla-Pérez, 2013; Gonzalez-Marín, 2013; Lazos-Ruíz, 2014). Ecosistemas como selvas y potreros inundables constantemente están siendo transformados a zonas agrícolas o pecuarias (potreros inundables), como resultado de una presión demográfica sobre el uso de los recursos naturales y de un aprovechamiento inadecuado de la tierra. La deforestación no solo afecta la cobertura vegetal, también trae consigo cambios en los ciclos del agua, en la temperatura y precipitación, favoreciendo a su vez el calentamiento global, la pérdida de hábitats y la fragmentación de ecosistemas. Esta última, provoca la pérdida de lugares donde se desarrollan diversas especies, y con ello la baja en los recursos naturales que satisfacen los alimentos humanos.

La sobreexplotación de especies afecta el número de poblaciones y de individuos de animales, plantas y en consecuencia la seguridad alimentaria de las personas, ya que cada vez los recursos son más escasos (González-Marín, 2013; González-Marín *et al.*, en prensa). La principal causa de disminución de fauna silvestre en El Apompal por ejemplo, es la cacería furtiva que existe en la región. La cacería es realizada por personas de la comunidad que utilizan las especies para comerciar, así como por personas que llegan de fuera de la localidad, conducidas por guías locales para recibir un pago extra.

Otra causa de degradación es la contaminación del agua que se ha dado principalmente por agroquímicos, desagües industriales (como ingenios y jugueras), drenajes caseros y basura. Una causa

más de la fuerte disminución de los recursos es el cambio de estilo de vida de las poblaciones rurales. Hay nuevas necesidades y nuevas influencias; si bien las sociedades están en constante cambio, estos factores se han reflejado en el uso de recursos que no parece muy sustentable. Muchos de los materiales que antiguamente se extraían de los árboles y palmeras han sido reemplazados por otros como el plástico o el cemento (González-Marín *et al.*, 2012b; encuestas del proyecto no publicadas). También los frutos silvestres se han dejado de consumir para sustituirlos por otros de más fácil preparación. Por un lado estos cambios disminuyen la presión sobre los recursos y por otro promueven una pérdida fuerte de conocimiento sobre los mismos, creando un círculo vicioso de “no cuido porque no conozco, no conozco porque ya no hay o porque ya no lo necesito, ya no hay porque no cuido”. De esta manera, es indispensable que la población reconozca el valor de los recursos no solo para el corto plazo sino para un tiempo más prolongado, así como la relación de éstos con los SE, no solo los de aprovisionamiento sino de muchos otros que se pierden cuando se degradan los ecosistemas.

Algunas propuestas para disminuir los factores que disminuyen los recursos naturales y contribuir a la seguridad alimentaria

La zona costera tienen una enorme riqueza en especies y ecosistemas, desde playas, dunas, montañas, zonas inundables y desiertos (Moreno-Casasola, 2010). Sin embargo, se ha visto que estos ecosistemas se encuentran afectados por numerosos problemas como la deforestación, la contaminación y la sobreexplotación de especies, por nombrar solo algunos (CONABIO, 2000). Desafortunadamente, en las zonas rurales este deterioro se ha producido principalmente por las necesidades de producción agrícola y pecuaria, lo cual no ha resultado en un campo productivo capaz de solucionar los problemas económicos, sobre todo de seguridad alimentaria y de calidad de vida de los habitantes rurales. Ante estos problemas, la educación es quizá el único modo de tender hacia una cultura ambiental (Moreno-Casasola, 2010). Para ello se requiere promover programas de rescate de conocimiento y educación ambiental orientados a niños, jóvenes y adultos (Figura 90). Es necesario realizar prácticas de educación ambiental orientadas al manejo de ecosistemas naturales, en este caso los ecosistemas costeros. Pero principalmente debe basarse en la participación y la responsabilidad de las poblaciones locales, dándoles posibilidades de desarrollo y acceso a la información para ser protagonistas y “autores” de sus propios proyectos. Es decir, la educación significa aprender haciendo, y es a través de la acción que se genera conocimiento, pero también compromiso (Pesci *et al.*, 2007)

Se enlistan algunas propuestas que fueron identificadas como necesarias para el manejo de ecosistemas y lograr su conservación.

- Plantar y propagar especies nativas de árboles para leña que han sido identificadas y evaluar el potencial de otras.
- Extraer madera bajo un plan de manejo sustentable comunitario a mediano y largo plazo
- Producir frutos silvestres para autoconsumo y venta, así como buscar nuevas formas de usarlos y recuperar viejas tradiciones
- Diseñar y usar sistemas silvopastoriles y mezclas nutritivas de forrajes de árboles
- Manejar los árboles para extracción de postes
- Manejar las palmas para extracción de hojas para autoabastecimiento y venta
- Sembrar árboles en zonas riparias y orillas de cuerpos de agua para controlar la erosión, aumentar la fertilidad del suelo y mejorar la calidad del agua.

- Mantener la conectividad del paisaje asegurando la prevalencia de árboles en pie atractivos para animales frugívoros y polinívoros y cercas vivas.
- Creación de UMAS para la cría de animales de interés como iguanas y tortugas de agua dulce.
- Recuperar el conocimiento de las generaciones que todavía vieron las selvas y las utilizaron.

En algunas de las comunidades estudiadas y como parte del proyecto financiado por la Organización Internacional de Maderas Tropicales, por ejemplo La Mancha, Ciénaga del Fuerte, La Guadalupe y Jamapa, se ha logrado un cambio de comportamiento y aptitudes de grupos de personas hacia el medio ambiente. Esto se está logrando mediante actividades realizadas en las comunidades rurales de la planicie costera veracruzana. Se organizan grupos productivos con proyectos sustentables. Se difunde el conocimiento y se crea conciencia con información real y actual de los recursos naturales de la propia comunidad mediante las pláticas, talleres y material de difusión. Por medio de la creación de proyectos productivos se cambian los comportamientos, se impulsa la organización, se capacita, se realzan aptitudes y se fomenta la participación en el manejo y conservación de humedales. Las actividades con niños y adultos buscan generar experiencias que permitan modificar conductas bajo el precepto de “aprender haciendo”. En este camino, la estrategia aprender haciendo, propuesta por Pesci *et al.* (2007) es una herramienta extraordinaria de educación ambiental.

El trabajo que se ha realizado en estas comunidades nos ha dado gran experiencia para llevar a cabo más actividades en otras comunidades. Pero para alcanzar esta conciencia ambiental es importante que los gobiernos locales se involucren y los programas de educación básica estén definidos con base en las prioridades, las características particulares y la identidad cultural de la región (Castillo, 1999). Asimismo, debe haber coherencia entre los estudios que realizan los investigadores, es decir, la generación de conocimientos ecológicos que consideren la problemática ambiental actual y no solo eso; para que ésta sea útil a la sociedad la producción de conocimiento científico debe ser comunicada eficientemente hacia ella (Lubchenco *et al.*, 1991). La colaboración de grupos de educadores ambientales en las instituciones de investigación, las ONG y organizaciones productivas crearían un escenario más favorable para el mejor y más eficiente intercambio de información entre sectores (Castillo, 1999). Así, los investigadores podrían conocer las necesidades de investigación para la atención de problemas específicos y, de esta manera, incorporarlos a sus proyectos de investigación. Por otro lado, tanto las ONG como las organizaciones de productores estarían en mejores condiciones para aprovechar la información generada en las instituciones de investigación. Es un proceso largo pero seguro y el único que podrá dar alternativas a futuro, tanto para los propios pobladores de la zona como para la sociedad en general.



Figura 90. Actividades de educación ambiental para las familias de zonas costeras, sobre temas de humedales, en el marco del Festival de las Aves Playeras, La Mancha-El Llano, Veracruz. Fotografía: Alejandro A. Castro Luna.

VALOR ECONÓMICO Y DISTRIBUCIÓN



XI. VALOR ECONÓMICO DE LOS ECOSISTEMAS

*César Vázquez-González, Patricia Moreno-Casasola, Ileana Espejel,
Blanca Edith Escamilla-Pérez, Samantha Díaz de León y Luis Alberto Peralta Peláez*

Definición de los servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos (SE) son los beneficios que la población humana obtiene directa o indirectamente de las funciones propias de un ecosistema (Costanza *et al.*, 1997; Daily *et al.*, 1997). En de Groot *et al.* (2002), se clasificaron y detallaron en función de su valor ecológico, cultural, social y económico; sin embargo, la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) los vinculó claramente con las diferentes facetas del bienestar humano dependiendo de la cultura, la sociedad y por ende el tipo de uso (directo o indirecto) de los bienes y SE. En los últimos años han adquirido gran relevancia y autores como Costanza *et al.* (1997) realizaron la primera evaluación económica de los ecosistemas y biomas a nivel mundial y por tipo de servicio ecosistémico. Casi 20 años más tarde, Costanza (2014) realizó el mismo ejercicio para analizar el cambio del valor de los ecosistemas y biomas en función de los bienes y SE ofertados.

La literatura científica internacional reconoce la importancia de la conservación de los SE. Costanza y Farley (2007), Costanza *et al.* (2008) y de Groot (2006), hicieron énfasis en su conservación por el valor de los efectos positivos que puede generar y los efectos adversos que pueden resultar derivado de la pérdida de éstos. Además, actualmente uno de los principales retos es la adaptación al cambio climático con base en los ecosistemas a partir de la conservación de los SE (Martínez-Alonso *et al.*, 2010), y sobre todo, como una de las principales estrategias que se deben instrumentar frente a las variaciones e imprevisibilidad climática (<http://www.unep-prg/>). Los ecosistemas saludables y en buen estado presentan una resistencia natural a los efectos adversos del cambio climático y ayudan a reducir la vulnerabilidad de las personas (Akter y Mallick, 2013). La gestión basada en los ecosistemas es un complemento de otras acciones tradicionales, y utiliza la biodiversidad y los SE como parte de una estrategia general para ayudar a las personas y a las comunidades para adaptarse a los efectos negativos del cambio climático a nivel local, nacional, regional y mundial (<http://www.ccdare.org/>).

Clasificación de los servicios ecosistémicos

Para el entendimiento y valoración económica de los SE, se han construido clasificaciones, tal y como lo hicieron Costanza *et al.* (1997) en la primera valoración económica de los ecosistemas, de Groot *et al.* (2002) en la primera tipología y gran clasificación de los ecosistemas; y en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) en el cual se presenta la primera clasificación consensuada entre muchos científicos e investigadores del área. En el presente libro se usa la clasificación propuesta por de Groot *et al.* (2010a), cuya diferencia radica en la forma de agrupación entre las funciones ecosistémicas y los SE que incluyen. Tal y como se analiza en el Capítulo II del presente libro, los SE se agruparon en cuatro grandes tipos (funciones ecosistémicas) y en 23 procesos o componentes.

El objetivo de este capítulo es presentar diferentes métodos utilizados para estimar el valor económico de los SE de aprovisionamiento como extracción y aprovechamiento de maderas, obtención de alimento y por las plantas medicinales; de regulación como la reducción de emisiones de carbono, control

y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas y contención de la intrusión salina, almacenamiento y oferta de agua; también se incluye la conectividad y/o restauración propia de un ecosistema que no se encuentra clasificada actualmente pero puede formar parte de una función regulatoria de los ecosistemas per se; de hábitat como la pesca ribereña; funciones culturales como la contribución de la ciencia a través del trabajo académico; y por último se expone la valoración contingente como la disposición y disponibilidad a pagar por la conservación de los humedales costeros. También se calculó el valor de los servicios ambientales de agricultura (cultivo de caña de azúcar) y la cría de ganado. La diferencia conceptual entre servicios ambientales y SE aparece en el Capítulo II.

Síntesis de los métodos de valoración económica

La expresión del valor de los SE en unidades monetarias es una herramienta importante para dar a conocer y transmitir la importancia relativa de los ecosistemas y de la biodiversidad a los responsables de las políticas ambientales (de Groot *et al.*, 2010b; de Groot, 2006). La información sobre el valor monetario permite un uso más eficiente de los fondos limitados que existen, ya que permite identificar los sitios en donde la protección y restauración es económicamente más importante y se puede proporcionar a un costo más bajo (Crossman y Bryan, 2009; Crossman *et al.*, 2011), permite determinar el grado de la indemnización que debe ser pagada por la pérdida de servicios de los ecosistemas en la figura de pago por compensación ambiental (Payne y Sand, 2011), y permite decidir cuál es la mejor opción entre distintos proyectos de desarrollo, sobre todo en términos de explotación versus desarrollo sustentable (Raymond *et al.*, 2009; Vázquez-González *et al.*, 2015).

Los estudios de valoración ambiental frecuentemente son criticados por considerar que no se puede poner un precio a la naturaleza (Serafy, 1998), dar "valor a lo inestimable" y que no deben estimarse valores monetarios a todo lo que es esencial y no sustituible (Ehrlich y Ehrlich, 1992; de Groot *et al.*, 2012). Esto último es válido desde la perspectiva ecológica; sin embargo, en la toma de decisiones que hace el gobierno, las empresas y los consumidores, ya sea intrínseca o extrínsecamente, de uso o de cambio, se valoran los ecosistemas y en función de ello se asigna un precio. Generalmente el precio no refleja el valor per se de los ecosistemas, debido a que muchos tienen un mercado perfectamente establecido y son bienes rivales y/o no rivales (Mankiw, 2002) y se les convierte en plantaciones, granjas camaroneras y otros sistemas mono-funcionales sin tomar en cuenta (o sólo en parte) los costos de la pérdida de sus servicios (Barbier, 2000) o bien, su transformación en servicios ambientales tal y como lo describen Goldstein *et al.* (2012) y el Capítulo II del presente libro.

Por lo tanto, la valoración económica debe ser entendida desde dos posturas: a) encontrar el valor del servicio ecosistémico para sentar un precio de pago por SE y las compensaciones ambientales, y b) estimar el precio del servicio ecosistémico de forma directa para el pago por SE y la compensación ambiental. En ningún momento se plantea darle un precio a la naturaleza. El problema y discusión radica en la comprensión del pago y las compensaciones ambientales, con el fin de optimizar los beneficios (sostenibles) que se reciben de la interacción entre los ecosistemas y los seres humanos, los sistemas sociales (Gómez-Baggethun y de Groot, 2007) y los bienes de capital (Ghermandi *et al.*, 2009). Estas compensaciones se pueden expresar de muchas maneras (e.g. unidades monetarias), sin que esto signifique que puedan o deban privatizarse, o convertirse en mercancías para su intercambio en el mercado (de Groot *et al.*, 2012). Son una estimación que permite incorporarlas en la economía de la sociedad y de los gobiernos.

Para valorar económicamente los SE que los bosques sobre dunas costeras y los humedales como los manglares, selvas y palmares inundables, popales y tulares así como los potreros inundables proporcionan al ser humano, se debe definir el valor que se estimará, es decir, el valor ecológico, socio-cultural y/o económico como lo indican de Groot *et al.* (2002). El valor ecológico comprende estimar las funciones de regulación y hábitat, y es evaluado por parámetros como complejidad, diversidad, rareza, resiliencia, etc., e.g., la conectividad y/o costos de la restauración asistida (Holl y Howarth, 2000) que sustituye parcialmente a la capacidad de un bioma para auto-regenerarse, y que puede perderse después de cierto nivel de soporte. El valor socio-cultural está asociado a funciones que mejoran la calidad de vida, la salud mental, la educación, la diversidad cultural (desarrollo de pueblos indígenas) (Daniel *et al.*, 2012), la identidad-autoadscripción (Tengberg *et al.*, 2012) y los valores hereditarios (Smardon, 2006), así como la libertad y sus valores espirituales. Y el valor económico se divide en métodos establecidos por la literatura de la ecología económica como en Balvanera y Cotler (2007), Balvanera *et al.* (2012), Costanza (2014) y Vázquez-González *et al.* (2015).

Valoración económica: directa e indirecta

Los métodos de valoración económica se dividen en valoración directa del mercado e indirecta, valoración contingente y valoración por grupo (de Groot *et al.*, 2002). Cabe añadir que es posible aplicar estos métodos de valoración económica para estimar el valor monetario de los valores ecológicos y socio-culturales; por ejemplo, la restauración de dunas costeras como en Díaz de León (2015), quien tomó como referencia los costos por hectárea de los proyectos de restauración de dunas. En función de esta información, se estimó en el presente estudio el costo del reemplazo de la conectividad o conectividad asistida (Cuadro 10). En el presente capítulo se estimaron los valores económicos para los SE mostrados en el Cuadro 10, con base en los métodos clasificados de forma general en el mismo, detallados por de Groot *et al.* (2010 a y 2012), y explicados en el Cuadro 11.

Los ecosistemas como el manglar tienen un valor ecológico, un valor socio-cultural (Smardon, 2006) y/o un valor económico (Vázquez-González *et al.*, 2015; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Calderón *et al.*, 2009). Cada valor se puede subdividir en diferentes tipos; por ejemplo, desde el punto de vista del aprovisionamiento, el manglar proporciona madera, y en algunos casos miel, caza y plantas medicinales (Ewel *et al.*, 1998). Cada uno de estos servicios tiene un valor económico. Lo mismo sucede con su capacidad para almacenar carbono (Adame *et al.*, 2013), proteger la costa del oleaje y el viento (Costanza *et al.*, 2008), conforman hábitats para crianza de especies y a partir de ello ser base de pesquerías, etc. Por tanto, el valor total del manglar es la suma de todos los valores ecológicos, de los valores socio-culturales y de los valores económicos. Sus funciones dependerán del tipo de manglar, e.g. el manglar de franja o manglar de cuenca, así como del entorno cultural y social particular. En este sentido, las comunidades rurales le darán mayor valor que las comunidades urbanas cercanas, o en distintas regiones geográficas del planeta. Por lo tanto, el valor de un ecosistema está dado por una serie de aproximaciones que añaden valor a las distintas funciones conforme se trabajan y evalúan. Sin embargo, una primera valoración proporciona a la sociedad y a los tomadores de decisiones elementos para escoger opciones de uso y conservación.

Cuadro 10. Tipo de valoración económica por métodos generales, por servicio ecosistémico valorado y por ecosistema/vegetación valorado.

Tipo de valoración	Métodos generales	Servicio ecosistémico valorado	Ecosistema/vegetación							
			Manglar	Popal	Tular	Selva inundable	Palmar inundable	Potrero inundable	Dunas costeras	
Valoración directa del mercado	Valor del mercado	1.1.1 Extracción y aprovechamiento de maderas	-	-	-	-	-	-	X	-
		1.1.2 Cultivo de caña de azúcar	-	X	X	X	X	X	X	-
		1.1.3 Cría de ganado	X	X	X	X	X	X	X	-
		1.1.4 Reducción de emisiones de carbono	X	X	X	X	-	-	-	-
Valoración indirecta del mercado	Costo evitado	2.1.1 Plantas medicinales	-	-	-	-	-	-	X	-
		2.1.2 Control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas	X	X	X	X	X	-	-	-
		2.1.3 Conectividad / restauración propia del ecosistema	-	-	-	-	-	-	X	X
Valoración contingente	Factor de ingreso	2.2.1 Almacenamiento y oferta de agua	X	X	X	X	-	-	-	-
		2.3.1 Pesca ribereña	X	X	X	X	X	-	-	-
		2.3.2 Información / ciencia y academia	-	-	-	-	-	-	-	X
Valoración contingente	Disponibilidad a pagar	3.1.1 Pago por conservación de humedales costeros	X	X	X	X	X	X	-	-

Nota. El tipo de valoración económica, métodos generales y servicios ecosistémicos evaluados corresponden a la tipología de de Groot *et al.* (2002) y la clasificación de de Groot *et al.* (2010a) aplicada en el capítulo II del presente libro.

Métodos por servicio ecosistémico valorado

Métodos para estimar el valor comercial

Los SE como la extracción y aprovechamiento de maderas (1.1.1), maderas para construcción de casas (1.1.2), la provisión de alimentos como el cultivo de caña de azúcar (1.1.3) y la cría de ganado (1.1.4), se analizaron usando el método del valor comercial como muestran los trabajos de Escamilla-Pérez (2013) y Vázquez-González (2012), debido a que el uso de los humedales costeros ha sido destinado al cultivo de caña, a la cría de ganado (Vázquez-González *et al.*, 2014; Vázquez-González *et al.*, 2015), a la extracción y aprovechamiento de maderas, y que finalmente establecerán un rango de valores mínimos a máximos por tipo de ecosistema en una región dada. Cada uso, bien y servicio ecosistémico tiene un mercado y precio establecido por éste, por tal motivo se aplicó dicho método con las fórmulas que aparecen en el Cuadro 11. Al compararse con el Cuadro 10 se observa que se considera como valoración directa del mercado.

Valor comercial: reducción de emisiones de carbono

El método de valoración directa del mercado se aplicó para obtener el valor comercial de los humedales costeros en función de la reducción de emisiones de carbono y su valor monetario en el mercado (1.1.5, Cuadro 11). Se aplicó el método usado por Siikamäki *et al.* (2012) con las fórmulas del Cuadro 11. En este caso, se asignó un valor monetario y/o comercial a los humedales costeros, ya que existen mercados de carbono establecidos tanto de cumplimiento regulado como los voluntarios. Se usaron los valores del mercado de carbono europeo a partir de lo establecido en el Protocolo de Kyoto en el UNFCCC (1998) y la creación del mecanismo de desarrollo limpio (MDL) y los proyectos de REDD+ con base en la metodología para obtener el valor económico y el costo de oportunidad planteado por White y Minang (2011).

Costo evitado por bienes sustitutos

A partir del trabajo de Escamilla-Pérez (2013), se utilizó el método del costo evitado por el consumo de bienes sustitutos para estimar el valor comercial de los potreros inundables (derivados de la tala de la selva y de los palmares inundables) y los potreros derivados de selvas tropicales secas. Se tomó en cuenta el consumo y extracción de plantas medicinales que las personas y habitantes de las comunidades utilizan en lugar de comprar medicamentos, drogas y/o productos farmacéuticos (2.1.1, Cuadro 11). Este método puede ser confundido con el costo de reemplazo, sin embargo conceptualmente es diferente estimar un costo evitado, es decir, antes de que ocurra dicho costo, a estimar un costo de reemplazo; es decir, un costo evaluado ex post para saber lo que costó la pérdida de dicho bien y/o SE debido a la sustitución por infraestructura humana.

Costo de los daños evitados y/o asumidos

El desarrollo de infraestructura, casas-habitación y zonas turísticas sobre sitios de anegación, humedales costeros y/o zonas inundables, tiene como consecuencia daños económicos por la pérdida de los bienes materiales cuando ocurren fenómenos naturales que implican inundaciones y crecidas de los ríos (Hallegatte *et al.*, 2013). Emerton y Bos (2004) establecieron conceptualmente la manera de ver a los ecosistemas como infraestructura natural que protege la infraestructura humana de las tormentas y las inundaciones provocadas por éstas. Se retomó la metodología de daños evitados y/o asumidos para valorar económicamente los ecosistemas como humedales costeros y su impacto positivo en la protección contra

desastres sociales (materialización de desastres naturales) (ver concepto en Maskrey, 1993). Se utilizó como caso de estudio las inundaciones provocadas por el huracán Karl en el Puerto de Veracruz y se evaluó el SE de control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas (2.1.2, Cuadro 11) a partir de los pasos siguientes:

- Se estimó la población y los hogares afectados.
- Se calculó el tamaño de la muestra para encuestar aleatoriamente a los hogares afectados.
- Se cuestionó acerca de la cantidad y costo de los productos electrodomésticos, muebles y bienes dentro del hogar que se perdieron durante las inundaciones.
- Se calculó la pérdida económica por hogar encuestado.
- Se estimó el número de rangos de pérdida económica y el total de los hogares encuestados por rango.
- Se obtuvo el total de hogares en cada uno de ellos y el total de la pérdida económica en los tres municipios (Veracruz, Boca del Río y Medellín) del análisis.
- Se estimó el valor monetario por inundaciones y protección a partir de la fórmula 2.1.2 (Cuadro 11).

Conectividad/restauración propia del ecosistema

Para evaluar económicamente la conectividad y/o restauración per se (2.1.3, Cuadro 11), se extrapola la información del costo por restauración estimado en Cole *et al.* (2011) para tomar los valores de referencia y correrlos con el método de transferencia de beneficios económicos planteado en Camacho-Valdez *et al.* (2013), y estimar el costo por mantener la conectividad (CCO). Con la información de Díaz de León (2015) acerca de los programas de restauración se calculó el costo por restauración (CR).

Almacenamiento y oferta de agua

Se utilizó el marco conceptual de Emerton y Bos (2004) para entender a los ecosistemas (humedales costeros) como infraestructura natural que prestan servicios hidrológicos como el control de las inundaciones en las zonas urbanas debido a la retención y almacenamiento de agua en el suelo, tal y como lo demuestran Campos *et al.* (2011). Se aplicó el método de costo sustituto-alternativo en Ming *et al.* (2007) y se seleccionaron las obras de infraestructura hidráulica para retener y almacenar agua, como presas y muros de contención en el Inventario Nacional de Obras de Protección contra Inundaciones publicado por la CNA (2008) y se estimó el costo por metro cúbico de agua almacenada (CAA, Cuadro 11) en la cuenca del Río Jamapa-Cotaxtla. Se calculó el costo evitado por retención de agua en el suelo (CER, Cuadro 11) con la cantidad de agua almacenada en el suelo de los humedales costeros estimada por Campos *et al.* (2011) y se multiplicó por el CAA.

Pescaribereña

Se aplicó el método de Aburto-Oropeza *et al.* (2008) modificado por Vázquez-González *et al.* (2015) para estimar el valor por hectárea por tipo de humedal costero en función del valor comercial de la producción pesquera en el Sistema Lagunar de Alvarado (Vázquez-González *et al.*, 2015) y su relación con la cobertura de humedales costeros que rodean las lagunas. Se estimó el valor comercial (2.3.1, Cuadro 11) con información tomada de encuestas realizadas a las cooperativas pesqueras. Se obtuvo la producción promedio por cooperativa y su lugar de captura (laguna) y esto se correlacionó con la cobertura por tipo de vegetación de humedales.

Información / ciencia y academia

Se utilizó el método de externalidades positivas desarrollado en Emerton y Bos (2004) y aplicado por Díaz de León (2015) mostrado en el Cuadro 11. A partir del número de tesis de especialidad, de maestría y de doctorado que fueron financiadas por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), se calculó la aportación de las dunas costeras a la ciencia y academia en Baja California, México.

Pago por conservación de humedales costeros

Dentro de los métodos de la valoración económica más utilizados y cuestionados está la valoración contingente. Éste consiste en hacer un estudio de marketing para obtener un valor económico a partir de la disposición y disponibilidad a pagar de las personas encuestadas tal y como lo describen Pate y Loomis (1997), de Groot *et al.* (2002) y Emerton y Bos (2004). Se retomó el caso de estudio de las inundaciones en el Puerto de Veracruz en el 2010 ocasionadas por el huracán Karl y los asentamientos humanos en zonas inundables, y de esta manera, saber la disposición y disponibilidad a pagar de las personas afectadas para conservar los humedales costeros.

- Se estimó la población y los hogares afectados.
- Se calculó el tamaño de la muestra para encuestar aleatoriamente a los hogares afectados.
- Se cuestionó sobre la disposición y disponibilidad a pagar, monto monetario que estarían dispuestos a pagar, valor monetario de las pérdidas económicas, edad del encuestado y si consideraron que los humedales protegen de las inundaciones (Cuadro 11).
- Se aplicó el modelo econométrico LOGIT para estimar la disponibilidad a pagar, es decir, el valor económico medio que los habitantes estarían dispuestos a pagar por conservar los humedales costeros.

Cuadro 11. Descripción del método aplicado para la valoración de cada servicio ecosistémico.

Servicio ecosistémico valorado	Método aplicado	Fórmulas para calcular	Explicación de los parámetros
Extracción y aprovechamiento de maderas		$VC = Pu * Q$	VC: por extracción y aprovechamiento de maderas. Pu: precio unitario de la madera.
Materiales para construcción de casas			Q: cantidad de madera comercializada y/o utilizada por hectárea y por año.
Cultivo de caña de azúcar	Método para estimar el valor comercial (VC) en Escamilla-Pérez (2013).	$VC = Pm * Qm$	VC: por cultivo de caña de azúcar Pm: precio medio por tonelada de caña de azúcar. Qm: cantidad media producida por hectárea cosechada.
Cría de ganado		$VC = Pm * Qm$	VC: por cría de ganado Pm: precio medio por kg de carne comercializada. Qm: cantidad media de carne comercializada.
Reducción de emisiones de carbono	Método de Vázquez-González <i>et al.</i> (sometido), tomado de Siikamäki <i>et al.</i> (2012), como el valor comercial por reducción de emisiones de carbono.	$TEE_{ij} = (1 - (1 + S_{ij})T^* ((M_{ij} * (CAB_{ij} + CBG_{ij}) + C_{Sij} + T * CAA_{ij})))$ $VC = TEE_{ij} * 4$	TEE: total de emisiones evitadas. I: año de inicio. S: tasa de deforestación. i: año. j: municipio. M: cobertura vegetal. CAB: carbono en la biomasa aérea. CBG: carbono en la biomasa subterránea. CS: carbono almacenado en el suelo. CAA: captura anual de carbono. 4: valor de la tonelada de carbono evitada (en USD). VC: valor comercial por reducción de emisiones a la atmósfera.

Plantas medicinales	<p>Valor comercial y costo evitado por bienes sustitutos a través del consumo de plantas medicinales, tomado de Escamilla-Pérez (2013).</p> <p>$VC = P_m * N$</p>	<p>VC: valor comercial. Pm: precio medio del producto farmacéutico sustituido. N: número de veces que se reportó el consumo de la planta medicinal.</p>
Control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas	<p>Método del costo de los daños evitados y/o asumidos en Emerton y Bos (2004) y Vázquez-González <i>et al.</i> (en preparación).</p> <p>VPI: TPI/Cvp</p>	<p>TPI: total de pérdidas por inundaciones. VPI: valor monetario por inundaciones, por tipo de vegetación y hectárea. Cvp: cobertura perdida por tipo de vegetación.</p>
Conectividad / restauración propia del ecosistema	<p>Costo por restauración en Cole <i>et al.</i> (2011). Transferencia de beneficios económicos en Camacho-Valdez <i>et al.</i> (2013). Costo de reemplazo por programas de restauración en Díaz de León (2015).</p> <p>$CR = CT / CR$ $VCO = CR - CCO$</p>	<p>CR: costo por restauración asistida (o conectividad asistida). CT: costo total por restauración. CR: cobertura de dunas restaurada. VCO: valor por conectividad CCO: costo por conectividad</p>
Almacenamiento y oferta de agua	<p>Costo sustituto/alternativo en Emerton y Bos (2004), Ming <i>et al.</i> (2007).</p> <p>$CAA = Ca / Ct$ $CER = Cah * CAA$</p>	<p>CAA: costo por m³ de agua almacenada por la infraestructura. Ca: agua almacenada por la infraestructura. Ct: costo total de la infraestructura. CER: costo evitado por retención de agua en el suelo por hectárea. Cah: agua almacenada en el suelo por hectárea.</p>

Pesca ribereña	<p>Método aplicado por Vázquez-González <i>et al.</i> (2015) modificado de Aburto-Oropeza <i>et al.</i> (2008).</p>	$VCP = Q_c * P_m$ $Q_c = Q_{ca} - Q_{co}$	<p>VCP: valor comercial de la pesca por especie. Qc: cantidad comercializada por especie. Qca: cantidad capturada de biomasa por especie. Qco: cantidad de autoconsumo por especie. Pm: precio medio por especie.</p>
Información /ciencia y academia	<p>Método externalidades positivas en Diaz de León (2015).</p>	$VI = (E * BE) + (M * BM) + (D * BD)$	<p>VI: valor monetario de información. E: cantidad de tesis de especialidad. BE: valor por becas de especialidad. M: cantidad de tesis de maestría. BM: valor por becas de maestría. D: cantidad de tesis de doctorado. BD: valor por becas de doctorado.</p>
Pago por conservación de humedales costeros	<p>Modelo LOGIT para estimar la disponibilidad a pagar.</p>	$L = B_0 + B_1 X_1 + B_2 X_2 + B_3 X_3 + B_4 X_4 + B_5 X_5$	<p>X1: disponibilidad a pagar (1=si, 0=no). X2: monto que estarían dispuestos a pagar. X3: monto de la pérdida económica durante las inundaciones X4: Edad del encuestado X5: Si considera que los humedales protegen de las inundaciones (1=si, 0=no)</p>

Estandarización de los valores monetarios

Debido a que los valores económicos son de un año base y moneda diferente y los valores en USD (dólares americanos) corresponden a un valor original en pesos y su tipo de cambio es diferenciado, se utilizó la Ecuación 1 aplicada por Costanza (2014) y Camacho-Valdez *et al.* (2013) para estandarizar los valores monetarios y poderlos comparar. Se tomó el cambio de pesos a dólares del año 2007 equivalente a \$10.9 pesos mexicanos. También se realizó una suma total aproximada del valor por tipo de ecosistema y/o vegetación.

Ecuación 1. Valor de los servicios ecosistémicos (VSE)

$$VSE = \left(\frac{\left(\frac{Valor}{INPC} \right) * 100}{PPA} \right) * USA(PPA)$$

Donde:

VSE: valor de los servicios ecosistémicos

NPC: índice Nacional de Precios al Consumidor de México en el año 2007

PPA: paridad de poder adquisitivo entre México y Estados Unidos (E.U.) en el año 2007

Resultados de la valoración económica de humedales y manglares (casos de estudio)

En el Cuadro 12 se observan los valores monetarios por servicio ecosistémico (VSE) y por tipo de ecosistema y/o vegetación, con base en la clasificación del Cuadro 10. El valor total aproximado más alto fue la selva inundable con \$192,993 USD/ha/2007 y el valor total aproximado más bajo fue el palmar inundable con \$19,014 USD/ha/2007. El VSE más alto fue el 2.1.2 (control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas) con \$155,629 USD/ha/2007 mientras que el más bajo fue el 3.1.1 (pago por conservación de humedales costeros) con \$26 USD/ha/2007. Las dunas costeras tuvieron el séptimo lugar con un valor de \$11,161 USD/ha/2007; sin embargo, sólo fueron valorados dos SE. Además, en todos los casos sólo se valoró una parte de los SE que proporciona el ecosistema (Capítulo II).

El tular, uno de los humedales herbáceos, obtuvo un valor muy bajo. En el ejemplo utilizado el tular tiene un suelo con muy poca materia orgánica, por lo que tiene poca capacidad de almacenamiento de agua. Hay tulares en zonas de suelos minerales con una capa delgada de materia orgánica y otros sobre suelos orgánicos. Éstos últimos presentan suelos y por lo tanto capacidades de regulación semejantes a los popales. Lo mismo sucedería con los potreros inundables. Si se derivan de humedales con una capa orgánica gruesa (i.e. selvas inundables o popales) jugarán un papel importante en las funciones de regulación.

Cuadro 12. Resultados de los valores económicos de los servicios ecosistémicos (VSE) por tipo de ecosistema y/o vegetación en USD/ha/2007

Servicio ecosistémico valorado	Ecosistema/vegetación							
	Manglar	Popal	Tular	Selva inundable	Palmar inundable	Potrero inundable	Dumas costeras	
1.1.1 Extracción y aprovechamiento de maderas	\$ 9,551.00	-	-	\$ 19,824.00	-	\$ 2,601.00	\$ 7,853.00	
1.1.2 Materiales para construcción de casas*	-	-	-	-	-	\$ 4,375.00	-	
1.1.3 Cultivo de caña de azúcar**	-	\$ 3,420.00	\$ 3,420.00	\$ 3,420.00	\$ 3,420.00	\$ 2,187.00	-	
1.1.4 Cría de ganado	\$ 345.00	\$ 345.00	\$ 345.00	\$ 345.00	\$ 345.00	\$ 4,162.00	-	
1.1.5 Reducción de emisiones de carbono	\$ 1,149.00	\$ 1,570.00	\$ 1,036.00	\$ 1,651.00	-	-	-	
2.1.1 Plantas medicinales	-	-	-	-	-	\$ 739.00	-	
2.1.2 Control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas	\$ 119,109.00	\$ 155,629.00	\$ 155,629.00	\$ 155,438.00	\$ 91,798.00	\$ 108,216.00	-	
2.1.3 Conectividad / restauración propia del ecosistema	-	-	-	-	-	-	\$ 10,315.00	
2.2.1 Almacenamiento y oferta de agua / contención de intrusión salina	\$ 5,208.00	\$ 7,948.00	\$ 4,751.00	\$ 8,222.00	-	-	-	
2.3.1 Pesca ribereña	\$ 18,849.00	\$ 5,394.00	\$ 2,401.00	\$ 5,066.00	\$ 825.00	-	-	
2.3.2 Información /ciencia y academia	-	-	-	-	-	-	\$ 846.00	
3.1.1 Pago por conservación de humedales costeros	\$ 26.00	\$ 26.00	\$ 26.00	\$ 26.00	\$ 26.00	\$ 26.00	-	
Valor económico total aproximado/ha por tipo de ecosistema y/o vegetación	\$ 154,237.00	\$ 174,333.00	\$ 167,608.00	\$ 192,993.00	\$ 96,415.00	\$ 118,439.00	\$ 19,014.00	

** Los terrenos son transformados mediante drenes y diques

Discusión

Las diferencias entre los valores económicos estimados por diferentes trabajos, se deben a tres aspectos fundamentales: el método utilizado para estimar el valor económico del servicio ecosistémico, el tipo de ecosistema y/o vegetación, y el área de estudio. Por ejemplo, mientras de Groot *et al.* (2012) hicieron un meta-análisis de numerosos estudios de valoración económica para aplicar el método de transferencia de beneficios económicos, el presente análisis utilizó datos puntuales del área de estudio y métodos ad hoc a cada SE y con la necesidad por uso humano del área. Esto se observa en la diferencia que existe entre los valores monetarios estimados para la extracción y aprovechamiento de maderas. En estudios como el de Groot *et al.* (2010a) y de Groot *et al.* (2012) es considerado como materias primas, y el presente análisis estimó \$9,551 USD/ha/2007 en el manglar, \$19,824 USD/ha/2007 en las selvas inundables, \$2,601 USD/ha/2007 en los potreros inundables y \$7,853 USD/ha/2007 en las dunas y playas; mientras que de Groot *et al.* (2012) estimaron \$53, \$170 y \$358 USD/ha/2007 para pastos, bosques y humedales costeros respectivamente (Cuadro 10).

Dentro de las ventajas presentadas al tomar datos específicos por área y métodos aproximados al uso y necesidad del ser humano como los que expone Emerton y Bos (2004), está el contar con una mayor aproximación y menor subestimación del valor monetario real. Por ejemplo, al usar valores extrapolados a nivel global como de Groot *et al.* (2012), es necesario generalizar los SE como las materias primas, caso contrario al presente estudio que separa dentro de las materias primas a la extracción y aprovechamiento de maderas, y los materiales para construcción de casas en las localidades de estudio. Esto se reflejó en el resultado obtenido para los potreros inundables, al estimar en \$4,375 USD/ha/2007 el valor del servicio ecosistémico (1.1.2, Cuadro 13); y al sumarlo con el valor por extracción de maderas alcanza una diferencia significativa respecto al valor estimado por de Groot *et al.* (2012) como materias primas en general.

Las diferencias puntualizadas se confirman al comparar los valores estimados por la reducción de emisiones de carbono (este estudio) y la regulación climática en de Groot *et al.* (2012). Debido a que el presente apartado retomó datos del área regional de estudio con base en las cuantificaciones ecológicas de Campos *et al.* (2011) y Hernández (2010), se estimó entre \$1,036 y \$1,651 USD/ha/2007 para el tular y la selva inundable respectivamente; mientras de Groot *et al.* (2012), obtuvieron valores más bajos, entre \$7 y \$65 USD/ha/2007 para bosques y humedales costeros respectivamente (Cuadro 13). De igual forma se observan las diferencias con autores como de la Lanza Espino *et al.* (2013), quienes estimaron para la pesca comercial \$836 USD/ha/2007 en la planicie costera, mientras el presente capítulo determinó un valor tomado de Vázquez-González *et al.* (2015), de \$825 hasta \$18,849 USD/ha/2007 en palmares y manglares respectivamente (Cuadro 10). Se observa que sólo los valores entre la planicie costera y el palmar son similares. Esto se debe a que corresponden a un área de estudio con un país en común (México), sin embargo los métodos utilizados difieren, así como los valores monetarios obtenidos entre la pesca recreacional y ribereña.

En conclusión, el presente análisis brinda una serie de resultados que pueden ser utilizados puntualmente por tomadores de decisiones a nivel federal, estatal y municipal, sobre las estrategias que se deben seguir para sentar las bases de sistemas de pago por servicios ambientales, compensación ambiental y proyectos de restauración para la recuperación de SE. Puede retomarse para decidir el tipo de desarrollo que se desea tener, basado en grandes proyectos de cambio de uso de suelo y la pérdida de los SE como la siembra de caña de azúcar o el impulso de las pesquerías y la restauración de la calidad del agua para incrementarlas en el Sistema Lagunar de Alvarado. Debido a que son resultados aproximados y con datos

puntuales, se pueden generar curvas de densidad económica que muestren la oferta de los SE y su valor monetario, por tipo de ecosistema y/o vegetación, y con base en el uso y necesidad puntual de las localidades que conforman las áreas de estudio.

Los valores monetarios para los SE son aplicables a escala local y se utilizan para la toma de decisiones a nivel local, ya que el valor económico de un servicio será muy diferente dependiendo de las circunstancias locales: medio de vida, nivel de ingreso y otras condiciones socioeconómicas tales como el nivel de precios y la densidad de población (Brander *et al.*, 2006; Ghermandi *et al.*, 2009), la distancia entre los beneficiarios y el recurso, la accesibilidad, y la presencia de bienes sustitutos y sitios complementarios (Ghermandi *et al.*, 2010; de Groot *et al.*, 2012). Estos factores deben considerarse al transferir valores desde un sitio de estudio y contexto a otro. Además, generar los datos de evaluación ecológica para los distintos tipos de funciones de los ecosistemas costeros en México relacionados con los SE, permitirá tener datos reales y comparativos que puedan ser extrapolados a regiones similares, por ejemplo la planicie costera de Veracruz, Tabasco y Chiapas, o bien entre los tres estados de la Península de Yucatán.

De lo anterior, cuando el cálculo del valor monetario sea más cercano al valor real, se podrá incorporar a las políticas nacionales, y los instrumentos económicos podrán ser analizados objetivamente por los inversionistas y las dependencias de gobierno. Es una labor lenta, pero si es impulsada por las instancias de investigación como CONACYT y los organismos de ciencia y tecnología estatales, e instituciones como SEMARNAT, la Secretaría de Economía, la Secretaría de Turismo y SAGARPA, entre otras. Estas investigaciones pueden sentar las bases para un desarrollo económico basado en la sustentabilidad y la conservación de los SE, y una estrategia clara de adaptación al cambio climático en las costas.

Por último, una de las cuestiones más importantes y que es señalada por de Groot *et al.* (2012) al hacer comparaciones o transferir valores a través de los contextos socio-económicos, es el nivel de dependencia de los recursos para los servicios críticos. Por ejemplo, muchas comunidades en niveles de pobreza extrema (de acuerdo con la clasificación del CONEVAL) pueden depender directamente de los ecosistemas para su subsistencia (e.g. para el suministro de alimentos o agua limpia), y un estudio de valoración que se centra únicamente en los precios de mercado no puede captar la importancia de este tipo de servicios para los medios de vida locales. En este sentido, se incurriría en un error que impactaría negativamente a la sociedad que depende del uso y aprovechamiento de los ecosistemas a través de los bienes y servicios que ofrecen. Por ello, la elección del método de valoración más apropiado para un determinado servicio, depende de la finalidad de la valoración y del ambiente (conformado por naturaleza, economía y sociedad) que se estudie.

Cuadro 13. Comparación de los valores económicos por tipo de SE, por área de estudio y por ecosistema y/o tipo de vegetación. El asterisco (*) indica que el servicio ecosistémico valorado en el presente estudio no fue valorado de forma específica por el estudio citado.

Servicio ecosistémico	Servicio ecosistémico en otros estudios	Estudio	Área de estudio	Ecosistema	Valor original	Valor actualizado (USD/ha/2007)
1.1.1. Extracción y aprovechamiento de maderas	Materias primas (raw materials)	Este estudio	Veracruz, México	Manglar	\$ 8,095.00	\$ 9,551.00
				Selva inundable	\$ 16,801.00	\$ 19,824.00
				Potrero inundable	\$ 2,205.00	\$ 2,601.00
		de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Dunas y playas	\$ 6,655.00	\$ 7,853.00
				Humedales costeros	\$ 358.00	\$ 358.00
				Bosques (woodlands)	\$ 170.00	\$ 170.00
1.1.2. Materiales para construcción de casas	Materias primas (raw materials)	Este estudio	Veracruz, México	Pastos (grasslands)	\$ 53.00	\$ 53.00
				Potrero inundable	\$ 4,375.00	\$ 4,375.00
				Humedales costeros	\$ 358.00	\$ 358.00
		de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Bosques (woodlands)	\$ 170.00	\$ 170.00
				Pastos (grasslands)	\$ 53.00	\$ 53.00
				Popal, tular, selva inundable, palmar	\$ 3,420.00	\$ 3,420.00
1.1.3. Cultivo de caña de azúcar	Comida (Food)	Este estudio	Veracruz, México	Potrero inundable	\$ 2,187.00	\$ 2,187.00
				Humedales costeros	\$ 1,111.00	\$ 1,111.00
				Bosques (woodlands)	\$ 52.00	\$ 52.00
		de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Pastos (grasslands)	\$ 1,192.00	\$ 1,192.00

*

1.1.4. Cría de ganado	Comida (Food)	Este estudio	Veracruz, México	Manglar, popal, tular, selva inundable, palmar	\$ 345.00	\$ 345.00
				Potrero inundable	\$ 320.00	\$ 320.00
1.1.5. Reducción de emisiones de carbono	Regulación climática	Este estudio	Veracruz, México	Manglar	\$ 973.00	\$ 1,149.00
				Popal	\$ 1,331.00	\$ 1,570.00
				Tular	\$ 878.00	\$ 1,036.00
				Selva inundable	\$ 1,399.00	\$ 1,651.00
		de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Humedales costeros	\$ 65.00	\$ 65.00
				Bosques (woodlands)	\$ 7.00	\$ 7.00
				Pastos (grasslands)	\$ 40.00	\$ 40.00
2.1.1. Plantas medicinales	Recursos medicinales	Este estudio	Veracruz, México	Potrero inundable	\$ 739.00	\$ 739.00
		de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Humedales costeros	\$ 301.00	\$ 301.00
		Adger <i>et al.</i> (1995)	México	Bosques tropicales	\$ 85.00	\$ 100.00

2.1.2. Control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas	Moderación y/o regulación de disturbios	Este estudio	Veracruz, México	Manglar	\$ 100,944.00	\$ 119,109.00			
				Popal	\$ 131,895.00	\$ 155,629.00			
				Tular	\$ 131,895.00	\$ 155,629.00			
				Selva inundable	\$ 130,886.00	\$ 154,438.00			
				Palmar inundable	\$ 77,779.00	\$ 91,798.00			
				Potrero inundable	\$ 91,713.00	\$ 108,216.00			
2.1.3. Conectividad / restauración propia del ecosistema	Protección contra tormentas	Mendoza-González <i>et al.</i> (2012)	México	Dunas y playas	\$ 67,874.00	\$ 80,088.00			
				Moderación y/o regulación de disturbios	de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Humedales costeros	\$ 5,351.00	\$ 5,351.00
							Bosque tropical	\$ 66.00	\$ 66.00
2.2.1. Almacenamiento y oferta de agua	Agua	Este estudio	Veracruz, México	Dunas costeras	\$ 10,315.00	\$ 10,315.00			
				2.1.3. Conectividad / restauración propia del ecosistema	Cole <i>et al.</i> (2011)	Costa Rica	Plantaciones y bosque secundario	\$ 9.00	\$ 10.00
							Este estudio	Veracruz, México	Manglar
				Popal	\$ 7,948.00	\$ 7,948.00			
				Tular	\$ 4,751.00	\$ 4,751.00			
				Selva inundable	\$ 8,222.00	\$ 8,222.00			
2.2.1. Almacenamiento y oferta de agua	de Groot <i>et al.</i> (2012)	Global	Humedales costeros	\$ 1,217.00	\$ 1,217.00				
			Bosques tropicales	\$ 27.00	\$ 27.00				
			Pastos (grasslands)	\$ 60.00	\$ 60.00				

Este estudio	Manglar	\$ 18,849.00	\$ 18,849.00
	Popal	\$ 5,394.00	\$ 5,394.00
	Tular	\$ 2,401.00	\$ 2,401.00
	Selva inundable	\$ 5,066.00	\$ 5,066.00
	Palmar	\$ 825.00	\$ 825.00
	Humedales costeros	\$ 846.00	\$ 1,274.00
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Louisiana, E.U.		
2.3.1. Pesca ribereña - comercial	Laguna costera	\$ 27.00	\$ 32.00
	Marismas (saltmarsh unconsolidated bottom)	\$ 459.00	\$ 538.00
	Manglar	\$ 3,386.00	\$ 3,971.00
de la Lanza Espino <i>et al.</i> (2013)	México	\$ 713.00	\$ 836.00
2.3.1. Pesca ribereña - recreacional	Laguna costera	\$ 77.00	\$ 90.00
	Marismas (saltmarsh unconsolidated bottom)	\$ 922.00	\$ 1,081.00
	Planicie costera	\$ 10,915.00	\$ 12,802.00
de la Lanza Espino <i>et al.</i> (2013)	México		
Este estudio	Dunas costeras	\$ 846.00	\$ 846.00
	Sistemas costeros	\$ 22.00	\$ 22.00
de Groot <i>et al.</i> (2012)	Veracruz, México		
2.3.2. Información /ciencia y academia	Dunas y playas	\$ 8,659.00	\$ 10,217.00
		\$ 12,585.00	\$ 14,850.00
Mendoza-González <i>et al.</i> (2012)	Chile		
2.3.2. Información / Cultural		\$ 26.00	\$ 26.00
		\$ 26.00	\$ 26.00
Este estudio	Veracruz, México		
3.1.1. Pago por conservación de humedales costeros		26	26

XII. LA DISTRIBUCIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Patricia Moreno-Casasola, Roberto C. Monroy Ibarra, María Elizabeth Hernández, Adolfo Campos C., César Vázquez-González

Introducción

El estudio de los servicios ecosistémicos (SE) y sus aplicaciones para la toma de decisiones está creciendo rápidamente. Hay una constante búsqueda de nuevos marcos conceptuales, metodologías creativas, y acercamientos novedosos a su estudio y sus implicaciones para la toma de decisiones (Balvanera y Cotler, 2007). Aún se requiere la identificación de servicios prioritarios para ciertos tipos de ecosistemas y de metodologías para asegurar que el servicio se sigue produciendo. Se sabe poco acerca de cómo cuantificar la provisión de servicios (Balvanera *et al.*, 2005) y se desconocen los patrones espaciales de provisión de muchos de éstos, y por lo tanto las prioridades de conservación para su mantenimiento (Balvanera *et al.*, 2001; Chan *et al.*, 2006).

Brauman *et al.* (2007) plantean que son un lente muy poderoso que permite entender las relaciones humanas con el medio y diseñar políticas ambientales. Los avances científicos en el entendimiento de los SE son indispensables para poder transferirlos hacia la sociedad, de tal forma que tengan consecuencias en la toma de decisiones y en la generación de políticas que aseguren su mantenimiento. Es de particular importancia que tomadores de decisiones a niveles que incluyen las instituciones locales de toma de decisiones (como un ejido en México), los municipios, y los estados estén familiarizados con los SE para construir políticas que garanticen su conservación (Balvanera y Cotler, 2007). En México, el INECC (Instituto de Ecología y Cambio Climático, SEMARNAT) impulsa la adaptación al cambio climático con base en los ecosistemas, generando una política nacional de conservación del capital natural. La adaptación basada en ecosistemas consiste en mantener los servicios ecosistémicos que permiten a las comunidades sufrir en menor grado los impactos ocasionados por desastres meteorológicos (<http://www.gob.mx/semarnat/prensa/mexico-impulsa-la-adaptacion-a-partir-de-la-conservacion-de-ecosistemas>).

En este sentido, el presente capítulo presenta de una forma más visual los valores obtenidos para diversas funciones ecosistémicas y la valoración económica de los SE de los bosques y selvas costeras (sobre dunas y humedales) de Veracruz. Los mapas permiten apreciar la importancia de visualizar integralmente el gradiente de ecosistemas costeros y su aportación a determinados SE, así como valorar regionalmente la importancia de éstos. Los mapas ayudarán a los propios ejidos y cooperativas, a las organizaciones de la sociedad civil, así como a los municipios y estado de Veracruz a conocer el valor de sus ecosistemas, ubicar las zonas más importantes para cada tipo de SE evaluado y establecer políticas públicas para el manejo y conservación de éstos.

Método

Para mostrar la distribución de los SE en la zona costera de Veracruz, se retomaron dos insumos básicos: a) las cuantificaciones de los SE por medio de trabajo de campo y gabinete (ver Capítulos V a X) y b) la generación de información actualizada y a detalle del uso de suelo y vegetación para las zonas donde se realizó este trabajo de campo. El examen de las capas de información de uso de suelo se centró en los seis tipos de

humedales tanto arbóreos (manglar, selva inundable y palmar inundable) como herbáceos (popal, tular y potreros inundables). La generación de la cartografía permitió poder mostrar la información generada en campo remitida a la distribución espacial de los tipos de vegetación y su aportación a la evaluación y a la valoración del SE.

Se trabajó en varias zonas del estado, pero fue sobre todo en seis de ellas donde se realizó el mayor detalle (se presentan resultados para tres de estas zonas). Ejemplifican la diversidad geomorfológica y ecológica de la zona costera en el estado de Veracruz; varían enormemente en cuanto a la superficie y la proporción de los componentes que fueron evaluados (Cuadro 14). Las particularidades de cada zona, así como la variabilidad de los insumos presentes para generar los mapas de distribución y valoración ecosistémica se abordan a lo largo de esta sección. En el sur del estado se consideró al Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), el cual comprende el humedal de mayor extensión en el estado de Veracruz. La zona de trabajo se determinó a partir del mapa de “humedal potencial” de INEGI (2012). La zona tiene influencia en 32 municipios, sin embargo en sólo once de ellos esta influencia comprende más del 50% de su territorio. Estos municipios son: Acula, Amatitlán, Tuxtilla, Tlacotalpan, Carlos A. Carrillo, Ixmatalhuacán, Alvarado, Tlacotalpan, José Azueta, Chacaltianguis e Ignacio de la Llave. En los veintiún municipios restantes la zona de humedal potencial tiene influencia en menos del 50% de su territorio. Para la zona centro se consideró la laguna costera de La Mancha en el municipio de Actopan, y por último en la zona norte del estado se eligió una franja de cinco kilómetros a todo lo largo de la zona costera del municipio de Tecolutla. En esta zona se hizo una consideración especial para el área natural protegida estatal de Ciénaga del Fuerte, la zona de selva inundable más extensa del estado. También se trabajó, aunque solo se presentarán los datos globales, en los humedales del municipio de Jamapa, los de Boquilla de Oro en el municipio de Alto Lucero y en Laguna Grande y Chica en Vega de Alatorre.

El método se compone de dos etapas. La primera se refiere a la generación de la información base de los tipos de humedales para desarrollar el mapa de vegetación y uso del suelo y la segunda es la descripción de los valores de campo y gabinete (de la evaluación de las funciones y SE) que se generaron y la forma en que se asignaron a la información base generada sobre los tipos de humedales. Ambas fases se describen para cada una de las zonas de estudio del Cuadro 14.

Generación de las capas de uso de suelo y vegetación

Las tres zonas consideradas tuvieron diferentes metodologías para generar el mapa básico del tipo de humedales. Cada método dependió de los insumos disponibles para la generación de la información. El método usado y las diferencias se describen a continuación para cada zona.

Cuadro 14. Extensión de los humedales de las zonas de estudio.

Zona de estudio	Humedales Superficie (ha)
Sistema Lagunar de Alvarado	169,102.5
La Mancha	692.7
Tecolutla	7,548.3

Sistema Lagunar de Alvarado (SLA)

Para el SLA se utilizó un mapa, realizado por el Instituto de Ecología A.C. y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en el proyecto no. 48247 (CONAGUA-CONACYT, 2009), a partir de imágenes LANDSAT ETM+ tomadas en 2002 -2003. Aunque se generó para toda la cuenca del río Papaloapan, tuvo un tratamiento especial para una zona de poco más de 380 mil hectáreas considerada como “humedal potencial” por INEGI (2012). En esta zona los investigadores de estas instituciones trabajaron primero con una clasificación con el programa Ecognition y posteriormente con verificación *in situ* de los tipos de humedales. Se obtuvo una cartografía a gran detalle y con 23 categorías que incluyen asociaciones vegetales presentes en el área de humedal potencial (Brena *et al.*, 2012). Esta información base fue modificada con el programa ArcGis 8.0. Primero se eliminaron las categorías que no fueran humedales y posteriormente se reclasificaron. Un ejemplo de esta reclasificación fue que las categorías originales de popal de *Thalia lancifolia* y *Pontederia sagittata* y vegetación de espadín (*Fimbristylis spadicosa* y *Spartina spartinae*), fueron categorizadas como sólo Popal. La reclasificación de categorías se realizó para todos los tipos originales de humedales y el resultado fue una capa de información con seis tipos de vegetación de humedal (manglar, selva inundable, palmar inundable, popal, tular y potreros inundables), lo cual permitió trabajar con categorías equivalentes en todos los sistemas de humedales. Con las seis categorías de humedales necesarias se hizo un “dissolve” para tener solo un polígono general para cada una de las seis clases y se les calculó la superficie. De esta manera se obtuvo el mapa final de humedales usado para el Sistema Lagunar de Alvarado.

La Mancha

La información de vegetación y uso de suelo en la zona de La Mancha, municipio de Actopan, se generó a partir de dos insumos: 1) imágenes de alta resolución del sensor Pleiades del 2014 (Capa multiespectral 2.0 m de resolución en cuatro bandas (RGB + IR) y capa pancromática 0.5 m de resolución) y 2) de las imágenes Lidar de INEGI (modelos de superficie y terreno con resolución de 5m). El proceso para obtener el mapa de vegetación a partir de estas imágenes se dividió en tres fases: 1) segmentación de la imagen, 2) clasificación de objetos, y 3) verificación o corrección de categorías. Las primeras dos fases se realizaron con el programa Ecognition 8.0.1, mientras que la última fase de verificación se realizó con ArcGis 8.0.

Las imágenes Pleiades no sufrieron ningún pre-proceso. Con las imágenes Lidar se calculó en ArcGis la altura de la vegetación. Esto se realizó mediante una simple resta de la capa del modelo digital de terreno al modelo digital de superficie. Con el programa Ecognition los insumos para la segmentación fueron: las cuatro capas de la imagen Pleiades multiespectral (RGB +IR), la capa pancromática y la altura de la vegetación. La segmentación de las imágenes consistió en la generación de polígonos (objetos) que cumplen con criterios de homogeneidad de sus píxeles interiores dadas las reglas establecidas de compactación, suavidad, tamaño e importancia o ponderación de todas las capas incluidas en el análisis. El algoritmo que se utilizó se conoce como “multiresolution segmentation” debido a que es capaz de utilizar varias capas de información (las que uno determine); además es posible ponderar la importancia de las capas incluidas con el fin de generar los polígonos bajo características que puedan definir mejor el polígono resultante. Para nuestro caso, en la ponderación de importancia de las capas, se determinó con el doble de importancia la capa de altura de la vegetación y la capa infrarroja de las imágenes. El resultado fue una serie de polígonos con homogeneidad en sus píxeles, siendo importante la luz que reflejan así como la altura que los píxeles interiores representan. La segunda fase consistió en dar categorías a estos objetos-polígonos. Una característica particular de la clasificación desarrollada con Ecognition, es que se lleva a

cabo con base en los polígonos (objetos) ya construidos y no con píxeles de las imágenes. El tipo de clasificación elegida para esta segmentación está basada en la toma de muestras de las categorías a obtener. Es importante mencionar que este tipo de clasificación tiene ventajas si se cuenta con conocimiento previo de la vegetación en la zona de estudio. En este sentido el equipo de trabajo conoce perfectamente la zona. Las categorías muestras o “semilla” se tomaron de dos maneras: la primera como referencia de puntos terrestres de verificación en campo de los tipos de vegetación existente, y la segunda mediante el reconocimiento visual de los tipos de vegetación en la imagen original. De estas dos maneras se tomaron muestras para cada uno de los tipos de humedales requeridos. Estas muestras se asignan directamente a los polígonos semilla, y con estos mismos polígonos semilla se ejecuta la clasificación de los objetos mediante el algoritmo “assign class” para obtener la capa de vegetación para toda el área de la imagen. La capa resultante se exporta al formato shapefile para ser verificada y corregida en ArcGis.

En este programa se procedió con una fotointerpretación de los polígonos y sus categorías resultantes. Se editaron polígonos cortando o agregando límites y se corrigieron las etiquetas que así lo requirieron, de manera manual y con respaldo de la imagen origen y con el apoyo de Google Earth Pro y su herramienta de imágenes históricas para asegurar la veracidad de la categoría asignada. Posteriormente se eliminaron las categorías que no fueran humedal y se disolvieron las restantes para obtener una capa final con solo cinco polígonos (no existe la categoría palmar inundable para esta zona) y sus respectivas superficies.

Tecolutla y ANP Ciénaga del Fuerte

La información de uso de suelo y vegetación para estas zonas se realizó a partir de dos procesos llevados a cabo por separado debido a la extensión e importancia del ANP. Ambos procesos son similares al descrito anteriormente pues cuentan con las tres fases de segmentación, clasificación y verificación. Sin embargo la gran diferencia es que en esta zona se carece de información Lidar y esto quiere decir que los procesos realizados se basaron exclusivamente en las propiedades multiespectrales de las imágenes utilizadas. Es necesario señalar que en estos dos procesos existió diferencia entre los tipos de imágenes utilizadas como insumo, así como en el número de categorías obtenidas. Sin embargo el resultado final de ambos procesos dio lugar al mapa de humedales para la zona costera del municipio de Tecolutla.

Para la generación del mapa de vegetación en la zona del ANP Ciénaga del Fuerte se utilizaron dos imágenes RapidEye del 2013 (resolución 5m en cinco bandas multiespectrales RGB + rojo límite + infrarrojo cercano). Para la segmentación en Ecognition, se utilizó nuevamente el algoritmo “multiresolution segmentation” y se consideraron las cinco bandas pero se determinó con un peso doble en la ponderación, a las bandas infrarroja y rojo límite. Los polígonos resultantes de la segmentación fueron clasificados por el algoritmo de “assign class” con las muestras de los sitios verificados en campo y las muestras de los tipos de vegetación reconocidos visualmente en la imagen origen. La clasificación resultante fue exportada a shapefile para trabajar en ArcGis. Debido a la complejidad e importación de la ANP en ArcGis se realizó una nueva clasificación manual a los polígonos y clases resultantes de Ecognition. Esta nueva fotointerpretación fue muy detallada y consideró 18 clases entre tipos de vegetación y asociaciones vegetales. Sin embargo, para los fines prácticos de la valoración ecosistémica se agruparon todas las categorías definidas en solo las seis necesarias para la valoración.

Para la franja costera de cinco kilómetros de Tecolutla se utilizaron imágenes del satélite Pleiades del 2014 (una capa multiespectral 2.0 m de resolución en cuatro bandas (RGB + IR) y dos capas pancromáticas 0.5 m de resolución). Para la segmentación con Ecognition se utilizaron las 4 bandas de color más las dos bandas pancromáticas. En la ponderación de las capas se le dio más peso a las bandas pancromáticas y

la banda infrarroja. En la clasificación solo se consideraron cinco clases básicas: manglar, selva inundable, humedal herbáceo, cuerpo de agua y vegetación terrestre. La información de los polígonos clasificados resultantes se exportó a shapefile. Con el programa ArcGis se revisaron y corrigieron. En este proceso no se modificaron estas clases y sólo se eliminó la vegetación terrestre y los cuerpos de agua. Se realizó un “dissolve” de las clases restantes para tener solo tres clases de humedales. Sin embargo, con la intención de ampliar la zona que va más allá de los cinco kilómetros para la zona de la ciénaga se realizó un “update” entre la capa resultado del proceso de Ciénaga del Fuerte y esta nueva capa de la franja costera de los cinco kilómetros. En este proceso de actualización se consideró añadir la categoría de potrero inundable, y se efectuó un nuevo “dissolve” y se hizo el cálculo de las superficies. De esta manera se obtuvieron cuatro clases de humedales (manglar, selva inundable, humedal herbáceo y potrero inundable) para la zona de humedales costeros de todo el municipio de Tecolutla.

Asignación de los valores de las evaluaciones ecológicas y de las valoraciones económicas

Otra información que fue incorporada a las capas de vegetación consideró las funciones ecosistémicas, el bien o servicio (Cuadro 15). Después de generar la información base de los tipos de humedales en cada zona, el siguiente paso consistió en incorporar la información de campo y gabinete de cada una de las categorías de vegetación y calcular las valoraciones con respecto a la superficie que ocupa cada uno de estos tipos en cada una de las zonas por tipo de humedal. Se reportan observaciones de estos valores cuando fueron tomados de otro sitio de estudio y extrapolados. En general las extrapolaciones se realizaron entre los valores de la zona centro y norte del estado, ya que el Sistema Lagunar de Alvarado tiene un funcionamiento muy diferente debido a la gran cantidad de agua que aportan los distintos ríos al sistema, especialmente el Papaloapan.

Los humedales son ecosistemas sumamente productivos (Capítulo IV), función que permite que en la mayor parte de los casos sean suelos orgánicos o con una capa orgánica, con grandes cantidades de carbono y espacios donde almacenar agua y con nutrientes que posteriormente aportan a los cuerpos de agua. Dentro de las funciones de regulación, el SE de almacenamiento de agua se relaciona con tres factores: con la oferta de agua, es decir la cantidad de agua almacenada en el suelo y que potencialmente se va incorporando al manto freático para su extracción para distintas actividades productivas y de la vida diaria; esta misma agua almacenada ayuda a proteger el manto freático impidiendo la entrada de agua marina y por tanto protegiendo los cultivos y los pozos de los poblados; y con la contención de inundaciones es decir con la capacidad de reducir los picos de inundación (Capítulo IX). En el Cuadro 16 aparecen los valores máximos y mínimos encontrados para cada uno de estos dos SE (almacén de carbono y almacén de agua), lo cual permite ver el rango de valores por tipo de humedal. En la Figura 64 del Capítulo VIII se muestra la correlación existente entre los valores de densidad aparente del suelo (g/cm^3) y el contenido de carbono total en el suelo (%) y el contenido de agua en el suelo (g/g). De esta manera la densidad aparente se convierte en un buen indicador de estos SE.

Cuadro 15. Cuadro de funciones ecosistémicas evaluadas y los bienes o servicios que la componen y que se incluyeron. Algunos solamente fueron evaluados para un sitio y/o ecosistema. En tres casos se usaron valores generados por otros investigadores (*).

Función ecosistémica (FE)	Bien y/o servicio ecosistémico (BSE)
Aprovisionamiento	Extracción y aprovechamiento de maderas
	Materiales para construcción de casas
	Cultivo de caña de azúcar
	Cria de ganado
	Plantas medicinales
Regulación	Reducción de emisiones de carbono
	Control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas
	Protección que brindan las dunas a la zona costera *
	Almacenamiento y oferta de agua y contención de cuña salina
	Depuración de agua
	Conectividad en las dunas
	Pago por servicios ecosistémicos hidrológicos (disponibilidad a pagar de los usuarios, es decir, el valor que las personas otorgan)
Hábitat	Pesca ribereña (comercial)
Información y cultura	Ciencia y academia *
	Recreación *

Cuadro 16. Rango de valores (mínimo y máximo) encontrados para el almacenamiento de carbono y de agua en el suelo, ambos a un metro de profundidad. Se construyó con los valores encontrados en todas las zonas de trabajo.

Tipo de humedal	Almacenamiento de carbono (kg/m²)		Almacenamiento de agua (L/m³)	
	Valor mínimo	Valor máximo	Valor mínimo	Valor máximo
Manglar	20.42	41.70	512.2	659.7
Palmar inundable	33.11	33.11	400.8	533.3
Popal	21.91	55.10	646.9	880.3
Potrero inundable	19.57	36.23	298.8	681.8
Selva inundable	29.90	61.18	557.0	889.9
Tular	24.12	41.24	592.4	592.4

Los valores obtenidos para los SE de almacenamiento de carbono en el suelo a un metro de profundidad (Cuadro 17) y almacenamiento de agua en el suelo a un metro de profundidad para cada zona de trabajo aparecen en el Cuadro 18.

Cuadro 17. Almacenamiento de carbono contenido en el suelo a un metro de profundidad, que se utilizó para mapear los servicios ecosistémicos. Se indica con guiones donde no existe este tipo de humedal.

	Sistema Lagunar Alvarado	Jamapa	La Mancha	Boquilla de Oro	Vega de Alatorre	Ciénaga del Fuerte*
Tipo de humedal	Almacenamiento de carbono calculado en el suelo (kg/m ²)					
Manglar	20.4	-	12.3	-	23.1	41.7
Palmar	-	33.1	-	-	-	-
Popal	50.4	31.8	-	55.1/36.6	21.9	22.8/24.0
Potrero inundable	30.0	29.0	36.2	30.0	-	19.6
Selva inundable	60.7	41.2	29.9	61.2	40.0	36.1
Tular	41.2	-	20.6	-	24.1	-

*Considera dos sitios Estero Dulce y Ciénaga del Fuerte

Cuadro 18. Almacenamiento de agua en el suelo a un metro de profundidad, que se utilizó para mapear los servicios ecosistémicos. Se indica con guiones donde no existe este tipo de humedal.

	Sistema Lagunar Alvarado	Jamapa	La Mancha	Boquilla de oro	Vega de Alatorre	Ciénaga del Fuerte*
Tipo de humedal	Volumen calculado de agua contenida en el suelo (L/m ³)					
Manglar	512.2	-	659.7	-	610.9	656.6
Palmar	533.3	400.8	-	-	-	-
Popal	862.0	679.0	764.9	880.3	646.9	708.7
Potrero inundable	678.6	528.3	590.1	298.8	-	518.1/681.8
Selva inundable	889.9	850.4	659.8	785.7	603.0	557.0/850.0
Tular	-	-	-	-	592.4	-

*Considera tres sitios Estero Dulce, Ciénaga del Fuerte, La Victoria.

El SE de depuración de agua ha sido uno de los más estudiados en la literatura (ver revisión de Fisher y Acreman (2004) para 57 humedales del mundo) y constituye la base de los humedales artificiales que se utilizan para depurar el agua. El conocimiento que se tiene de la capacidad de las distintas especies para depurar el agua es variable, existiendo mucho más información para especies de humedales templados que tropicales y para especies herbáceas que arbóreas (Capítulo IX). Todos los humedales tienen el potencial para llevar a cabo este SE, sin embargo varía mucho entre los distintos tipos. En México aún no se tienen trabajos donde se evalúe la capacidad de depuración de un humedal natural. Para el presente trabajo, el SE de depuración de agua por tipo de humedal se infirió de manera indirecta a través de los reportes de la literatura y de datos no publicados generados en este proyecto sobre la capacidad de distintas especies (o grupos de especies) para remover nutrientes. La eficiencia promedio de remoción de contaminantes, específicamente amonios, N-Nitratos y ortofosfatos se obtuvo calculando la media del porcentaje de efectividad. En el Cuadro 7 del Capítulo IX se muestran estos datos. A partir de esta información sobre especies, se promedió y generalizó para el tipo de humedal en la que predominan y se obtuvo una síntesis con base en el rango de valores aplicado en todas las zonas (Cuadro 19). Se establecieron tres rangos (medio= entre 25 y 50%; alto= entre 50 y 75%; y muy alto= mayor de 75% de

Cuadro 19. Porcentaje de remoción de contaminantes por tipo de humedal en las zonas de estudio.

Tipo de humedal	Porcentaje de remoción			
	N-NH4	N- Nitratos	Orto fosfatos	Efectividad promedio
Selva Inundable	39.8	33.5	86.3	48.6
Tular	70	94	71.5	77.8
Manglar	55	-	31.5	41.6
Popal	86	66.5	73	74.7

eficiencia de remoción). De esta manera se generaron los mapas por tipo de humedal. La literatura y los trabajos realizados en este proyecto mostraron que las especies de tulares son capaces de remover entre el 70 y el 94%, es decir una capacidad muy alta; las especies de popal entre 66.5 y 86% es decir una capacidad alta; las especies de selva inundable 33.5 y 86.2%, una capacidad media; y las especies de manglar entre 31.5 y el 55%, también una capacidad media. Cabe decir que este método es solo una aproximación y no tiene la solidez de los datos obtenidos para el almacenamiento de carbono y agua en el suelo. Sin embargo, debido a la importancia del tema se decidió presentar una primera visión de la evaluación y valoración de este SE.

Se llevó a cabo una valoración económica (expresada en dólares a la tasa de cambio de 2007, con objeto de poder comparar con otras publicaciones) de cada una de las funciones (Cuadro 20) con base en las metodologías descritas en el Capítulo XI. La función ecosistémica de hábitat (pesquerías) fue analizada para el Sistema Lagunar de Alvarado para cada tipo de humedal como se reporta en Vázquez-González *et al.* (2015). Se evaluaron las toneladas capturadas para seis especies: robalo - *Centropomus undecimalis* con 694 toneladas; chucumite - *Centropomus parallelus* con 1,761 toneladas, tilapia - *Oreochromis mossambicus* con 3,290 toneladas; camarones - *Macrobrachium acanthurus* con 271 toneladas y jaiba - *Callinectes rathbunae* y *Callinectes sapidus* con 1,420 toneladas. El valor económico de la pesquerías en los cuerpos de agua asociados al manglar es de \$18,849 dólares por hectárea por año; en los cuerpos de agua asociados a la selva inundable es de \$5,066 USD/ha por año; asociados al popal es de \$5,394 USD/ha por año; para los cuerpos asociados al tular el valor se reduce a \$2,401; y para el palmar inundable a \$825. Los valores obtenidos están subestimados pues sólo se usaron las cinco especies que cumplían ciertas consideraciones estadísticas. El valor para el manglar se extrapoló para el resto de las zonas de trabajo. Se hizo lo mismo para los otros ecosistemas que se consideró físicamente conectados con cuerpos de agua, como en el caso de Ciénaga del Fuerte con la selva inundable y los humedales herbáceos. El valor para el SE de aprovechamiento, carbono almacenado y contención de inundaciones se calculó con base en lo expuesto en el Capítulo XI.

El valor de la contención de la cuña salina y el mantenimiento del agua potable para actividades agropecuarias y la vida diaria se calculó en base a tres componentes. Para la agricultura se consideró el rendimiento de la caña de azúcar por hectárea ya que es el principal cultivo en la zona. Para la ganadería se usó el valor de agostadero de dos vacas por hectárea y para el consumo de agua se tomó como base el gasto anual que una familia de cinco miembros tiene para cubrir todas las necesidades domésticas y de alimentación (Cuadro 21).

Cuadro 20. Valoraciones económicas (USD/ha/2007) de las funciones ecosistémicas por tipos de humedal en las zonas de estudio.

	Tipo de vegetación	Aprovisionamiento	Regulación-Contención	Regulación Oferta	Regulación-Depuración	Hábitat	Información y cultura	Suma total (FE)
Sistema Lagunar Alvarado	Manglar	\$ 9,551	\$ 119,109	\$ 5,208	\$ 39,085	\$ 18,849	-	\$ 349,317
	Popal	\$ 345	\$ 155,629	\$ 7,948	\$ 109,268	\$ 5,394	-	\$ 717,253
	Tular	\$ 345	\$ 155,629	\$ 4,751	\$ 106,576	\$ 2,401	-	\$ 697,068
	Selva inundable	\$ 19,824	\$ 154,438	\$ 8,222	\$ 51,336	\$ 5,066	-	\$ 445,908
	Palmar inundable	\$ 3,545	\$ 91,798	-	\$ 30,509	\$ 825	-	\$ 248,742
	Potrero inundable	\$ 9,936	\$ 108,216	-	\$ 74,107	-	-	\$ 488,688
La Mancha	Manglar	\$ 9,551	-	\$ 5,207	\$ 39,084	\$ 18,849	-	\$ 230,208
	Popal	-	-	\$ 7,948	\$ 109,267	-	-	\$ 561,278
	Tular	-	-	\$ 4,750	\$ 106,575	-	-	\$ 541,094
	Selva inundable	-	-	\$ 8,222	\$ 51,335	-	-	\$ 270,869
	Potrero inundable	\$ 2,946	-	-	\$ 74,107	-	-	\$ 374,569
	Dunas costeras	\$ 15,474	-	-	-	\$ 32,000	\$ 56,571 ⁽¹⁾	\$ 260,060
Ciénaga del Fuerte y Tecolutla	Manglar	\$ 9,551	\$ 119,109	\$ 5,208	\$ 39,085	\$ 18,849	-	\$ 349,327
	Popal	\$ 345	\$ 155,629	\$ 7,948	\$ 109,268	\$ 5,394	-	\$ 716,308
	Tular	\$ 345	\$ 155,629	\$ 4,751	\$ 106,576	\$ 2,401	-	\$ 697,044
	Selva inundable	-	\$ 154,438	\$ 8,222	\$ 51,336	\$ 5,066	-	\$ 425,550
	Palmar inundable	\$ 345	\$ 91,798	-	\$ 30,509	-	-	\$ 245,641
	Potrero inundable	\$ 8,036	\$ 108,216	-	\$ 74,107	-	\$ 8,0459	\$ 487,626
	Dunas costeras	-	\$ 67,874 ⁽²⁾	-	-	-	\$ 12,585 ⁽³⁾	\$ 80,459

1) Datos de Diaz de León (2015) para generación de información, 2) Datos de Mendoza-González et al. 2012 para protección brindada por las dunas costeras para la zona y 3) datos del mismo autor para recreación.

La información tabular de campo y gabinete de los SE fue incorporada a las capas de vegetación de sus respectivas zonas en ArcGis mediante la función “join” para asignar la distribución espacial para cada SE. Por último se multiplicaron los valores tabulares por las superficies de los tipos de humedales para poder tener la cuantificación/valoración del nivel para cada zona de estudio. Para extrapolar el valor económico de la capacidad de depuración del agua a la superficie ocupada por el humedal, se consideró que esta actividad se lleva a cabo en la zona donde las raíces de las plantas son más abundantes, es decir los primeros 30 cm, por lo que el valor de almacenamiento de agua que se obtuvo a un metro cuadrado, se redujo a la cantidad presente en estos primeros 20 cm. Los mapas y resultados se muestran en la siguiente sección.

Cuadro 21. Valoración económica de las funciones ecosistémicas de contención de la cuña salina y mantenimiento de agua potable, en millones de dólares (valor de cambio de 2007).

Función ecosistémica	Bien o servicio considerado	Valor económico (USD 2007)
Contención de la cuña salina	Rendimiento de cultivo de caña de azúcar por hectárea	\$3,853.21
	Valor de agostadero dos vacas por hectárea en humedal	\$3,853.21
Mantenimiento de agua potencial para extraer para una familia de cinco personas	Consumo de agua en litros para satisfacer todos los usos domésticos de una persona	\$ 2,293.57
	Consumo de agua en litros para satisfacer las necesidades para beber y cocinar	\$ 1,032.11
Total		\$11,032.10

Distribución geográfica y evaluación y valoración económica de los servicios ecosistémicos.*La Mancha, municipio de Actopan*

El SE de almacenamiento de carbono en el suelo muestra los valores más altos en los potreros inundables y en la selva inundable de corcho (*Annona glabra*). Estos valores proceden de evaluaciones realizadas localmente. Al sur de la laguna La Mancha hay restos de selvas, algunas en matrices con abundantes pastos pues fueron convertidas a potreros y algunas se están recuperando. Los popales son los humedales que mantienen la inundación por períodos mayores de tiempo, lo cual les permite acumular materia orgánica y por tanto carbono (capítulo VII) y cuando los potreros se derivan de estos tipos de humedales mantienen las características del suelo por un tiempo, por lo cual los potreros tienen valores de carbono altos. Los valores extrapolados de otro sitio fueron usados para el manglar, el popal y el tular y son más bajos. Una descripción de los humedales de la zona puede verse en Moreno-Casasola y Warner (2009). La Figura 91 muestra espacialmente los valores encontrados para cada tipo de humedal. En la zona predominan los valores de acumulación de carbono medios y altos. A pesar de que los potreros inundables almacenan altas cantidades de carbono, también liberan metano. Cuando se mapean estos valores tomando en cuenta la extensión que ocupa cada tipo de humedal (el manglar ocupar el 41% de la superficie y los potreros inundables el 39%; la selva inundable el 14% y el popal y tular 4 y 2% respectivamente) la cantidad total de carbono almacenada por tipo de humedal tuvo variaciones significativas, entre 4,174 toneladas en el tular a 96,638 toneladas en los potreros inundables. La presencia de valores intermedios y altos de almacenamiento de carbono aunado a la superficie que ocupa cada tipo de humedal, muestra la importancia de concebir al sistema de humedales de una zona como un todo integral (Figura 91).

Para la zona de La Mancha, Yetter (2004) y el Capítulo IX muestran que existe un gran flujo de agua subsuperficial que proviene de la Sierra de Manuel Díaz hacia los humedales. Ello permite que se almacene gran cantidad de agua en el subsuelo siendo uno de los principales beneficios el que la cuña salina no penetre hacia tierra. El humedal herbáceo con suelos más orgánicos está dominado por especies de popal y es el que más litros de agua almacena (765 L/m^3), seguido por la selva inundable de corcho, los remanentes de selvas al sur de la Laguna y el manglar, con valores muy similares (alrededor de 660 L/m^3). Algo menos se encontró en el potrero inundable, pues en este caso se deriva de popales y de selvas inundables y aún tiene suelos muy orgánicos, por lo cual el valor es relativamente alto (645 L/m^3). El valor más bajo se encontró en el tular (Figura 92). El rango de valores es entre 592 y 765 L/m^3 . Cuando se extrapolan estos datos a la totalidad de la superficie que cubre cada tipo de humedal en la zona, se puede ver que hay un gran almacenamiento de agua en el suelo dada por la mayor superficie de manglar (1,864 millones de litros), seguido por los potreros inundables con 1,573.9 millones de litros de agua dulce. En esta zona se almacenan más de 4,000 millones de litros, que corresponden sobre todo a las zonas que aún mantienen sus capas orgánicas. Esta cantidad de agua impide la penetración de la cuña salina y protege los pozos y los cultivos (ver valoración en el Cuadro 20 y en el Cuadro 21).

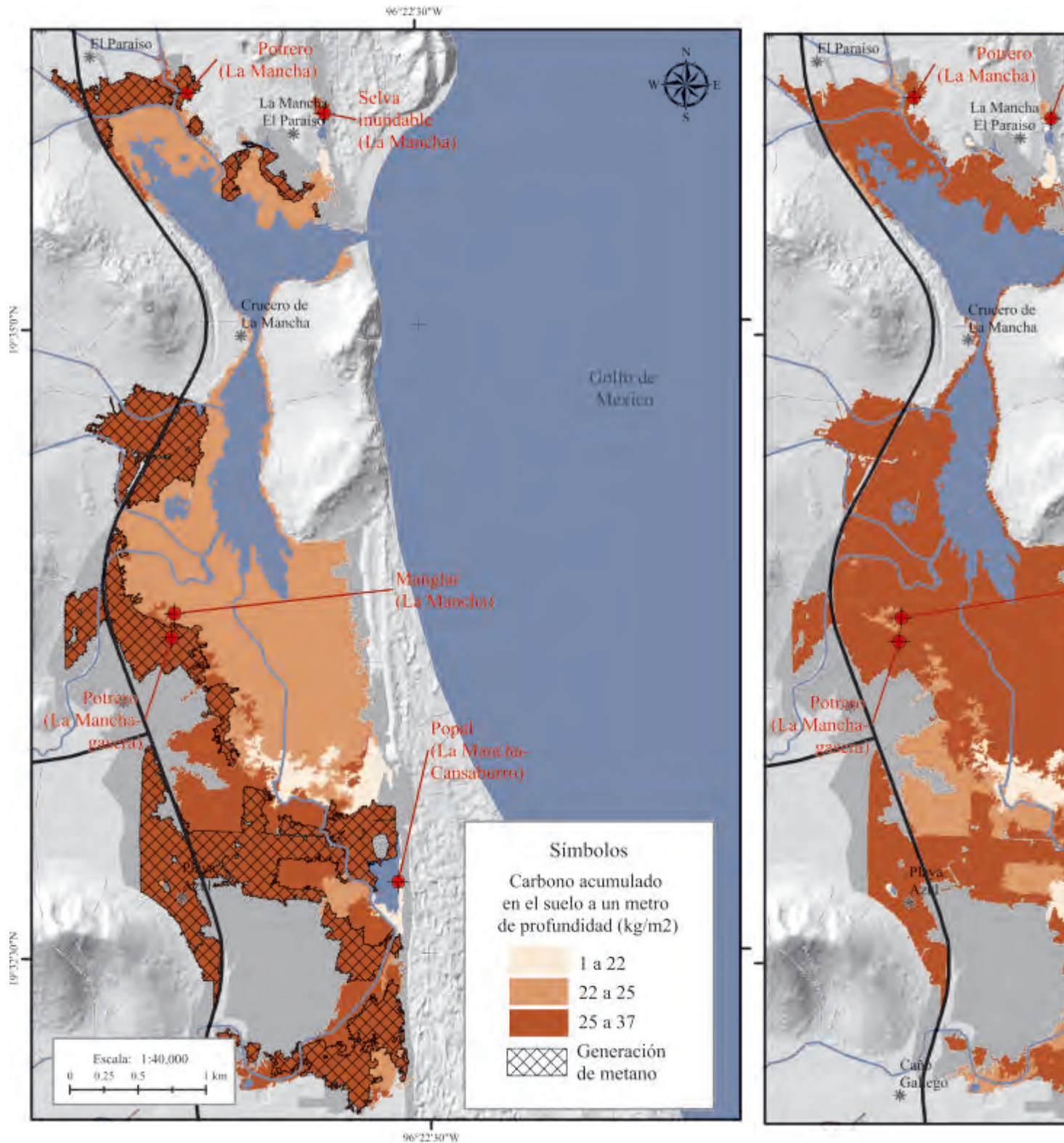


Figura 91 Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) de almacenamiento de carbono en el suelo de los distintos tipos de humedales alrededor de la Laguna La Mancha, municipio de Actopan. Corresponde a una función de regulación. El mapa de la izquierda muestra el valor de carbono acumulado a un metro de profundidad obtenido en campo en cada tipo de humedal. El azulado indica las zonas potrerizadas donde se genera metano. El mapa de la derecha muestra el volumen total de carbono

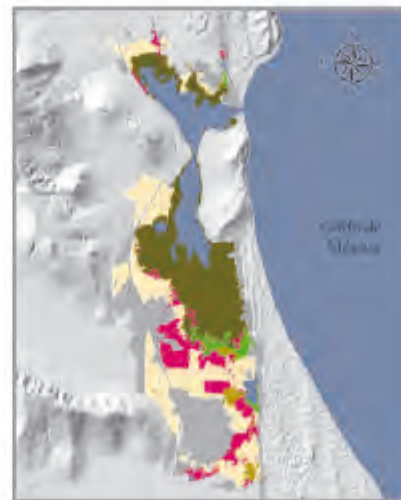


Servicio ecosistémico de regulación -capacidad de almacenamiento de carbono en el suelo de los humedales- en la laguna de La Mancha, municipio de Actopan.

Tabla de Datos

TIPO	Almacenamiento calculado de carbono en el suelo (kg/m ²)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Total de carbono contenido en el suelo del humedal a un metro de profundidad (toneladas)
Manglar	23.1*	282.6	65,397.5
Popal	21.9*	28.5	6,243.5
Potrero inundable	36.2	266.7	96,638.7
Selva inundable	29.9	97.2	29,063.8
Tular	24.1*	17.3	4,174.5

* Dato tomado del sitio de Vega de Alatorre



Tipo de humedal

- Arbóreo**
- Selva inundable
- Manglar
- Herbáceo**
- Tular
- Popal
- Potrero inundable

Otros símbolos

- Sitio de muestreo
- * Localidad
- Carretera
- Zona de influencia
- Corriente intermitente
- Corriente perenne
- Cuerpo de agua

Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M) Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



acumulado por tipo de humedal, el cual se obtiene al multiplicar el valor obtenido en campo por la superficie de dicho humedal. El cuadro de datos muestra los valores de carbono almacenado en el suelo de cada tipo de humedal a un metro de profundidad, la superficie que ocupa cada tipo de humedal y el total de carbono contenido en cada tipo de humedal en función de la superficie del humedal. El mapa pequeño bajo el cuadro muestra la distribución de los tipos de humedal en la zona.

En la región de La Mancha, Yetter (2004) y lo descrito en el Capítulo IX muestran que el flujo subsuperficial de agua representa el 75% del agua que pasa por un humedal herbáceo y que proviene tanto de la Sierra de Manuel Díaz como de fuentes cercanas como los médanos de la zona. Análisis de agua realizados en la región tomando agua de pozos indican que esta agua aún mantiene una buena calidad (M.E. Hernández, datos no publicados). Sin embargo, Ramos-Rosas *et al.* (2013) detectaron la presencia de metales pesados (plomo, cadmio, mercurio) en la Laguna La Mancha (en agua, sedimentos, excrementos de nutria, crustáceos y peces) afectando no solamente el hábitat de la nutria sino mostrando una degradación del ambiente lagunar. Cejudo *et al.* (2008) encontraron restos de atrazina, herbicida utilizado en los cultivos de caña, en el agua de un pozo. Los humedales de la región de La Mancha ayudan en la depuración del agua, como plantean Rivera-Guzmán *et al.* (2014) en su trabajo sobre la calidad de agua de la propia laguna. Lo anterior lleva a plantearnos que es necesario la obtención de información sobre la hidrología en la cuenca baja, la calidad del agua superficial y subsuperficial a través del año, incluyendo enriquecimiento por nutrientes, pero también coliformes, metales pesados, herbicidas e insecticidas; es una investigación pendiente. La Figura 93 muestra la distribución de este SE, que en general es bajo para La Mancha, debido a que desde el punto de vista de la superficie de humedales, predomina el manglar. Los valores de eficiencia de remoción de las especies de manglar encontrados en la literatura, son menores que los reportados para otras especies de humedales de agua dulce, y de ahí este resultado.

Cabe decir que en todos los casos, cuando se habla de valores bajos, es relativo entre los distintos humedales trabajados. Sin embargo, como se muestra en el Capítulo VII, los valores de almacenamiento de carbono encontrados en la literatura son menores a los encontrados en nuestras zonas de trabajo. No se puede hacer esta comparación para los otros SE debido a que no se encontraron ejemplos en la literatura.

A continuación se presentan los mapas con las valoraciones económicas, con base en el Cuadro 20 y Cuadro 21. El servicio de aprovechamiento es más alto en el manglar, ya que por su superficie es el que mayores recursos proporciona a la población (Figura 94 a). El Cuadro 20 muestra un valor para el SE de aprovisionamiento para las dunas, que en este caso no se mapeó. Ello se basa en el trabajo de Moreno-Casasola y Paradowska (2009) así como el Capítulo X, en los que se analizaron los recursos que se extraen de las dunas costeras.

El servicio de hábitat (pesquerías) depende del manglar (Figura 94 b), pues en este caso los otros tipos de humedales no guardan una vinculación directa con el cuerpo de agua principal ni se realiza una actividad de pesca en ellos, por lo que solamente se asignó un valor económico al manglar. Para el SE de hábitat en las dunas también se incluyó un valor con base en las especies presentes. En este caso particular también se debería incluir el valor que representa el avistamiento de aves durante la migración del Corredor de Rapaces. Las dunas costeras, como hábitat de especies tanto protegidas en la NOM0059, como en Estados Unidos y Canadá debido a su estatus migratorio y al número de sus poblaciones, adquiere gran relevancia.

El SE de regulación es el que mayor valor económico presenta pues conjunta tres servicios distintos (almacenamiento de carbono; almacenamiento de agua, y el de depuración de agua). En el caso del almacenamiento de agua en el suelo, sólo se mapearon los servicios de acumulación que representa la oferta de agua y la contención de agua salina (Figura 94 c). En el caso de la Mancha no se puede aplicar el valor de contención de inundaciones debido que no existe un río como tal que se desborde ni una ciudad (ver metodología para el cálculo de este valor - Capítulo XI). En este tipo de zonas rurales, la contención de la cuña de agua salina es fundamental no solamente en los pozos de los poblados sino para las

actividades productivas y el mantenimiento de las pesquerías (Cuadro 21). El valor económico más alto por hectárea se da en la selva inundable y el popal, seguidos por el manglar y el tular. Tomando en cuenta la superficie de cada tipo de humedal, el valor más alto para la zona lo tiene el manglar, seguido de la selva y finalmente los humedales herbáceos.

Para la capacidad de depuración de agua se consideró que esta limpieza ocurre en la capa superficial en los primeros veinte centímetros de profundidad del suelo por lo que solamente se tomó en cuenta la cantidad de litros en este volumen de suelo (Figura 94 d). La función de regulación adquiere los valores más altos por hectárea para el popal y tular, seguidos por el potrero inundable; con menor valor aparece la selva inundable y finalmente el manglar (Cuadro 20). Para toda la zona, los potreros por su superficie y el manglar adquieren el valor más alto. Como se mencionó anteriormente, el valor asignado al SE de depuración de agua se basó en los costos de operación de una planta de tratamiento cuando depura un litro de agua. Éste resulta en un valor muy alto en comparación con el asignado a otros SE. Ello muestra que cuando se pierde el SE y lo reemplazamos por un diseño y construcción humana, el costo se eleva notablemente.

Para las dunas de La Mancha vale la pena mencionar que se incluyó el valor de \$56,571 que obtuvo Díaz de León (2015) para el SE de generación de información en Ensenada, Baja California, donde al igual que en esta zona de Veracruz, existen grupos de investigación trabajando y generando información. Este valor no fue incluido en los mapas.

El mapa de la Figura 95 muestra el valor acumulado para todos los servicios de los humedales, dando un valor global para el conjunto de estos ecosistemas asociados a la Laguna de La Mancha mayor a 20 millones de dólares por hectárea. El mayor valor acumulado de los SE por hectárea por año analizados en la zona se obtiene para el popal y el tular, principalmente por el SE de depuración del agua (representan el 27 y 25% del valor respectivamente). Cuando se elimina este SE tomando en cuenta solo los cuatro restantes, el manglar representa el 46% del valor, la selva inundable y el popal el 19%, el tular 11% y el potrero inundable, el 5% restante. Cuando se calcula el valor final de los cinco SE tomando en cuenta la superficie total por tipo de humedal, el mayor valor lo obtienen el manglar y el potrero inundable, el cual probablemente era previamente selva inundable o popales (ver recuadro en la Figura 95).

Sistema Lagunar de Alvarado

El sistema lagunar de Alvarado está dominado por los potreros inundables derivados de popales, tulares y selvas inundables. Abarcan el 62% de la superficie, equivalente a 104,751 ha. En superficie le sigue el palmar inundable y los manglares (13% cada uno), los popales y tulares (6% cada uno) y la selva inundable con una superficie muy reducida, menor a 1%. Cabe decir que el palmar inundable (predominantemente *Sabal mexicana*) en este caso tiene una cobertura herbácea con un grado importante de potrerización.

En el caso del carbono almacenado en el suelo, las selvas inundables y los popales son los que retienen la mayor cantidad de carbono (60.7 y 50.4 kg/m² respectivamente), seguidos por los tulares. Los suelos de los palmares, tulares y manglares almacenan cantidades similares, los dos primeros algo superiores a 30, aunque el manglar es el más bajo (20.4 kg/m², acumulando solo el 9% del total) (Figura 96). El mayor volumen total de carbono almacenado se produce en los potreros debido a la gran superficie que ocupan y por la cantidad intermedia de carbono almacenado (almacenan el 60%), ya que se derivan de popales y tulares y mantienen muchas de sus propiedades (Rodríguez Medina y Moreno-Casasola, 2013). Sin embargo la potrerización tiene como consecuencia la liberación de metano. Le sigue el palmar (por su superficie) y el popal por la cantidad almacenada. Mucho más bajo es el manglar y tular (8%) y la selva con

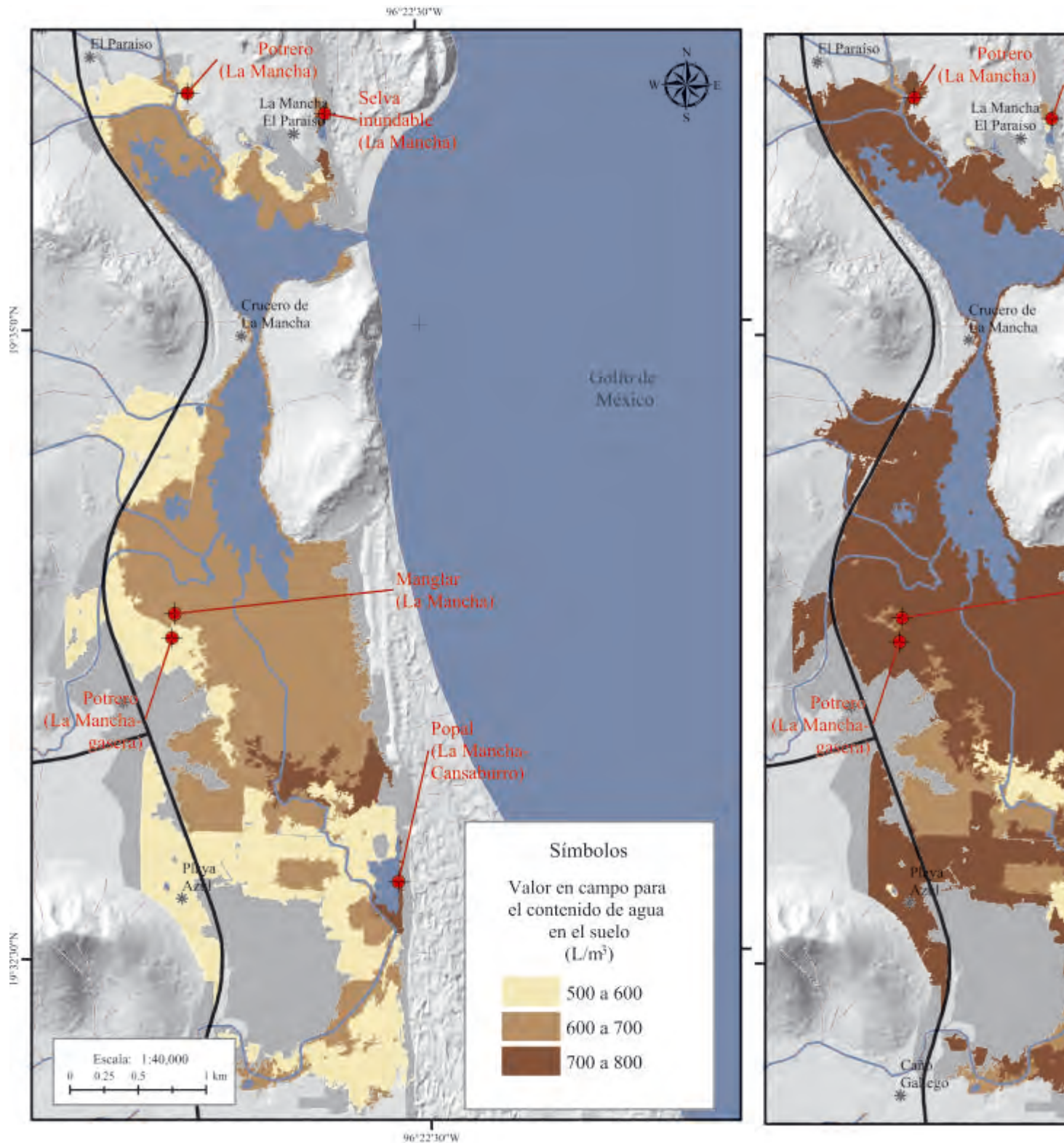


Figura 92. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) hidrológico de almacenamiento de agua en el suelo de los distintos tipos de humedales alrededor de la Laguna La Mancha, municipio de Actopan. El mapa de la izquierda corresponde a los valores de agua contenida en un metro cúbico determinados en campo por tipo de humedal, mientras que el lado derecho corresponde

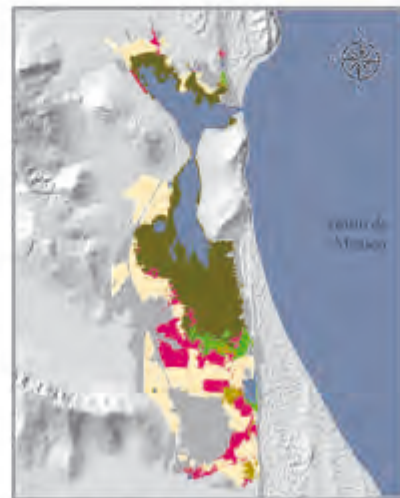


Servicio ecosistémico de regulación -capacidad de almacenamiento de agua en el suelo de los humedales- en la laguna de La Mancha, municipio de Actopan.

Tabla de Datos

TIPO	Volumen calculado de agua contenida en el suelo (L/m ³)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Volumen total de agua retenida en el suelo en el humedal un metro de profundidad (millones de litros)
Manglar	659.7	282.6	1,864.2
Popal	764.97	28.5	218.0
Potrero inundable	590.1	266.7	1,573.9
Selva inundable	659.8	97.2	641.4
Tular	592.4*	17.3	102.5

* Dato tomado del sitio Vega de Alatorre



Tipo de humedal

- Arbóreo**
- Selva inundable
- Manglar
- Herbáceo**
- Tular
- Popal
- Potrero inundable

Otros símbolos

- Sitio de muestreo
- Localidad
- Carretera
- Zona de influencia
- Corriente intermitente
- Corriente perenne
- Cuerpo de agua

Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M) Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



a la cantidad total de agua almacenada con base en la superficie en hectáreas de vegetación que le corresponde considerando un metro de profundidad. Los datos aparecen en el recuadro.

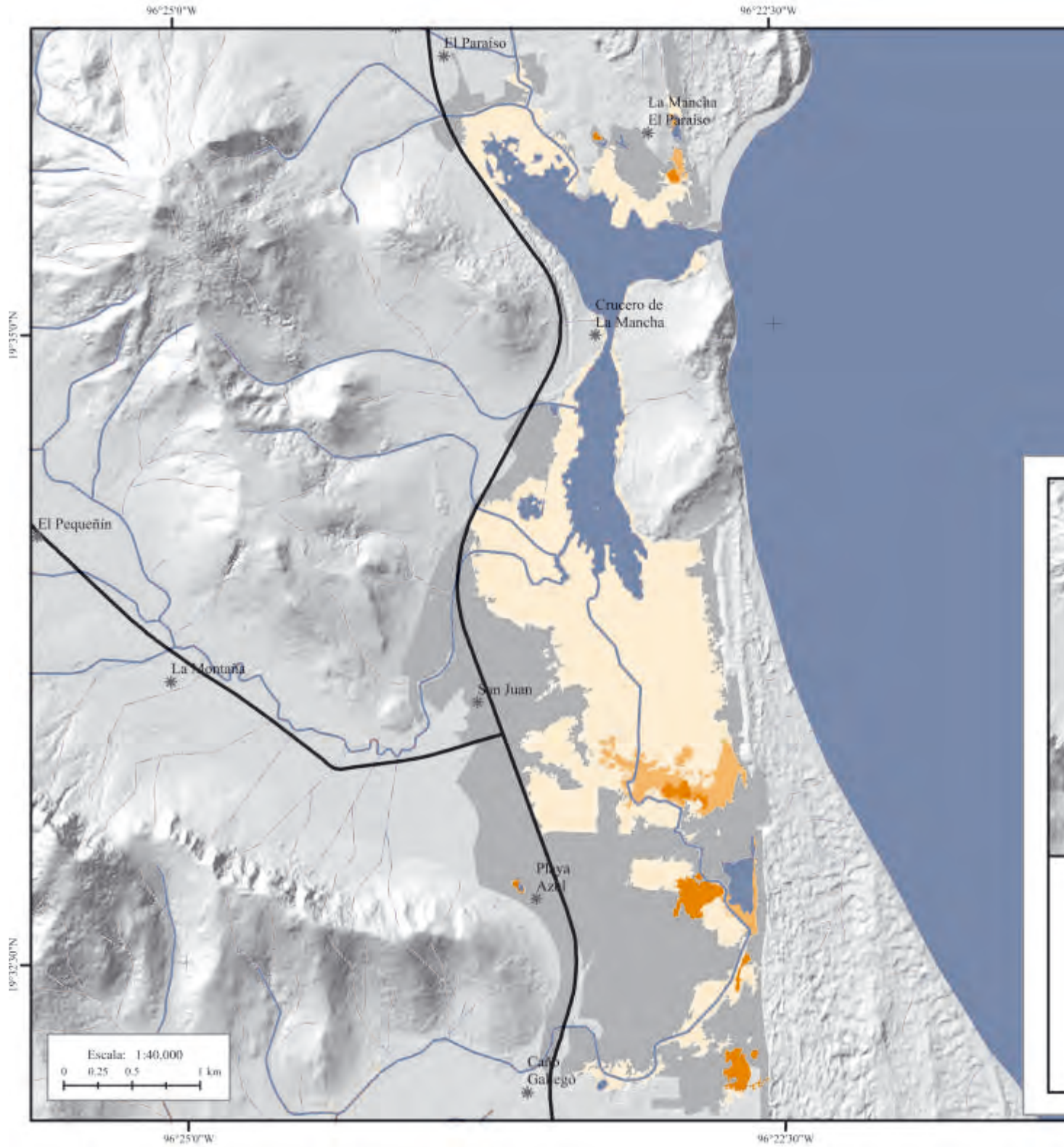
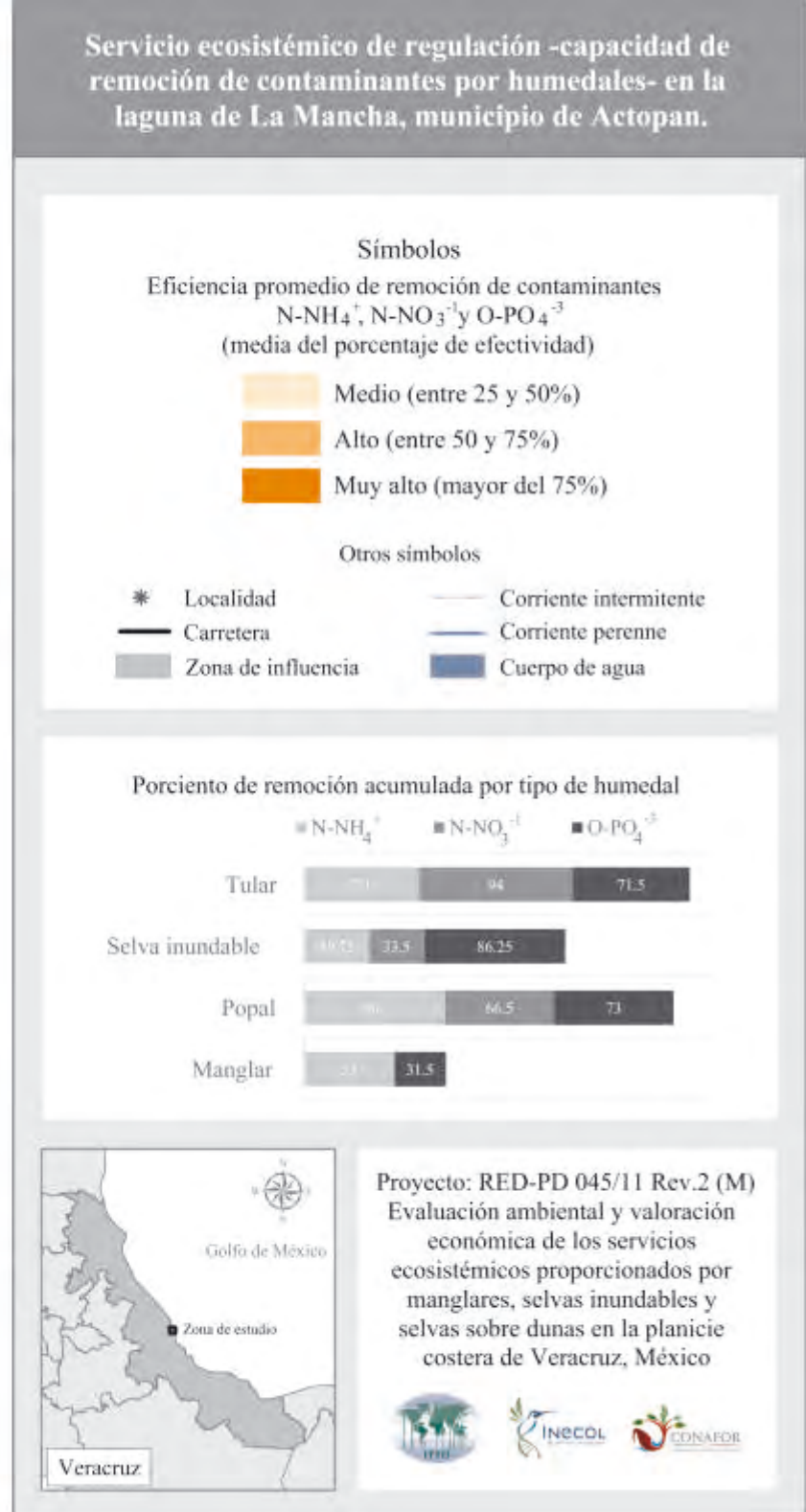
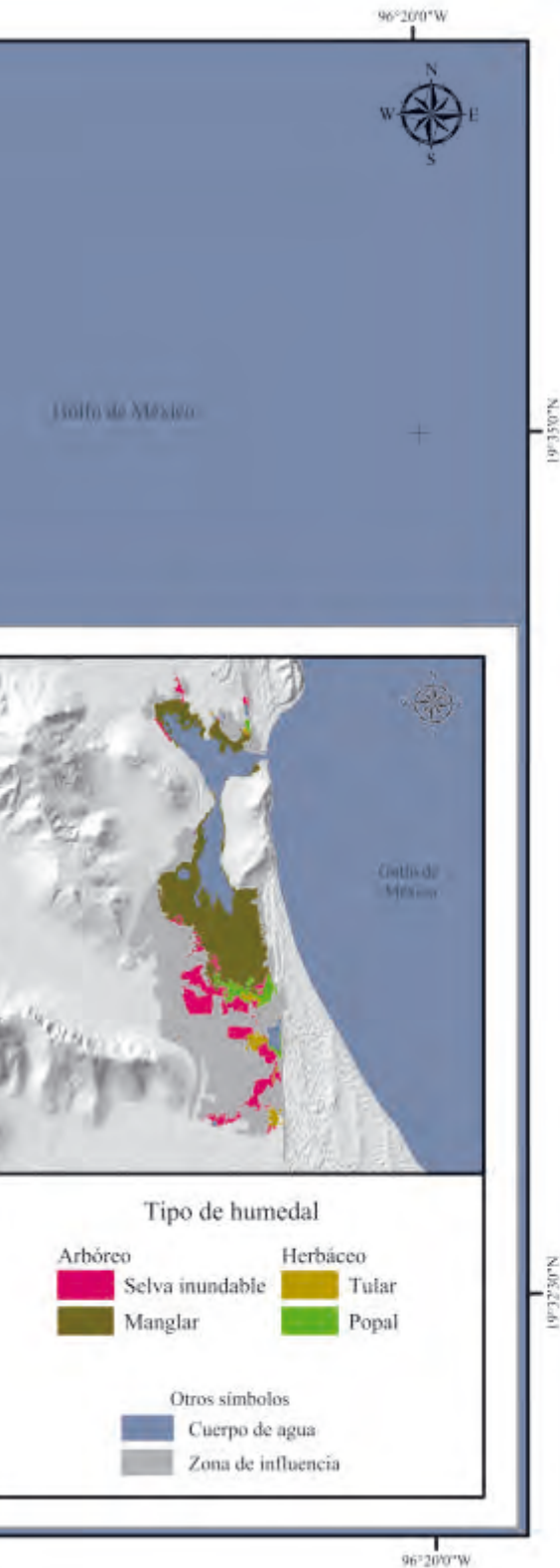


Figura 93. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) de depuración del agua en el suelo de los distintos tipos de humedales alrededor de la Laguna La Mancha, municipio de Actopan. Corresponde a una función de regulación.



a

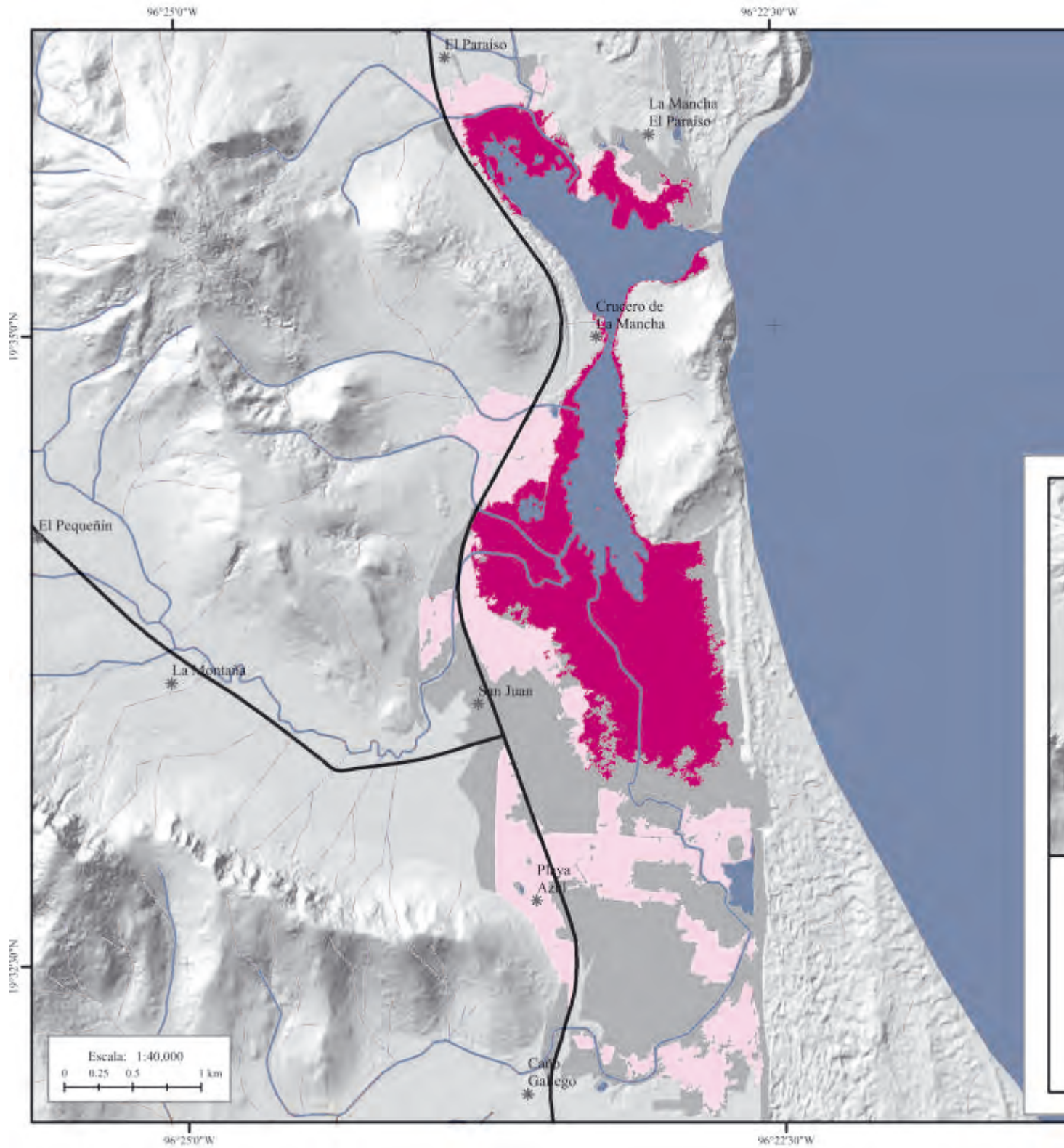
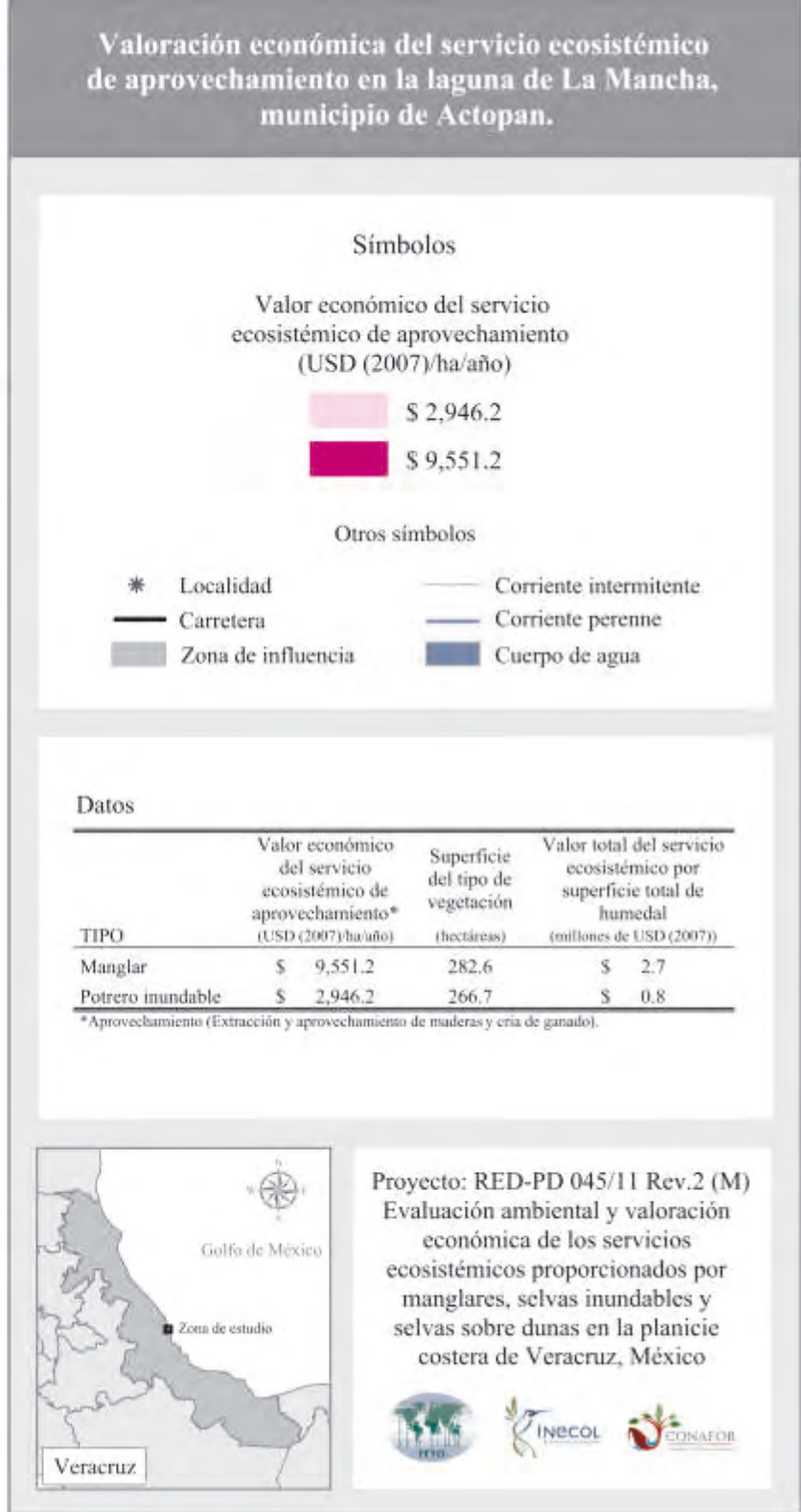
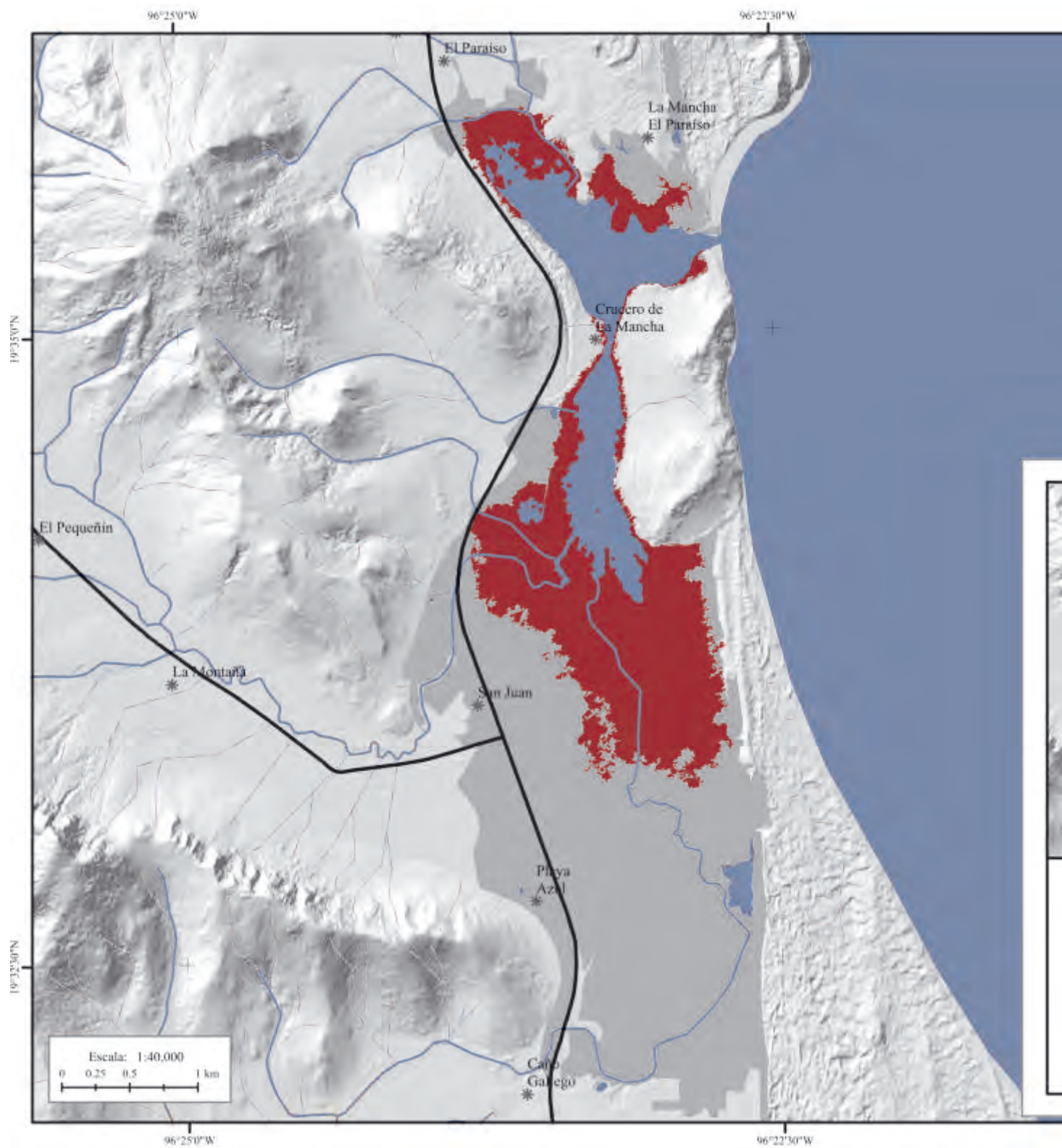
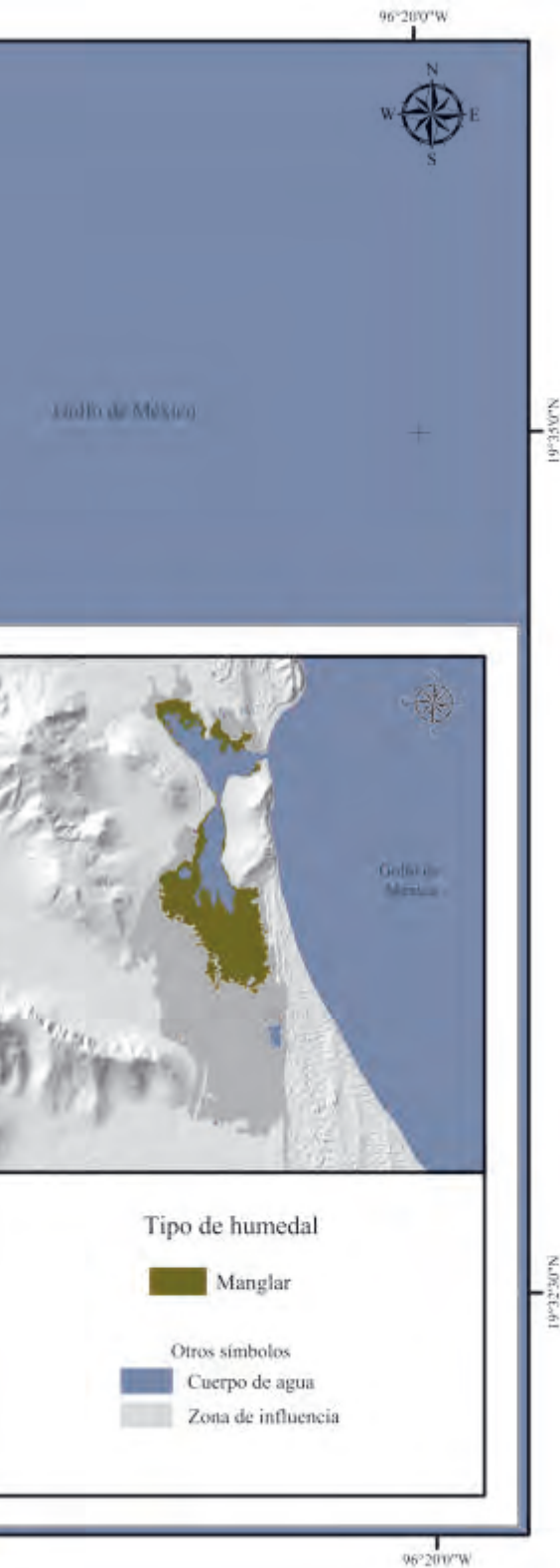


Figura 94. Mapas que muestran la valoración económica en función del tipo de humedal para distintos servicios ecosistémicos. a) servicio de aprovisionamiento, b) servicio de hábitat (pesquerías), y c) servicio de regulación (almacenamiento y oferta de agua dulce); y d) servicio de regulación (depuración de agua en los primeros 20 cm de suelo).



b





Valoración económica del servicio ecosistémico de hábitat en la laguna de La Mancha, municipio de Actopan.

Simbolos

Valor económico del servicio ecosistémico de hábitat* (USD (2007)/ha/año)

\$ 18,849.0

Otros simbolos

<ul style="list-style-type: none"> * Localidad — Carretera ■ Zona de influencia 	<ul style="list-style-type: none"> — Corriente intermitente — Corriente perenne ■ Cuerpo de agua
--	---

Datos

TIPO	Valor económico del servicio ecosistémico de hábitat* (USD (2007)/ha/año)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Valor total del servicio ecosistémico por superficie total de humedal (millones de USD (2007))
Manglar	\$ 18,849.0	282.6	\$ 5.3

* Hábitat: pesca ribereña (comercial).

Tipo de humedal

- Manglar

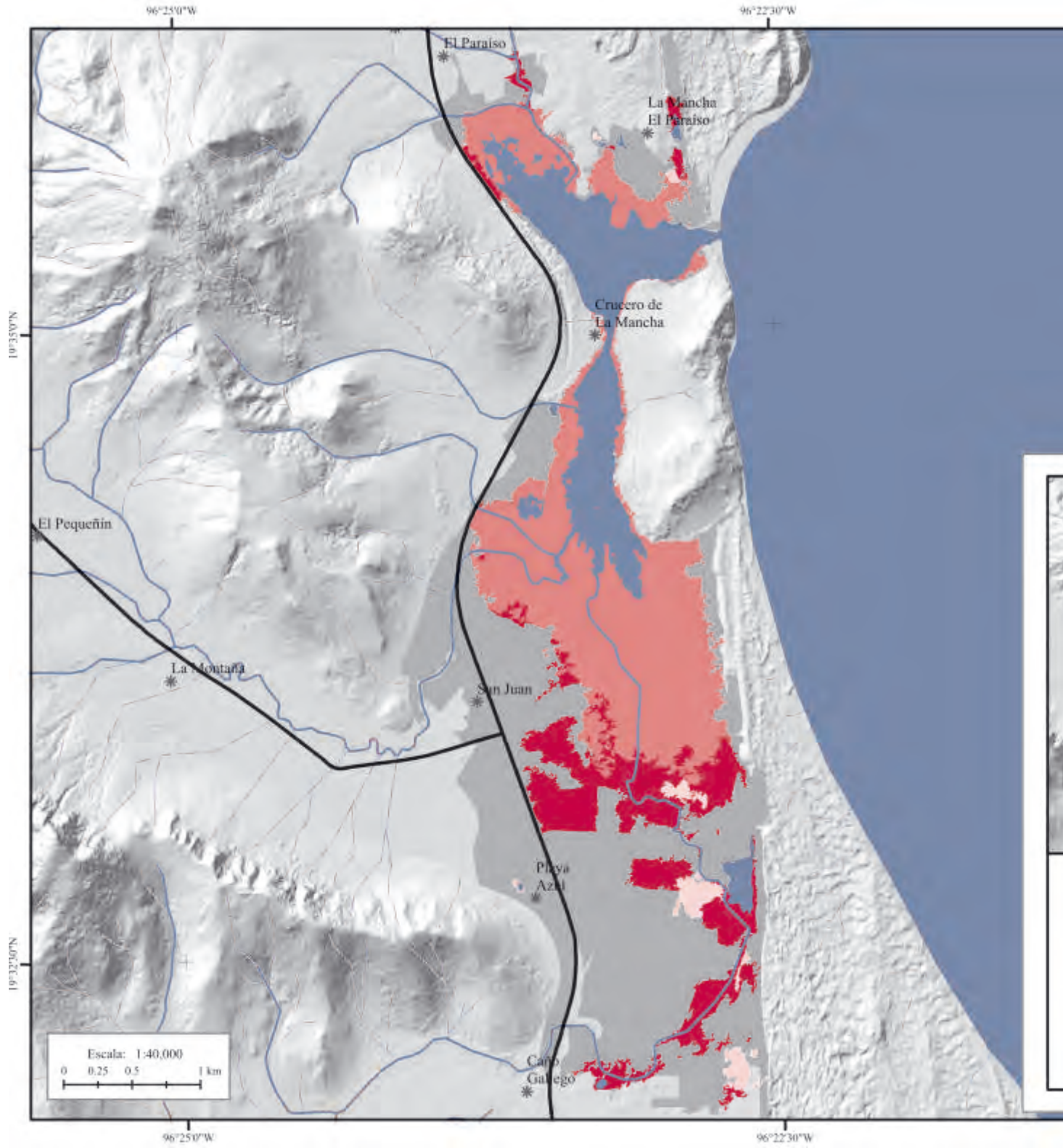
Otros simbolos

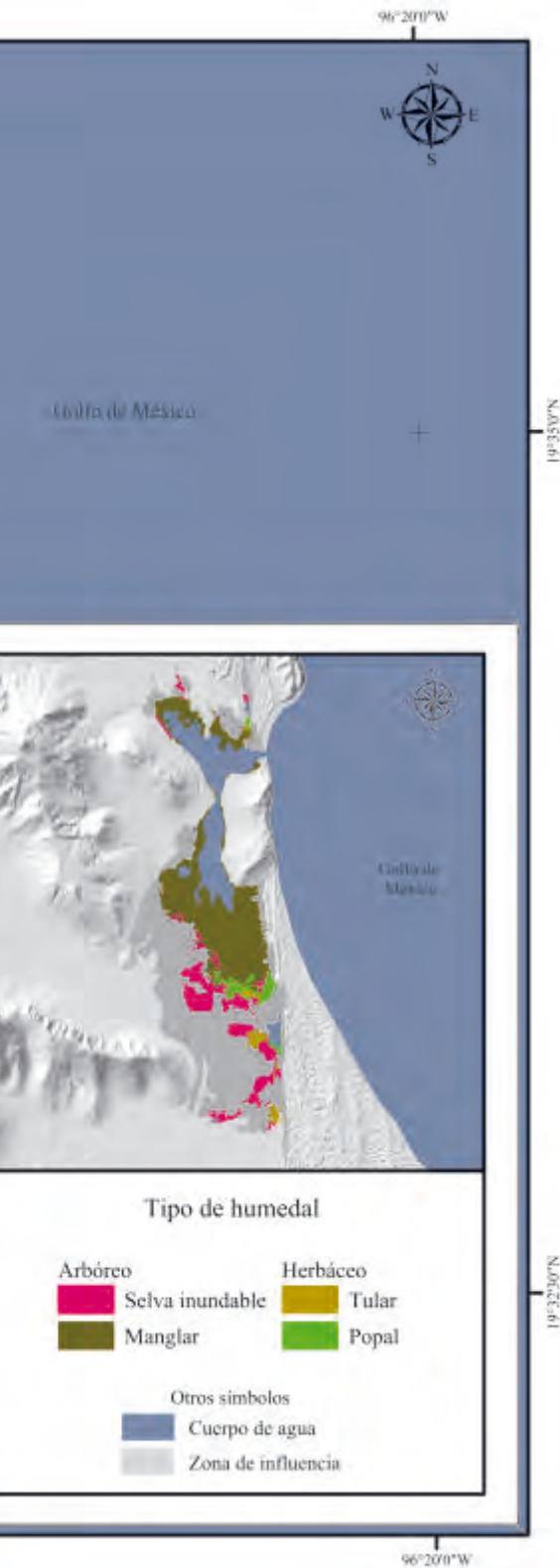
- Cuerpo de agua
- Zona de influencia

Veracruz

Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
 Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México

C





Valoración económica del almacenamiento y oferta de agua (servicio ecosistémico de regulación) en la laguna de La Mancha, municipio de Actopan.

Símbolos

Almacenamiento y oferta de agua -SE regulación-
Valor económico del servicio ecosistémico
(USD (2007)/ha/año)

- menor a \$5,000
- \$ 5,000 a 7,500
- mayor \$ 7,500

Otros símbolos

- * Localidad
- Corriente intermitente
- Carretera
- Corriente perenne
- Zona de influencia
- Cuerpo de agua

Datos

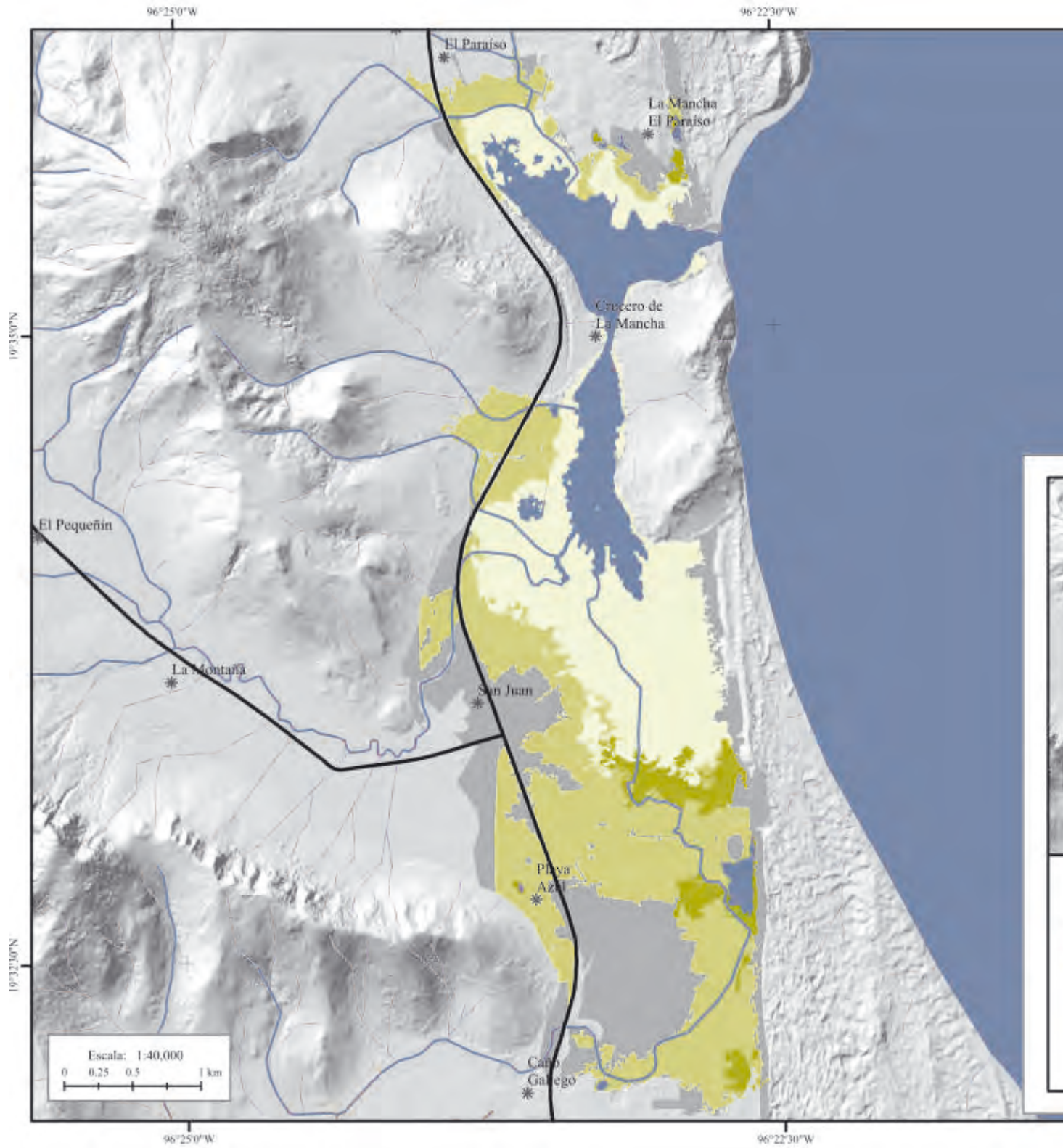
TIPO	Almacenamiento y oferta de agua - Regulación- Valor económico del servicio ecosistémico (USD (2007)/ha/año)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Costo final del servicio ecosistémico por superficie total de humedal (millones de USD (2007))
Manglar	\$ 5,207.50	282.6	\$ 1.47
Popal	\$ 7,948.30	28.5	\$ 0.23
Selva inundable	\$ 8,222.40	97.2	\$ 0.80
Tular	\$ 4,750.70	17.3	\$ 0.08

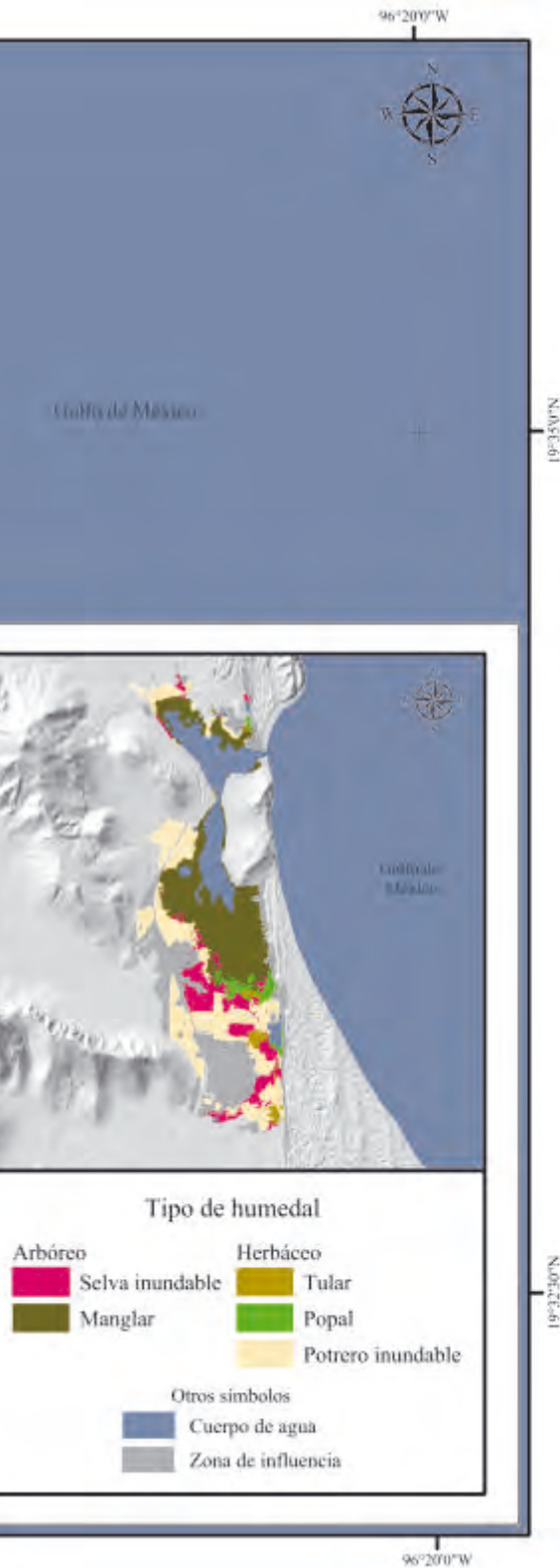


Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



d





Valoración económica de la depuración de agua (Regulación) en la laguna de La Mancha, municipio de Actopan.

Símbolos

Depuración de Agua -Regulación-
Valor económico del servicio ecosistémico
(USD (2007)/ha/año)

- menor a \$ 50,000
- \$ 50,000 a \$ 100,000
- mayor a \$ 100,000

Otros símbolos

- * Localidad
- Corriente intermitente
- Carretera
- Corriente perenne
- Zona de influencia
- Cuerpo de agua

TIPO	Depuración de Agua* -Regulación- Valor económico del servicio ecosistémico (USD (2007)/ha/año)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Costo final del servicio ecosistémico por superficie total de humedal (millones de USD (2007))
Manglar	\$ 39,084.98	282.6	\$ 11.0
Popal	\$ 109,267.92	28.5	\$ 3.1
Potrero inundable	\$ 74,107.24	266.7	\$ 19.8
Selva inundable	\$ 51,335.98	97.2	\$ 5.0
Tular	\$ 106,575.96	17.3	\$ 1.8

*La Depuración de agua se consideró superficial, es decir que el procesos de limpieza ocurren a una profundidad máxima de 20 cm debido a que en esta zona se encuentra la mayor parte de las mices.

Veracruz

Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México

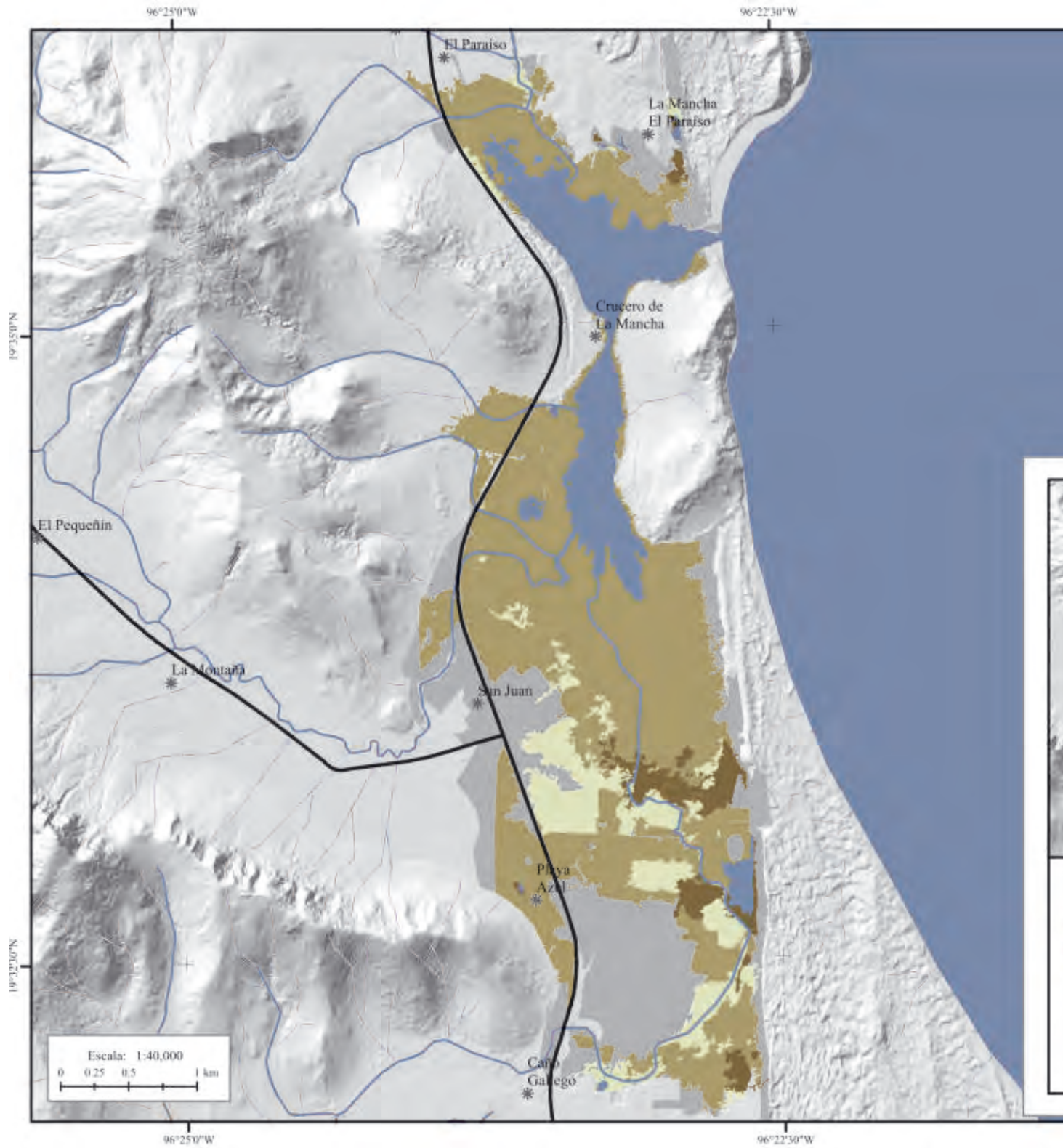
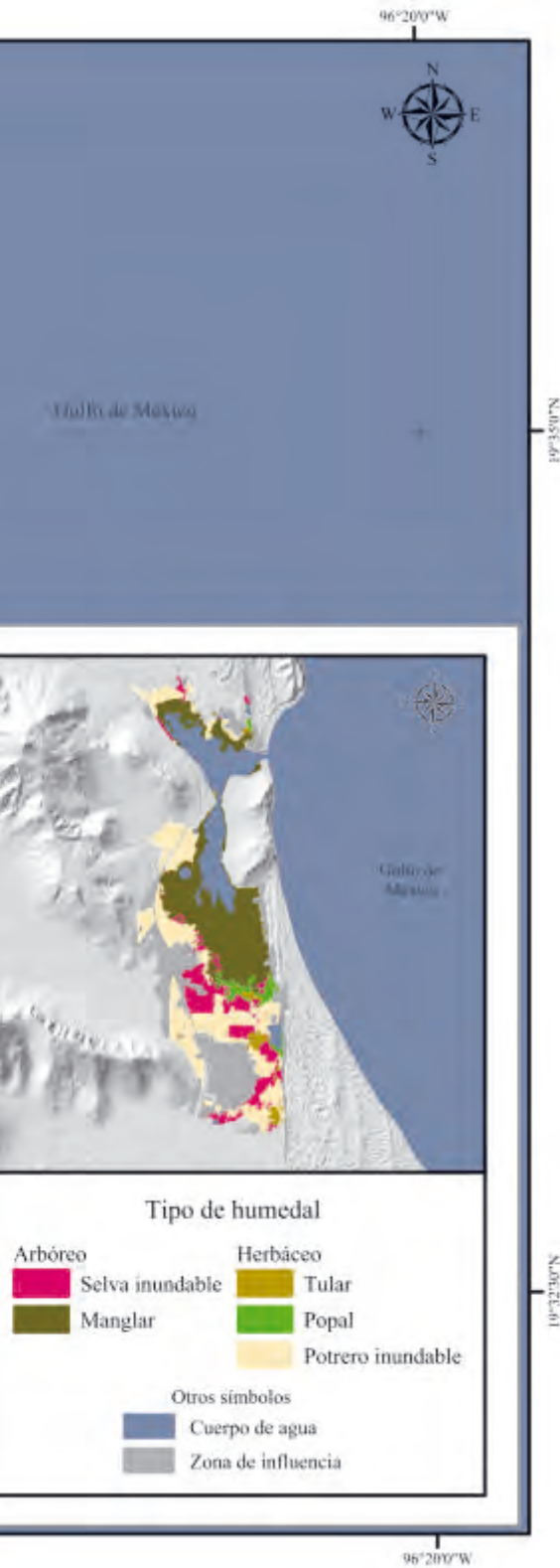


Figura 95. Mapeo de los valores económicos acumulados de todos los servicios ecosistémicos analizados (aprovechamiento, regulación y hábitat) en millones de dólares (valor de cambio de 2007), para los humedales de La Mancha.



Valoración económica acumulada de los servicios ecosistémicos de aprovechamiento, regulación y hábitat en la laguna de La Mancha, municipio de Actopan.

Símbolos

Valor económico ACUMULADO (Aprovechamiento + Hábitat + Regulación) de los servicios ecosistémicos (USD (2007)/ha/año)

- menor a \$ 70,000
- \$ 70,000 a \$ 100,000
- mayor a \$ 100,000

Otros símbolos

- * Localidad
- Corriente intermitente
- Corriente perenne
- Carretera
- Cuerpo de agua
- Zona de influencia

TIPO	Valor económico ACUMULADO* de los servicios ecosistémicos (USD (2007)/ha/año)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Valor total del servicio ecosistémico por superficie total de humedal (millones de USD (2007))
Manglar	\$ 72,692.7	282.6	\$ 20.5
Popal	\$ 122,610.2	28.5	\$ 3.5
Potrero inundable	\$ 77,053.4	266.7	\$ 20.6
Selva inundable	\$ 64,624.4	97.2	\$ 6.3
Tular	\$ 113,727.7	17.3	\$ 2.0

*Aprovechamiento + Regulación + Hábitat

Veracruz

Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México

mucho menos, por la superficie tan baja que ocupan. Moreno-Casasola *et al.* (en prensa) indican que la posible explicación de los valores bajos encontrados es la gran cantidad de agua dulce que baja permanentemente como caudal de los diversos ríos y la posición de los manglares rodeando la Laguna de Alvarado. Este volumen de agua puede lavar la hojarasca y los nutrientes y llevarlos directamente hacia los cuerpos de agua, aumentando su productividad pero reduciendo el almacenamiento. Otro factor importante puede ser la tala a la que este ecosistema ha estado sometido. Tomando en cuenta la superficie que cubren los distintos tipos de humedales, la Figura 96 muestra en el recuadro que los potreros inundables almacenan la mayor cantidad del carbono del suelo, seguidos por los palmares inundables, los popales, los tulares y los manglares y finalmente la selva inundable. Estos resultados muestran claramente que además de la cantidad de carbono que un tipo de humedal es capaz de almacenar, la superficie que cubren es muy importante en el valor total. En este caso los potreros inundables almacenan carbono (y agua) en la medida en que mantienen sus regímenes de inundación y vegetación nativa, pero también liberan metano (Hernández *et al.*, 2014; Capítulo VII).

La selva y el popal tienen la mayor capacidad para almacenar agua en el suelo; le sigue el potrero inundable y el tular (Figura 97). En este sistema el manglar es el que menor capacidad de retención de agua por metro cuadrado tiene, debido a que la gran cantidad de agua que baja por los numerosos ríos lavan la hojarasca dejando una capa de materia orgánica delgada. Es el ecosistema que se ubica más cerca de la boca que comunica con el mar, por lo que las corrientes convergen hacia este ecosistema para pasar a la Laguna de Alvarado y finalmente al mar (Moreno-Casasola *et al.*, en prensa). Como plantean Rodríguez Medina y Moreno-Casasola (2013) al excluir el ganado, el potrero rápidamente recupera su composición de especies hidrófitas y varias de las características del suelo de los popales. Al tomar en cuenta la superficie que cubre cada tipo de humedal, la mayor cantidad de agua almacenada está en los potreros inundables (66%), ya que son los que mayor superficie cubren y tienen una alta capacidad de retención. El agua contenida en el palmar inundable representa el 11%, en el manglar el 10%, en el popal el 8% y en el tular el 5%. En este caso, la selva inundable a pesar de poder almacenar el mayor valor, representa menos del 1% debido a su superficie tan reducida.

Los valores más altos de remoción de contaminantes los tienen los popales y tulares que tienen una superficie pequeña, y el manglar tiene una menor capacidad para realizar esta función (Figura 98). Se desconoce la capacidad de los potreros inundables, pero estudios como el realizado por Cejudo *et al.* (2006) mostraron que especies de gramíneas como *Echinochloa pyramidalis* (además de especies nativas como *Sagittaria lancifolia* y *Typha domingensis*) son capaces de retener herbicidas en sus raíces. Ello lleva a pensar que sí juegan un papel, aunque con menor eficiencia que el que desarrollan los popales y los tulares. En el caso de Alvarado, debido a la gran cantidad de agua del sistema, los potreros incluyen frecuentemente especies de popales y tulares. Este SE cobra relevancia en la región debido a que estos humedales se forman por el caudal de varios ríos, entre ellos Río Blanco y Papaloapan, que acarrearán aguas de zonas industriales y urbanas; en la zona se asientan varios poblados y ciudades que descargan aguas sin tratar; hay ingenios azucareros que al descargar las aguas producen gran mortandad de peces; y existen grandes ranchos con ganado estabulado, uno ya con características industriales, que vierten sus aguas de deshecho directamente a los humedales de La Popotera, que es un sitio Ramsar. Por tanto hay fuentes de contaminación tanto puntual (que requieren plantas de tratamiento) como difusa que es necesario reducir para poder mejorar la actividad pesquera y la calidad de los productos.

En el caso de los humedales del Papaloapan se presentan las valoraciones económicas (Figura 99) para seis SE: el servicio de aprovisionamiento, de hábitat (pesquerías), y de regulación (que conjunta el

valor del carbón almacenado, el de contención de inundaciones, el del agua dulce almacenada como oferta de agua y contención de cuña salina y el de la capacidad de depuración). El SE de hábitat (pesquerías) es uno de los más directos de calcular debido a que tiene un valor de mercado establecido. Vázquez-González *et al.* (2015) lo calcularon con base en el análisis de las capturas de seis especies por las cooperativas locales y su valor en el mercado en Alvarado. Los datos indican que el valor más alto lo tiene el manglar y corresponde a \$18,849 dólares (USD) por hectárea. Muy por debajo aparecen la selva inundable (\$5,066 USD por hectárea) y los popales (\$5,394) y por último el tular (\$2,401) y el palmar (\$825). Al hacer el cálculo tomando en cuenta la superficie, el manglar obtiene el mayor valor (representa el 80%), seguido de los humedales de agua dulce.

Las dunas del sistema lagunar de Alvarado alcanzan una gran extensión y altura; son una protección fundamental del sistema lagunar, ya que impiden la entrada de la cuña salina (al ser una barrera física y al filtrar el agua de lluvia) y reducen la energía del oleaje en el estuario, además de permitir las fluctuaciones salinas características de estos ambientes, que los hacen tan productivos. González-Mendoza *et al.* (2012) calcularon un valor de \$67,874 para las dunas costeras de Costa Esmeralda, Tecolutla. Es necesario realizar un estudio mucho más amplio para evaluar los SE que presta este ecosistema en la zona, ya que es ampliamente usado por las comunidades locales para obtener recursos, juega importantes SE de regulación (protección de la costa, oferta de agua salina) y de información y cultura entre otros.

El valor económico del SE de almacenamiento de agua tomó en cuenta el costo de las obras de infraestructura desarrolladas para prevenir inundaciones (ver Capítulo XI), ya que existen varios poblados asentados en la zona de dunas costeras, además del Puerto de Alvarado, y de ciudades como Tlacotalpan rodeadas de humedales. El valor económico de este servicio también es alto pues se basa en el costo de la infraestructura construida. Sin embargo, también esta agua almacenada juega un papel de gran importancia al evitar que penetre la cuña salina y por lo tanto mantiene las actividades productivas, siendo la pesca de gran importancia (Vázquez *et al.*, 2015). Las actividades productivas implican el mantenimiento de la ganadería ya que conserva los popales sobre los cuales se desarrolla, la agricultura de caña de azúcar que se ubica en zonas drenadas y con diques de protección, pero que usa el agua dulce para riego, y para el sostenimiento de las pesquerías. Cabe mencionar que en esta región en particular, las dunas también juegan un papel fundamental en la protección de la zona costera, debido a sus dimensiones. Aunque su vegetación esté muy modificada y con fuerte grado de potrerización, son zonas donde se filtra el agua de lluvia y aporta al agua almacenada en el suelo y a la contención de la cuña salina, además de proteger de vientos y oleaje. Así mismo, se incluye el valor que las personas le otorgan a los servicios hidrológicos (sensu Vázquez-González *et al.*, 2014).

En la valoración acumulada final, los valores más altos por hectárea por año lo alcanzan los popales y tulares (representando el 21% del valor respectivamente), debido a su gran capacidad de regulación, que constituye el SE de mayor valor económico; le sigue la selva inundable con 18% y el manglar y el potrero inundable con 15% respectivamente y el palmar con 10%. El manglar tiene un buen potencial de incrementar su valor en función de que se restaure, de que se mejore la calidad del agua base de las pesquerías, organizar a las cooperativas e ir transformando las actividades pesqueras de solo extracción en producción (Figura 100). Al calcular el valor total para toda la extensión de humedales, los potreros inundables presentan con mucho el mayor valor, ya que conjuntan funciones de regulación y de aprovisionamiento (ganadería), además de una gran extensión, debido al alto grado de modificación del sistema. En este caso no se debe olvidar el aporte de metano que implica esta transformación. Con valores similares aparecen el manglar, el popal y el tular.

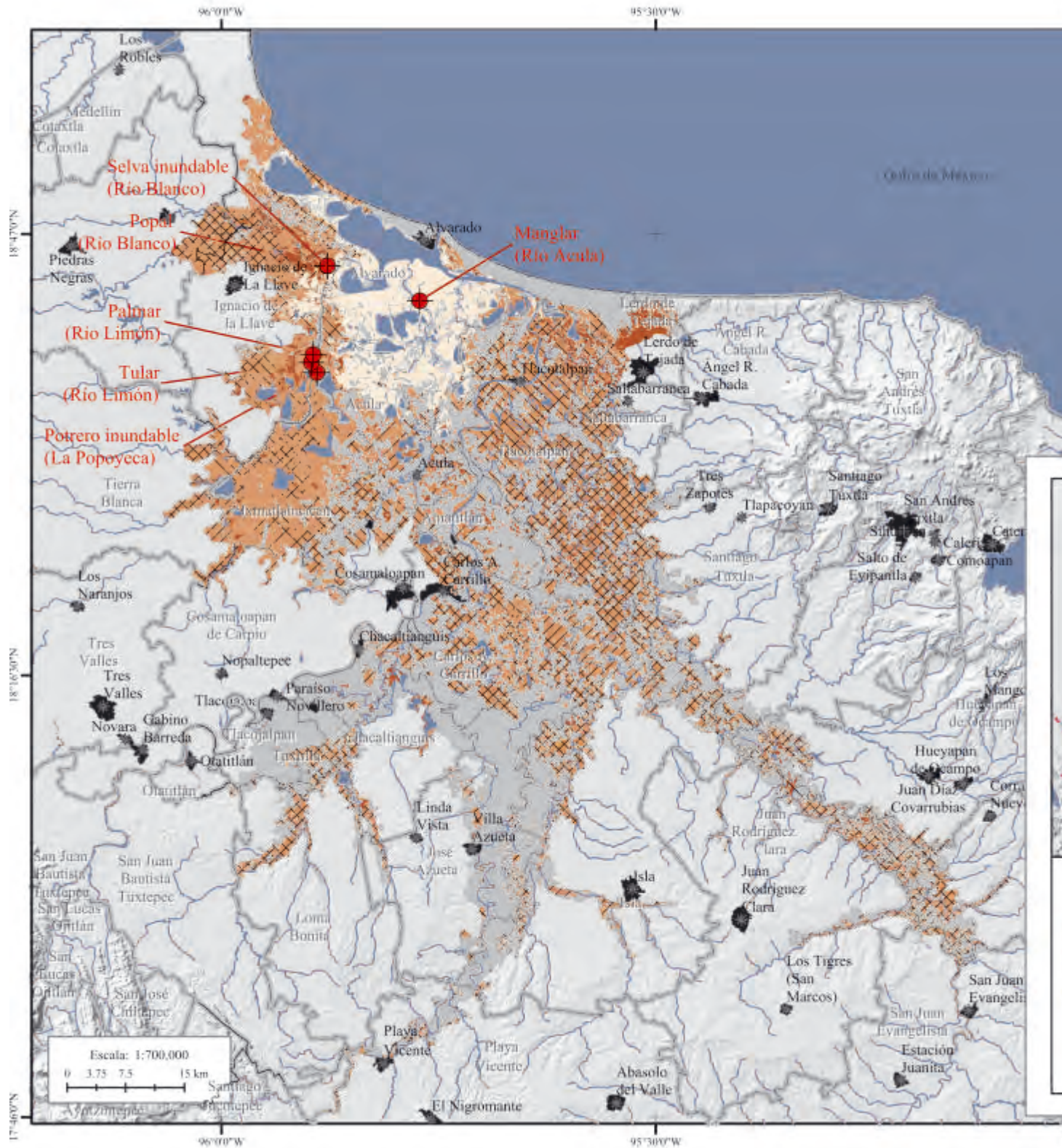
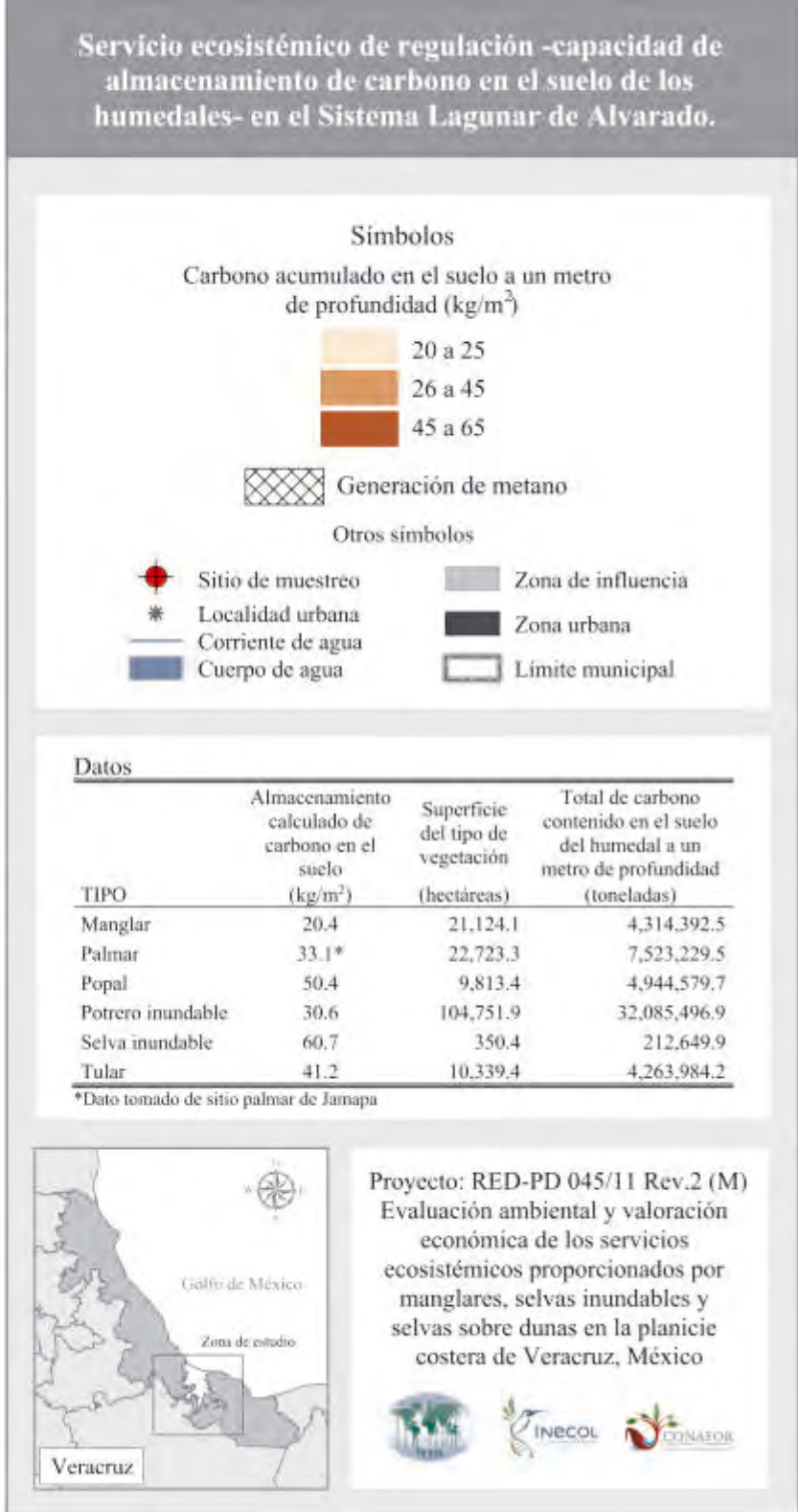
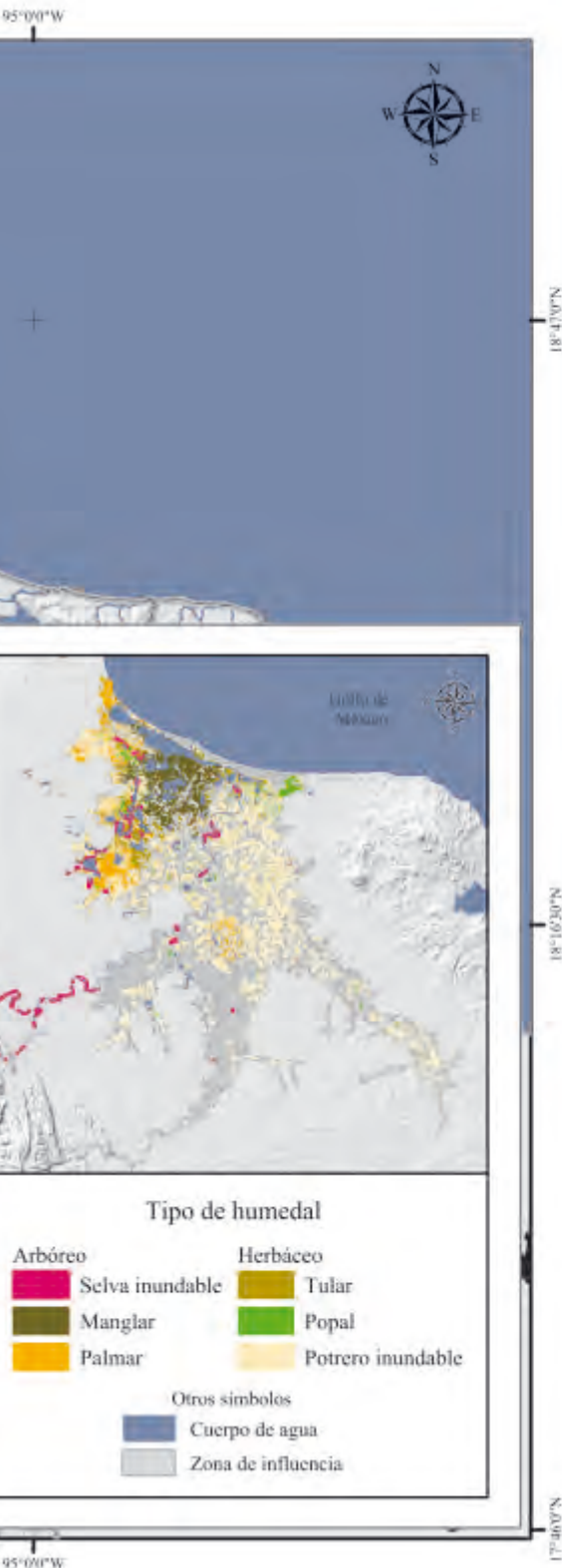


Figura 96. Mapa mostrando dentro de las funciones de regulación el servicio ecosistémico (SE) de almacenamiento de carbono en el suelo para cada uno de los tipos de humedales del Sistema Lagunar de Alvarado. La cantidad total de carbono almacenada por tipo de humedal en función de la superficie que ocupan, aparece en el recuadro



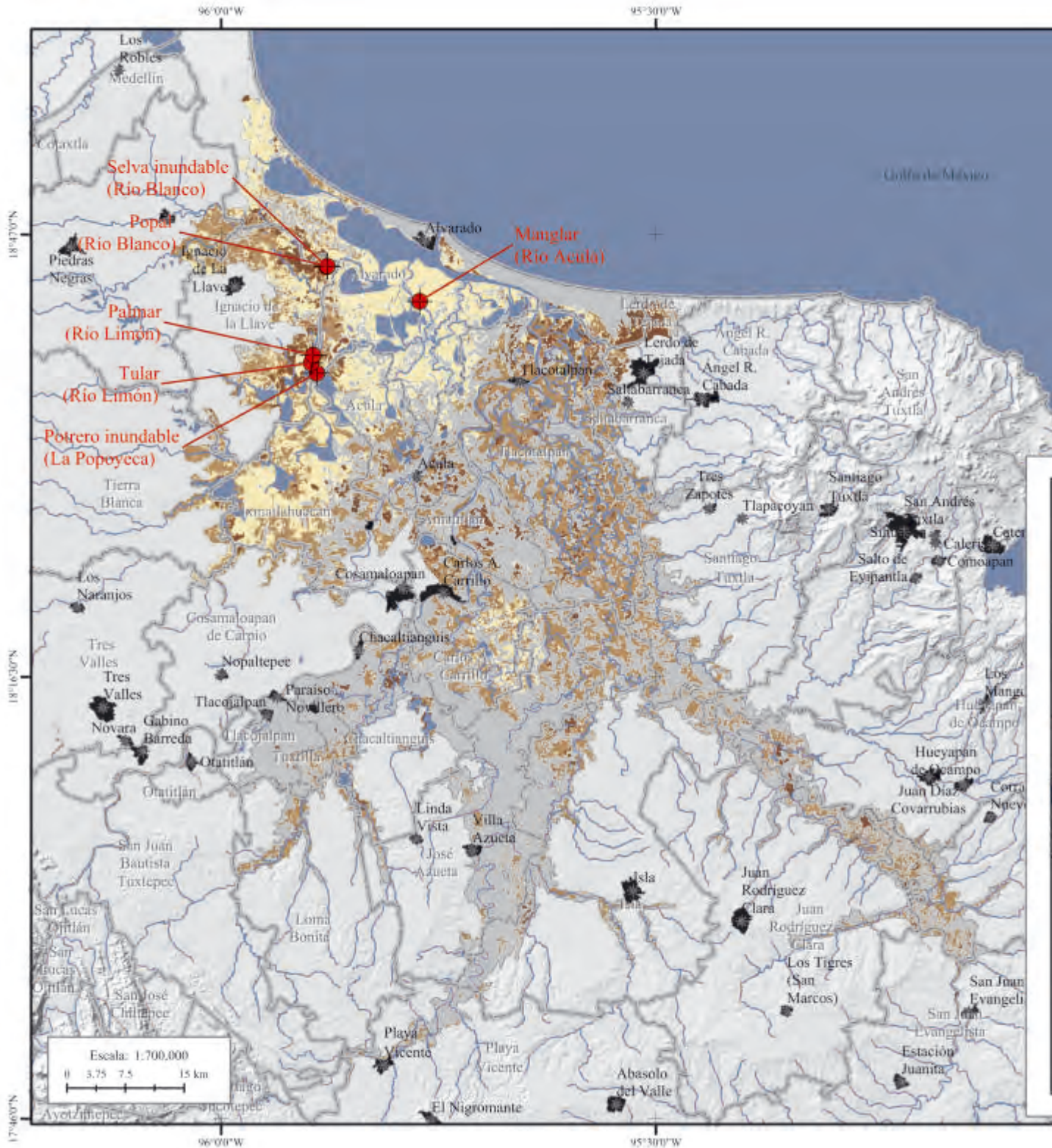
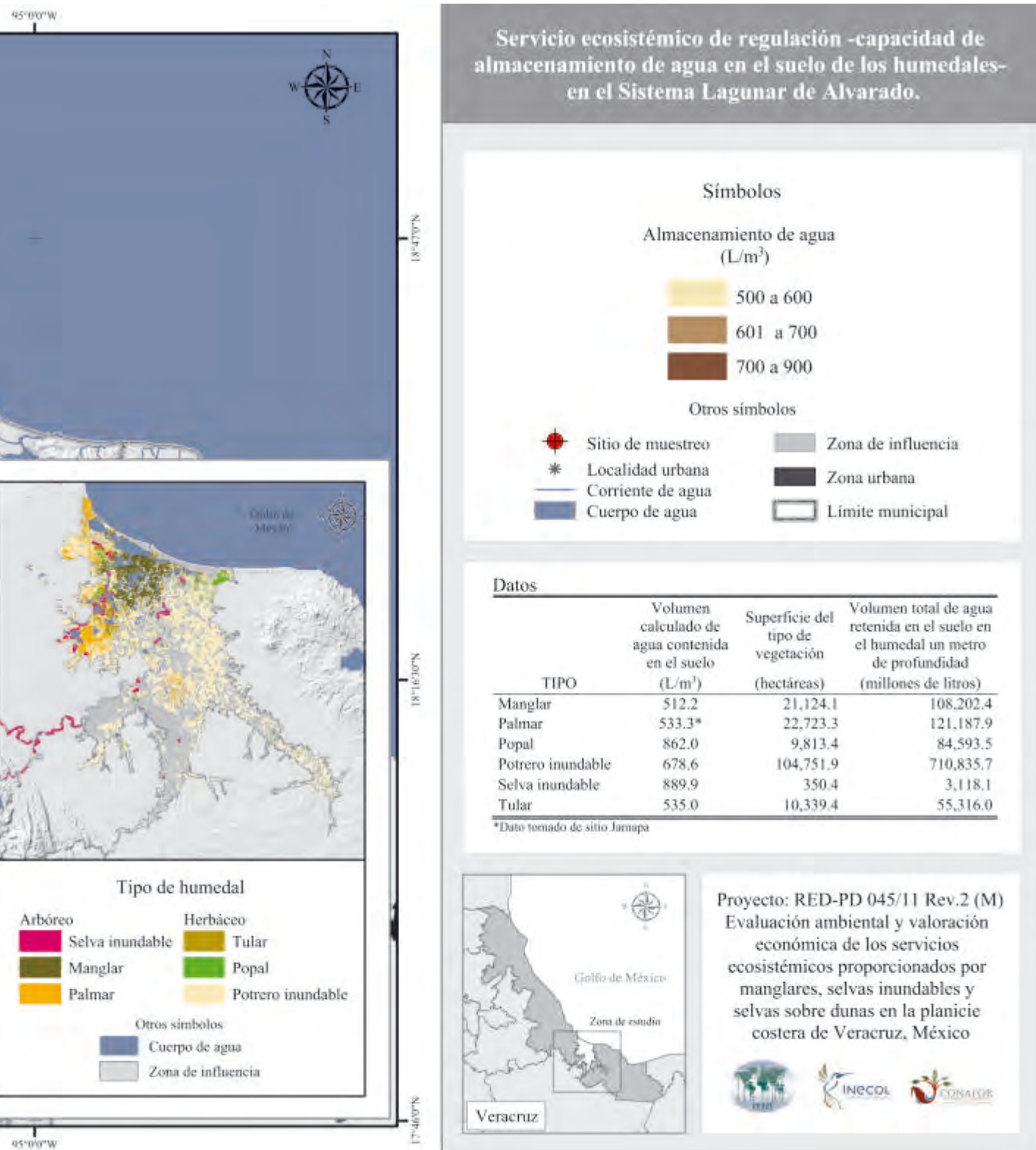


Figura 97. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) hidrológico de almacenamiento de agua en el suelo de los distintos tipos de humedales del sistema lagunar de Alvarado. Corresponde a una función de regulación. Se mapeó la cantidad de agua



almacenada en un metro cúbico de suelo en cada tipo de humedal. La cantidad total de agua almacenada por cada tipo de humedal con base en la superficie que cubre, aparece en el cuadro.

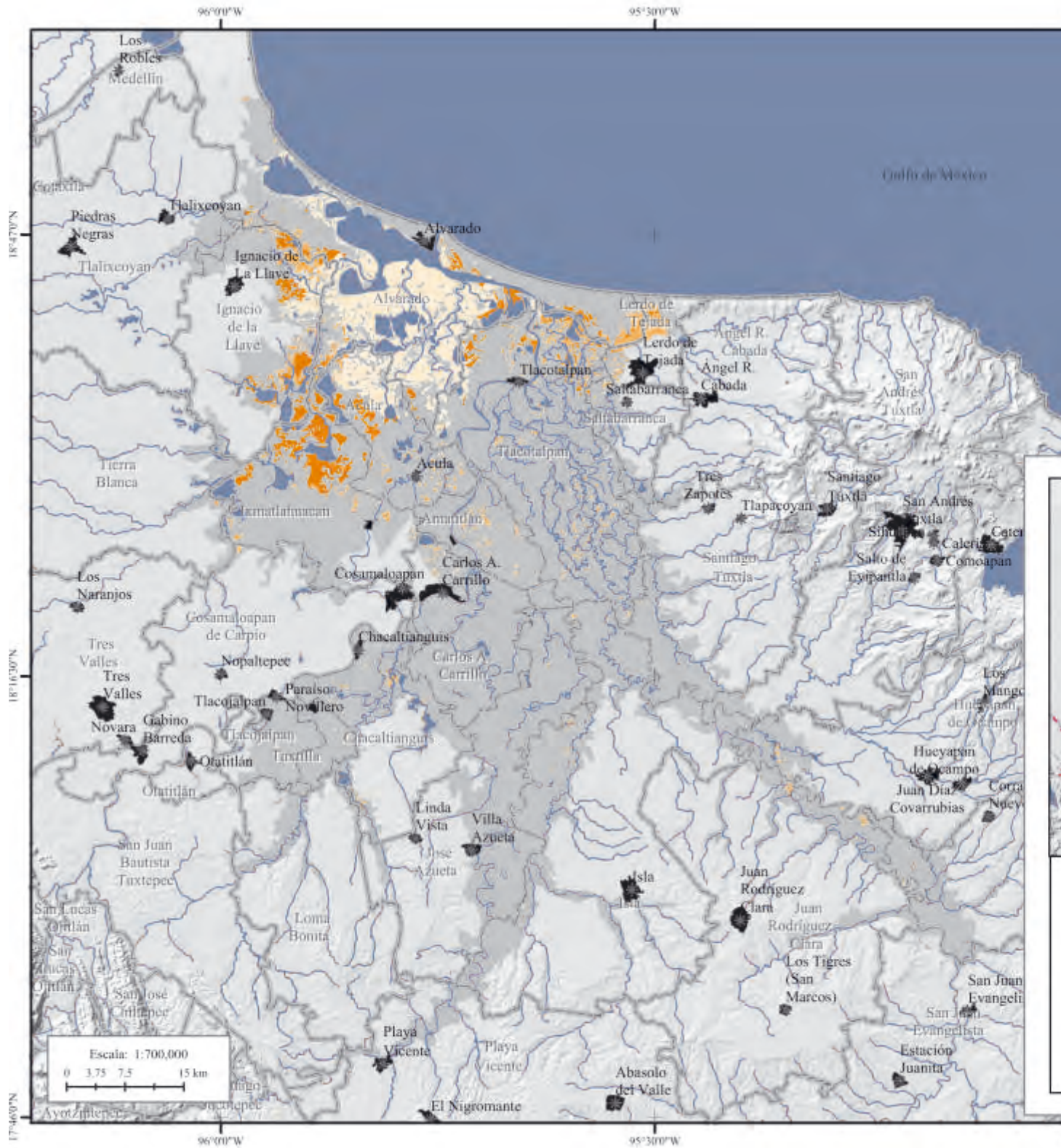
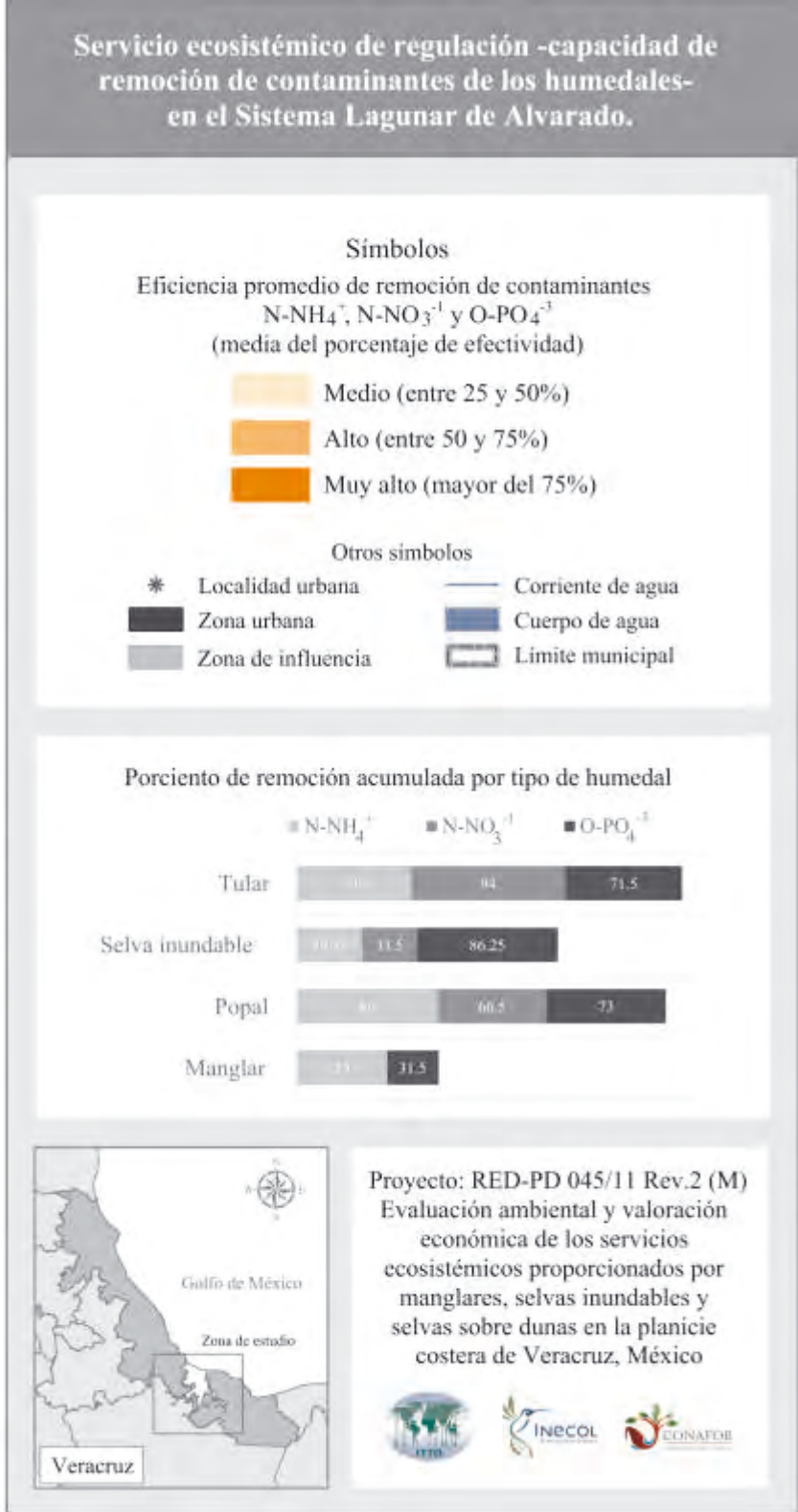
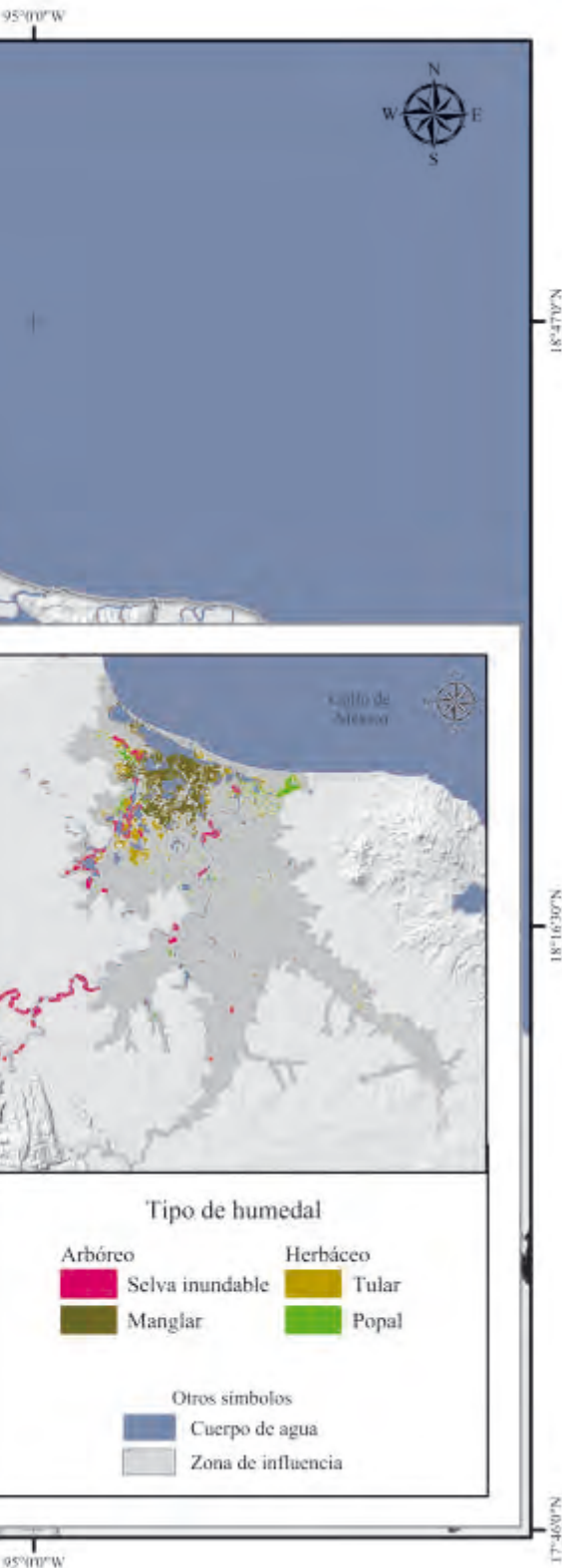


Figura 98. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) hidrológico de depuración del agua en el suelo de los distintos tipos de humedales del sistema lagunar de Alvarado. Corresponde a una función de regulación.



a

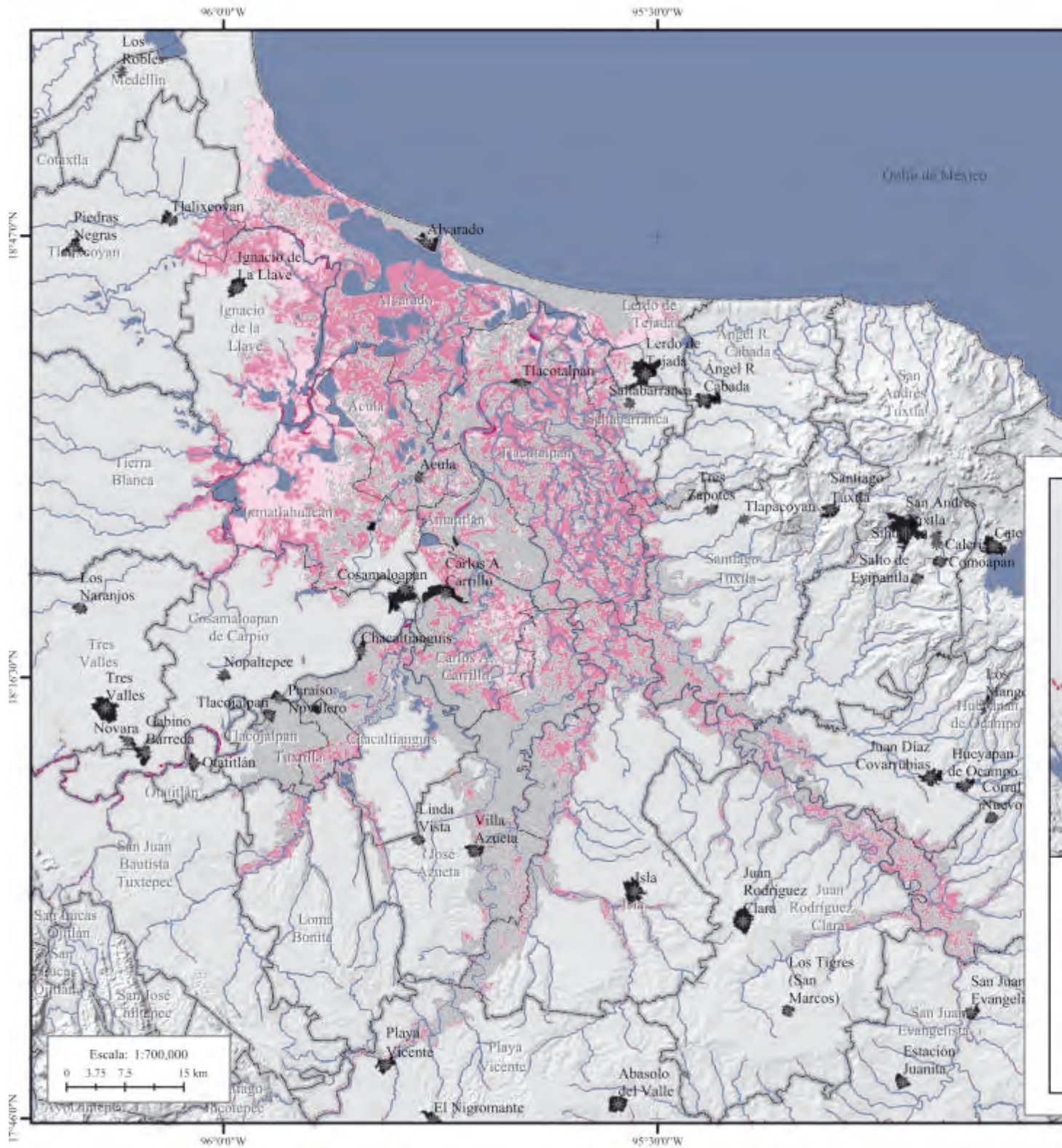
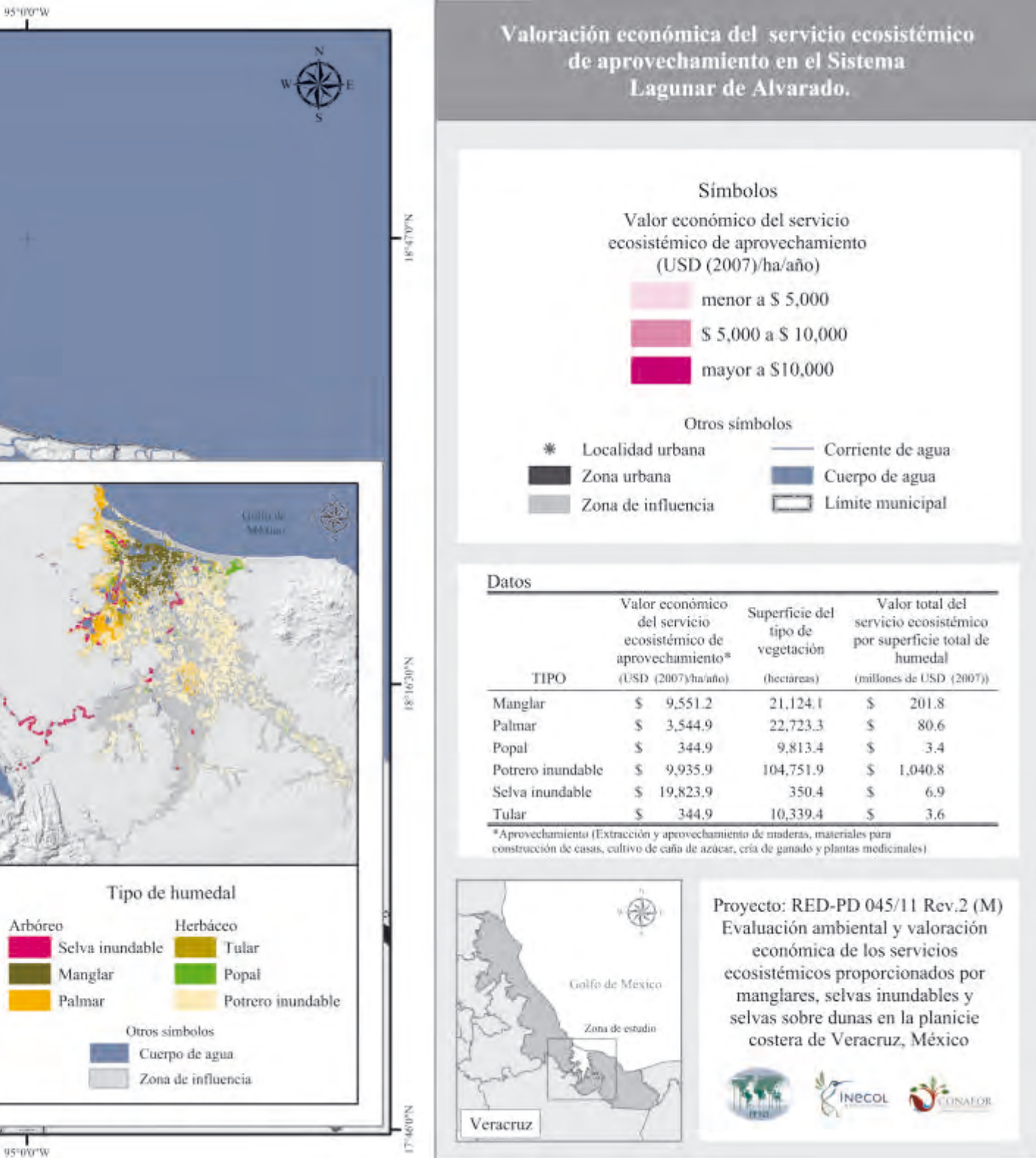
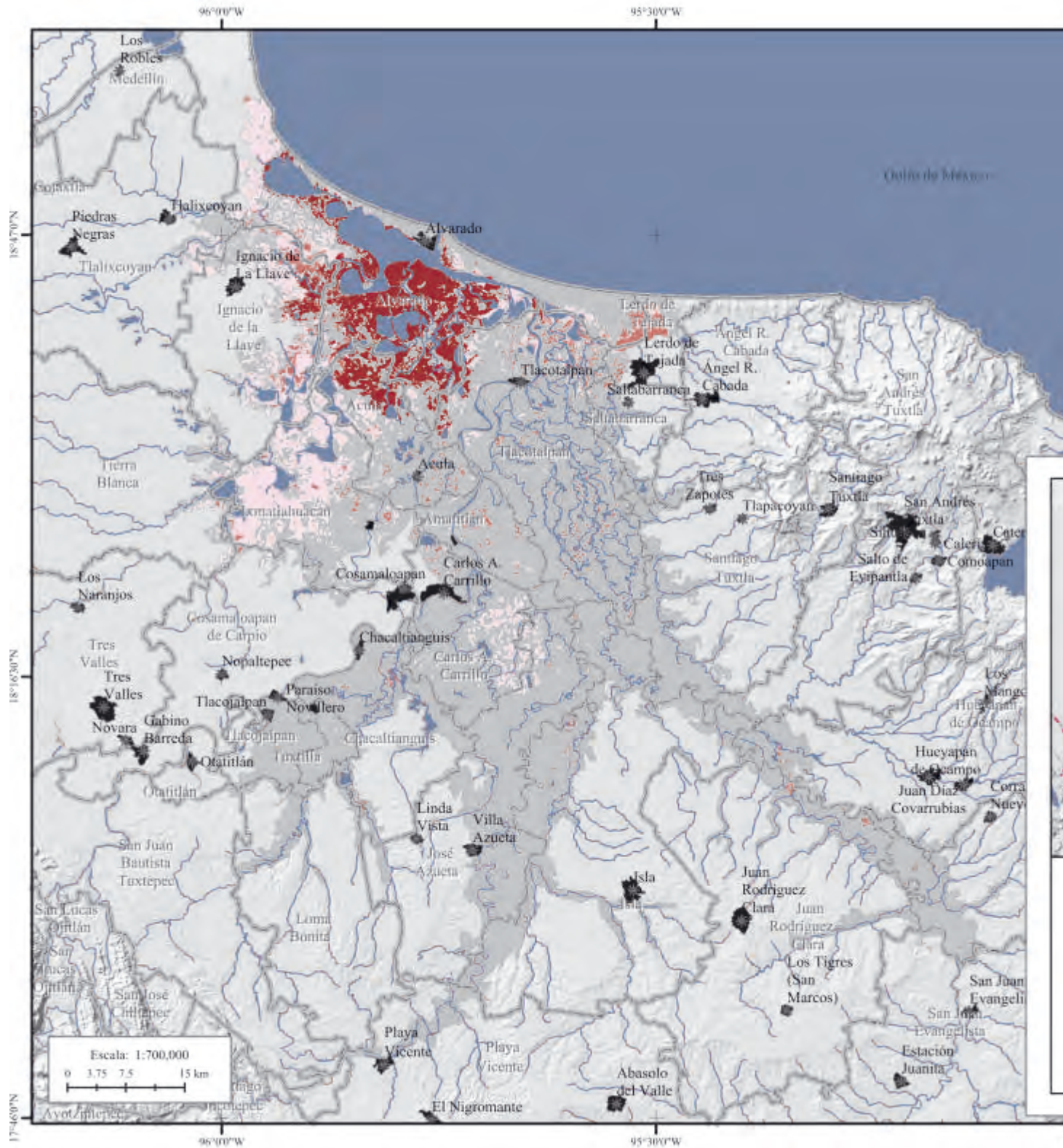


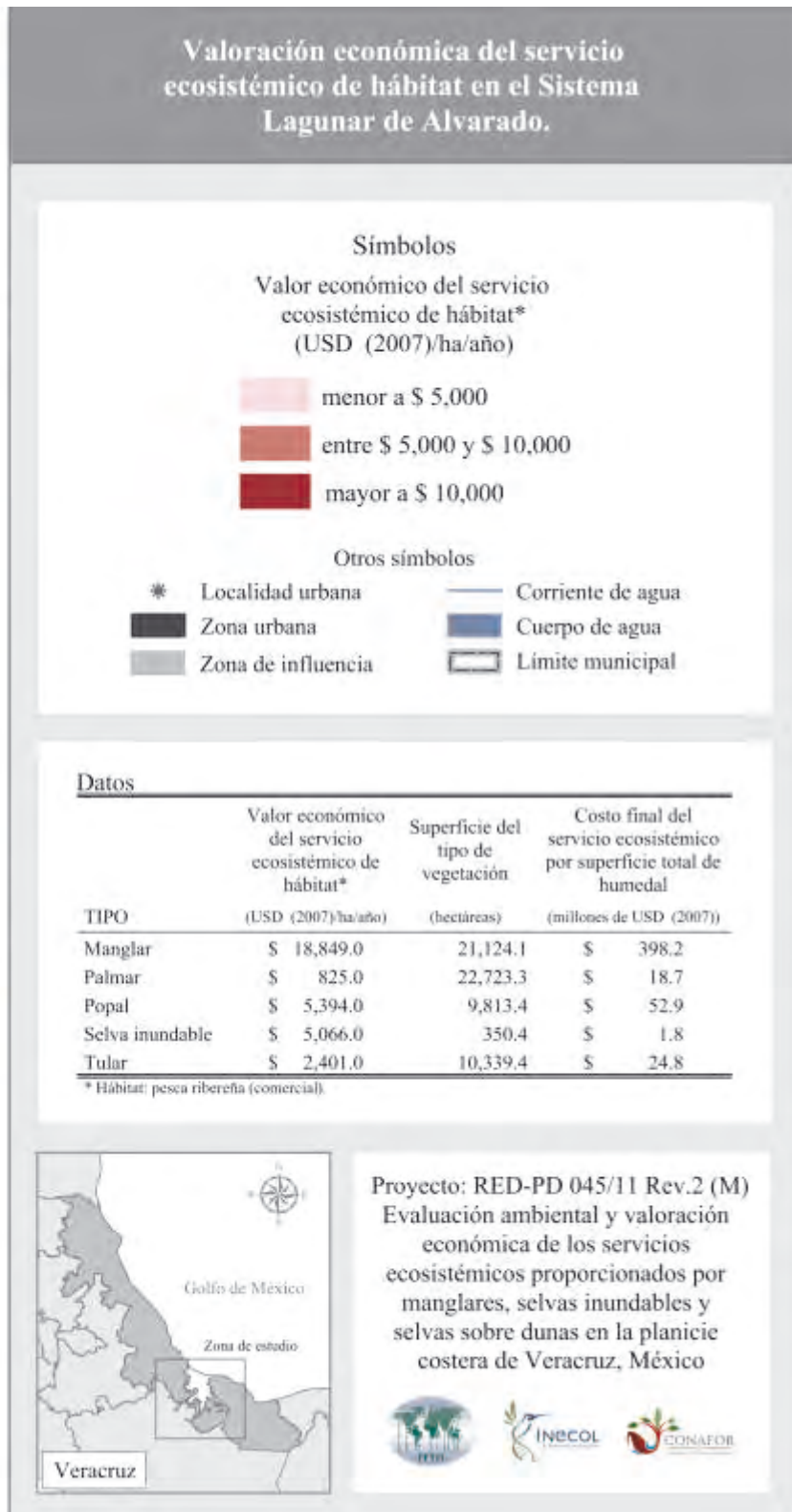
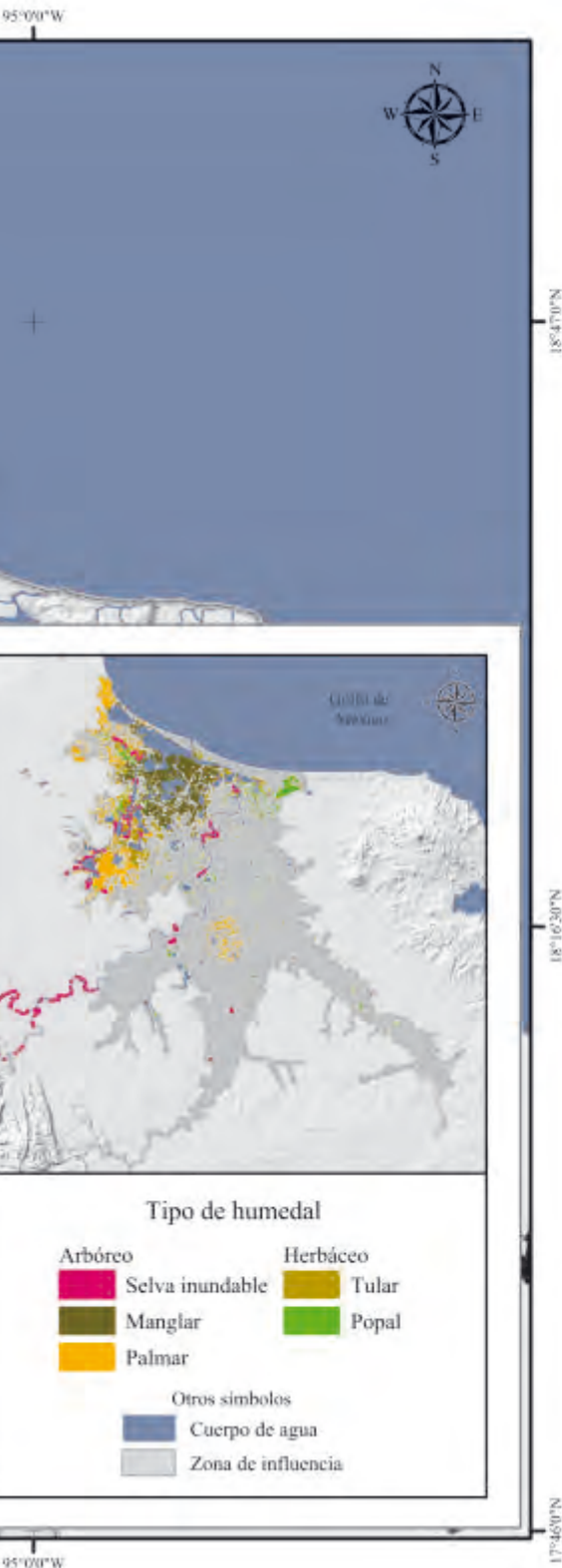
Figura 99. Mapas que muestran la valoración económica en función del tipo de humedal para distintos servicios ecosistémicos. a) servicio de aprovisionamiento, b) servicio de hábitat (pesquerías), y c) servicio de regulación, que conjunta cinco servicios distintos (almacenamiento de carbono, contención de inundaciones, almacenamiento de agua para contención de la cuña



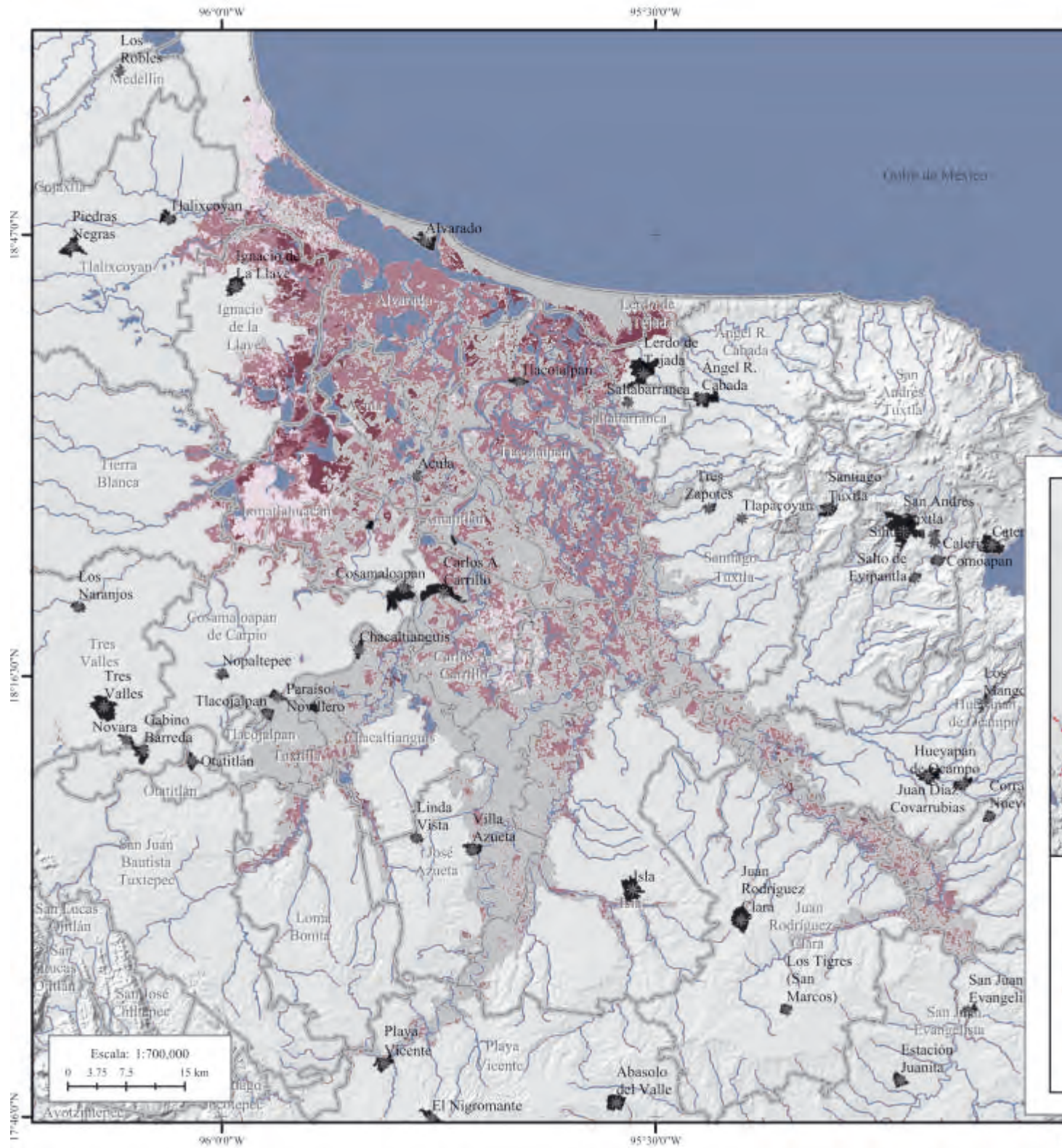
salina y oferta de agua dulce, la depuración de agua y la el valor que las personas le otorgan a los servicios hidrológicos) en el Sistema Lagunar de Alvarado. El servicio de depuración se calculó con base en el agua almacenada en los primeros 20 cm de suelo.

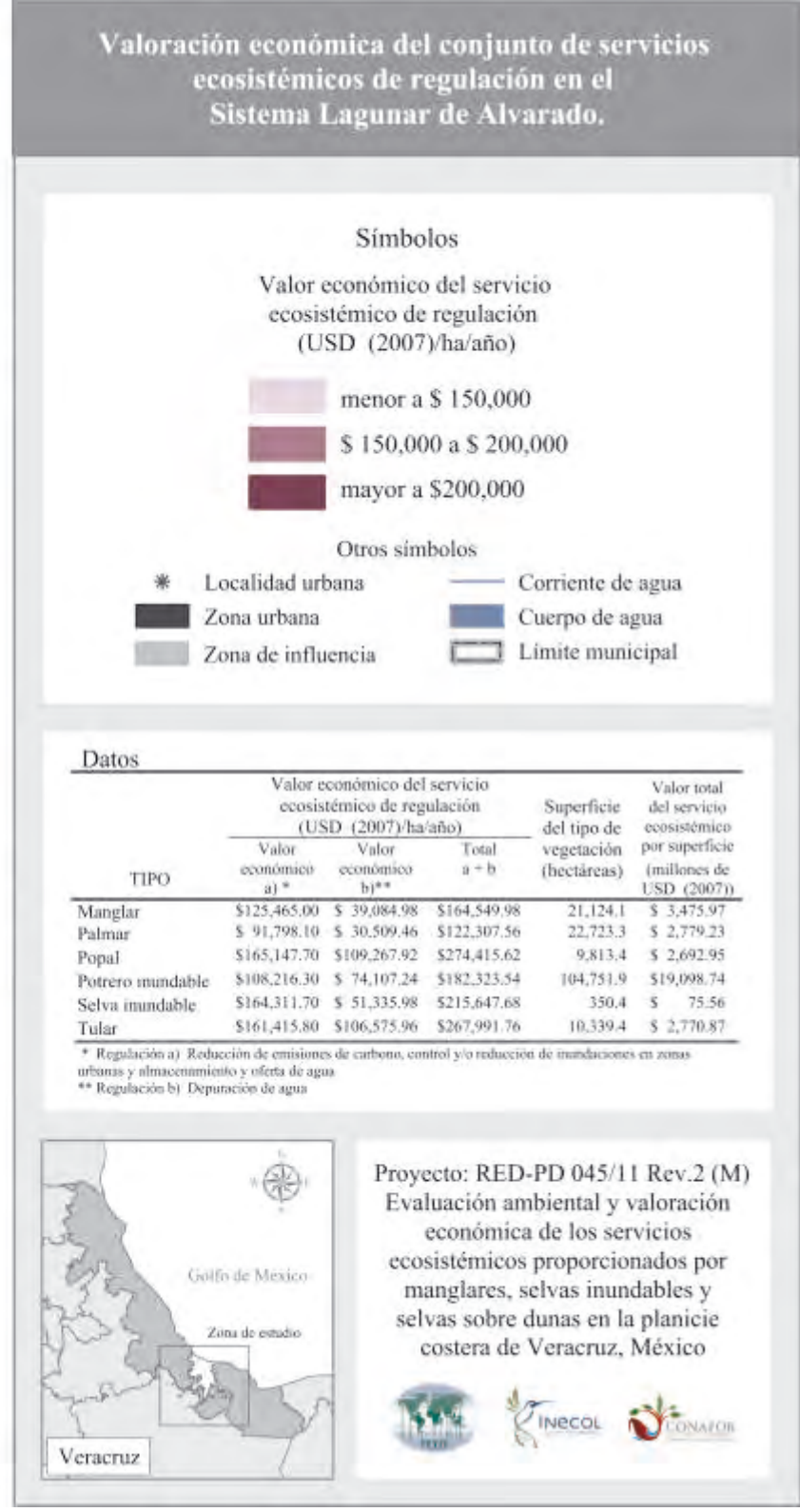
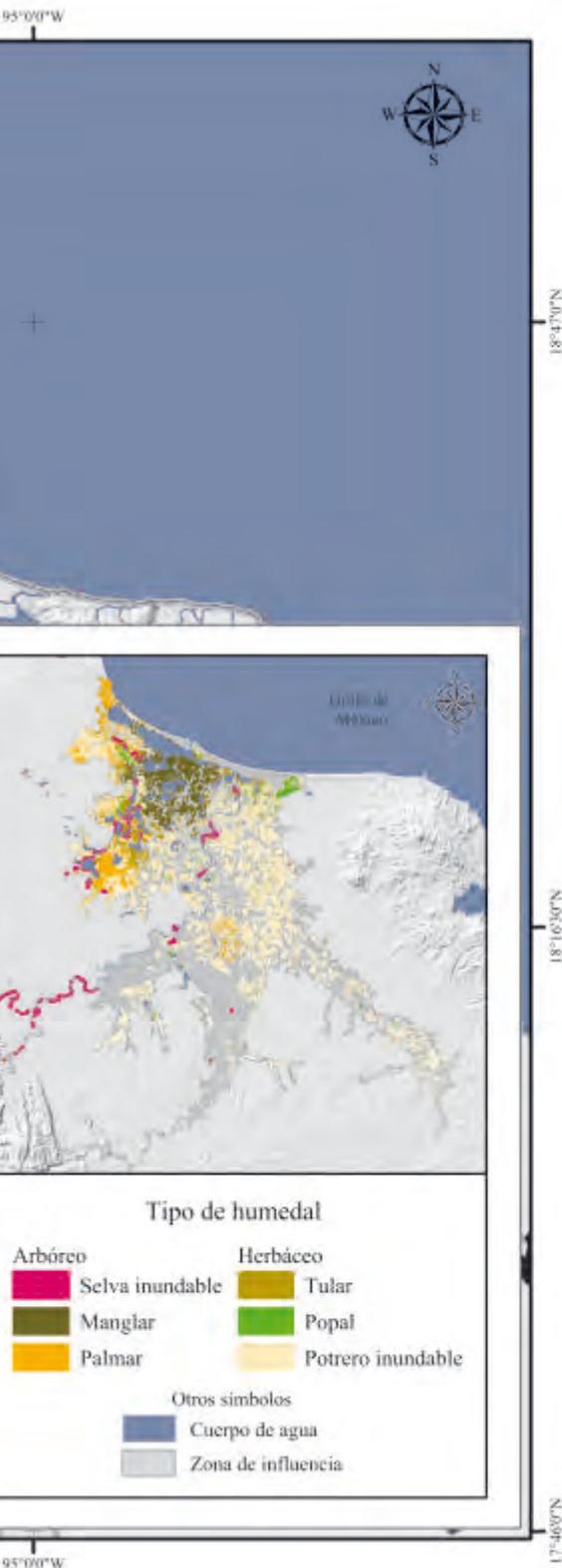
b





C





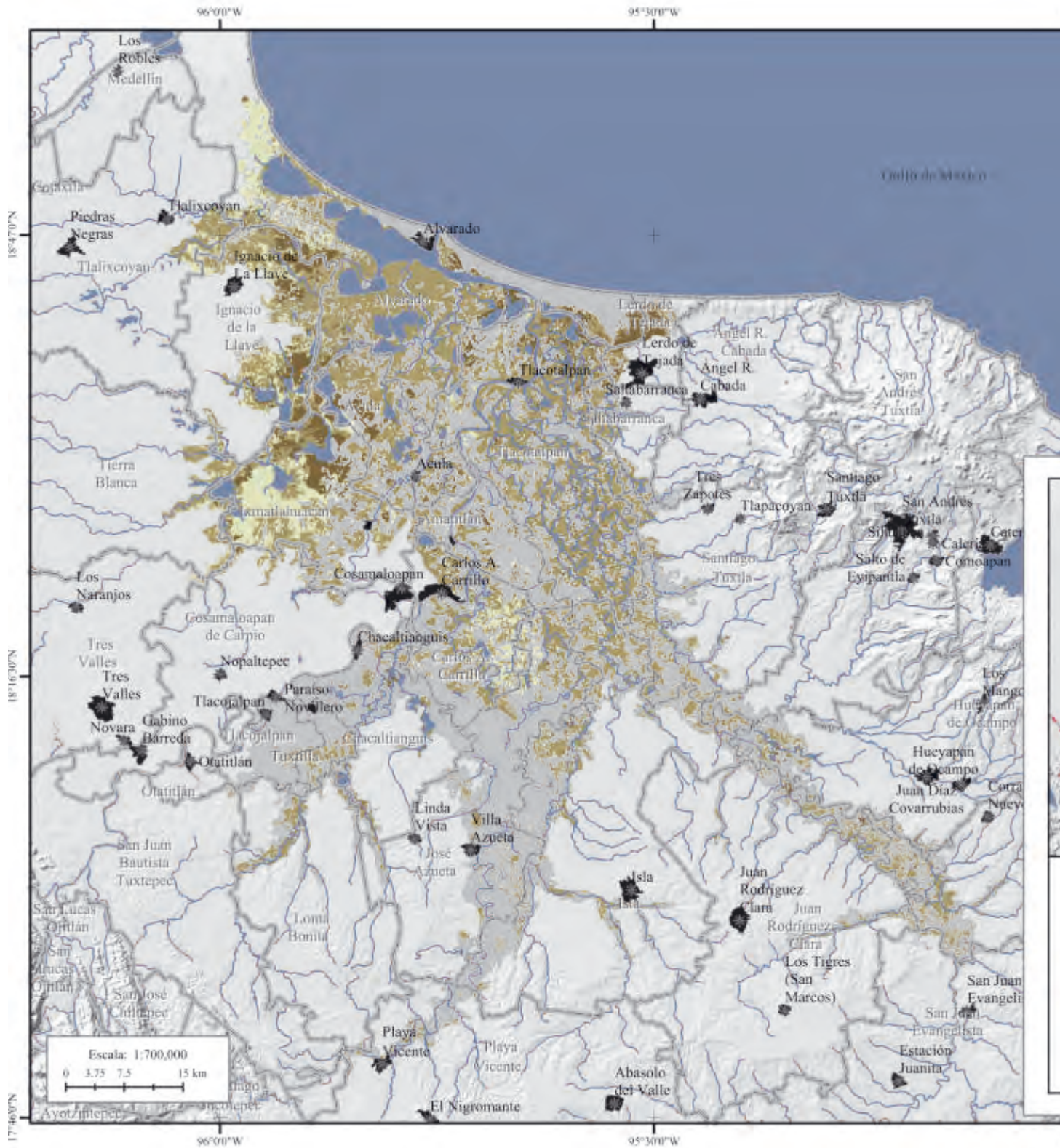
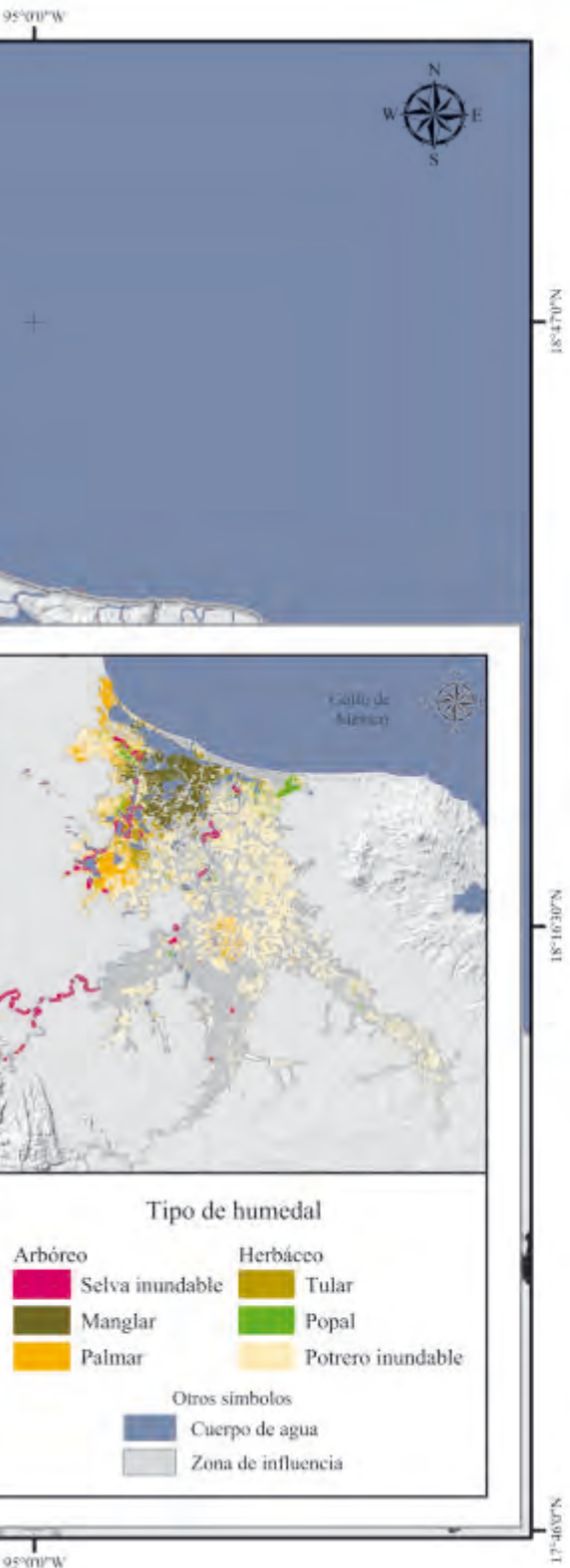


Figura 100. Mapeo de los valores económicos acumulados de todos los servicios ecosistémicos analizados (aprovechamiento, regulación y hábitat) en millones de dólares (valor de cambio de 2007), para los humedales del Sistema Lagunar de Alvarado.



Valoración económica acumulada de los servicios ecosistémicos de los conjuntos de aprovechamiento, regulación y hábitat en el Sistema Lagunar de Alvarado.

Símbolos

Valor económico ACUMULADO (Aprovechamiento + Hábitat + Regulación) de los servicios ecosistémicos (USD (2007)/ha/año)

- menor a \$ 150,000
- \$ 150,000 a \$ 200,000
- mayor a \$200,000

Otros símbolos

- * Localidad urbana
- Zona urbana
- Zona de influencia
- Corriente de agua
- Cuerpo de agua
- Limite municipal

Datos

TIPO	Valor económico ACUMULADO* de los servicios ecosistémicos (USD (2007)/ha/año)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Costo final del servicio ecosistémico por superficie total de humedal (millones de USD (2007))
Manglar	\$ 192,950.2	21,124.1	\$ 4,075.9
Palmar	\$ 126,677.5	22,723.3	\$ 2,878.5
Popal	\$ 280,154.5	9,813.4	\$ 2,749.3
Potrero inundable	\$ 192,259.4	104,751.9	\$ 20,139.5
Selva inundable	\$ 240,537.6	350.4	\$ 84.3
Tular	\$ 270,737.7	10,339.4	\$ 2,799.3

*Servicios ecosistémicos de aprovechamiento + regulación + hábitat



Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



Municipio de Tecolutla y Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte

El municipio de Tecolutla ocupa una superficie de 535 km² con un litoral que se extiende a lo largo de 54.04 km. De manera paralela al litoral se extiende una franja de humedales que Ortiz-Pérez y de la Lanza (2006) describieron como lagunas de colmatación, ocupadas principalmente por popales/tulares, selvas inundables, manglares y potreros inundables. Ocupan una superficie de 7,549 ha a lo largo de la costa. De esta superficie, el 44% está formado por popales/tulares, es decir humedales herbáceos; 26% por selvas inundables; 17% por manglares y 13% por potreros inundables. En este sentido, es un municipio que aún mantiene más del 85% de su superficie de humedales y constituye el municipio del Golfo de México con mayor extensión de selvas inundables. Con gran visión, el gobierno estatal de Veracruz decretó la Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte, que incluye la mayor extensión de este tipo de humedal en el estado de Veracruz. La reserva ocupa una superficie de 4,719 ha, de las cuales el 34% corresponde a selvas inundables principalmente de apompo (*Pachira aquatica*), 18% a tulares, 6% a popales, 3% a manglares, 2% a palmares inundables y 37% a potreros inundables. A lo largo del litoral, sobre la línea de dunas costeras, se ha venido desarrollando Costa Esmeralda, una serie de hoteles y casas de descanso. Inician en Casitas, al sur, y abarcan hasta Tecolutla, con algunas zonas aún vacías, que pronto se irán desarrollando. En varias partes ya existen fuertes problemas de erosión de playas.

Las selvas inundables de la franja costera de Tecolutla almacenan 36 kg/m² de carbono, seguidos por los humedales herbáceos (tulares y popales, ya que no se pudieron diferenciar en la imagen satelital) y el manglar que almacena 23 kg/m² y finalmente los potreros con 19.6 kg/m², uno de los valores más bajos encontrados en la planicie costera de Veracruz (Figura 101). En la Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte, estos valores se mantienen; el valor más alto de la zona lo presentan las selvas inundables con 36.1 kg/m² mientras que para los potreros inundables se obtuvo el valor más bajo. En esta zona y debido a la similitud de los sitios se utilizaron valores de Vega de Alatorre para popales (21.9 kg/m²) y tulares (24.1 kg/m²), formados por *Typha domingensis* y *Cyperus giganteus* mezclados con algunas especies de popal (Figura 102). A nivel de carbono acumulado en los humedales de toda la zona costera, los humedales herbáceos y la selva son los que mayor cantidad acumulan, seguidos por el manglar y los potreros inundables. En el caso de la reserva, la selva inundable es la que mayor cantidad de carbono almacena, seguida por los potreros inundables, y el tular con casi la tercera parte que la selva. Sigue el popal con bastante menos y los menores valores, y semejantes, aparecen en el manglar y en los palmares. Sin embargo, hay que recordar que las zonas con potreros pueden guardar aún altas reservas de carbono pero hay una liberación también importante de metano, lo cual contribuye al efecto invernadero (Figura 102).

En la zona se produce un almacenamiento importante de agua. Los manglares de la zona presentan una capa considerable de materia orgánica, lo cual les permite ser eficientes en este SE. Almacenan 657 L/m³, seguidos por los potreros inundables con 600 L/m³, los humedales herbáceos con 592 L/m³ y las selvas con 557 L/m³ (Figura 103). De manera particular, en Ciénaga del Fuerte los popales almacenan 709 L/m³ y los tulares 592 L/m³ (Figura 104). A nivel del total de agua acumulada en los humedales de toda la zona costera, el humedal herbáceo almacena la mayor cantidad, seguido por la selva inundable; valores menores aparecen en el manglar y sobre todo en el potrero inundable. En el caso de la reserva estatal, el mayor volumen de agua almacenada en el suelo se presenta en los potreros inundables y en la selva; el tular almacena alrededor de la mitad que éstos y el popal la cuarta parte. El manglar almacena bastante menos agua pero es una superficie sumamente pequeña dentro del área protegida.

La depuración de agua es más eficiente en los humedales herbáceos, seguidos por las selvas y manglares. Esta función se extiende a todo lo largo del municipio, beneficiando los pozos de las

comunidades asentadas en el litoral (Figura 105) y de los propios desarrollos turísticos. En el mismo sentido, toda la reserva de Ciénaga del Fuerte actúa como un filtro que limpia y depura el agua, aunque la gran cantidad de agua que escurre subsuperficialmente, probablemente juega un papel importante diluyendo los contaminantes.

El SE de aprovisionamiento de los humedales costeros del municipio de Tecolutla recae fundamentalmente en las zonas de manglar y de potrero inundable, y es muy bajo en las zonas de humedales herbáceos, que son los que predominan (Figura 106 a). En las zonas de bosques y selvas hay obtención de madera, leña, hojas para techar, etc. y en los humedales herbáceos y sobre todo en los potreros inundables hay ganadería. También se presenta el servicio de hábitat, fundamentalmente de pesquerías (SE de hábitat no evaluado para esta zona), sobre todo en las zonas asociadas a manglares y selvas. La situación para el SE de hábitat es muy heterogéneo, siendo mayor para los manglares, medio para las selvas y bajo para los humedales herbáceos (Figura 106 b). El valor se incrementa para los SE de regulación (reducción de emisiones de carbono, control y/o reducción de inundaciones en zonas urbanas, almacenamiento y oferta de agua y depuración de agua) predominando valores medios y altos (Figura 106 c), pero proporcionan SE a todo lo largo de la costa del municipio de Tecolutla. Cabe añadir que Mendoza-González *et al.* (2012) encontraron que las dunas costeras de este municipio juegan un papel importante en la protección de la zona costera, asignándoles un valor de \$67,874 USD por hectárea por año; además de proveer servicios culturales y estéticos, dándoles un valor de \$12,585 USD por hectárea por año para recreación.

La reserva estatal de Ciénaga del Fuerte tiene un valor alto desde el punto de vista de biodiversidad y de las funciones culturales y cognitivas que no se ha evaluado aún, debido a que es el manchón de selva inundable más importante que queda en el Golfo de México. Las selvas inundables de la Península de Yucatán tienen una composición de especies y un funcionamiento muy diferentes. Para las funciones ecosistémicas que se han evaluado en el presente proyecto, la valoración económica de los SE de aprovechamiento potencial (por ser una reserva), de hábitat y de regulación aparecen en la Figura 107. El valor más alto de aprovechamiento se da en el manglar y en los potreros inundables (Figura 107 a), mientras que el de hábitat se da en el manglar y en la selva inundable (Figura 107 b); en esta última sobresale el camarón de río, que hoy en día ha sido sobreexplotado. Los SE de regulación aparecen en la Figura 107 c, y abarcan la regulación de las emisiones de carbono, el almacenamiento y oferta de agua y el servicio de depuración.

Al mapear el valor de todos los SE analizados se presenta una situación con zonas de valor más alto, medio y más bajo (Figura 108), pero hay que resaltar que proporcionan SE a todo lo largo de la costa del municipio de Tecolutla. Esto adquiere un gran valor debido al establecimiento de desarrollos turísticos y poblados a lo largo de la línea de costa. Tomando en cuenta los seis SE, el humedal herbáceo representa el 31%, la selva inundable el 25%, el manglar y los potreros inundables el 22% respectivamente. Al eliminar el SE de depuración del agua, la selva inundable representa el 28%, el humedal herbáceo el 27%, el manglar el 26% y los potreros inundables el 19%. Cuando estos valores se extrapolan a toda la superficie de cada tipo de humedal, los humedales herbáceos que representan el 39% de la superficie adquieren el mayor valor, seguidos por la selva inundable, los potreros inundables y finalmente el manglar.

La Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte tiene un gran valor por los servicios ecosistémicos que provee a la población. Es la principal área de selva inundable del Golfo de México, lo cual le da un enorme valor desde el punto de vista de biodiversidad (SE de hábitat de plantas y animales silvestres) el cual no fue valorado. Tampoco lo fueron sus funciones de generación de información, recreativas como es la educación ambiental y la recreación con base en el ecoturismo. Juega un enorme papel por sus funciones

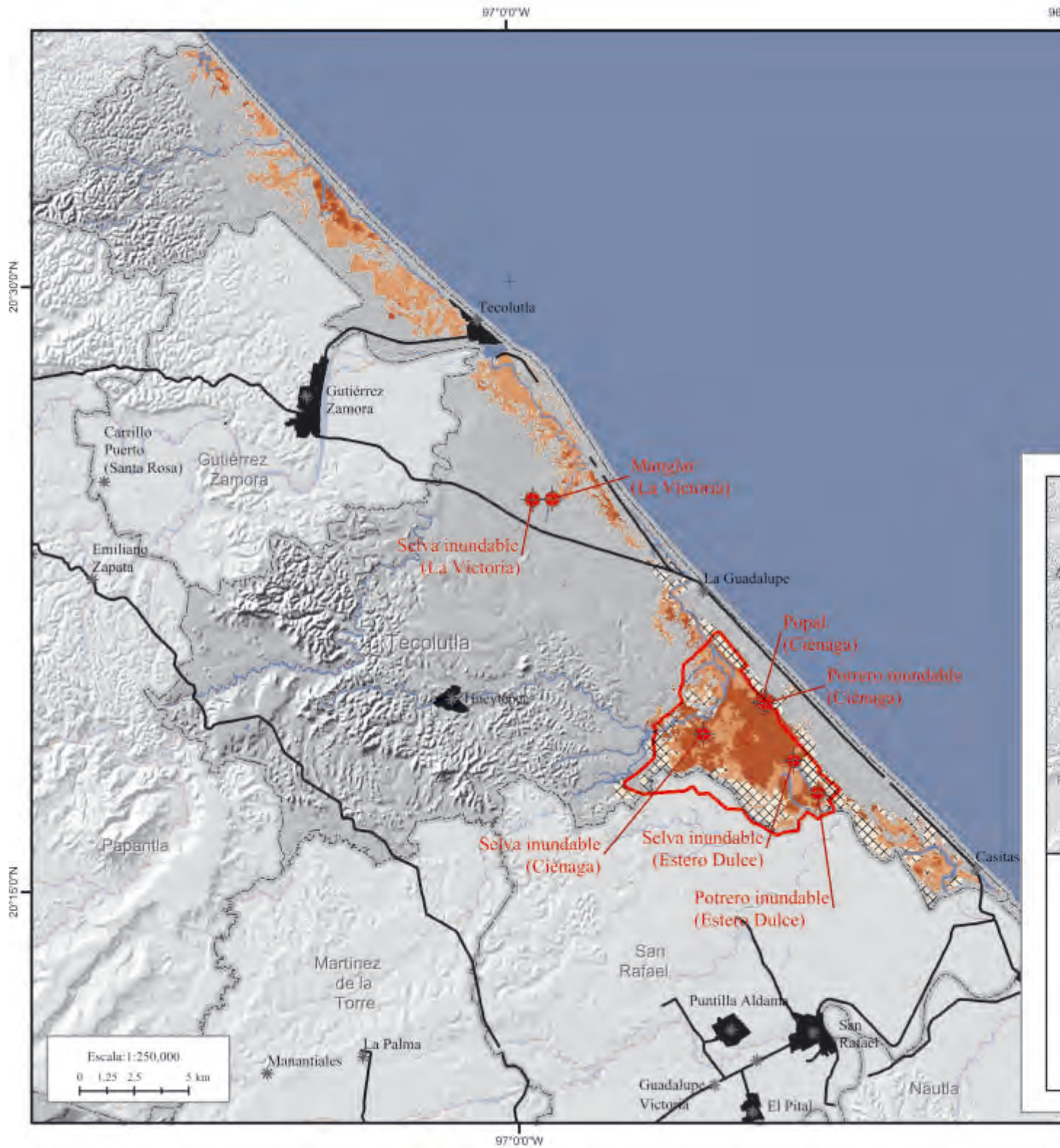
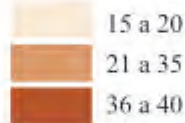


Figura 101. Mapa mostrando dentro de las funciones de regulación el servicio ecosistémico (SE) de almacenamiento de carbono en el suelo para cada uno de los tipos de humedales del municipio de Tecolutla. La cantidad total de carbono almacenada por tipo de humedal aparece en el cuadro.



Servicio ecosistémico de capacidad de almacenamiento de carbono en el suelo de los humedales de la zona costera del municipio de Tecolutla.

Símbolos
Carbono acumulado en el suelo a un metro de profundidad (kg/m³)



Generación de metano

Otros símbolos

- Sitio de muestreo
- ANP Ciénaga del Fuerte
- Localidad
- Zona urbana
- Carretera
- Cuerpo de agua
- Corriente perenne
- Límite municipal

Datos

TIPO	Almacenamiento calculado de carbono en el suelo (kg/m ³)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Total de carbono contenido en el suelo del humedal a un metro de profundidad (toneladas)
Manglar	23.1	1,282.4	296,236.6
Potrero inundable	19.6	1,822.2	357,154.4
Selva inundable	36.1	2,113.2	762,865.3
Humedal herbáceo	23*	3,285.2	755,589.9

* Promedio de tulares y popales



Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



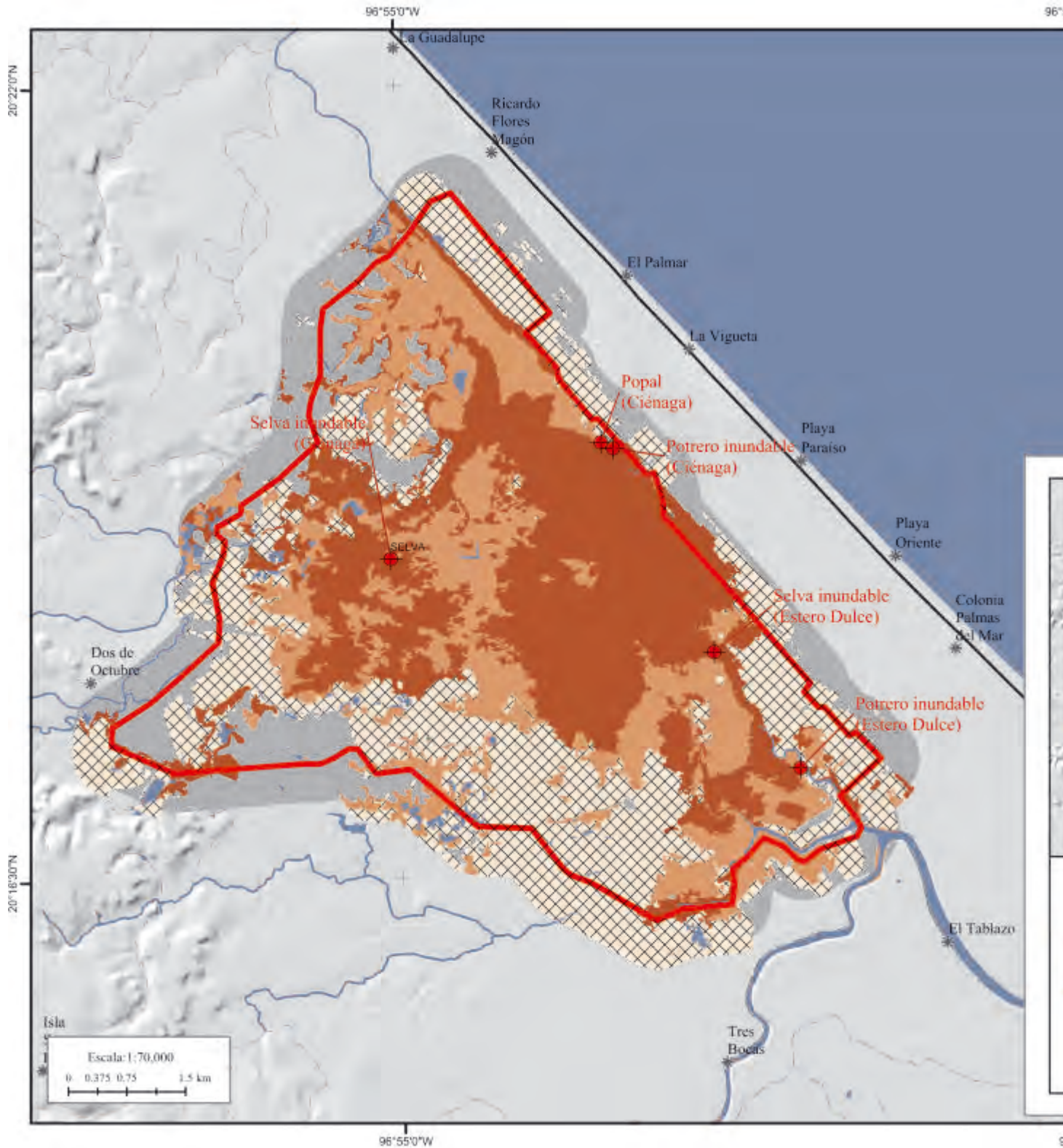
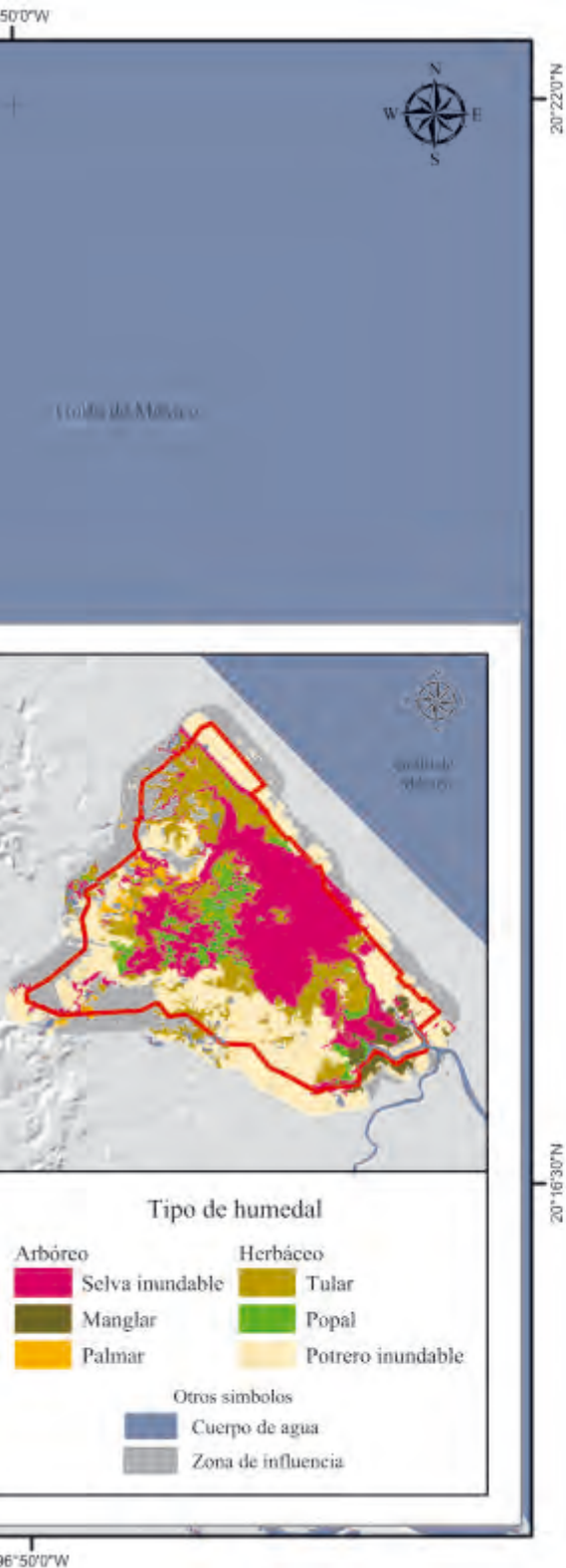


Figura 102. Mapa mostrando dentro de las funciones de regulación el servicio ecosistémico (SE) de almacenamiento de carbono en el suelo para cada uno de los tipos de humedales de la Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte. La cantidad total de carbono almacenada por tipo de humedal aparece en el cuadro.



Servicio ecosistémico de regulación -capacidad de almacenamiento de carbono en el suelo de los humedales- en el área natural protegida Ciénaga del Fuerte, municipio de Tecolutla.

Símbolos
Carbono acumulado en el suelo a un metro de profundidad (kg/m³)



Generación de metano

Otros símbolos



Datos

TIPO	Almacenamiento calculado de carbono en el suelo (kg/m ³)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Total de carbono contenido en el suelo del humedal a un metro de profundidad (toneladas)
Manglar	23.1*	130.4	30,172.8
Palmar	33.1**	101.7	33,658.6
Popal	21.9*	284.5	62,319.5
Potrero inundable	19.6	1,755.0	343,416.4
Selva inundable	36.1	1,578.0	569,996.6
Tular	24.1*	864.9	208,574.5

* Dato tomado del sitio de Vega de Alatorre
** Dato tomado del sitio Jamapa



Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



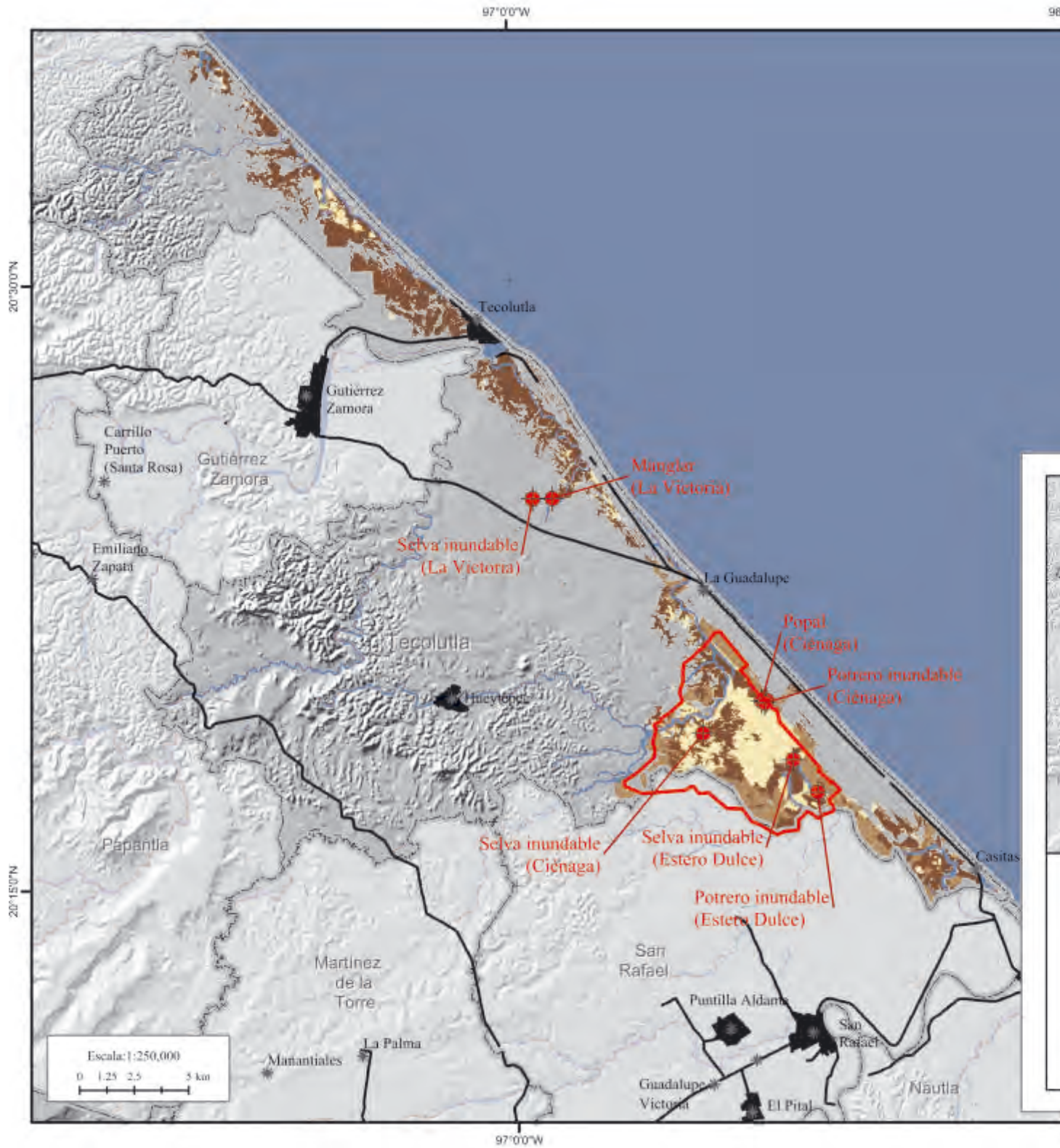


Figura 103. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) hidrológico de almacenamiento de agua en el suelo de los distintos tipos de humedales del municipio de Tecolutla. Corresponde a una función de regulación. Se mapeó la cantidad de agua almacenada en un metro cúbico de suelo en cada tipo de humedal. La cantidad total de agua almacenada aparece en el cuadro.



Servicio ecosistémico de regulación -capacidad de almacenamiento de agua en el suelo de los humedales- de la zona costera del municipio de Tecolutla.

Símbolos

Almacenamiento de agua (L/m³)



Otros símbolos



Datos

TIPO	Volumen calculado de agua contenida en el suelo (L/m ³)	Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Volumen total de agua retenida en el suelo en el humedal un metro de profundidad (millones de litros)
Manglar	656.6	1,282.4	8,420.3
Potrero inundable	600.0	1,822.2	10,933.3
Selva inundable	557.0	2,113.2	11,770.5
Humedal herbáceo	698.5*	3,285.2	22,946.9

*Promedio de tular y popal



Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)

Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



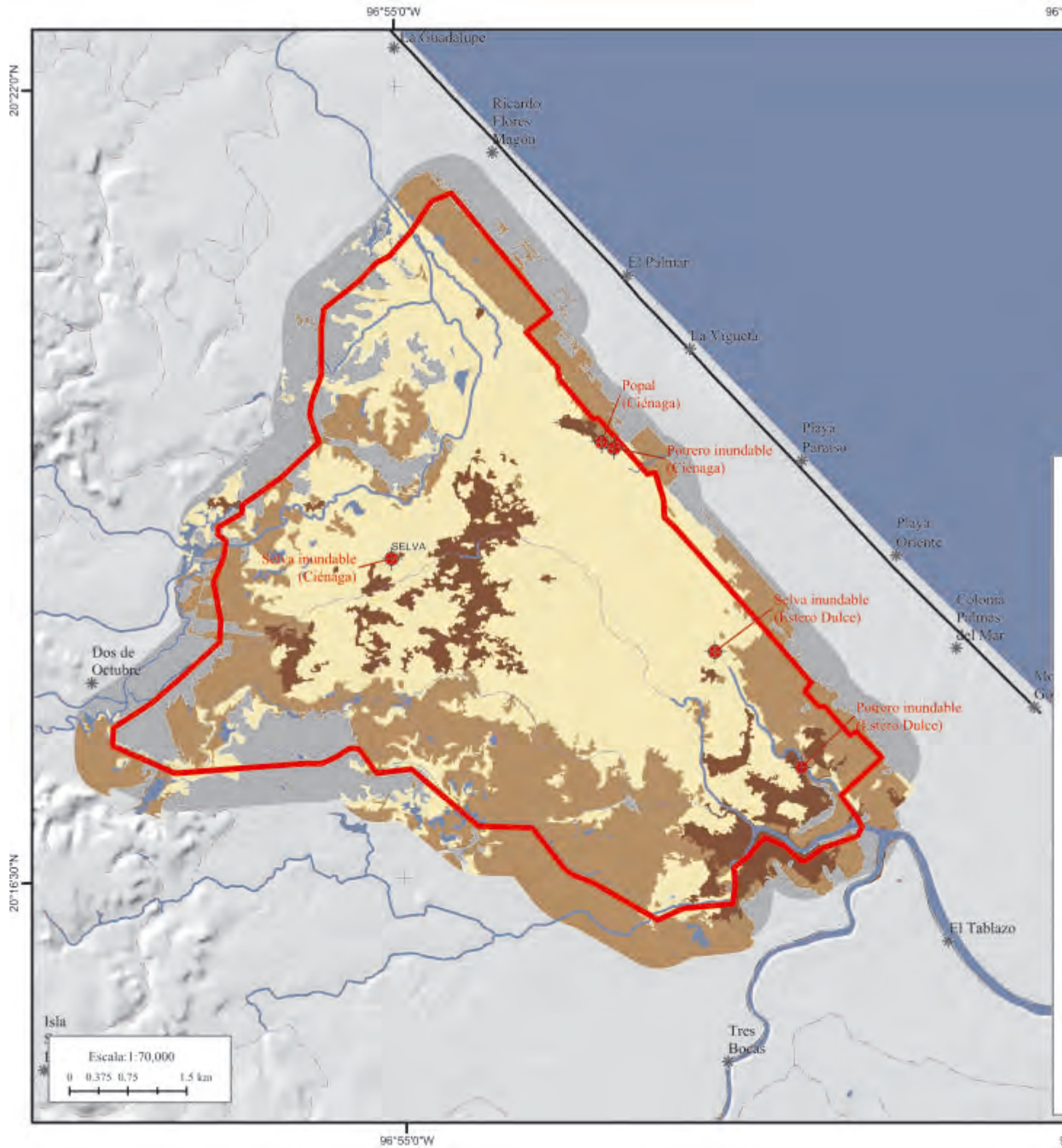
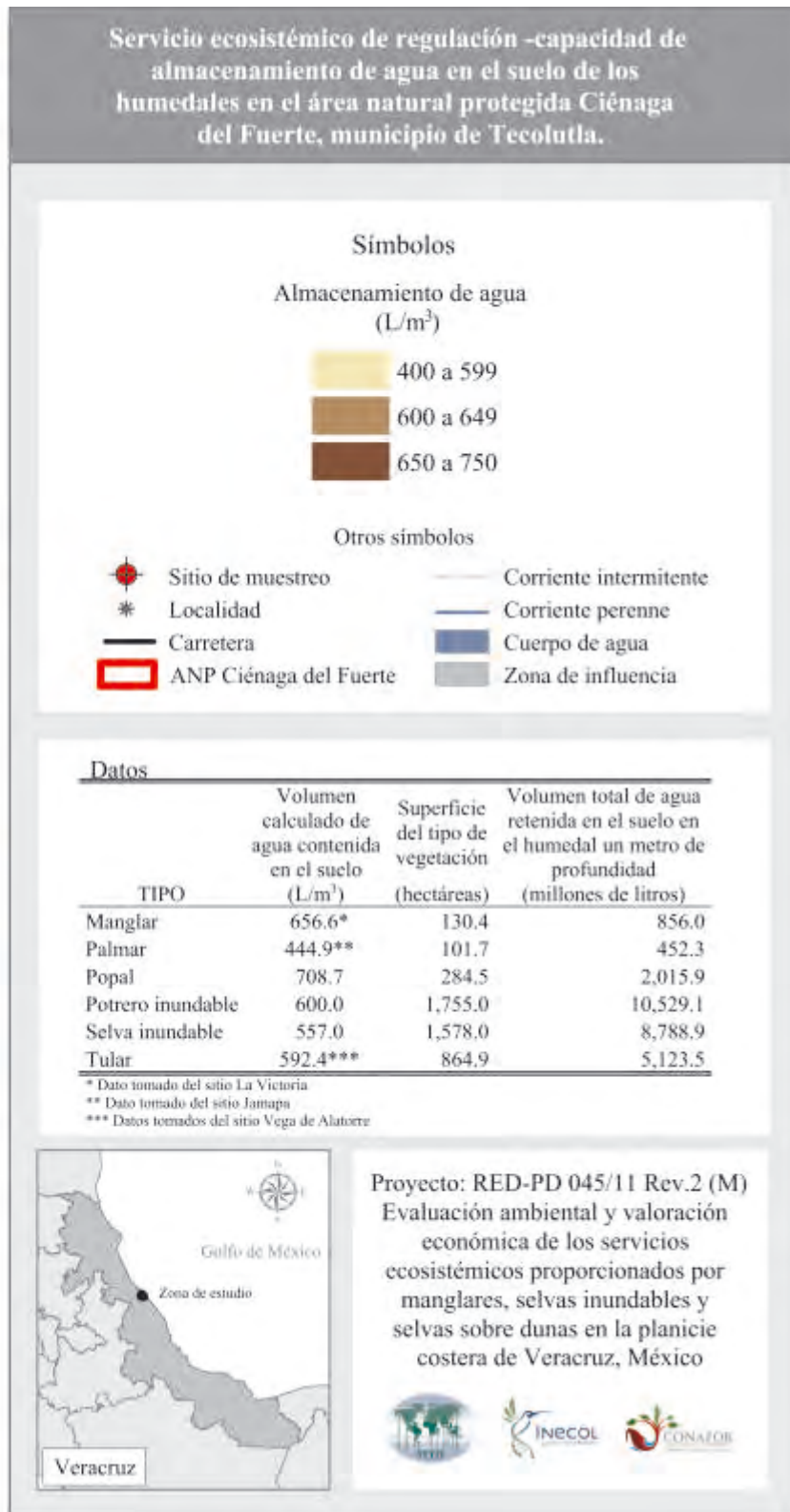
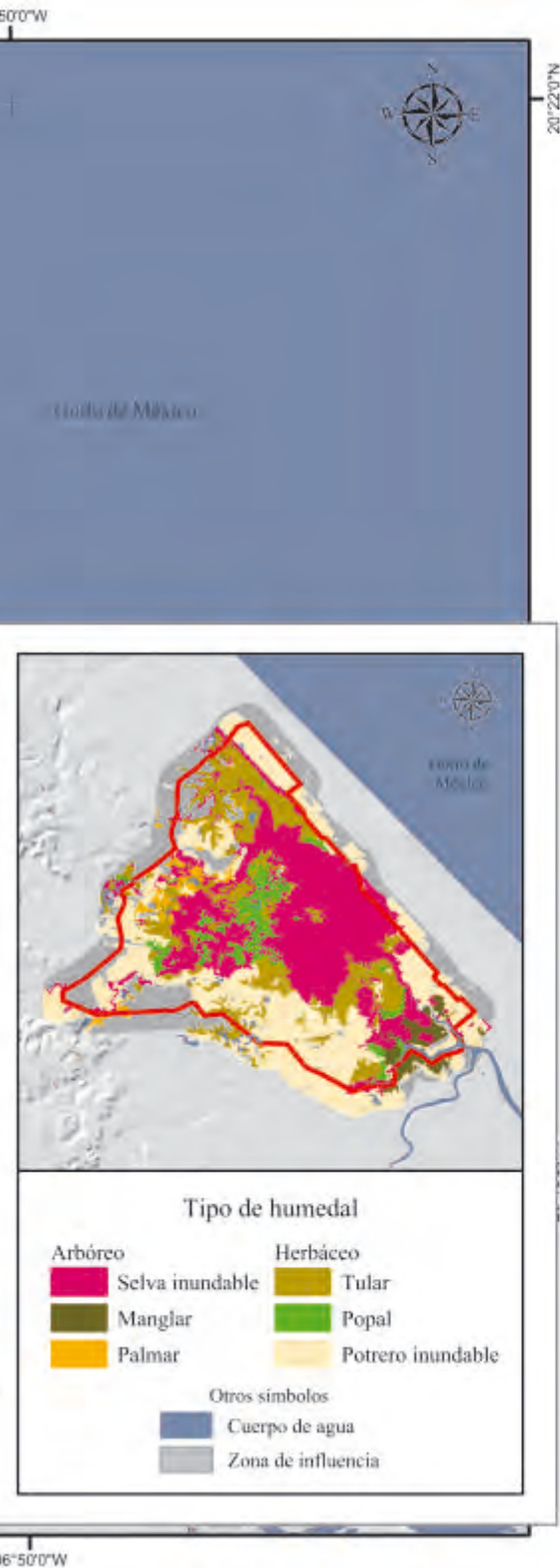


Figura 104. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) hidrológico de almacenamiento de agua en el suelo de los distintos tipos de humedales de la Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte. Corresponde a una función de regulación. Se mapeó la cantidad de agua almacenada en un metro cúbico de suelo en cada tipo de humedal. La cantidad total de agua almacenada aparece en el cuadro.



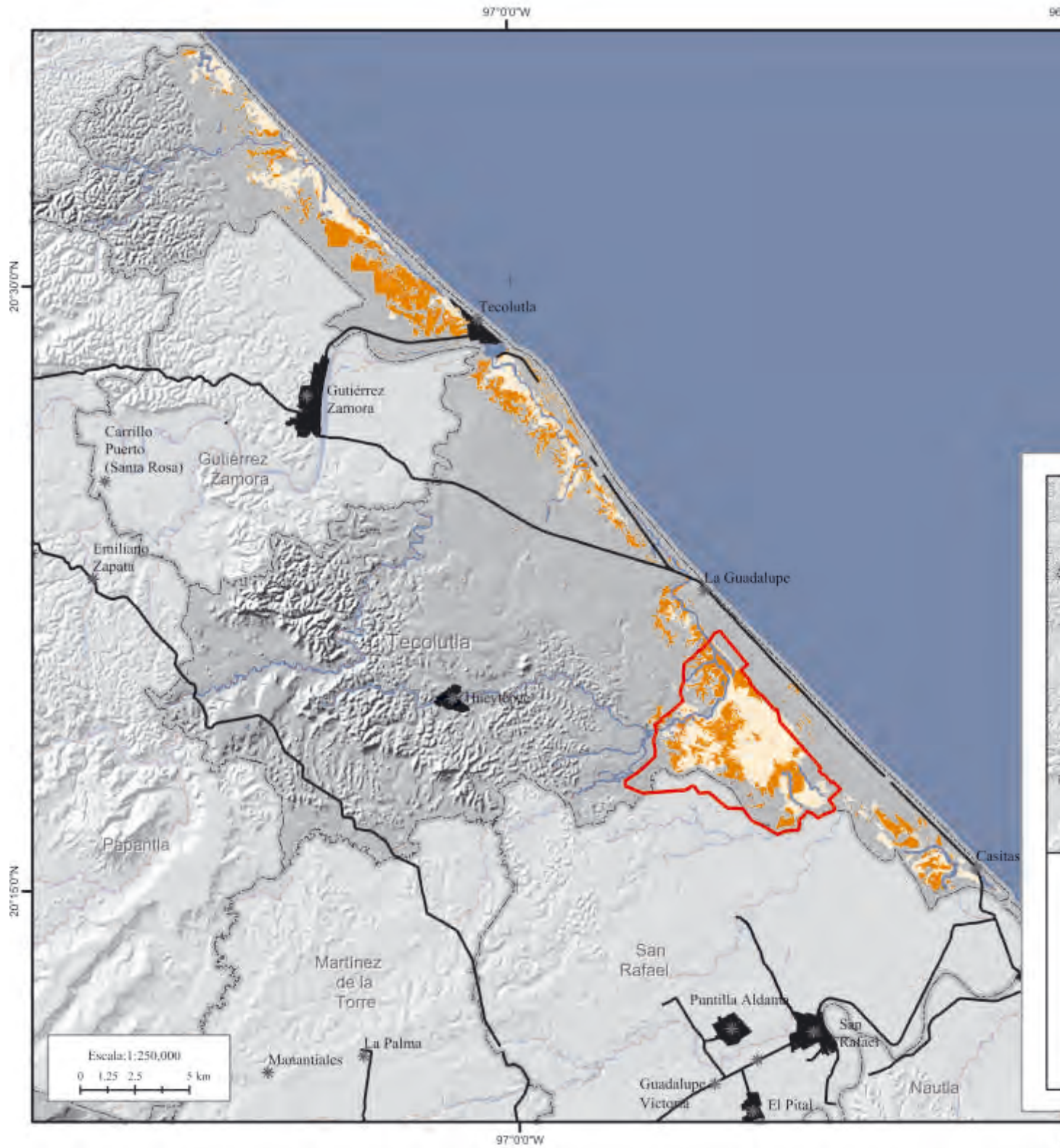
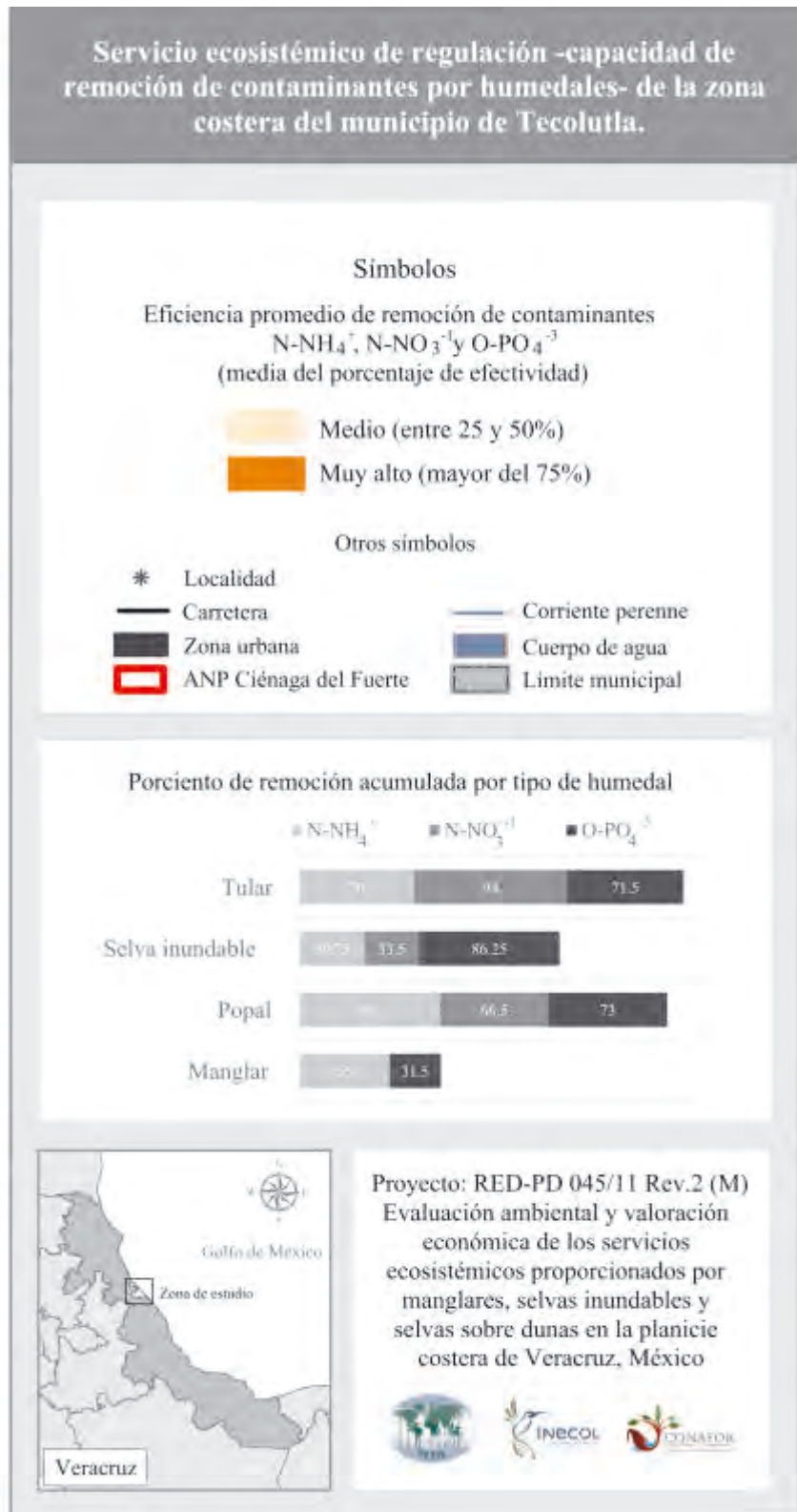


Figura 105. Mapa mostrando el servicio ecosistémico (SE) hidrológico de depuración del agua en el suelo de los distintos tipos de humedales del municipio de Tecolutla. Corresponde a una función de regulación.



a

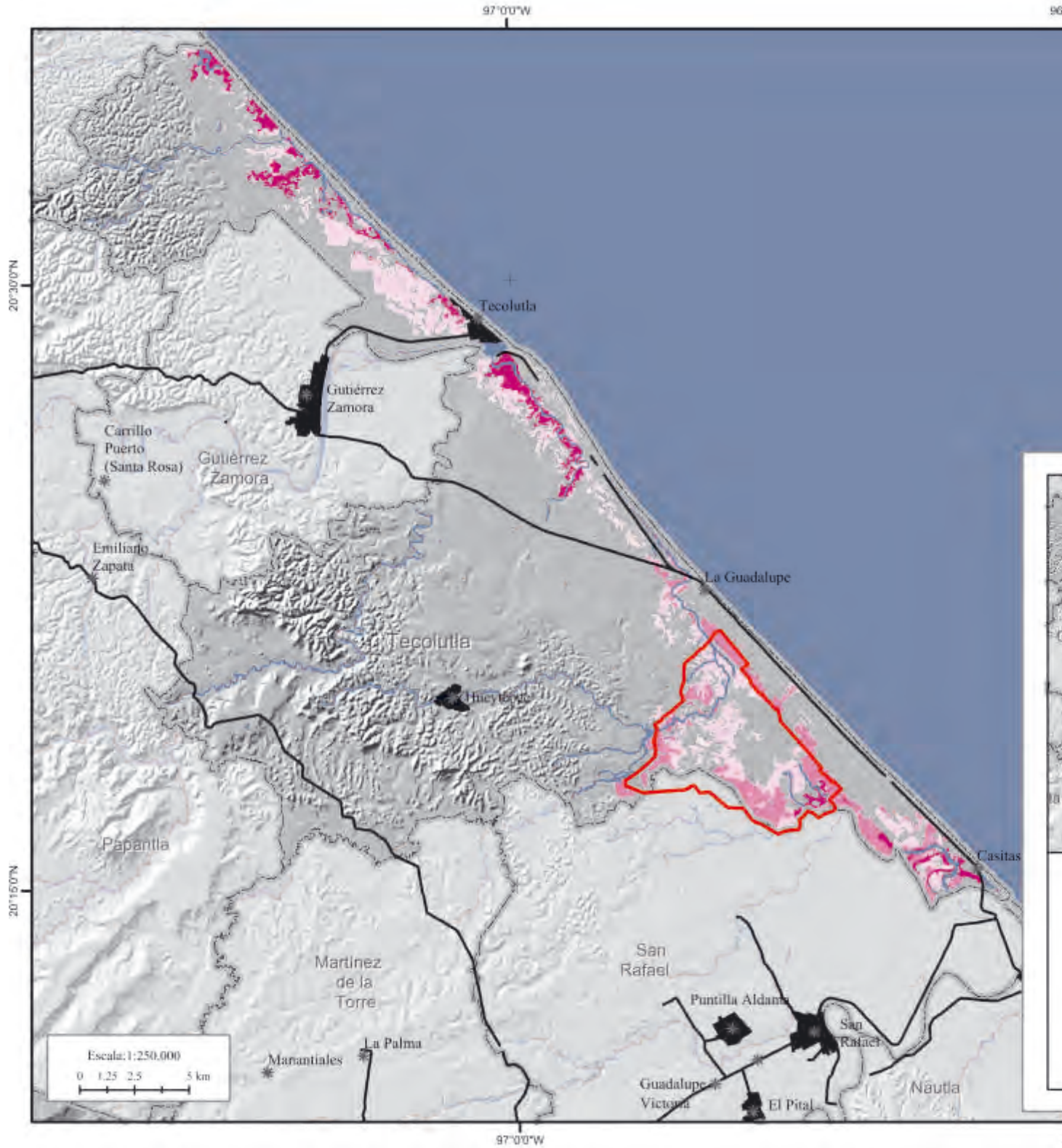
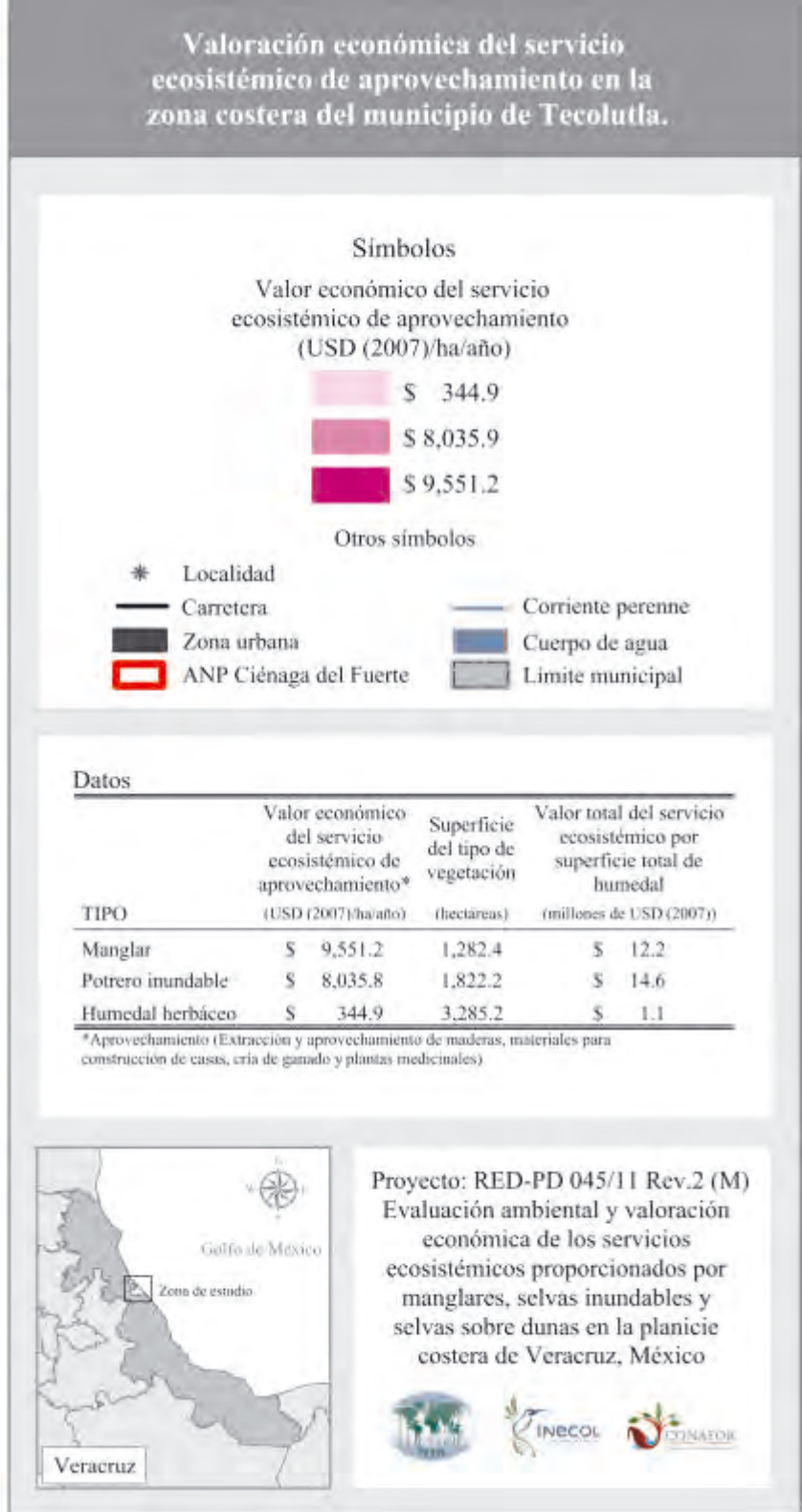
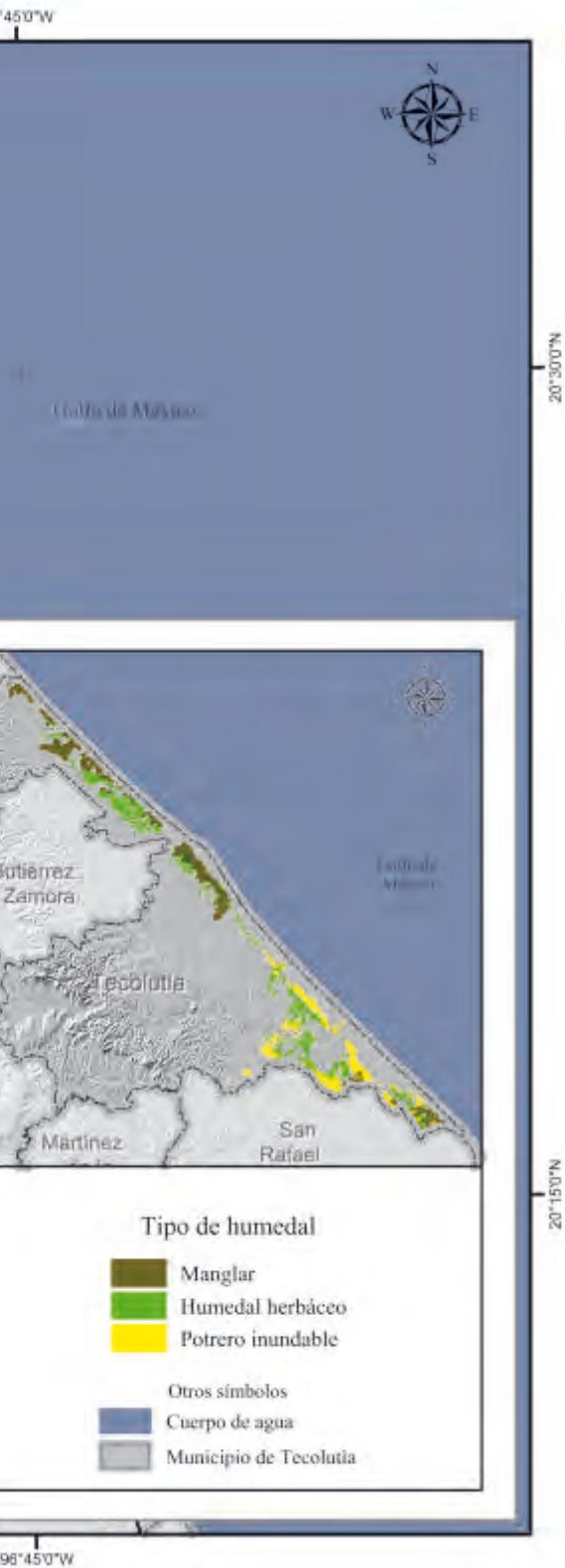
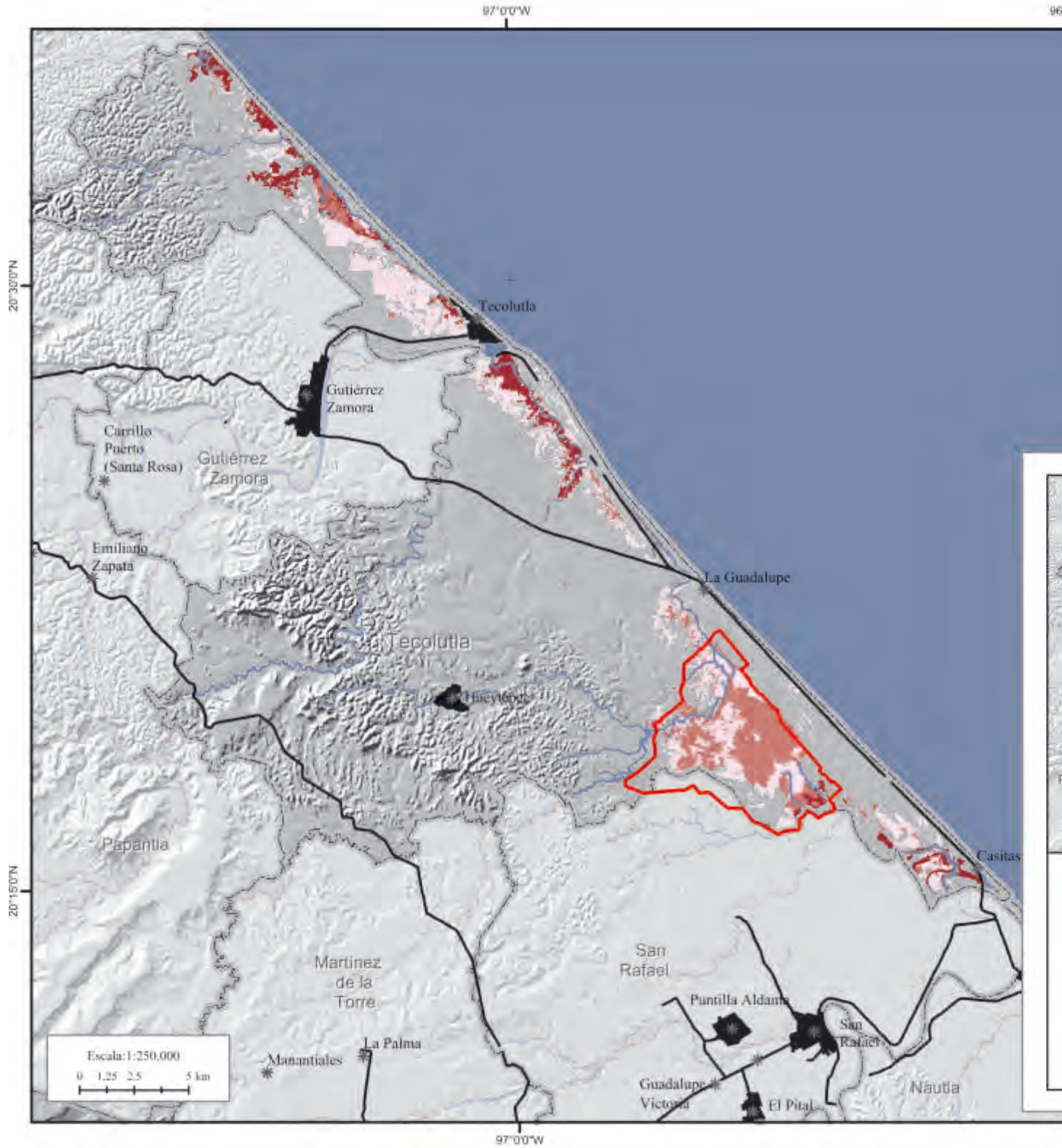


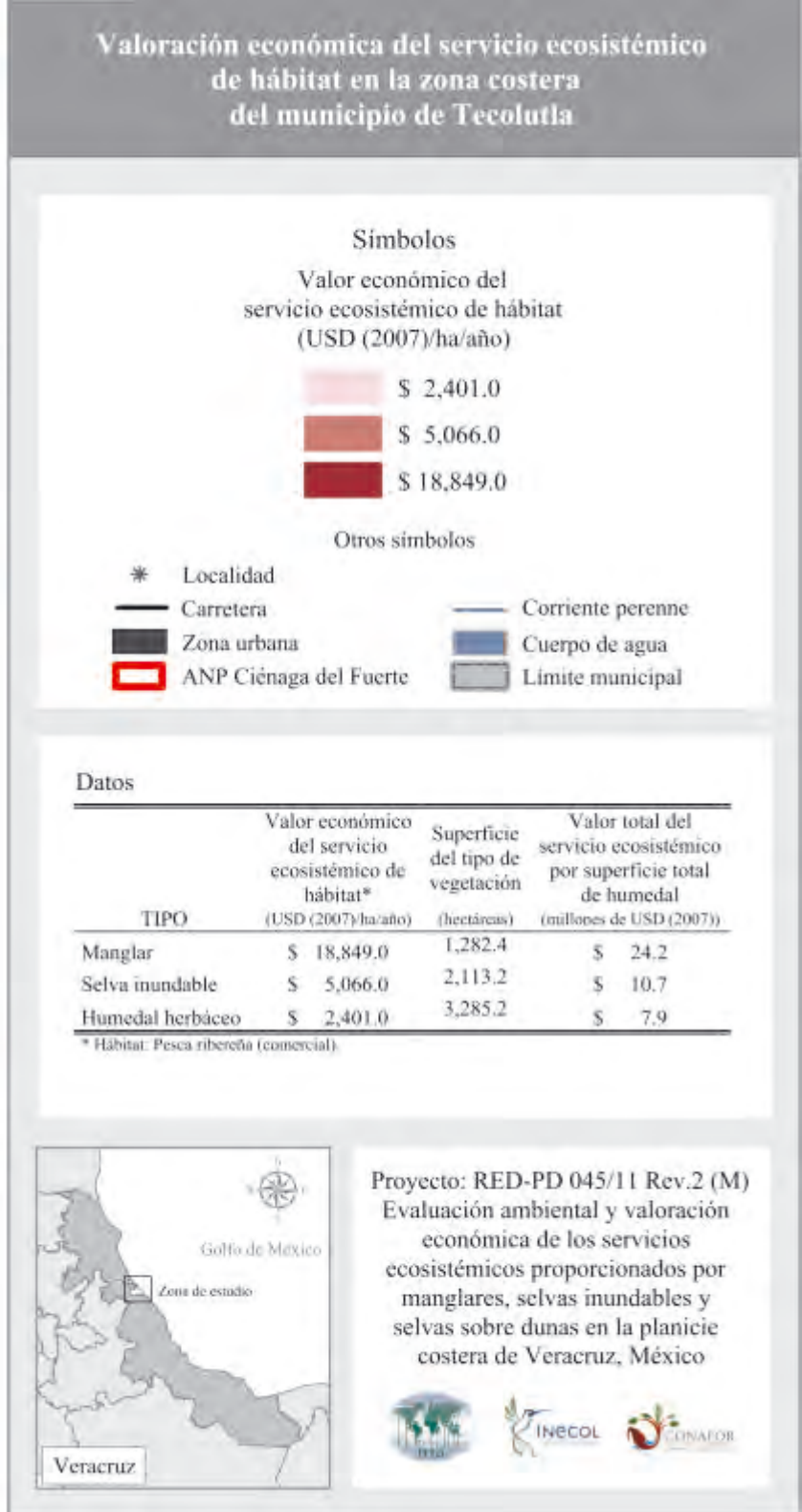
Figura 106. Mapas que muestran la valoración económica en función del tipo de humedal para distintos servicios ecosistémicos. a) servicio de aprovisionamiento, b) servicio de hábitat (pesquerías), y c) servicio de regulación, que conjunta cuatro servicios distintos (almacenamiento de carbono; almacenamiento de agua para contención de inundaciones, contención de la cuña



salina y oferta de agua dulce; y depuración de agua), en los humedales costeros del municipio de Tecolutla. En el recuadro aparece el valor por hectárea por tipo de humedal, así como el valor total en función de la superficie que ocupa cada tipo de humedal.

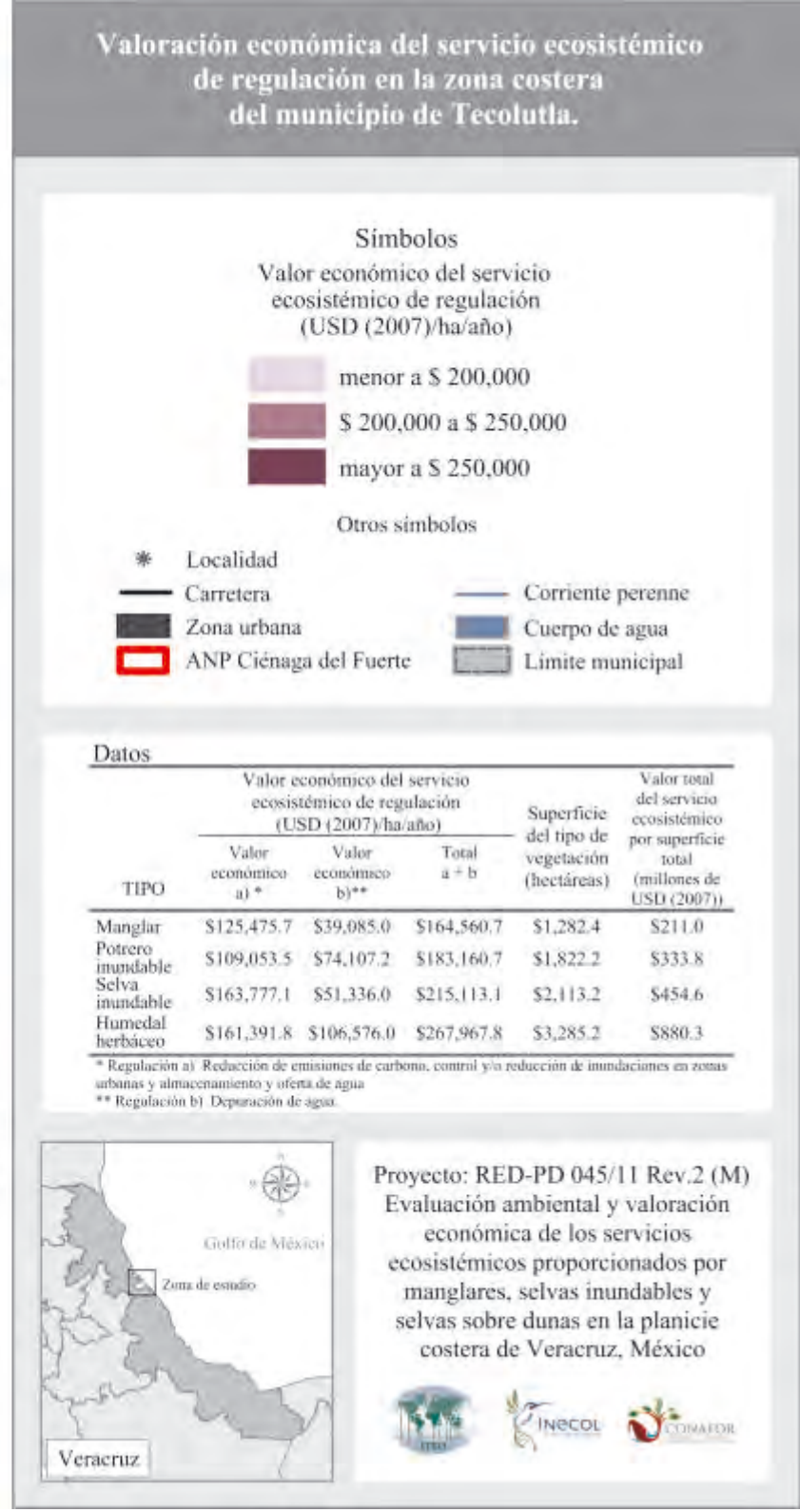
b





C





a

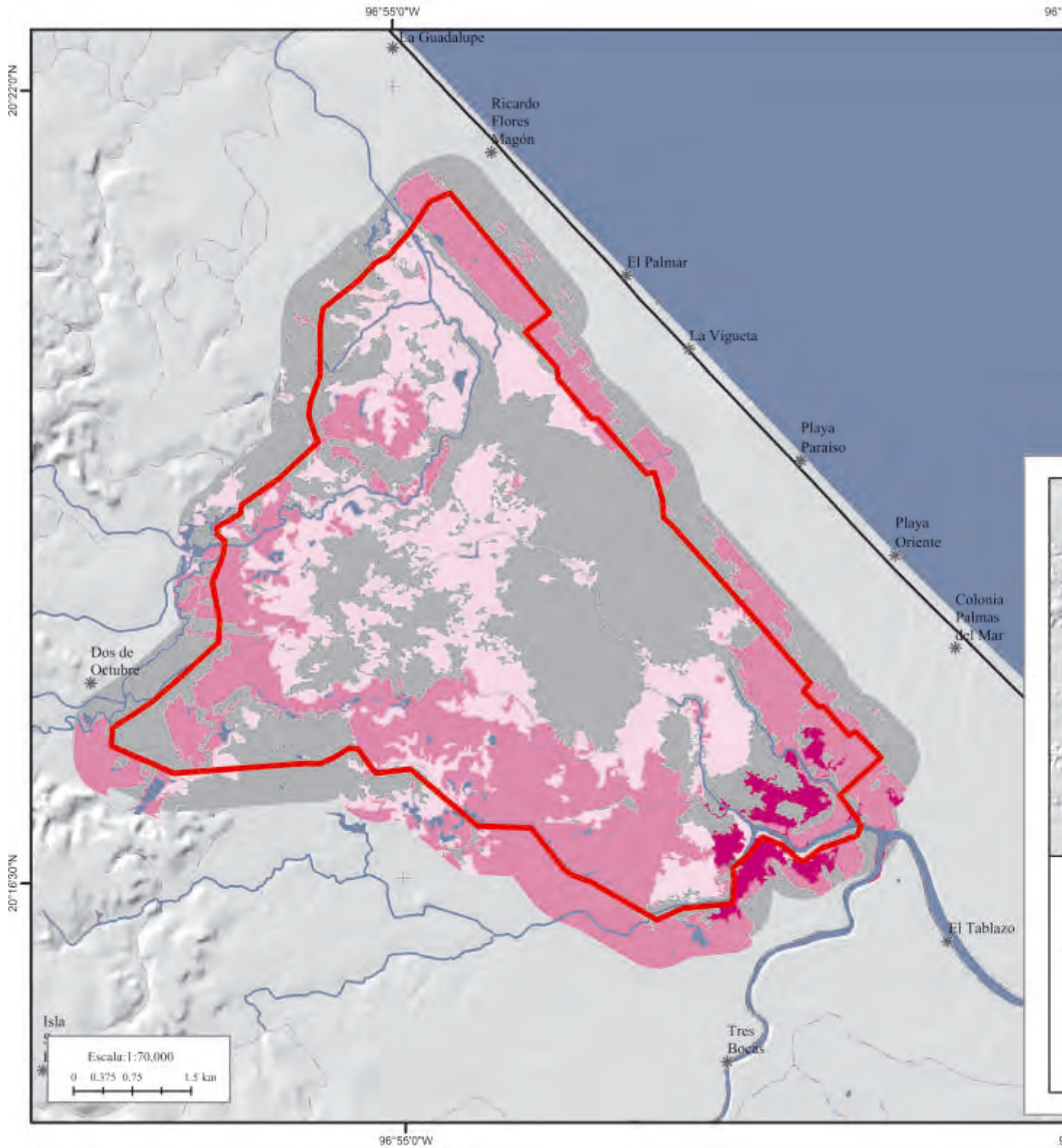
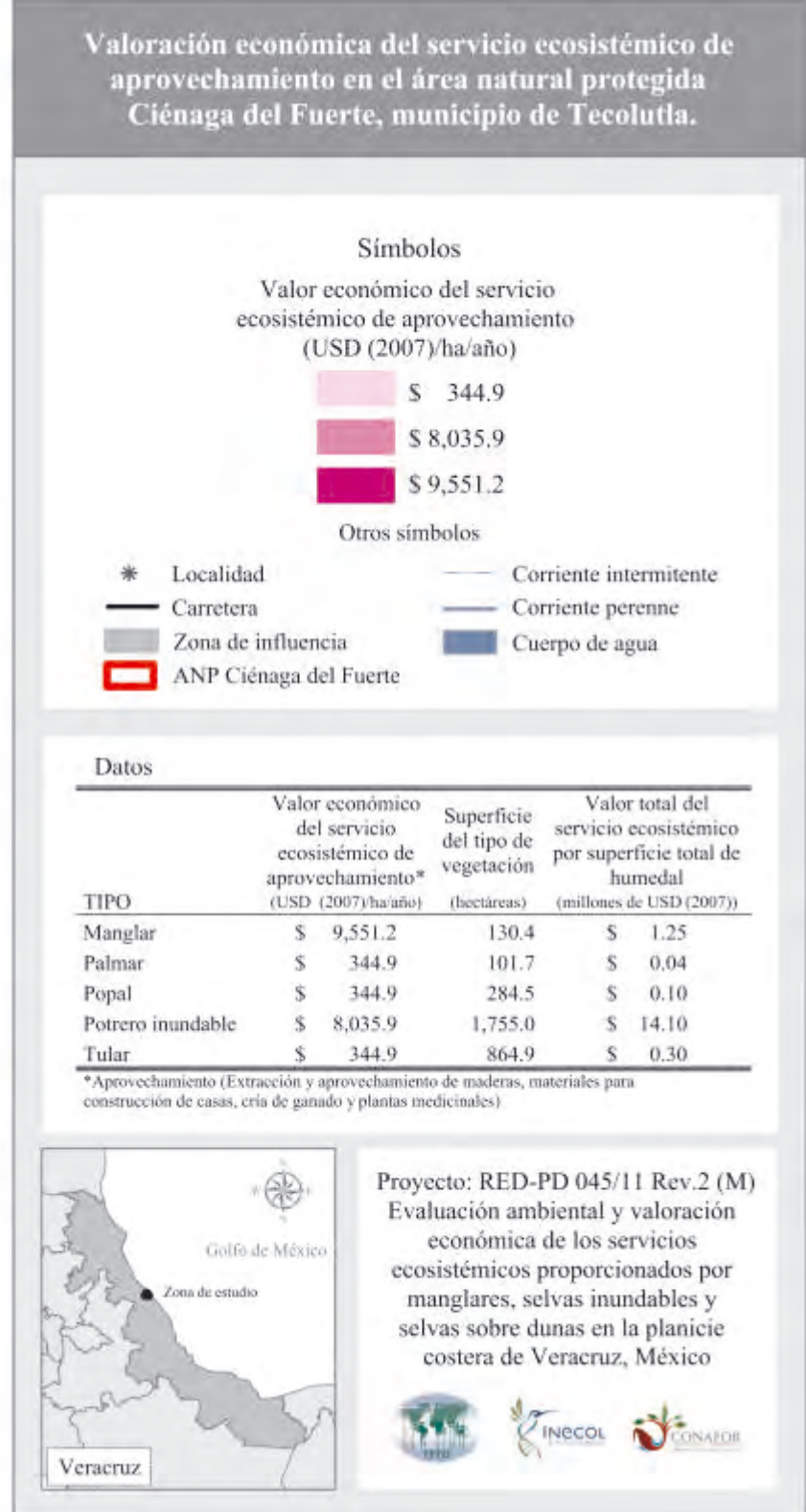
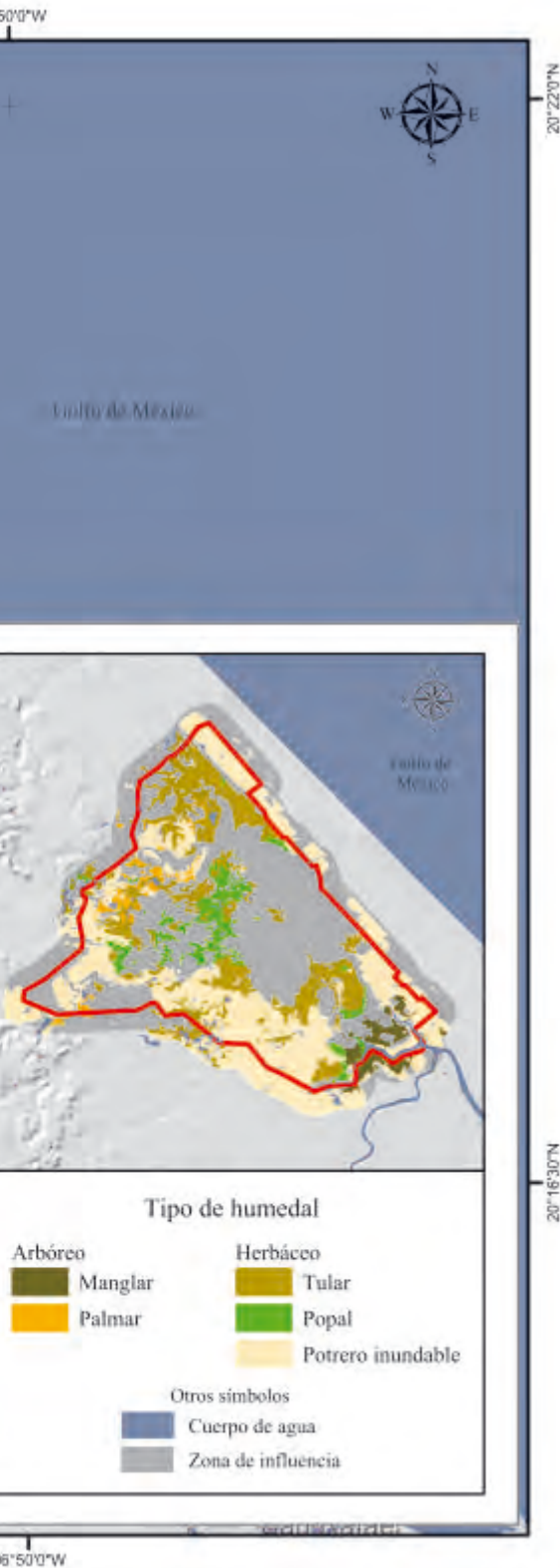
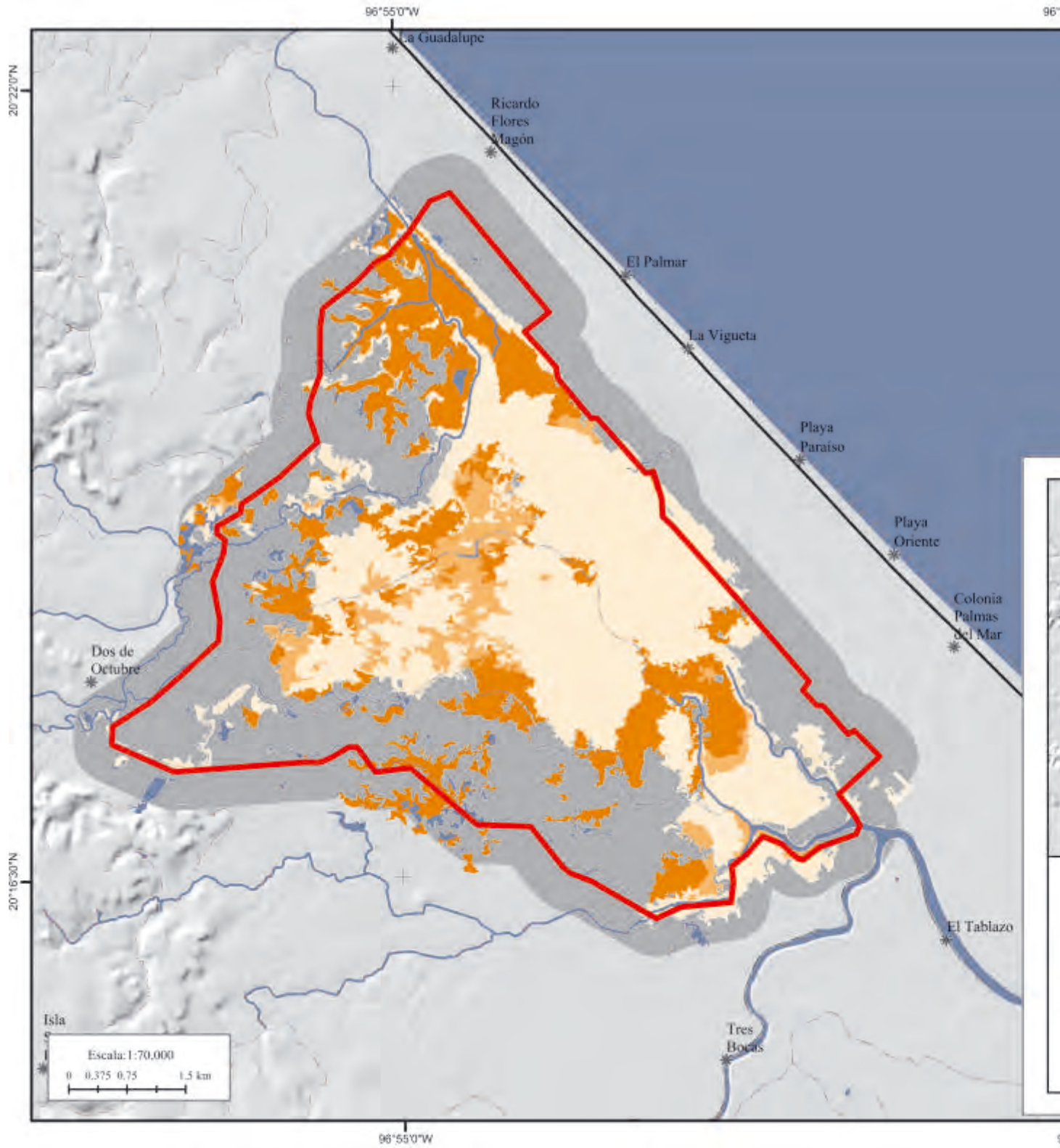
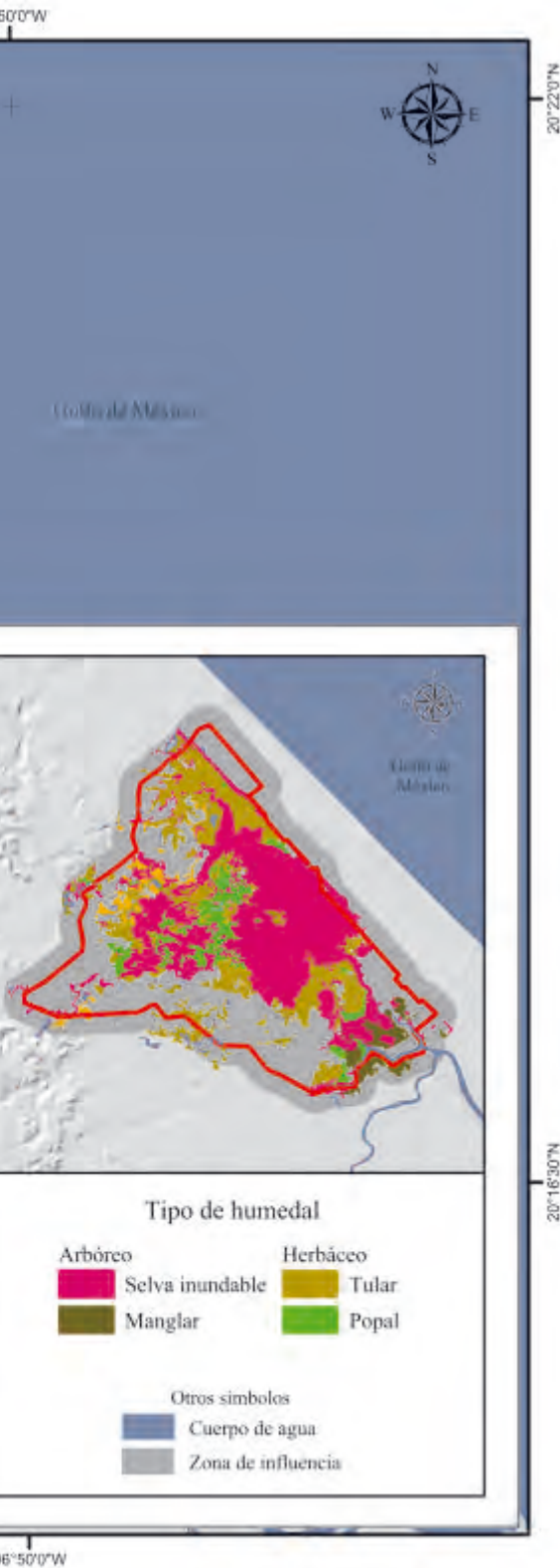


Figura 107. Mapeo de los valores económicos acumulados de todos los servicios ecosistémicos analizados. Estos son: a) aprovechamiento, b) hábitat y c) regulación (reducción de emisiones de carbono, almacenamiento y oferta de agua y depuración de agua). El valor se expresa en millones de dólares (valor de cambio de 2007), para los humedales de la Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte.



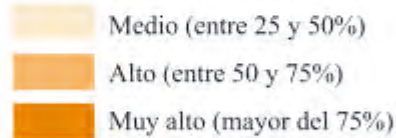
b





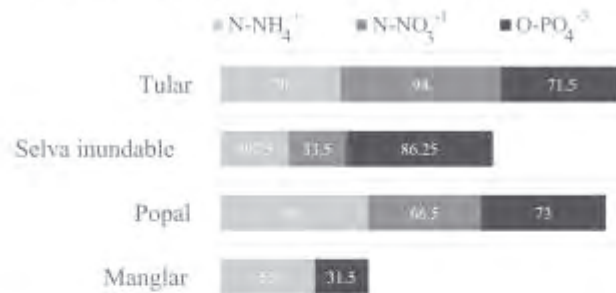
Servicio ecosistémico de regulación -capacidad de remoción de contaminantes por humedales- en el área natural protegida Ciénaga del Fuerte, municipio de Tecolutla.

Simbolos
 Eficiencia promedio de remoción de contaminantes
 $N-NH_4^+$, $N-NO_3^{-1}$ y $O-PO_4^{-3}$
 (media del porcentaje de efectividad)



- Otros símbolos**
- * Localidad
 - Carretera
 - Zona de influencia
 - ANP Ciénaga del Fuerte
 - Corriente intermitente
 - Corriente perenne
 - Cuerpo de agua

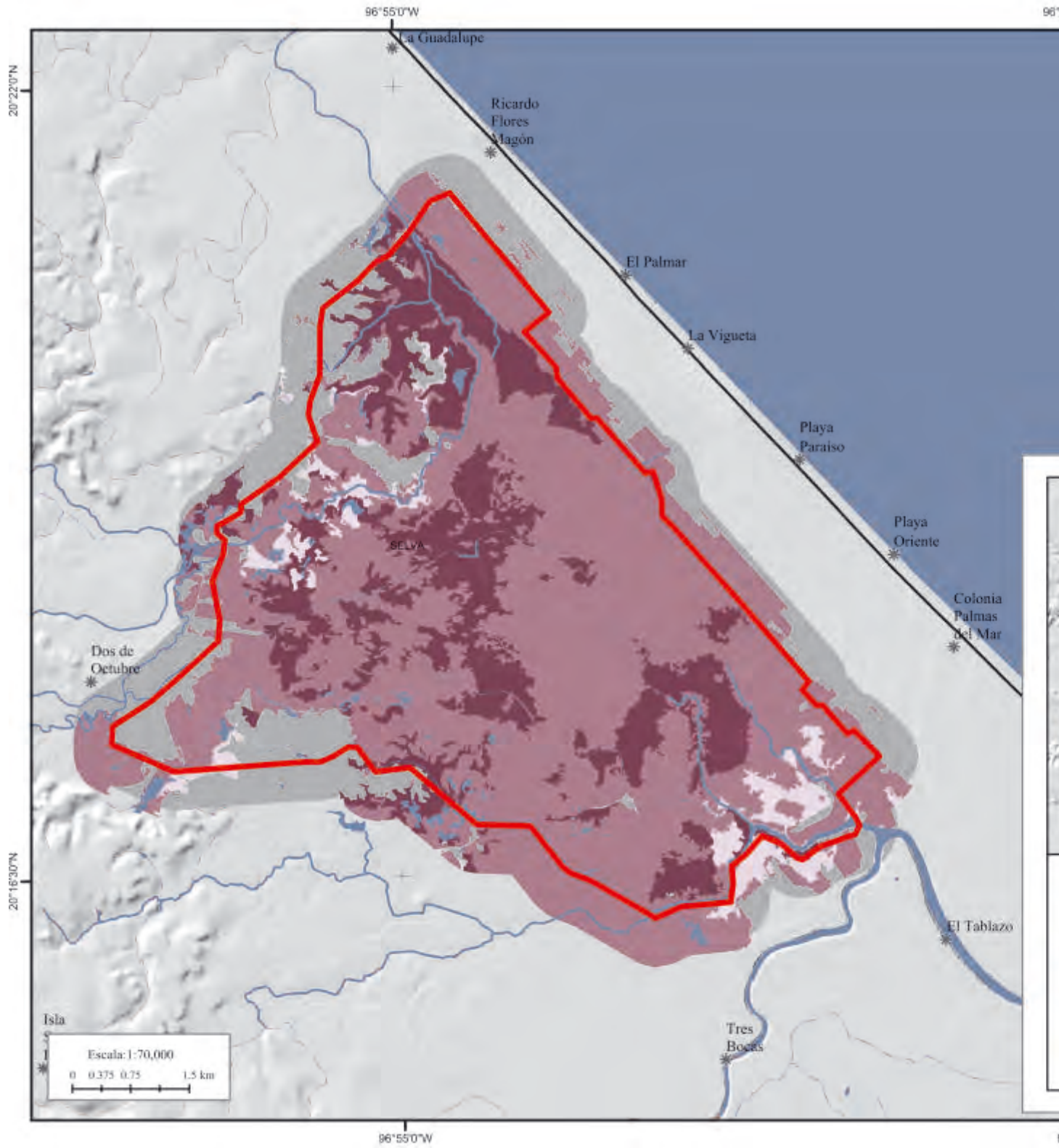
Porcentaje de remoción acumulada por tipo de humedal

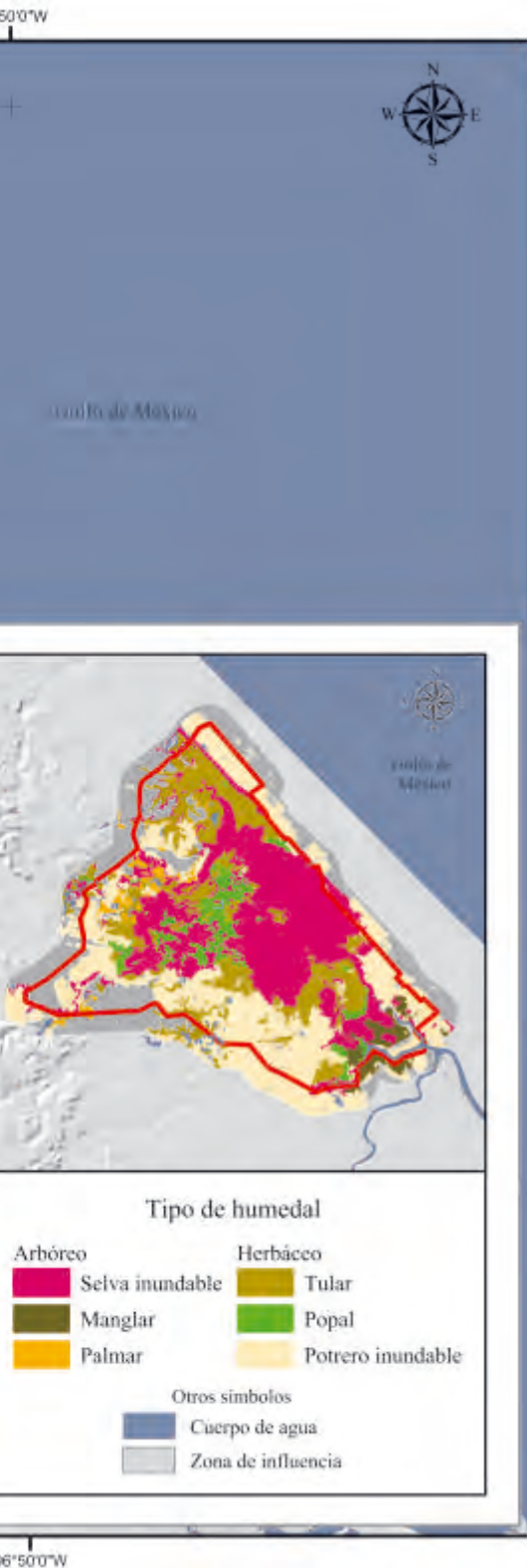


Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
 Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México



C





Valoración económica del conjunto de servicios ecosistémicos de regulación en el área natural protegida Ciénaga del Fuerte, municipio de Tecolutla.

Símbolos
 Valor económico del servicio ecosistémico de regulación (USD (2007)/ha/año)

- menor a \$ 50,000
- \$ 50,000 a \$ 100,000
- mayor a \$ 100,000

Otros símbolos

- * Localidad
- Corriente intermitente
- Corriente perenne
- Carretera
- Cuerpo de agua
- Zona de influencia
- ANP Ciénaga del Fuerte

Datos

TIPO	Valor económico del servicio ecosistémico de regulación (USD (2007)/ha/año)			Superficie del tipo de vegetación (hectáreas)	Valor total del servicio ecosistémico por superficie (millones de USD (2007))
	Valor económico a) *	Valor económico b)**	Total a + b		
Manglar	\$ 6,366.80	\$ 39,084.98	\$ 45,451.78	130.4	\$ 5.93
Palmar	\$ 924.40	\$ 30,509.46	\$ 31,433.86	101.7	\$ 3.20
Popal	\$ 8,573.90	\$ 109,267.92	\$ 117,841.82	284.5	\$ 33.53
Potrero inundable	\$ 837.20	\$ 74,107.24	\$ 74,944.44	1,755.0	\$ 131.53
Selva inundable	\$ 9,338.80	\$ 51,335.98	\$ 60,674.78	1,578.0	\$ 95.74
Tular	\$ 5,762.40	\$ 106,575.96	\$ 112,338.36	864.9	\$ 97.16

* Regulación a) Reducción de emisiones de carbono y almacenamiento y oferta de agua
 ** Regulación b) Depuración de agua

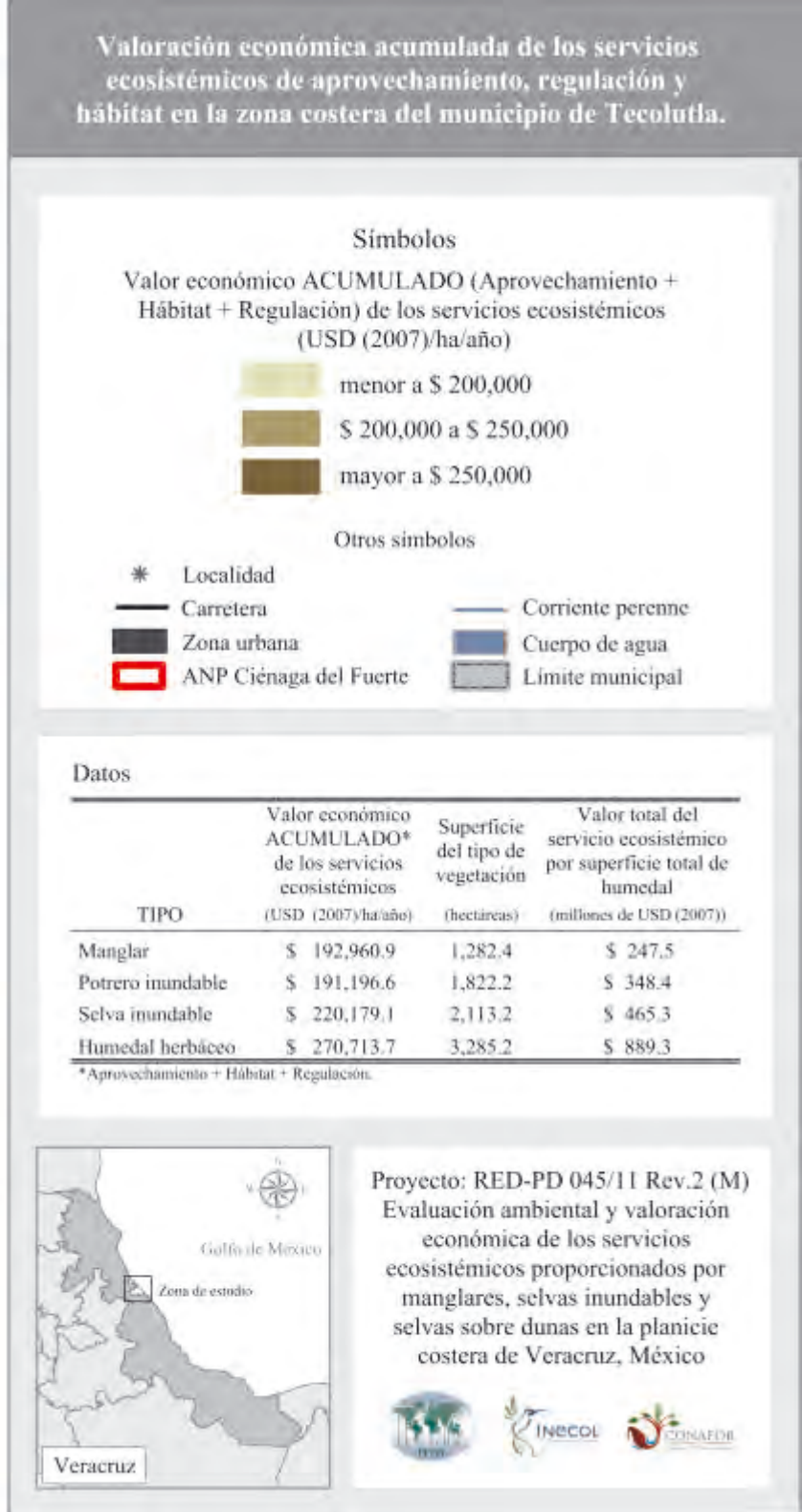
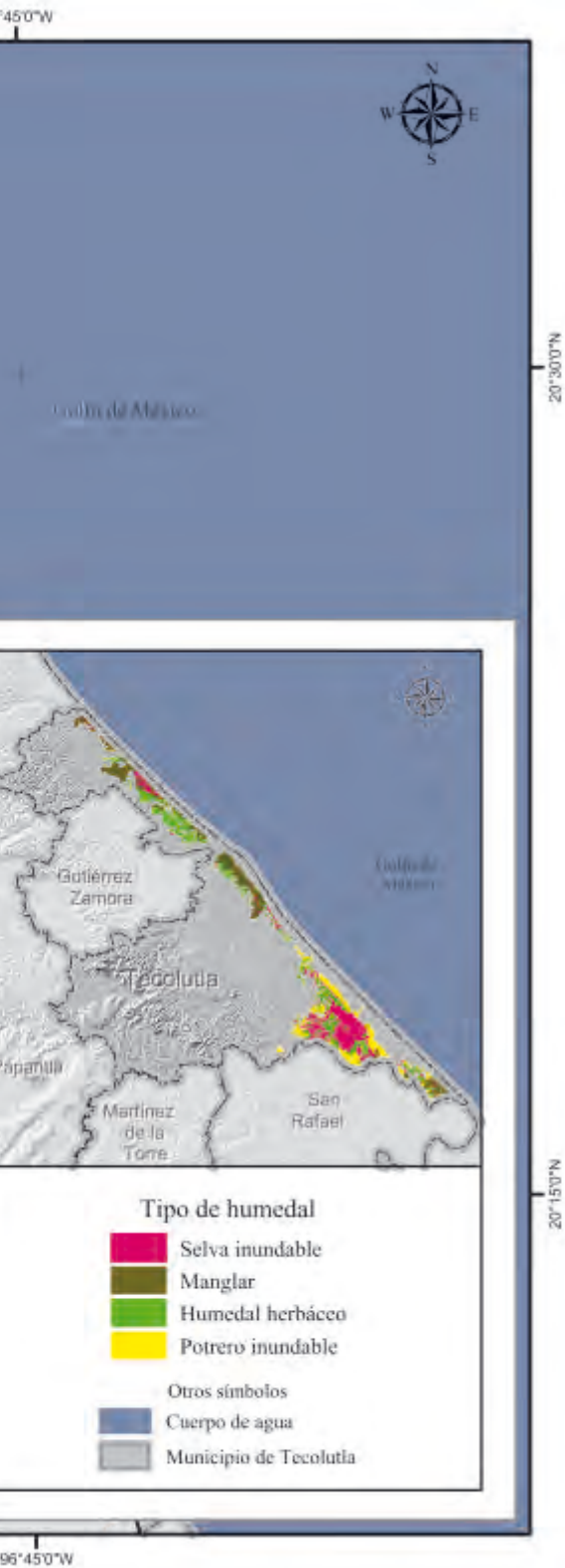


Proyecto: RED-PD 045/11 Rev.2 (M)
 Evaluación ambiental y valoración económica de los servicios ecosistémicos proporcionados por manglares, selvas inundables y selvas sobre dunas en la planicie costera de Veracruz, México





Figura 108. Mapa que muestra la valoración económica acumulada en función del tipo de humedal para distintos servicios ecosistémicos: a) servicio de aprovisionamiento, b) servicio de hábitat (pesquerías), y c) servicio de regulación, que conjunta tres servicios distintos (almacenamiento de carbono; almacenamiento de agua para contención de inundaciones, contención de la cuña salina y oferta de agua dulce; y depuración de agua) en los humedales de la Reserva Estatal de Ciénaga del Fuerte.



de regulación (almacén de carbono y agua), así como en la depuración de este líquido vital. Para las seis valoraciones realizadas, el popal representa el 22% del valor, el tular el 21%, la selva inundable 17%, el manglar y el potrero 15% respectivamente y el palmar 10%. Si se elimina la función de depuración del agua los humedales herbáceos y arbóreos alcanzan valores similares, de la quinta parte aproximadamente del valor total (popal 20%, tular 19%, selva inundable 19%, manglar 18%), y bastante menores el potrero inundable (13%) y el palmar (11%).

Consideraciones finales

Este capítulo es un primer ejercicio que presenta de una manera más visual la información sobre los SE y su valor para la sociedad. Para una interpretación más correcta es necesario hacer ciertas consideraciones.

Una muy importante en relación a la calidad del agua y a la capacidad de depuración que tienen los humedales es que se requiere trabajo de investigación para poder evaluar realmente la capacidad de depuración de un humedal natural, y no solamente de sus especies en condiciones de laboratorio. La capacidad de un humedal natural para realizar esta función depende del tipo de plantas presentes, de la superficie del humedal, de la cantidad de agua y la velocidad con que fluye a través del humedal y de la carga de contaminantes que tenga. Todos estos factores modificarán la eficiencia del humedal para realizar esta función. Además estos factores varían regionalmente, por lo que un manglar en Veracruz, uno en Chiapas y otro de Jalisco no se comportarán de la misma manera. Para Veracruz hay dos trabajos que aportan información sobre la cantidad de agua que fluye de manera subterránea. El trabajo de Neri Flores *et al.* (2014) reporta mediciones hechas en los pozos de la zona del Jamapa y muestran el flujo de agua subterránea y su papel en las inundaciones. Para septiembre se detectaron incrementos del nivel de hasta dos o tres metros, lo cual habla del gran volumen de agua subsuperficial que baja por la cuenca del Jampacotaxtla, además del caudal superficial del propio río. Yetter (2004- ver el Capítulo IX) midió el balance de agua de un humedal en La Mancha a lo largo de un año y concluyó que el 75 % del agua del humedal llega como agua subsuperficial, 5% como escurrimientos y 19 % como agua de lluvia. Este volumen de agua subsuperficial, de la sierra hacia la planicie costera de Veracruz es muy grande, y proviene de la Sierra de Manuel Díaz. Otra parte mucho menor proviene de la infiltración del agua de lluvias en las propias dunas de la zona. Estos escurrimientos permiten que se almacene gran cantidad de agua en el subsuelo siendo uno de los principales beneficios el que la cuña salina no penetre más hacia tierra. El agua del subsuelo se ha depurado durante los procesos de filtración a través de diferentes capas en su camino cuenca abajo, por lo que llega con mejor calidad de lo esperado (datos no publicados, M.E. Hernández). Ello probablemente ayuda a diluir la contaminación de manera notable.

Por otro lado, diversos estudios muestran contaminación por metales pesados y herbicidas en las lagunas costeras de Veracruz. Por citar solo algunos trabajos, en la Laguna de Alvarado Guentzel *et al.* (2007) encontraron presencia de mercurio en los peces, crustáceos y sedimentos así como en el pelo de pobladores locales, concluyendo que aquellas personas que consumen frecuentemente productos de la laguna en su dieta, están en riesgo de experimentar una toxicidad por mercurio en bajas concentraciones. Se han estimado las concentraciones de DDT en diversas lagunas costeras, encontrándose altas concentraciones como consecuencia de su uso en las campañas sanitarias para el control del dengue (Castañeda *et al.*, 2011). Los ostiones y jaibas tienen niveles importantes de plomo, cadmio y mercurio por tener contacto con los pesticidas que se usan en las áreas aledañas para las actividades agropecuarias y de acuacultura (Lango-Reynoso *et al.*, 2012). Cejudo *et al.* (2008) encontraron restos de atrazina, herbicida utilizado en los cultivos de caña, en el agua de un pozo. Ramos-Rosas *et al.* (2013) detectaron la presencia

de metales pesados (plomo, cadmio, mercurio) en la Laguna La Mancha y en Alvarado (en agua, sedimentos, excrementos de nutria, crustáceos y peces) afectando el hábitat de la nutria.

Lo anterior lleva a plantearnos que es necesario la obtención de información sobre la hidrología en la cuenca baja, la calidad del agua superficial y subsuperficial a través del año, incluyendo enriquecimiento por nutrientes, pero también coliformes, metales pesados, herbicidas e insecticidas; es una investigación pendiente. Sin embargo, consideramos que es importante en el presente trabajo incluir este SE a pesar de las limitaciones planteadas ya que los humedales reciben los escurrimientos del agua de toda la cuenca por lo que ayudan a reducir la contaminación difusa, lo cual resulta mucho más difícil y costoso realizar con un humedal artificial o una planta de tratamiento.

La conectividad tiene dos formas de entenderse. Por un lado está la conectividad que se da por los elementos arbóreos (Capítulo V), lo cual provee a la región y a los ecosistemas una capacidad de regeneración a través de la dispersión de semillas. Esta capacidad, probada experimentalmente (Capítulo XIV), favorece las posibilidades de restauración y reduce su costo, ya que requiere menos mano de obra, reproducción y siembra de plantas, cuidado de las mismas, etc. Por otro lado, en el caso de los humedales, la conectividad es más bien hidrológica. Representa el transporte de materia, energía y organismos entre humedales. Especialmente en la planicie costera, los humedales que pertenecen a un mismo sistema, por ejemplo La Mancha o Alvarado están conectados por los flujos subterráneos y en parte también por los superficiales (Heiler *et al.*, 1995; Pringle, 2003; Nadeau y Cable Rains, 2007). Al ser ecosistemas costeros ubicados en las cuencas bajas de la planicie costera en un estado con altos valores de precipitación y escurrimientos superficiales y subterráneos considerables, no se consideró que existieran problemas de conectividad hidrológica entre los humedales. Sin embargo, esta conectividad también implica un sistema de transporte de contaminantes de la cuenca alta y media hacia la zona costera, tanto por aguas superficiales como subterráneas, lo cual está teniendo un fuerte impacto en la vida de flora y fauna de los fondos bajos arenosos de la zona costera y de la plataforma continental (<http://toxics.usgs.gov/regional/emc/>).

La valoración económica sigue siendo un reto para la sociedad y para los investigadores. El valor económico más alto lo tiene la depuración del agua seguido por la contención o reducción de inundaciones. El método seguido para el cálculo del valor (Capítulo XI) se basa en la construcción de diseños alternativos para llevar a cabo estas funciones, los cuales tienen un alto costo no solamente para edificarse sino también de mantenimiento. En el primer caso se basó en el costo que CONAGUA asigna a la depuración de un litro de agua en una planta de tratamiento y el segundo se calculó con base en la infraestructura que se ha construido (presas, muros de contención, bordos, canales, etc.). La pérdida de estos SE trae graves consecuencias en la salud humana y en la pérdida de patrimonio, medios de producción y aun la vida. Estos resultados muestran que cuando se pierde un SE, su reemplazo tiene un costo muy alto, como lo demuestra el precio de un litro de agua potable para beber hoy en día. En comparación resalta el bajo valor económico del almacenamiento de carbono. Este SE afecta la vida de las personas a futuro, no inmediatamente como las otras que ya forman parte de las grandes tragedias nacionales e internacionales, por lo que mundialmente no se le ha dado un valor mayor. Habría que contabilizar los esfuerzos hechos para reducir el nivel de CO₂ en la atmósfera a nivel de esquemas de tratamiento industriales, de vehículos etc., que vendría a ser el equivalente como sistema de sustitución, igual que en los dos primeros casos.

Otro resultado que sobresale y vale la pena discutir es el alto valor económico que tienen los potreros para diversos SE, sobre todo contención de inundaciones. Esto se debe principalmente a la extensión que ocupan, que frecuentemente es mayor que la de otro tipo de humedales ya que ha habido una

degradación importante de los mismos en la planicie costera. Derivan fundamentalmente de las selvas inundables y de los popales y tulares, y de ahí sus actuales propiedades edafológicas. Pero a diferencia de estos ecosistemas, hay liberación de metano almacenado en el suelo (ver Capítulo XIII), por tanto aunque actualmente mantengan un almacén de carbono, no es la mejor opción pues se irá perdiendo.

Finalmente, este ejercicio debería irse afinando conforme se desarrollen otras evaluaciones y valoraciones. Así, el valor del manglar, de las selvas inundables, y de cualquier ecosistema, resultará de la suma de los distintos valores de los SE y éstos variarán regional y nacionalmente entre un mínimo y un máximo. Ello permitirá ser cada vez más precisos en asumir como sociedad y como marco de desarrollo sustentable, los beneficios que estos SE nos proporcionan.

An aerial photograph of a vast agricultural landscape. The fields are divided into various sections, some of which are dark brown, suggesting they have been recently plowed or are fallow. Other sections are vibrant green, indicating active crops. The fields are separated by thin lines of trees or dirt roads. The horizon is visible in the distance under a clear sky.

LAS CONSECUENCIAS

XIII. LA PÉRDIDA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Patricia Moreno-Casasola, María Elizabeth Hernández, Sergio Guevara Sada, Adolfo Campos C., Roberto C. Monroy Ibarra y Luis Alberto Peralta Peláez

Las zonas costeras favorecen la concentración de la población, en parte debido a que el medio marino y costero facilita ciertas actividades como la pesca, la industria, el turismo y el transporte (Hinrichsen, 1998). Actualmente el 40% de la población mundial vive en la delgada franja de la zona costera (Burke *et al.*, 2001). Esta alta concentración de la población mundial causa graves daños a los ecosistemas frágiles y sumamente dinámicos de la franja costero-marina, lo cual a menudo conduce a problemas mayores y a conflictos sociales (Barragán, 2014) debido a la pérdida de servicios ecosistémicos (SE) importantes (Agardy y Alder, 2010). A lo largo de la zona costera el territorio está ocupado por ciudades costeras (aquellas que se encuentran a menos de 100 km de la costa -Agardy *et al.*, 2005; MEA, 2005), poblados, desarrollos industriales, campos agropecuarios y ecosistemas costeros.

El funcionamiento de los ecosistemas tiene como resultado una serie de procesos que se transforman en SE cuando a la población le proporcionan beneficios y como consecuencia les da un valor (de Groot *et al.*, 2012). El objetivo de este capítulo es mostrar como se han ido transformando los ecosistemas de la zona costera a través del tiempo por diversos procesos haciendo énfasis en la pérdida de SE durante la potrerización, la pérdida de resiliencia para la reforestación y mantenimiento de la diversidad y la urbanización (como tres ejemplos de la pérdida de SE). Ello no resta importancia a la degradación provocada por otras actividades como el desarrollo turístico e industrialización, y los cultivos agrícolas como la caña de azúcar, el mango y el plátano, debido sobre todo a la forma en que se llevan a cabo.

Los cambios en el uso del suelo y el grado de impacto

Los asentamientos en la zona costera han producido fuertes transformaciones. Por un lado, una gran cantidad de mercancías y los servicios asociados al suministro, regulación y cultura deben obtenerse de los ecosistemas marino-costeros (Agardy *et al.*, 2005). Por otra parte, la escala y la velocidad del proceso de urbanización en la costa genera cambios en el uso del territorio sin precedentes. Ejemplo de ello es el análisis realizado por Ting *et al.* (2014) sobre los cambios a lo largo de 70 años en la costa de China.

En México el poblamiento de la zona costera se ha incrementado durante las últimas decenas de años (Padilla y Sotelo 2000; Gabriel y Pérez 2006; Azuz-Adeath y Riviera Arriaga 2009) y sobre todo se ha dado un crecimiento de los asentamientos urbanos (Gutiérrez de Macgregor y González 1999; Barragán y de Andrés, 2015). Los terrenos de la planicie costera son superficies fértiles que fueron utilizadas para agricultura desde épocas prehispánicas mediante la construcción de terrazas elevadas (Siemens, 1998), usadas posteriormente para ganadería durante la Colonia (Guevara y Moreno-Casasola, 2008) y con la creación de ejidos en el siglo XX dio inicio una agricultura más mecanizada además de mantener y expandir la ganadería (Paradowska, 2006). El crecimiento poblacional ha hecho que los terrenos menos aptos para estas actividades vayan siendo incorporados a las actividades agropecuarias. Así, la ganadería se extendió a las dunas y a los humedales. Por tanto los cambios de uso del suelo asociados a los asentamientos y a la urbanización se relacionan de manera directa con cambios en el uso del suelo para actividades productivas primarias, que abastecen o producen trabajos para los habitantes locales.

Las dunas y los humedales se ven afectados por las actividades del hombre de manera directa, por ejemplo el uso agropecuario, así como de manera indirecta, por la extracción de agua que va desecando los humedales. También hay alteraciones por causas naturales, varias de las cuales al formar parte de su historia, permiten la recuperación en el mediano plazo como por ejemplo en el caso de huracanes. En el Cuadro 22 se enlistan las principales actividades que afectan a estos ecosistemas. Algunas son afectaciones que se producen en los propios humedales y en las dunas, mientras que otras se dan en lugares alejados, pero conectados con el humedal por agua subterránea o superficial; o bien alejados de las dunas, sobre todo de las playas, como en el caso de las presas. Las principales afectaciones producen cambios en la hidrología de los humedales o en el aporte de arena a las playas y dunas, mientras que otras como las urbanizaciones sustituyen totalmente a estos ecosistemas.

Los humedales más afectados son las selvas inundables en la planicie costera y en depresiones, seguidos por los humedales herbáceos y los bosques sobre dunas y finalmente los manglares. La condición de protección que tienen los manglares ha eliminado o reducido muchas de las afectaciones. Los impactos más fuertes se han producido en las planicies inundables, donde se han asentado ciudades, cultivos y campos ganaderos.

Las dunas y los humedales proveen SE de enorme importancia para la sociedad, tanto aquella que vive en la zona costera cerca de estos ecosistemas como los que viven en zonas urbanas más alejadas (Capítulo II). Se valoró el grado al que impacta y el grado en el que se ven impactados los distintos tipos de SE, usando tres niveles (alto, medio y bajo). Esta valoración se dio en función del grado en que se ve afectado el funcionamiento, por ejemplo si se modifica la hidrología del humedal ello tiene consecuencias en el suelo, se altera la porosidad y la densidad y por tanto la capacidad de almacenar carbono y agua (Cuadro 23). Estos impactos en los SE repercuten en la calidad de vida de los pobladores locales y de la sociedad en general, en el sentido planteado por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005). Los ecosistemas costeros están ligados a numerosos SE, por lo que su deterioro repercute en muy diversos tipos de servicios, tanto de regulación y soporte como de aprovisionamiento y culturales.

Hay acciones que alteran la hidrología de los humedales de manera directa (drenajes, canalizaciones, conversión a acuacultura, extracción de aguas subterráneas, etc.) que afectan el funcionamiento y transforman a los humedales, ya sea en otro tipo de humedales (en función del nuevo régimen hidrológico) o los desecan completamente convirtiéndolos en ecosistemas terrestres. Los rellenos alteran el régimen hidrológico y elevan el nivel del suelo, y se utilizan en las urbanizaciones. Cabe decir que no se ve el agua superficial y se elimina la vegetación, pero el flujo subsuperficial sigue presente, y de ahí el grado de impacto (Cuadro 23).

La potrerización de dunas y humedales

La actividad ganadera en México, y en el estado de Veracruz, tiene gran importancia. En este estado ocupa alrededor de 3.7 millones de hectáreas, que corresponden a poco más del 50% de la superficie estatal (SEDARPA, 2012) con 2,454,171 cabezas de ganado hasta 2007 (INEGI, 2007). Es principalmente ganadería extensiva que ha ocupado territorios anteriormente cubiertos por una gran variedad de ecosistemas: selvas húmedas y secas, encinares, bosques, dunas y humedales. Trae consigo cambios en la estructura y composición y frecuentemente en el funcionamiento de los ecosistemas sobre los que se desarrolla. Y cada vez más se busca sustituir los pastos y leguminosas nativas con gramíneas forrajeras generalmente exóticas como el pasto privilegio (*Panicum maximum*), el pasto estrella de África (*Cynodon plectostachyus*) y el pasto alemán (*Echinochloa pyramidalis*), entre otros muchos.

Cuadro 22. Acciones directas e indirectas producidas por las actividades humanas, así como causas naturales, que afectan a los distintos tipos de humedales arbóreos y herbáceos y a los bosques de dunas (modificado de Mitsch y Gosselink, 2007). El número de signos x indica el grado de afectación, siendo xxx la más fuerte

Causa	Manglares	Selvas inundables en planicies	Selvas inundables en depresiones	Humedales herbáceos	Bosques de dunas costeras
Acciones directas del hombre					
Drenajes para control de mosquitos	x	x	xxx	xxx	
Canalización de arroyos y dragados para control de inundaciones		xx	xx	xx	
Rellenos para construcción de caminos, desechos de basura, etc.	x	xx	xx	xx	xx
Urbanizaciones (en humedales emplean rellenos y recubrimientos con geotextiles, drenaje), establecimiento de industrias		xxx	xx	xx	xxx
Taponamiento de pasos de agua para desviarla		xx	xx	xx	
Tala de árboles	xx	xxx	xxx		xxx
Conversión a acuicultura	x				
Conversión a potreros	x	xxx	xxx	xx	xxx
Conversión a terrenos agrícolas (usando canales y drenajes- en humedales)		xx	xx	x	xxx
Introducción de especies forrajeras		xxx	xx	x	xx
Bordos, diques, presas		xx	x	x	
Contaminación por escurrimientos agrícolas y urbanos	xx	xx	xxx	xxx	
Extracción de turba (humedales) y arena, minería		x	xx	xx	xx
Extracción de aguas subterráneas		xxx	xx	x	xx
Fuego		x	x	x	xx
Acciones indirectas del hombre					
Presas y otras estructuras- retención de sedimentos y modificación de volumen y estacionalidad de flujos		xx			xx
Eliminación de la capacidad de la vegetación riparia y otros humedales para depurar agua y retener sedimentos	x	xxx	xx	xx	
Alteración hidrológica por caminos, canales, etc.	x	xx	xx	xx	
Subsidencia debido a extracción de agua y otros recursos		xx	x	x	
Introducción de especies exóticas de flora y fauna		xxx	xx	xx	xx

Causas naturales					
Subsidencia	x		x		
Incremento en el nivel del mar	x				x
Sequia		xx	x	x	
Huracanes y otras tormentas	x	x	xx	x	x
Erosión	x	x	x		xx
Efectos bióticos (crecimiento poblaciones, falta polinizadores, etc.)		xx	xx	x	x
Salinización		x	x	x	

Cuadro 23. La pérdida en el tipo de SE que proporcionan los humedales y las dunas en función del grado de impacto que tienen las diferentes acciones directas e indirectas del hombre. El color indica el nivel de impacto, y mientras más oscuro, mayor impacto. S= servicios ecosistémicos de soporte; A= de aprovisionamiento; R= de regulación; C= culturales. Ver el Capítulo II para una explicación de cada tipo de servicio. * alto impacto en el manglar; ** cuando la densidad de cabezas es baja y los pastos son especies nativas.

	Grado de impacto en humedales	Pérdida de servicios ambientales en humedales	Grado de impacto en dunas	Pérdida de servicios ambientales en dunas
Acciones directas del hombre				
Drenajes y canalizaciones		S, A, R, C		
Rellenos (camino, desechos urbanos)		S, A, R, C		S, A, R, C
Urbanizaciones		S, A, R, C		S, A, R, C
Tala de árboles		S, A, R, C		S, A, R, C
Conversión a acuicultura	*	S, R, C		
Conversión a potreros	**	S, R, C	**	S, C
Introducción de especies forrajeras		S, A, R, C		S, R, C
Conversión a terrenos agrícolas		S, R, C		S, C
Contaminación por escurrimientos agrícolas y urbanos		S, A, R, C		
Extracción de sustrato		S, A, R, C		S, A, R, C
Extracción de aguas subterráneas		S, A, R, C		S, R
Fuego		A		S, A
Acciones indirectas del hombre				
Presas - alteración de flujos de agua y sedimentos		S, A, R, C		S, A, R, C
Eliminación de la capacidad de la vegetación riparia para depurar agua y retener sedimentos		S, R		
Alteración hidrológica por caminos, canales, etc.		S, A, R, C		
Subsidencia debido a extracción de agua y otros recursos		S, A, R, C		
Introducción de especies exóticas de flora y fauna		S, A, R, C		S, A, R, C
Causas naturales				
Subsidencia		S, A, R, C		
Incremento en el nivel del mar				R
Sequia		S, A, R		S, A, R
Huracanes y otras tormentas				S, A, R
Erosión				R
Efectos bióticos		S, A, R, C		S, A, R, C
Salinización		S, A, R		



Figura 109. Serie de imágenes de Google Earth mostrando la zona de El Martillo cerca de Antón Lizardo, donde se ubicaba una selva inundable (izquierda arriba: 2002) y hoy en día solamente quedan pequeños manchones y dominan los potreros (derecha arriba: 2011 e izquierda abajo: 2014). La foto derecha abajo muestra el desmonte de la selva inundable en el 2011. Este humedal bordea las dunas, frecuentemente se forman zonas inundables por el agua que desciende subsuperficialmente por la planicie costera al ponerse en contacto con el agua que se infiltra por la lluvia en las dunas.

En Veracruz, tanto las dunas como los humedales se han usado para la cría de ganado. En las dunas más planas (dunas frontales- sensu Martínez *et al.*, 2014)) como las que se ubican en los municipios de Nautla, Vega Alatorre y Tecolutla, se sustituye casi toda la vegetación por pastos, entre ellos el pasto estrella en las zonas más secas y el pasto alemán en las más húmedas, mezclado con pastos nativos de los géneros *Bouteloua*, *Aristida* (en dunas), *Leersia*, *Hymenachne* (en humedales), entre otros. Esta forma de manejo ha eliminado en la mayor parte la vegetación arbustiva y arbórea ocupando todo el terreno casi hasta el borde del mar. En las dunas de mayor tamaño y pendientes (dunas parabólicas y transgresivas) se dejan o crecen islas de matorrales o de acahuals y se introducen manchones de pasto privilegio y de pasto estrella; pero

también se usan los pastos, leguminosas y herbáceas locales, inclusive se ramonean los arbustos y ramas bajas de algunas especies de árboles. El resultado es un paisaje de pastizales y matorrales entremezclados.

La Figura 109 muestra la zona de El Martillo cerca de Antón Lizardo y una imagen de la selva inundable talada. La Figura 110 muestra el tipo de manejo que se da en los humedales arbóreos de agua dulce y en los humedales herbáceos con la potrerización, así como los impactos que ello tiene en el suelo y en la riqueza de especies. En las selvas se produce primero la tala de árboles para conversión a terrenos agrícolas o a potreros con la consecuente introducción de especies forrajeras. No hay drenaje de terrenos pues permanecen menos tiempo inundados. En los humedales herbáceos hay todo un gradiente de transformación desde la simple introducción del ganado, hasta el drenaje e introducción de especies forrajeras exóticas. El fuego es una forma de manejo que ayuda a reducir competencia entre especies, promueve rebrotes y elimina plagas. Muchas especies acuáticas son tolerantes al fuego (Moreno-Casasola *et al.*, 2014).

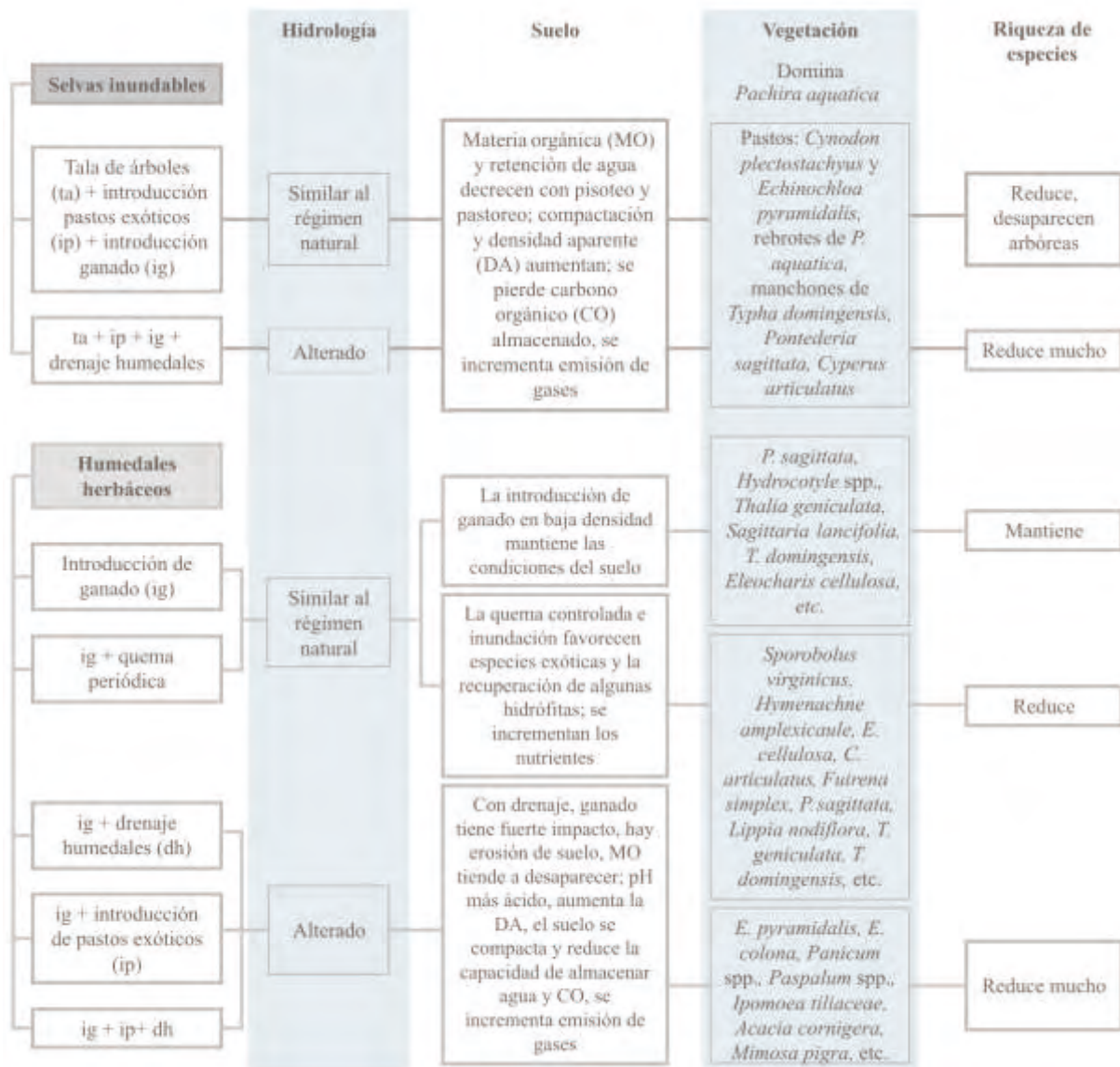


Figura 110. Manejo que se lleva a cabo para transformar los humedales arbóreos y herbáceos de agua dulce en potreros para cría de ganado vacuno y los cambios que ello produce en el suelo y en la riqueza de especies. Se indica también la composición de especies presente en distintas condiciones. Modificado de Moreno-Casasola *et al.* (2014).

La compactación por el pisoteo de ganado y la sustitución de la vegetación nativa por pastos trae modificaciones en el suelo como pérdida de materia orgánica e incremento en la densidad aparente lo cual reduce la capacidad de los suelos para almacenar agua (Robledo Ruíz, 2013), así como cambios en la capacidad de almacenar carbono, como se verá mas adelante. En la Figura 111 se muestran los datos de almacenamiento de agua en los potreros (279 a 682 L/m³), en las selvas inundables (660 a 890 L/m³) y en los humedales herbáceos (715 a 881 L/m³). En el Capítulo VIII se realiza un análisis detallado de este servicio ecosistémico. Puede observarse que los potreros son los que presentan los valores más bajos y también la mayor variabilidad.

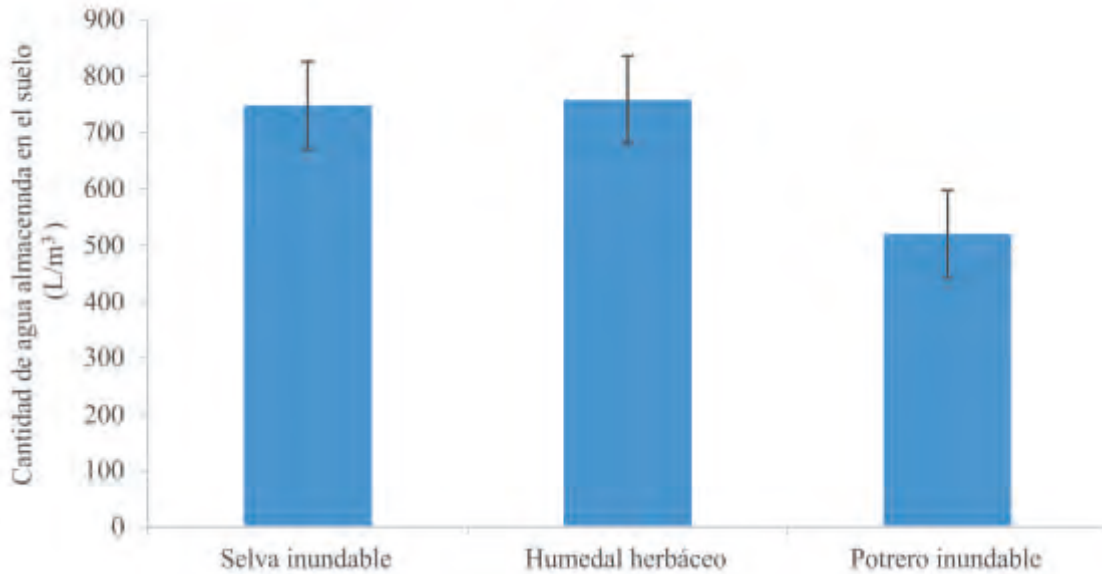


Figura 111. Capacidad de almacenamiento de agua en los suelos de las selvas inundables, los humedales herbáceos (popales y tulares) y los potreros inundables (redibujado de Campos *et al.*, 2011).

La Figura 112 muestra algunas fotografías de la actividad ganadera en dunas y humedales. En el Capítulo III se describe con detalle la vegetación de los bosques y selvas de dunas costeras que se establecen sobre distintos tipos de sistemas de dunas. Una mayor explicación de éstos aparece en Martínez *et al.* (2014). La Figura 113 muestra el tipo de manejo que se da en los bosques sobre dunas con la potrerización, así como



Figura 112. Imágenes de actividad ganadera en humedales y dunas. Fotografías: Gerardo Sánchez Vigil y Judith Vazquez Benavides.

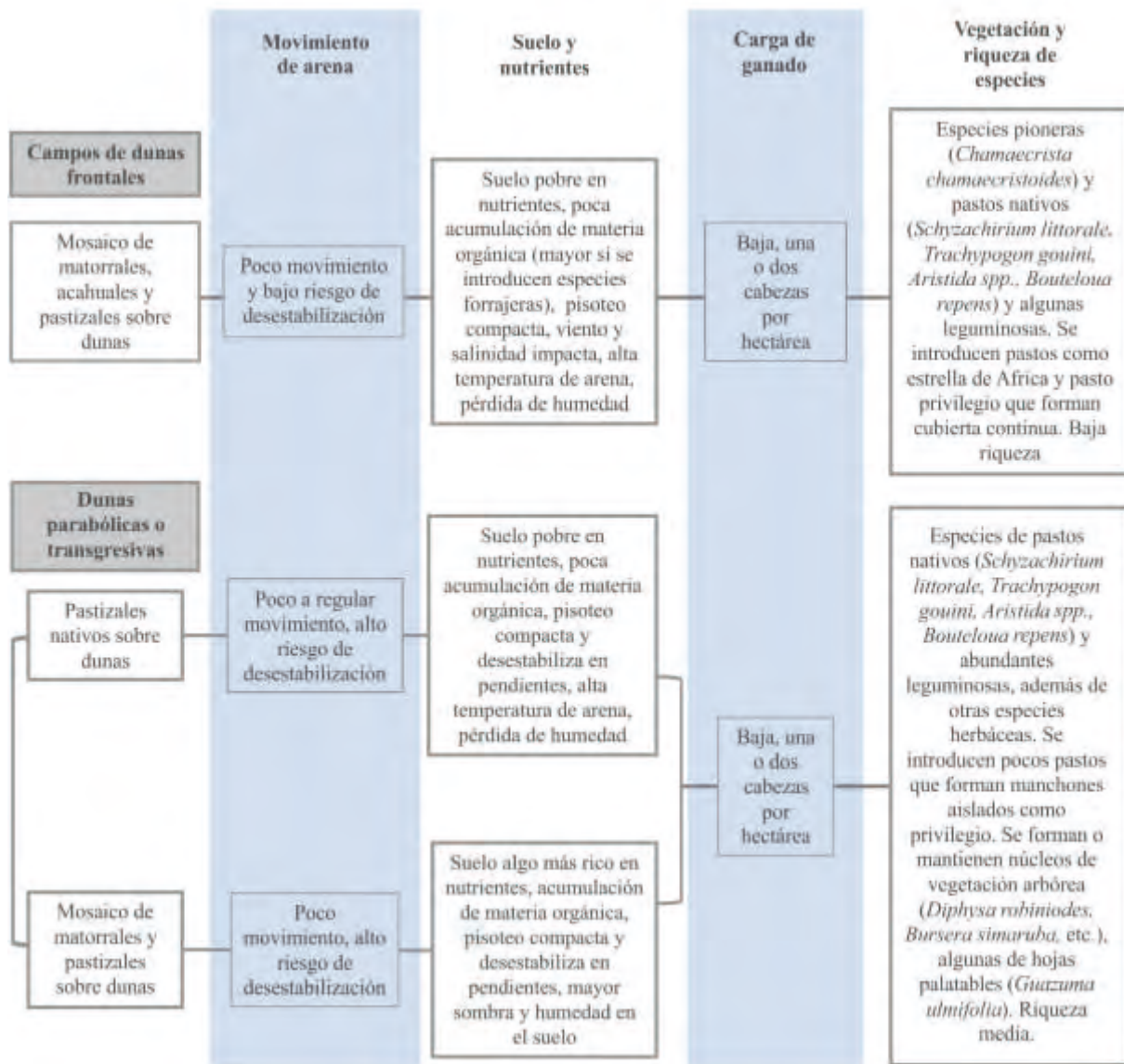


Figura 113. Manejo que se lleva a cabo para transformar los bosques sobre dunas en potreros para cría de ganado vacuno y cambios que ello produce en el suelo y riqueza de especies. Se ejemplifica lo que sucede en campos de dunas frontales, de cordones bajos y lo que se da en grandes sistemas de dunas parabólicas y transgresivas. En las depresiones inundables el funcionamiento difiere, pero representan superficies muy pequeñas. Se indica también las composición de especies presente en distintas condiciones.

los impactos que ello tiene en el suelo y en la riqueza de especies. En las dunas existe menos información de la transformación que conlleva la potrerización, tanto a nivel de especies como de los cambios en el suelo. Moreno-Casasola (2004) y Moreno-Casasola (2006) incluye varios capítulos que analizan la dinámica de las dunas y la flora de estos ecosistemas, tanto en sistemas bajo uso como en sistemas protegidos. La estabilización y sucesión de vegetación en las dunas parabólicas, desde su condición de móviles hasta su estabilización en las dunas de La Mancha, ha sido descrita por Martínez *et al.* (2001), quienes muestran como se incrementa la dominancia del zacate de médano (*Schizachyrium scoparium* var. *littorale*) formando una cubierta muy homogénea, que arresta la sucesión. Barbour *et al.* (1973) reportan el establecimiento de estos pastizales en las dunas de California en Estados Unidos. En la costa central de Veracruz se ha visto que en aquellos terrenos donde se lleva a cabo actividad ganadera, se mantiene una cubierta herbácea más rica en especies.

Efecto del cambio de uso de suelo en el servicio ambiental de secuestro de carbono

Los principales gases de invernadero son el bióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y los cloro fluorocarbonados (CFCs). El principal es el CO₂ por las cantidades en que está presente y por el tiempo que perdura en la atmósfera; es el gas que más se produce en nuestra sociedad. Una molécula de este gas se mantiene en la atmósfera por miles de años. Durante la última glaciación la concentración de este gas era de 180 ppm, incrementándose a 280 ppm antes de la Revolución Industrial (siglos XVIII y XIX) y hoy en día es de 390 ppm. Se calcula que cada año se incrementa en 2 ppm. La fuente natural más importante son las erupciones de volcanes. Se produce principalmente por la quema de energía fósil como el petróleo, gas natural, carbón y madera (Pilkey y Pilkey, 2011).

El metano es segundo en importancia y se considera que su efecto es alrededor de un tercio del que produce el bióxido de carbono, ya que es menos abundante y su permanencia es mucho menor (114 años). Se genera por el consumo de energía y la producción ganadera. Después de la última glaciación se encontraba en 700 partes por billón; ahora está a poco más del doble, 1500 ppb. De manera natural se produce por las emisiones de los humedales y de cultivos como el arroz, que son fundamentalmente humedales. Los grandes depósitos de metano en la naturaleza son los humedales y los depósitos en el fondo marino a grandes profundidades. Se cree que la extinción masiva de metano de depósitos marinos ha sido responsable de algunas de las grandes extinciones en nuestro planeta, particularmente la del Paleoceno-Eoceno hace 55 millones de años.

El óxido nitroso es responsable por el 6% del calentamiento. Es un contaminante producido por la actividad industrial y particularmente de fertilizantes orgánicos y además reacciona y destruye la capa de ozono. Se libera de manera natural de los suelos y de los océanos. Los freones, base de los aerosoles, son compuestos que no se encontraban de manera natural en la atmósfera, pero ahora sí están presentes. Incluyen varios tipos entre ellos los CFCs. Son muy contaminantes pero están en muy baja concentración.

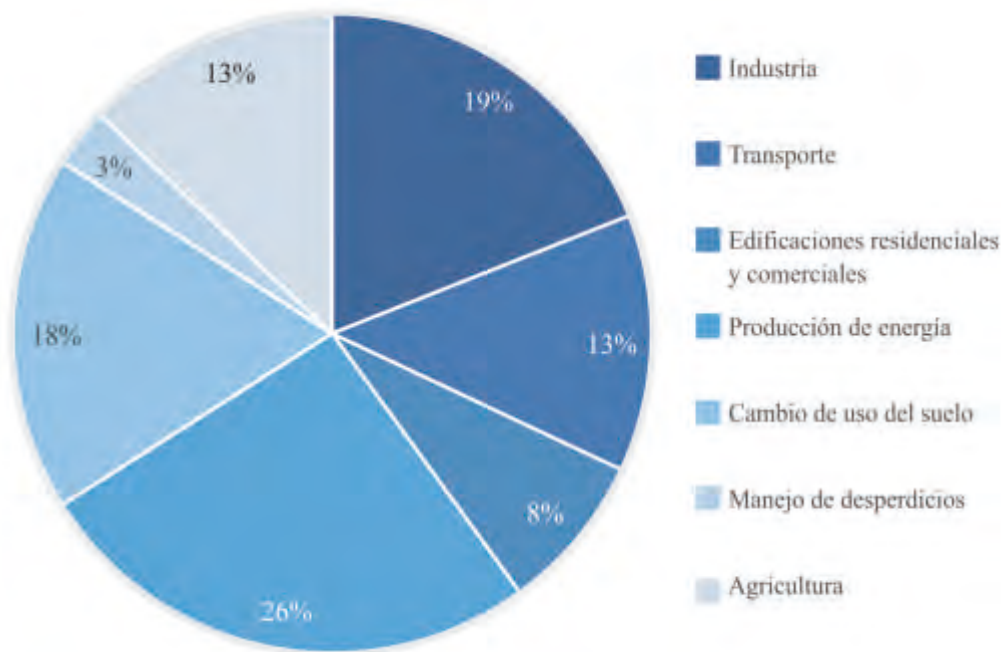


Figura 114. Porcentaje de emisiones de gases de invernadero por tipo de actividad (tomado de Pilkey y Pilkey, 2011).

A continuación hay una lista de las principales fuentes de emisión de gases invernadero por actividad (Pilkey y Pilkey, 2011). Casi todas las fuentes producen emisiones al quemar fuentes fósiles. Únicamente una de ellas, el cambio de uso del suelo, produce emisiones cuando las capacidades de secuestro de carbono son alteradas (Figura 114).

Aproximadamente un tercio de las emisiones de CO₂ en los últimos dos siglos provienen del cambio de uso del suelo, principalmente la deforestación. Aporta a las emisiones de dos maneras: al eliminar la cubierta vegetal que secuestra carbono y expone el suelo a la descomposición, y también cuando se quema la vegetación talada. Esta eliminación de vegetación (también durante la agricultura) reduce el albedo (proporción de la luz reflejada por el planeta con respecto a la absorbida) de la Tierra (Pilkey y Pilkey, 2011).

Los humedales tienen la capacidad de almacenar grandes cantidades de carbono en los suelos, debido a las condiciones de inundación que favorecen altas productividades de las plantas y bajas tasas de descomposición de la materia orgánica (Capítulos VI y VII). Dichas condiciones de inundación, también favorecen la emisión de gases tales como el metano que es un gas de efecto invernadero. El servicio ambiental de captura de carbono en los suelos de los humedales implica sustraer la emisión de metano a la atmósfera. Hernández *et al.* (2015) compararon el secuestro de carbono y la emisión de gases (CH₄ y CO₂) en los suelos de las selvas inundables y en suelos que han sido convertidos a potreros inundables en la costa de Veracruz. Ellos encontraron que la densidad de carbono no fue diferente en ambos tipos de suelo siendo 28.14 ± 4.87 Kg C/m² en selvas y 30.63 ± 5.23 Kg C/m² en potreros. Sin embargo cuando analizaron la concentración promedio en los perfiles de suelo a una profundidad de 44 cm, observaron que los potreros presentaron una concentración significativamente menor que las selvas inundables (Figura 115a), y de manera contraria, la densidad aparente en los potreros inundables fue significativamente mayor (Figura 115b). Dichos resultados explicaron el hecho de que la densidad de carbono no difiera en ambos sistemas, ya que ésta se calcula con la densidad aparente y la concentración de carbono. Las densidades aparentes más altas implican una compactación del suelo debido al pisoteo del ganado y las concentraciones de carbono más bajas, implican una pérdida del carbono acumulado en el suelo.

Estos resultados fueron congruentes con las mayores emisiones de metano y bióxido de carbono encontradas en los potreros (Figura 116), que implican una pérdida acelerada del carbono almacenado en el suelo. Dichos resultados pusieron en evidencia el efecto negativo del cambio de uso al convertir las selvas inundables a potreros ya que se ve disminuido el SE de secuestro de carbono en el suelo, además de que se

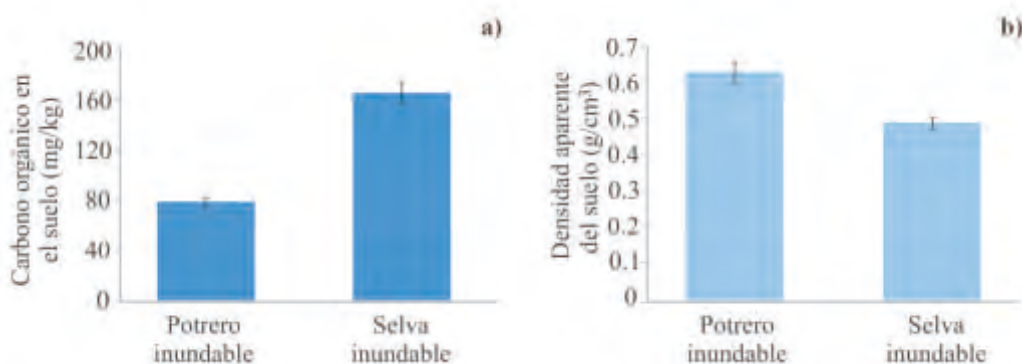


Figura 115. Concentración promedio de carbono a) y densidad aparente b), en los perfiles de suelos de selvas y potreros inundables a una profundidad de 44 cm, en la costa de Veracruz.

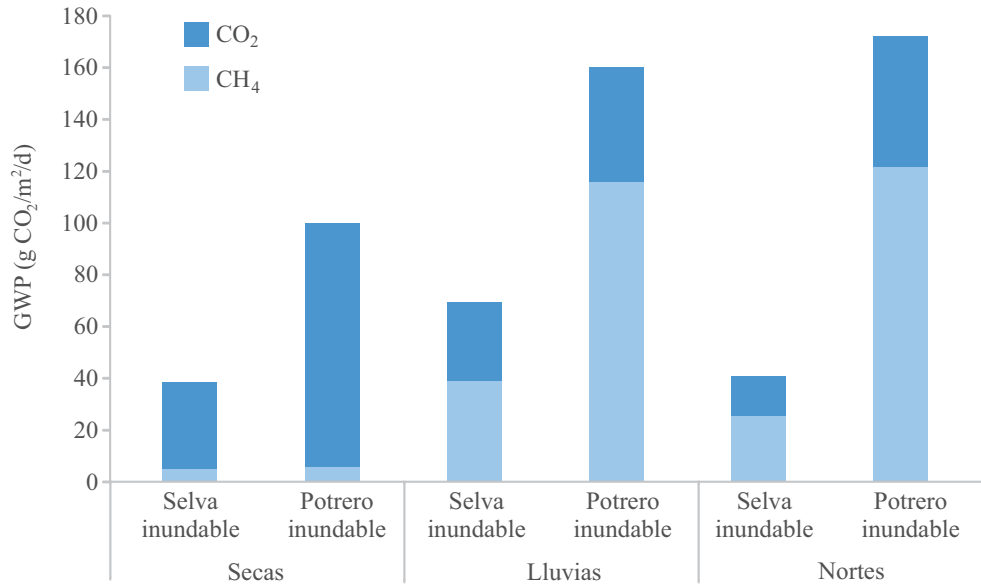


Figura 116. Emisiones de metano y bióxido de carbono de suelos de selvas y potreros inundables, en las diferentes temporadas en la costa de Veracruz.

incrementan hasta cinco veces las emisiones de metano y tres veces las emisiones de bióxido de carbono, estimulando el calentamiento global

En la Figura 117 se presenta un esquema mostrando de manera integral el secuestro de carbono y las emisiones de bióxido de carbono, metano y óxido nitroso en una selva inundable y cuando se tala dicha selva y se convierte en potrero para cría de ganado.

En humedales herbáceos y arbóreos potrerizados, una alta carga ganadera modifica el funcionamiento del ecosistema y degrada los SE. Trae modificaciones florísticas y en el funcionamiento del suelo, sobre todo en humedales. Una baja carga ganadera, de una o dos cabezas por hectárea cuando no se modifica el flujo de agua ni se introducen especies exóticas, constituyen actividades productivas que resultan sustentables, ya que aportan una entrada económica a los propietarios, mantienen la diversidad de especies y las condiciones se recuperan, es decir se da una restauración pasiva al eliminar la fuente de

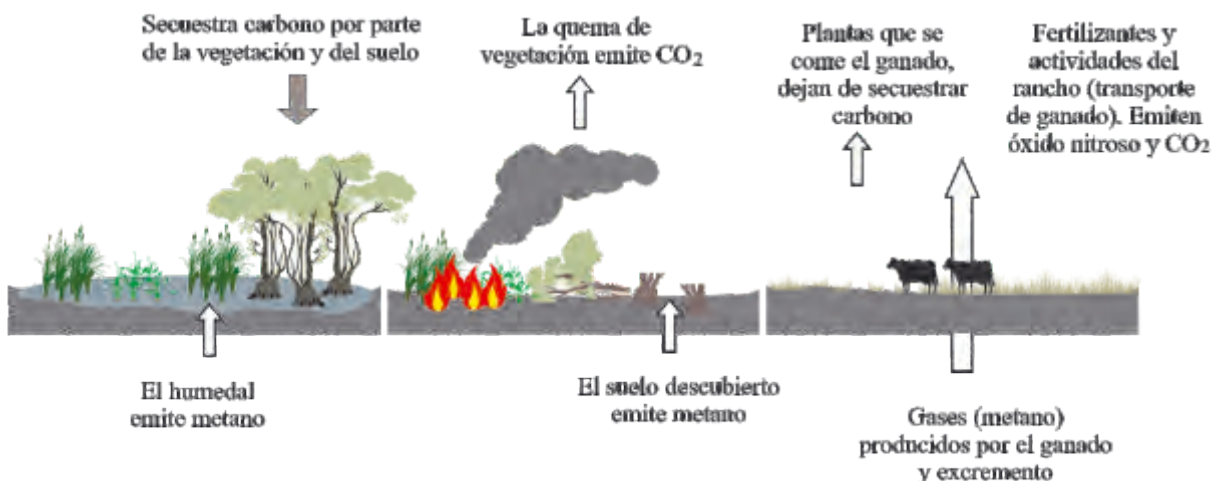


Figura 117. Esquema que muestra el secuestro de carbono y las emisiones de gases de invernadero en un humedal y cuando se convierte en potrero para cría de ganado.

perturbación, en este caso el ganado. Esto se comprobó experimentalmente en los humedales del Papaloapan por Rodríguez (2011) y Rodríguez y Moreno-Casasola (2013). No hay que olvidar que la potrerización incrementó la emisión de gases de invernadero, y aunque la restauración del humedal puede mitigar estos efectos, como se ha visto en la restauración de un humedal herbáceo en La Mancha, mientras mayor es la transformación (desección, introducción de especies exóticas), mayor es la dificultad para restaurar y recuperar estos servicios.

La disminución de la resiliencia de las selvas de la planicie costera y de las dunas

México es uno de los diez países con mayor cobertura de bosques primarios del mundo y es el séptimo con mayor deforestación (FAO, 2010), con una pérdida anual neta de 367,224 hectáreas (Céspedes-Flores y Moreno-Sánchez, 2010). Esta pérdida de la cobertura forestal se refleja en que más de la mitad de la superficie original de la selva húmeda perennifolia, subcaducifolia y caducifolia está ocupada por vegetación secundaria (CONAFOR, 2012). Veracruz tiene una pérdida neta de 28,220 ha/año, y es el estado con mayor tasa de deforestación, con un porcentaje de 2.2% (Céspedes-Flores y Moreno-Sánchez, 2010).

Las selvas perennifolias y caducifolias son los ecosistemas con mayor diversidad de México. Su diversidad es muy vulnerable a la fragmentación ocasionada por el uso agropecuario extensivo del suelo, debido a que reduce y aísla las poblaciones de especies arbóreas y por el cambio climático global que en conjunto afectan la movilidad de las especies, limitando el reclutamiento de individuos y especies y cambiando su distribución en el paisaje. Probablemente éstos ejerzan el mayor impacto en la diversidad a escala del paisaje, al limitar el desplazamiento de las especies de árboles y de aves, murciélagos y mamíferos frugívoros, aislando las poblaciones y las especies en los fragmentos. La inmovilidad de poblaciones y especies altera los procesos ecológicos que mantienen la estructura y la función del ecosistema, el cual brinda los SE de los que depende el desarrollo económico y social y el bienestar de la población rural y urbana de extensas regiones del trópico húmedo y seco (Capítulo V).

Los usos actuales del suelo substituyen la cubierta forestal de la selva, por pastizales nativos o introducidos para el uso del ganado y por cultivos anuales y temporales extensivos (caña de azúcar, frutales, tabaco, etc), es decir vegetación herbácea-arbustiva que rodea a los fragmentos remanentes de la selva. En las grandes extensiones de pastizales están dispersos remanentes de la vegetación natural, de distinta forma y tamaño. Descuelan los árboles solitarios o agrupados en pequeños conjuntos, ya sea esparcidos en el propio potrero o estableciendo los límites de los terrenos, en las cercas vivas o a lo largo de los cursos de agua como vegetación riparia. Los árboles solitarios son árboles conspicuos, de gran talla, dejados en pie cuando se tala la selva para abrir campos de cultivo o potreros, remanentes de una práctica agrícola ancestral que continúa hasta nuestros días (Guevara *et al.*, 2005). Hoy en día estos árboles tienen distintos usos que van desde dar sombra hasta proporcionar frutos. También hay corredores riparios con arbolado a ambos lados de los cursos de agua que ayudan a mantener el margen del río y evitar su azolve, y que reducen la fuerza del agua al desbordarse el río.

El contacto posible entre los parches y fragmentos de la selva (Capítulo V) es probablemente el proceso más influyente en el mantenimiento de la biodiversidad que opera a escala del paisaje. De esa conectividad depende el grado de resiliencia de los ecosistemas y el paisaje. Es decir, el arbolado de los pastizales es un componente clave en lo que hasta ahora se ha considerado como el *medio ausente*, para conservar la biodiversidad de la selva manteniendo la conectividad entre los fragmentos de la selva, aumentando la disponibilidad de especies y sosteniendo la capacidad de regeneración de la selva a través del efecto de nucleación que tienen los árboles aislados y solitarios.

Los árboles de los potreros son llamativos para las aves y los murciélagos que vuelan a través del potrero, y que encuentran en ellos alimentación, descanso o protección. La atracción de los frugívoros voladores, tan abundantes en este paisaje, determina en buena medida la cantidad y la calidad de los frutos y semillas que se intercambian entre los fragmentos remanentes de la vegetación natural. Las distintas características de las especies de árboles atraen de forma diferente a los frugívoros. La Figura 118 muestra los elementos de conectividad en dos paisajes, en los cuales se puede observar la conectividad de los fragmentos por el SE de percheo para aves.

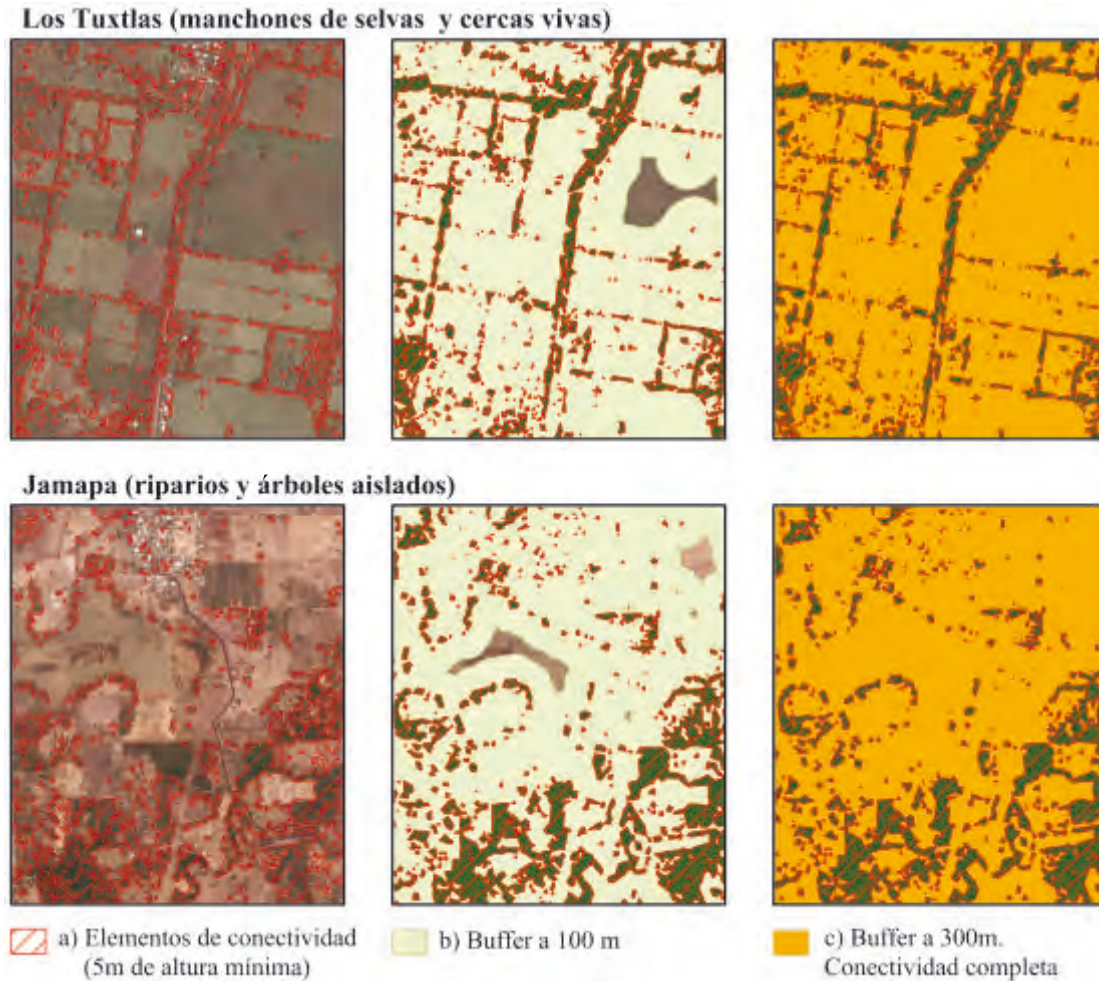


Figura 118. Mapas mostrando los elementos de conectividad (árboles aislados en potreros, cercas vivas y corredores riparios) en dos paisajes, uno en Los Tuxtlas y otro en Jamapa, y dichos elementos con un buffer de 300 metros alrededor de cada elemento de conectividad. Puede observarse como los fragmentos finalmente quedan conectados por el servicio ecosistémico de percheo para aves que estos elementos prestan, proporcionándole resiliencia al sistema. Elaborado por: Roberto Monroy.

La urbanización

La urbanización supone cambios irreversibles en los ecosistemas tanto de humedales como de dunas (Carter, 1988). En la zona costera, como ya se ha mencionado, el incremento de población, el crecimiento de ciudades, el desarrollo de polos turísticos y la consolidación de la actividad comercial (puertos) e industrial (generación de energía) trae consigo una ocupación desordenada del territorio y una sustitución de los ecosistemas costeros (Rodríguez Herrero, 2006; Rodríguez Herrero *et al.*, 2009; Graizbord *et al.*, 2009).

El estado de Veracruz es uno de los más poblados de México; contaba en 2012 con 7,643,194 habitantes (INEGI, 2010, actualizado febrero 2012). En Veracruz, la planicie costera delimitada arbitrariamente entre el nivel del mar y los 50 msnm, representa el 31% del territorio estatal. En esta superficie se ubica aproximadamente el 33% de la población estatal y cabe resaltar que en esta misma zona existen 102 localidades urbanas y contienen el 24% de los habitantes del estado. Es importante mencionar que la mayor parte de las zonas industriales se distribuyen en los municipios de la zona litoral de Tuxpan-Poza Rica, Alto Lucero, Veracruz–Boca del Río-Alvarado, Coatzacoalcos. Cuenta con varias ciudades y poblados importantes en la costa: Tamiahua, Tuxpan, Tecolutla, Riachuelos, La Guadalupe-Casitas que forman el corredor de Costa Esmeralda, Nautla, Palma Sola, Villa Rica, Chachalacas, Veracruz, Boca del Río, Corredor Boca del Río-Antón Lizardo, Corredor Mata de Uva- Las Barrancas, Salinas y Playa Salinas, Arbolito, Alvarado, Salinas Roca Partida, Toro Prieto, Costa de Oro, Playa Hermosa, Monte Pío y Coatzacoalcos. Esto crea la necesidad de espacio para los poblados y ciudades que crecen exponencialmente, sustituyendo a los ecosistemas (dunas, manglares y humedales) y campos agropecuarios colindantes. En todos ellos los planes de crecimiento cambian entre períodos municipales y obedecen a un patrón desordenado de intereses, y no a una planificación que tome en cuenta las aptitudes del terreno, el riesgo para la población y la conservación de los ecosistemas que proporcionan SE, entre ellos la protección de la zona costera, de sus pobladores y de su patrimonio natural.



Figura 119. Vista de la ciudad de Tecolutla a través de los años 1942 a 2014. El crecimiento hacia el norte se ha detenido por un drenaje natural que abre la barra durante la época de lluvias. Sigue extendiéndose hacia los potreros inundables tierra dentro y a lo largo del río, sobre las superficies que forman la planicie de inundación.

Algunos ejemplos lo muestran claramente. El poblado de Tecolutla, donde se presentan dos imágenes, una de 1942 y una segunda de 2014 (Figura 119), tiene una vocación turística de sol y playa. Es la ciudad más al norte en el municipio de Tecolutla y sirve de pivote a Costa Esmeralda. Puede observarse un crecimiento que se ha extendido sobre la playa y las dunas hasta llegar a una barra temporal, la cual ha detenido el crecimiento ¡en espera de un puente!. Hacia tierra adentro el crecimiento se ha dado sobre potreros inundables que constituyeron los humedales de la planicie de inundación del Río Tecolutla. La construcción de hoteles sobre las dunas ha acelerado la pérdida de arena y la desaparición de la playa. Las edificaciones de concreto de los hoteles sobre el primer cordón de dunas y la construcción de estructuras denominadas de protección como los muros de contención y espigones, en el mediano plazo aceleran la pérdida de arena (Pilkey y Cooper, 2014).



Figura 120. Vista de la región de Costa Esmeralda y la cuenca del Río Tecolutla y Nautla. Se indica la zona de humedales, la zona urbanizada y la zona de dunas costeras, actualmente urbanizada parcialmente. Se muestra el flujo del agua y las salidas naturales que se formaron con las inundaciones así como las anteriores. En el capítulo XII se presenta el mapa de humedales de esta zona.

En la Figura 120 se observa el paisaje de la región de Costa Esmeralda. Se aprecia la relación entre la zona de humedales conservada y potrerizada, las dunas costeras y la urbanización. Las flechas muestran el flujo del agua. Los desarrollos habitacionales y turísticos se han construido sobre las dunas costeras (dunas de tipo frontal) inclusive sobre el primer cordón de dunas. Su crecimiento hacia tierra adentro se ha visto limitado por la presencia de humedales y potreros inundables. Es una región con fuerte incidencia de tormentas tropicales y huracanes, sobre un sistema de dunas costeras bajo (Martínez *et al.*, 2014). Durante estos eventos meteorológicos se produce un fuerte oleaje que golpea con mayor fuerza y más tierra adentro que el que se da en momentos de calma, se producen fuertes vientos y lluvias, éstas últimas tanto en la propia zona costera como en la sierra, y el agua posteriormente baja en forma de escurrimientos subsuperficiales y superficiales formando fuertes crecidas en los ríos. Estos picos de inundación se forman año con año, pero cuando hay huracanes o tormentas tropicales son de mayor intensidad. Se reflejan en los hidroperíodos de los humedales (ver Capítulo IV). En esta región los SE que proporcionan los ecosistemas costeros son de gran importancia para la protección de la costa. Ya se han perdido los servicios de amortiguamiento de marejadas que proporciona la playa, los que proporcionan los bosques costeros de reducción de la fuerza del viento y de las marejadas que penetran más tierra adentro y están disminuyendo los que proporcionan los humedales contra la inundación por la potrerización. Campos *et al.* (2011) encontraron que la cantidad de agua almacenada en los suelos de las selvas inundables (556 a 834 L/m²) y de los popales-tulares (687-880 L/m²) de esta zona representa una retención de agua en el suelo equivalente a siete veces el peso del suelo en forma de agua almacenada en los poros del suelo de los humedales. La eliminación de estos humedales o su degradación, representa una reducción de la cantidad de poros del suelo y por lo tanto, esta agua que baja de la sierra de manera superficial y subsuperficial, fluirá de manera directa sobre los asentamientos, incrementando el riesgo que conllevan las inundaciones para la población.

El Puerto de Veracruz y Boca del Río han crecido y ocupado la totalidad de las dunas costeras y gran parte de los humedales (Figura 121). La urbanización se ha producido sobre el extenso sistema de dunas parabólicas de la región y sobre los humedales que se forman en las depresiones de las dunas y en la planicie de inundación del Río Jamapa, donde predominaban manglares, selvas inundables y popales-tulares. Hoy en día solamente quedan restos de los humedales de agua dulce y un cuadro que representa el manglar del área protegida de Arroyo Moreno. Nuevamente, en esta zona se ha perdido el SE que representan las playas y las dunas, las cuales han sido aplanadas para construir la ciudad. Por atrás del Puerto y del desarrollo turístico de Boca del Río quedan humedales potrerizados, en los cuales se ha reducido la capacidad de retención de agua. Al igual que en Tecolutla, el agua generada por estos eventos meteorológicos baja en forma subsuperficial (Neri Flores *et al.*, 2014) y a través del Río Jamapa, produciendo inundaciones cada año. Por el lado marino, el Sistema Arrecifal Veracruzano aún presta diversos SE, siendo uno de los principales el de reducir la intensidad del oleaje y marejadas, evitando las inundaciones que las tormentas tropicales y huracanes ocasionarían en la zona urbanizada mas próxima al mar. Sin embargo este sistema está fuertemente amenazado por la contaminación y por los sedimentos que bajan del Río Jamapa y que se generan en las propias obras de construcción y de mantenimiento de la operación del Puerto.

La Figura 122 muestra los rangos de altitud sobre el nivel del mar en la planicie costera de los municipios de Veracruz y Boca del Río, así como la zona urbana de estos dos municipios. Puede observarse que una parte de los asentamientos se localiza en zonas muy bajas, entre 1 y 3 msnm y entre 3 y 5 msnm. En estas colonias, sobre todo las ubicadas en el primer rango, son comunes los afloramientos de agua durante la época de lluvias, ya que son zonas bajas que debieron ser humedales, antes de que fueran urbanizadas.



Figura 121. Ciudad (puerto) de Veracruz y Boca del Río creciendo sobre dunas de arena. La imagen de la derecha muestra la pérdida de sedimentos (arena) en las playas.

Conservación, restauración y recuperación de los servicios ecosistémicos: una alternativa

La sociedad actual se ha ido sensibilizando sobre la importancia de la restauración de los ecosistemas y la recuperación de los servicios que proporcionan. En México, Landgrave y Moreno-Casasola (2012) calcularon una pérdida o degradación del 62% de los humedales del país. La tercera parte (34%) de las dunas mexicanas mantienen la vegetación natural o son médanos no fragmentados, sin agricultura ni urbanizaciones. En casi la mitad (46%) su vegetación ha sido sustituida por cultivos o pastizales para ganadería o ha sido totalmente reemplazada por desarrollos urbanos (Martínez *et al.*, 2014).

México debe hacer esfuerzos de restauración de sus ecosistemas pero también de conservación de los SE que aún se mantienen. En este sentido, siguen existiendo en Veracruz, pero también en el resto del país, selvas y pastizales sobre las dunas, así como selvas inundables, popales y tulares que proporcionan recursos (ver Capítulos III, IV, X) y también servicios de regulación, de apoyo y culturales (Capítulo II). En el resto de este escrito se presentan algunos ejemplos de lo que implica la conservación y la restauración de los SE costeros.

El que Veracruz y México, aún cuenten con ecosistemas que funcionan y proporcionan SE indica que la conservación sigue siendo una alternativa vigente. La conservación se basa en la aplicación de buenas prácticas de manejo apoyadas por programas de fomento o incentivos, así como por reglamentos adecuados. Con frecuencia su aplicación tiene un costo político o económico y por ello no se impulsan. La restauración implica un trabajo técnico de mucho mayor costo económico y en el tiempo, y en ocasiones es la única posibilidad.

Recuperación en el bajo Papaloapan de pesquerías y almacenamiento de carbono

El problema: Los humedales del Papaloapan siguen siendo muy importantes desde el punto de vista de la pesca y lo fueron aún más. El secuestro y almacenamiento de carbono en los humedales también es alto (Capítulo VII) y puede formar parte de las medidas de mitigación del cambio climático en México. El cambio de uso del suelo en los humedales libera gases contaminantes que ayudan al calentamiento global, reduciendo la capacidad del país de hacer frente a sus compromisos internacionales en la reducción de

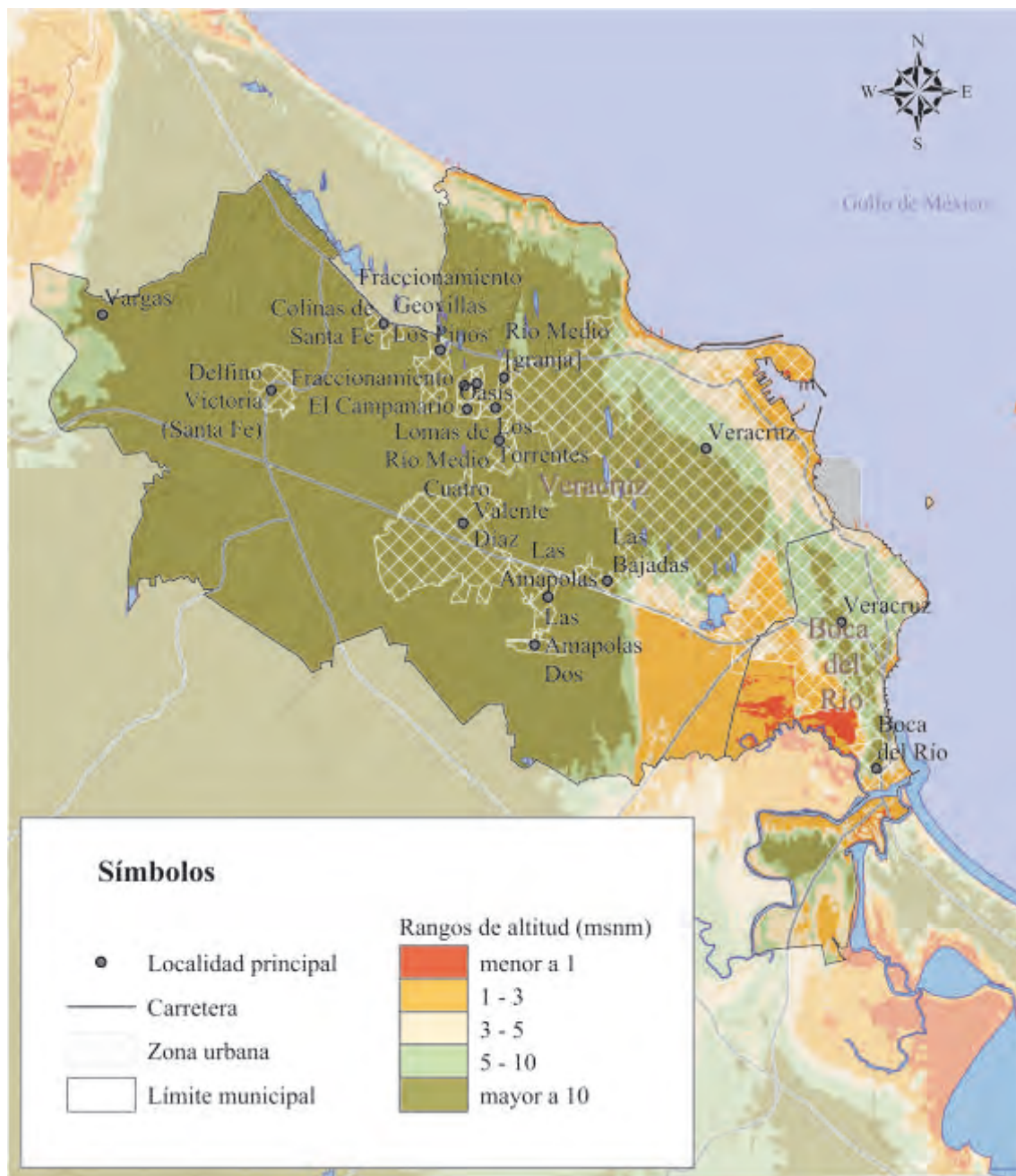


Figura 122. Ciudad (puerto) de Veracruz y Boca del Río creciendo sobre dunas de arena y humedales. La imagen marca el rango de altitudes sobre el nivel del mar (en metros) y la zona urbanizada. Puede verse que parte de los asentamientos se ubican en zonas bajas, ubicadas entre 1 y 3 msnm, donde probablemente existieron humedales antes de la urbanización. Elaborado por: Roberto Monroy.

emisiones. Sin embargo, estos servicios de aprovisionamiento y de regulación cada vez se deterioran más, debido a tres problemas principales: a) contaminación del agua por fuentes distales (ríos que acarrean aguas negras, industriales y de arrastre de campos de cultivo) y proximales (desechos de los ingenios, aguas negras y desechos de la planta de ganadería extensiva estabulada), b) pérdida de terrenos de humedales para ganadería y para siembra de caña de azúcar, los cuales se han drenado y en éstos últimos también se han construido diques, c) desorganización y falta de capacidad técnica de los pescadores, uso de redes de arrastre

y falta de programas de cultivo de especies locales. Vázquez-González *et al.* (2014) desarrollaron tres escenarios de vulnerabilidad de dichos humedales, mostrando que los usos actuales del suelo incrementan su vulnerabilidad. Cabe decir que en la zona hay tradiciones muy importantes ligadas con los ríos y humedales, por lo que los servicios culturales son de gran valor como parte del patrimonio cultural veracruzano (Silva-López *et al.*, 1998).

Los métodos técnicos, sociales y económicos que llevan a la siembra de caña de azúcar requieren de un estudio integral entre el sector público, el académico y el social. Es una actividad que permite contratar a un alto número de campesinos dándoles empleo temporal, bajo esquemas de renta de tierra y paquetes tecnológicos que benefician con un dinero seguro y un acceso a la medicina social a los dueños de terrenos y con un negocio seguro a los distribuidores de insumos agropecuarios. La mayoría de los ingenios operan bajo esquemas productivos ineficientes y contaminantes y no han modernizado sus prácticas. Este conjunto de situaciones y acciones se mantiene por un subsidio importante que aporta el gobierno y por una organización social de cañeros que ejerce fuertes presiones. No se toma en cuenta el pasivo de deterioro ambiental de suelo y agua que produce (suelos que dejan de producir en pocos años y a los que ya no se pueden incorporar otros productos, contaminación con herbicidas y pesticidas al manto freático y al agua superficial, uso de grandes cantidades de agua para la producción) todo ello enfocado a obtener productos de poco mercado y bajo precio, azúcar y biodiesel. Para éste último existen otros sistemas menos degradantes basados en especies menos demandantes de insumos. De acuerdo al SIAP (2010), el beneficio económico de la siembra de caña de azúcar en los nueve municipios del Sistema Lagunar de Alvarado fue de \$106 x 10⁶ dólares americanos en 2010 (Vázquez-González *et al.*, 2014), y por hectárea entre 1,373 y 2,400 USD/ha/año, aunque el costo de siembra (por subsidios) fue de 1,425 a 2,100 USD/ha/año. El valor comercial de la pesquería de seis especies fue de \$23.6 millones de dólares y el valor del SE de los humedales por pesquerías fue de \$495.54 millones de dólares (para el año 2007- Vázquez-González *et al.*, 2015) y por hectárea fue de 825 a 18,849 USD/ha/año. El valor de carbono fue de 1,036 a 1,651 USD/ha/año (datos no publicados), (Capítulo XII).

La solución: Es necesario evaluar la vocación de uso del suelo en la zona y desarrollar las políticas de desarrollo, de restauración y de conservación acorde con ellas. Es una región en la que el valor económico de la pesca es muy alto (Capítulo XI, Vázquez-González *et al.*, 2015) y en la que una restauración de la calidad del agua y un trabajo técnico de capacitación, organización y desarrollo de paquetes tecnológicos, apoyados por programas de comercialización y apertura de mercados puede permitir que las pesquerías se recuperen y se conviertan en un motor económico no solamente para los pescadores y comerciantes sino también para los dueños de predios, donde se producen los nutrientes y se limpia el agua (Capítulo XV). Las leyes ambientales mexicanas contemplan los mecanismos y existe la capacidad técnica para mejorar la calidad del agua, sobre todo evitar la contaminación producida por fuentes puntuales como ingenios y grandes ranchos de ganadería lechera.

Los humedales conservados constituyen almacenes de carbono pero cuando se talan o desecan liberan emisiones que contribuyen al calentamiento global, perdiéndose carbono del suelo, además de perder la vegetación que sigue acumulando carbono. Al perder esta vegetación también decrece la capacidad de depuración del agua, contribuyendo a la contaminación. Ambos conforman pasivos que México va acumulando en detrimento de su economía y de la calidad de vida de su población. El conservar los humedales que aún existen en el Papaloapan, manteniendo una carga de ganado baja (una o dos cabezas por hectárea), evitando que se drene o tale lo que aún queda, ayuda a mantener la poca calidad de agua que

aún existe y permite que México incorpore estos almacenes de carbono a sus compromisos internacionales de mitigación al cambio climático. La restauración de humedales drenados hoy en día permitiría incrementar la captura de carbono, reducir las emisiones, aumentar las pesquerías, desarrollar otras alternativas económicas sustentables como el turismo, los cultivos de especies acuáticas, etc. que mejoren la calidad de vida de los habitantes.

El sistema se mantiene por un delicado balance entre la entrada de agua marina por la boca de Alvarado y la bajada de agua superficial y subterránea de la Sierra Madre Occidental hacia las Llanuras del Papaloapan. El agua superficial ha sido contemplada en los estudios de Reservas de Agua de CONAGUA y WWF (Capítulo IV y www.wwf.org.mx/que_hacemos/agua/reservas_de_agua/) así como las concesiones de agua. Es importante mantener estos flujos de agua para garantizar no solamente una buena gestión del agua de cara al cambio climático, sino también para asegurar la conservación de los humedales de las zonas bajas y los SE que proporcionan. El agua salina penetra a través de la barra y se incrementa durante nortes y tormentas tropicales, pero hay suficiente agua dulce bajando para reducir su penetración tierra adentro, aún bajo escenarios de elevación del nivel del mar. En este sentido es de gran importancia mantener el cordón de dunas que separa los cuerpos de agua del mar, evitando que se abran nuevas barras (por dragados, colocación de espigones, etc.). Las dunas son la protección de las actividades productivas del bajo Papaloapan y de sus habitantes.

Recuperar la conectividad: árboles en pie y cercas vivas, base de la reforestación

El problema: La disminución de la cobertura vegetal de las comunidades del paisaje costero, limita el intercambio de especies que ocurre de forma natural entre ellas. Esta inmovilidad de la flora y la fauna amenaza la diversidad del paisaje y menoscaba la capacidad para regenerar de manera natural la vegetación. En el ambiente costero la disponibilidad de especies es crítica para colonizar los hábitats que constantemente se mueven a causa de la naturaleza y consistencia de los suelos. La pérdida de los riparios afecta el movimiento de la diversidad a través de la vegetación y de las corrientes de agua, disminuyendo la conectividad. Reduce la capacidad de depuración del agua de escurrimiento y permite el azolve de ríos. El arbolado de los potreros y cercas vivas ayuda en esta tarea de conectividad y es un elemento importante que mantiene la interacción entre especies y por tanto la conectividad.

Cuando se introducen especies exóticas, éstas compiten con las especies nativas por los dispersores abióticos (viento) y bióticos (aves y murciélagos) y compiten directamente con la vegetación secundaria alterando el propio proceso de sucesión secundaria, alterando la composición de los acahuales y las vías de recuperación de las especies arbóreas.

La solución: Se debe reconocer, mantener y restaurar las vías de conectividad riparia y reforzarlas intercomunicándolas a través de elementos arbustivos y arbóreos en los campos abiertos (usando cercas vivas y árboles aislados) hasta crear una red de conectividad que garantice a las especies nativas el acceso a todos los hábitats y porciones del territorio. También se puede diseñar la trama y acelerar el proceso empleando dispositivos artificiales como perchas artificiales y obstáculos para el viento (Capítulo V y XIV).

Es necesario trabajar con SAGARPA para instrumentar, incentivar y facilitar los trámites para la aplicación de normas de arbolado que incrementen la conectividad del paisaje. Hoy en día, PROGAN (Programa de Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola) en sus lineamientos ofrece apoyos cuando el productor adquiere el compromiso de reforestación o revegetación. Este consiste en que el beneficiario tendrá que proteger, reforestar o revegetar, con especies perennes, nativas y adaptadas a

las condiciones ecológicas del sitio y de interés múltiple, 20 plantas por unidad animal apoyada. Muy pocos productores tienen acceso a estos apoyos. Revisar la página de SAGARPA:

<http://www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/Programas/Paginas/PROGRAM.aspx>

Se requiere un trabajo legislativo para la elaboración de una NOM que contenga las especies de árboles que deben usarse y los principales lineamientos (número de árboles por hectárea en distintos ambientes, tipo de especies, su uso en cercas vivas, corredores riparios, árboles aislados, etc.) para incrementar la conectividad en potreros y a la orilla de ríos.

La recuperación de servicios de control de inundaciones en Tecolutla y en el Puerto de Veracruz

El problema: para la zona de Costa Esmeralda ya se habló del papel que juegan los humedales en la protección del desarrollo turístico y urbano (Figura 120). Una situación similar se presenta para la zona de Tecolutla (Figura 119) y para la conurbación del Puerto de Veracruz y Boca del Río (Figura 121 y Figura 122). Ambos asentamientos se han dado sobre la planicie de inundación de grandes ríos que presentan picos de crecimiento durante lluvias y eventos meteorológicos extremos que llevan al desborde de los ríos, pero también por flujos subsuperficiales del agua que llevan a una elevación del manto freático (Neri Flores *et al.*, 2014). También se pierde la capacidad de depuración del agua con la consecuente necesidad de incrementar la presencia de plantas de tratamiento de aguas.

La solución: Implica una estrategia de conservación de los humedales ya existentes, de restauración de algunos actualmente perdidos, del desarrollo de obras de ingeniería con una visión ambiental y de la regulación estricta del cambio de uso del suelo. La estrategia de conservación implica mantener la estructura y funcionamiento de los humedales que existen actualmente dentro y alrededor de ambas ciudades, mediante restricciones a los permisos de desarrollo urbano en estos ecosistemas, aún en los que están potrerizados. La regulación de éstos requiere de trabajo político y legislativo para asegurar beneficios, tanto a nivel municipal como estatal.

Se deben recuperar los humedales que aún existen restableciendo su buen funcionamiento y capacidad de almacenamiento de agua en el suelo y crear otros como son los corredores de vegetación riparia a los lados de los ríos. Se deben crear cinturones a lo largo del río que permitan el desborde del río, sin asentamientos humanos; con franjas arboladas en gran parte para reducir su fuerza y evitar el azolve del propio cauce, lo cual reduce el tirante de agua y coadyuva a la inundación. La densidad aparente es una medida de la porosidad del suelo (Capítulo VIII) y tanto en Tecolutla como en Veracruz-Boca del Río hay zonas con humedales o vestigios de humedales que pueden cumplir esta función (Sánchez, 2015). Esta zona de amortiguamiento con humedales restaurados (humedales arbóreos o herbáceos), asegurará que el agua se retiene en el suelo poroso y se filtra lentamente, en lugar de fluir directamente hacia los asentamientos.

También es importante la creación de humedales multiusos a lo largo del curso del río para detener las crecidas de los ríos y para el manejo de las planicies de inundación, en la parte media y sobre todo en la parte baja. Estos humedales pueden funcionar como campos deportivos o recreativos gran parte del año, y en los momentos de crecidas actuar como esponjas que reducen los picos de inundación.

XIV. LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA COBERTURA ARBÓREA EN PASTIZALES ABANDONADOS

Sergio Guevara Sada, Javier Laborde Dovalí y Mayitza Ramírez Pinero

El paisaje costero del centro de Veracruz está formado por un mosaico muy rico de comunidades; pastizales, matorrales, selva baja caducifolia y selva mediana sub caducifolia, además de selvas anegables, manglares, tifales, popales y hondonadas húmedas. En este mosaico hay una gran riqueza de especies de plantas que incluye algunas que son exclusivas de estos ambientes (Moreno-Casasola *et al.*, 2011).

Entre las comunidades forestales más destacadas en este paisaje costero están la selva baja caducifolia y la selva mediana sub caducifolia, que se encuentran sobre las dunas de los terrenos del Centro de Investigaciones Costeras de La Mancha (CICOLMA) del Instituto de Ecología, A.C. Estos dos tipos de selva son relictos de aquellas que antes se extendían a lo largo de la costa del Golfo de México (Castillo-Campos y Medina, 2005). Estas selvas son una fuente importante de especies, que es muy influyente en la composición y en la estructura de las demás comunidades vegetales de la zona costera de La Mancha y sus cercanías (Moreno-Casasola *et al.*, 2011).

Actualmente, la mayor parte de la superficie original de la selva baja y sub caducifolia, está ocupada por pastizales para cría de ganado bovino (Castillo-Campos, 2006), lo cual las ha reducido a fragmentos cada vez más pequeños rodeados completamente de pastizales y cañaverales (Guevara *et al.*, 2004).

Entre todas las comunidades hay un activo intercambio de especies, estimulado por el viento y por los animales frugívoros (Guevara, 2006). La dirección del intercambio corresponde con la distribución y la orientación en el terreno de los fragmentos de selva y de acahual con respecto al régimen de vientos dominantes y al patrón de vuelo de pájaros y murciélagos.

A las semillas y frutos arrastrados por el viento se les denominan anemócoros y su distribución depende de la dirección e intensidad del viento y de los obstáculos que encuentran, como pueden ser arbustos y otras plantas de talla mediana y grande que las retienen (Ramírez-Pinero, 2012). Las aves y otros frugívoros, consumen frutos y semillas que son denominados zoócoros, y que son depositados en sus excretas y regurgitaciones; su distribución corresponde con los sitios disponibles para posarse o perchar.

La activa diseminación de las especies tanto a través del viento como de los animales frugívoros, es clave para el mantenimiento de la biodiversidad en el paisaje (Guevara, 2006). Según Sánchez-Azofeita *et al.* (2013) las aves y los mamíferos frugívoros dispersan entre 50 y 70% de las especies forestales (arbóreas, arbustivas, epífitas y aún herbáceas) de la selva seca. Esto los señala como un gremio muy influyente en la composición de especies del mosaico costero.

Desde el punto de vista de la movilidad de los frugívoros, la deforestación del paisaje es un proceso de disminución de la cantidad de sitios para que las aves perchen o se posen (déficit de percheo, dP); otro tanto ocurre con la ausencia de obstáculos para el viento (déficit de retención, dR). Ambos aspectos han llegado a ser críticos para la conservación y el manejo de la biodiversidad en el paisaje costero fragmentado. Además del déficit de percheo en zonas taladas, los frugívoros no encontrarán ahí frutos carnosos que consumir, puesto que la mayoría provienen de las plantas leñosas.

En CICOLMA, González-García (2006) reportó un total de 299 especies de aves de 62 familias, agrupadas en un conjunto de especies invernantes (34%), otro de migratorias (10%) y un tercero de

especies residentes (54%). Ortiz-Pulido *et al.* (1995) registraron 250 especies de aves, entre las cuales reconoció 89 frugívoras potenciales dispersoras de semillas zoócoras. Estas especies de aves dispersan un porcentaje significativo de la flora local y su patrón de deposición de semillas y frutos está claramente vinculado con sus sitios de percheo, tanto en el interior de los fragmentos, como en sus bordes, en los matorrales, acahuales y campos abiertos.

La disminución del tamaño de los fragmentos de selva impulsa a las especies de plantas y de frugívoros, a moverse hacia otros fragmentos enfrentándolas al reto que supone atravesar la distancia entre ellos (McDonnell y Stiles, 1983) (Capítulo V). El déficit de sitios de percheo (árboles y arbustos) en los campos abiertos restringe la movilidad de las aves y por lo tanto de numerosas especies vegetales que las requieren para su dispersión; la ausencia de matorrales o árboles ocasiona que el viento arrastre las semillas y frutos anemócoros a largas distancias, llevándolos inclusive hasta los bordes de los fragmentos mismos.

Por lo tanto, la disminución de la cubierta forestal reduce la movilidad de la biodiversidad entre los fragmentos de selva o acahual y sesga la riqueza de especies que llegan a los campos abiertos y que eventualmente toman parte en la regeneración de los sitios abandonados.

Cuando están presentes, ya sea árboles o arbustos (perchas y obstáculos) en los campos deforestados, bajo su sombra y entorno se concentran semillas y frutos. Este es un efecto que se denomina de *atractividad*; este efecto aunado a que bajo su sombra hay más humedad, menos irradiación y poca disponibilidad de nutrientes, condiciones que en conjunto contribuyen al mantenimiento y germinación de especies leñosas, es un efecto que se denomina de *nodriza*.

Mientras los frugívoros descansan, se resguardan o alimentan, posadas en los árboles o cerca de ellos, dejan caer frutos y semillas en sus excretas, provenientes de la selva, matorrales o acahuales cercanos, influyendo en el proceso de sucesión vegetal (Bocchese *et al.*, 2008).

En el caso que nos ocupa, la regeneración de la selva en pastizales abandonados sobre dunas de arena fija, depende tanto de la riqueza y abundancia de especies disponibles en forma de semillas o plántulas en el momento del abandono como de las condiciones físicas del sitio (luz, temperatura y humedad del aire y suelo) (Guevara *et al.*, 1986; Holl, 1999; Nepstad *et al.*, 1996; Aide y Cavelier, 1994).

A diferencia de lo que ocurre bajo los árboles, cuando no hay sombra en el pastizal, la riqueza de especies es menor y las condiciones físicas son adversas para el mantenimiento de semillas y plántulas y la germinación de especies forestales. Además hay una intensa depredación de las semillas y herbivoría de plántulas de especies leñosas, una fuerte competencia con las especies de pastos, y una baja cantidad de micorrizas en el suelo (Holl *et al.*, 2000).

Los dos efectos combinados -*atractividad* y *nodriza*- determinan el potencial de *nucleación* de cada especie. La disposición de estas especies *nucleadoras* es un reto para la conservación y restauración de los ecosistemas y los paisajes fragmentados (McClanahan y Wolfe, 1993).

Dispositivos nucleadores

Perchas artificiales

Los individuos de aves al volar entre los fragmentos de selva o acahual necesitan descansar y protegerse. Para poner perchas a su disposición, en los campos abiertos se pueden sembrar árboles que eventualmente crecerán; o se pueden colocar estructuras artificiales que simulen la presencia de árboles, y que son inmediatamente utilizadas por las aves (Holl *et al.*, 2000; McClanahan y Wolfe, 1993).

Los estudios sobre el uso de perchas artificiales han mostrado su eficiencia, al aumentar la abundancia y riqueza de semillas y plántulas de especies zoócoras en el suelo (McDonnell y Stiles, 1983;

Zanini y Ganade, 2005; Teegalapalli *et al.*, 2008; Shiflett y Young, 2010; Tomazi *et al.*, 2010; Vicente *et al.*, 2010; Heelemann *et al.*, 2012; Ramírez-Pinero, 2012; Dias *et al.*, 2014; Ferreira, 2014; Zwiener *et al.*, 2014); sin embargo otros estudios realizados en pastizales o campo de cultivo anteriormente cubiertos por selvas y bosques, reportan un bajo o nulo establecimiento de plantas de síndrome zoócoro bajo las perchas (Holl, 1998; McClanahan y Wolfe, 1993; Shiels y Walker, 2003; Bocchese *et al.*, 2008; Graham y Page, 2012).

Es necesario señalar que en muchos de estos últimos estudios, el uso de perchas difícilmente se prolonga por más de dos años y ello influye en las conclusiones del estudio, pues la percha podría empezar a mostrar su efectividad hasta el tercer o cuarto año de abandono del pastizal. Al inicio las plántulas de especies leñosas que germinan bajo las perchas tienen que competir con pastos muy agresivos y de rápido crecimiento.

Las perchas artificiales además de incrementar la llegada de semillas zoócoras, son capaces de retener algunas de las semillas y los frutos que arrastra el viento (Ramírez-Pinero, 2012). El viento recorre la superficie del terreno costero arrastrando numerosas especies adaptadas a moverse por este medio. El viento en la costa es constante, con regímenes diarios y estacionales de dirección y velocidad. Esta es una fuente muy importante de especies que también se puede aprovechar para la restauración ecológica.

El área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en tres predios ubicados en la costa del centro de Veracruz, en el municipio de Actopan (Figura 123). El clima de la región es cálido subhúmedo del tipo Aw2 del sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por García (1981). La precipitación total anual oscila entre 899 y 1829 mm. Alrededor del 78% de esta precipitación cae de junio a septiembre. La temperatura media anual oscila entre 21.2 °C en enero y 27.3 °C en junio (período 1989-1997) con un valor máximo extremo de 40.5 °C y un mínimo de 6 °C (Travieso-Bello y Campos, 2006). En la zona de estudio predominan cuatro tipos de suelo con base en la clasificación de la FAO/UNESCO: arenosol calcárico poco humificado, gleysol mólico, histosol fibríco y arenosol lúvico (Travieso-Bello y Campos, 2006).

La vegetación que hay en distintas partes del sistema de dunas corresponde a los distintos grados de estabilización del sustrato. Las zonas con mayor movimiento de arena tienen una baja cobertura vegetal (Moreno-Casasola, 1986), estableciéndose conjuntos de especies pioneras como *Croton punctatus*, *Palafoxia lindenii* y *Chamaecrista chamaecristoides*, conjuntamente con algunas especies secundarias como *Commelina erecta* y *Cnidioscolus herbaceus* (Martínez y Moreno-Casasola, 1998). Conforme disminuye el movimiento de la arena y avanza el proceso de estabilización, las comunidades son cada vez más cerradas, llegando a formar masas de matorrales que lentamente se van enriqueciendo hasta formar una selva baja caducifolia (Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006).

El primer predio está ubicado en CICOLMA. Es un pastizal ganadero de seis hectáreas abandonado hace casi 20 años (17 años al momento de hacer el muestreo más reciente de la vegetación leñosa), que actualmente está convertido en un acahual. En 1995 el Instituto de Ecología, A.C. adquirió terrenos adyacentes al área protegida de CICOLMA. Parte de estos terrenos corresponden a un potrero de aproximadamente seis hectáreas sembrado con especies introducidas de pastos (pasto privilegio-*Panicum maximum* y pasto estrella *Cynodon plectostachyus*) que fue previamente usado para criar ganado bovino. En 1995 se sacó al ganado y se detuvo toda práctica de manejo pecuario.

El remanente forestal (fuente de semillas de plantas leñosas) más cercano al sitio, es una franja angosta forestal sobre el límite N y NO del potrero que fue dejada sin talar por los campesinos para detener el avance de la arena de una duna muy grande que delimita al potrero.

El segundo predio denominado Cansaburro, está ubicado aproximadamente a 2 km al sur de CICOLMA, es una parcela de aproximadamente seis hectáreas perteneciente a la asociación PRONATURA-Veracruz. Se encuentra en la carretera 180 Veracruz a Poza Rica, entre el kilómetro 193 y 195, en las coordenadas 19° 33' 09.3" de latitud norte y 96° 22' 35.3" longitud oeste. En diciembre de 2009 se sacó el ganado, se cercó y se detuvo toda práctica de manejo pecuario.

La fuente de propágulos más cercana al predio está ubicada al SO, a 50 m de distancia, en la ladera de sotavento. Se trata de una franja angosta y muy larga de selva baja caducifolia en buen estado de conservación (Ramírez-Pinero, 2012).

El tercer predio ubicado al norte de CICOLMA, es una parcela de dos hectáreas perteneciente a David, un campesino de la zona. El predio David está ubicado en las coordenadas geográficas 19° 33' 06.4" de latitud norte y 96° 23' 21.5" de longitud oeste aproximadamente a 4 km al norte del predio Cansaburro. En 2012 se sacó al ganado, el cual sólo se introduce durante dos meses al año (julio y agosto). La fuente de propágulos más cercana se ubica al N a 110 metros de distancia en la ladera de barlovento y se trata de un fragmento de selva baja caducifolia.

Estos dos últimos predios están cubiertas por un pastizal de especies nativas como *Schizachyrium scoparium*, *Aristida* sp., *Pappophorum pappiferum*, *Cenchrus* sp. y tienen numerosos árboles aislados de *Randia tomatillo*, *Diphysa robinoides* (también conocida como *D. americana*) y arbustos de *Opuntia stricta*.

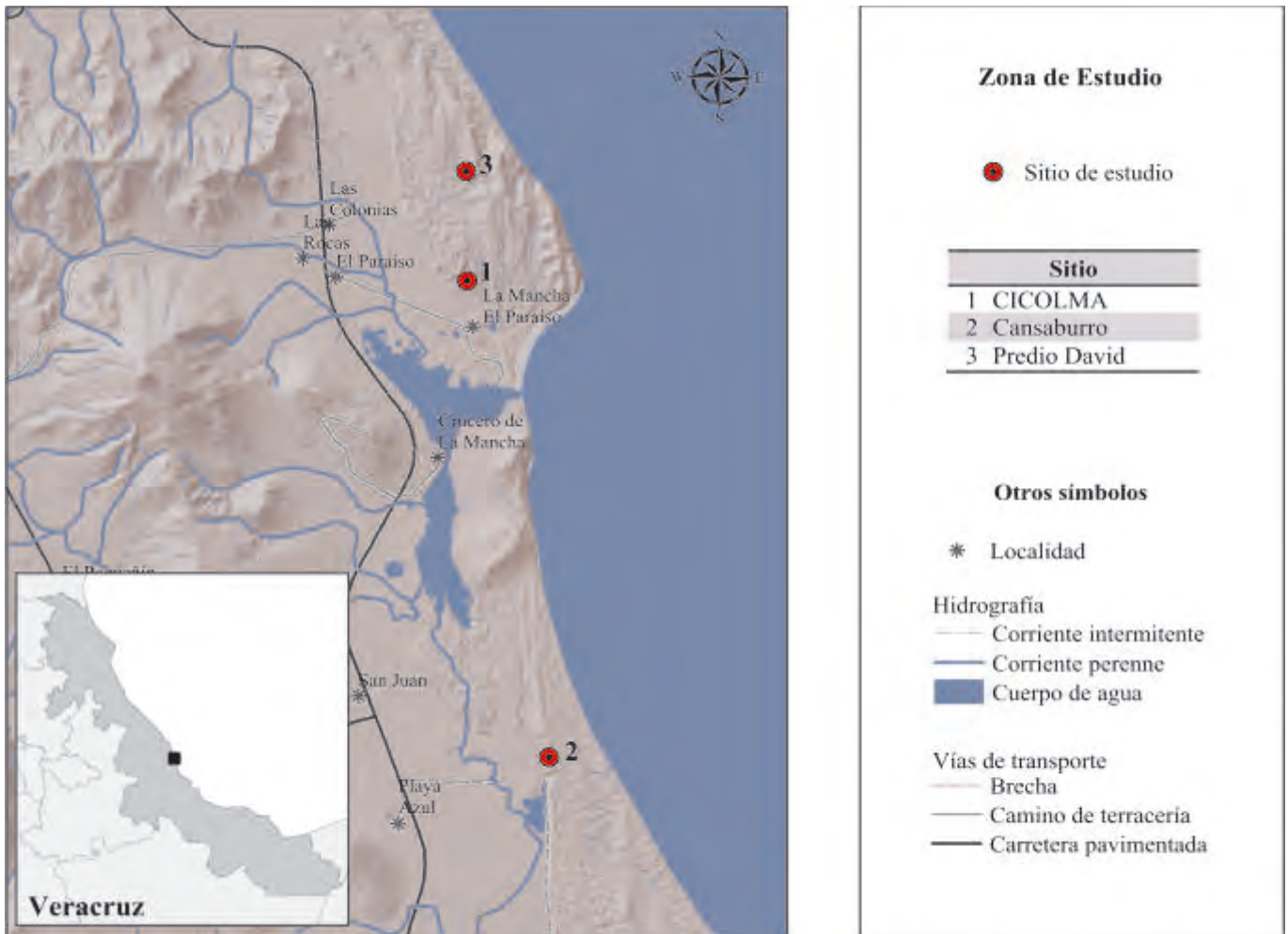


Figura123. Ubicación de los predios y zona de estudio

Método

En el momento de abandono del predio acahual habían diez árboles aislados con DAP > 10 cm y altura > 10 m, a los cuales se les podaron las ramas para dejar su tronco sin follaje (todos rebrotaron al año siguiente). Los diez troncos podados quedaron ubicados a menos de 100 m de distancia de la franja forestal remanente. La poda de sus copas se hizo para que la atracción de dispersores por el follaje no interfiriera con las perchas artificiales.

Se colocaron al azar dentro del potrero 20 perchas artificiales para que se posen las aves, de tres metros de altura cada una. Diez de ellas se colocaron a menos de 100 m de la franja forestal y otras diez a más de 100 m. Bajo cada percha se colocó una trampa de 1x1 m y otra idéntica a 5 m de distancia, en pastizal abierto (control). Bajo cada tronco (árboles aislados podados) se colocó una trampa igual y su respectivo control a 5 m (60 trampas de 1 m² en total; 30 bajo percha ó tronco y 30 controles).

Durante el primer año se colectaron mensualmente las trampas para contar e identificar las semillas depositadas. En el año 2006, a diez años del abandono se muestreó la vegetación leñosa establecida alrededor de los sitios de percha y se comparó con los sitios vecinos que originalmente estaban desprovistos de perchas (Figura 124).

En 2012 (a 17 años del abandono) se establecieron al azar 30 puntos de muestreo de la vegetación dentro de las seis hectáreas del ahora acahual con dosel arbóreo cerrado y mayor a 10 m de altura, en los que se registró la vegetación leñosa adulta (DAP ≥ 5 cm) en cuadros de 10x10 m y en su interior (cuadros de 5x5 m). Estos datos se compararon con la regeneración de avanzada de la selva mediana sub caducifolia protegida dentro de CICOLMA, estableciendo al azar 30 puntos de muestreo.

En los pastizales de los predios Cansaburro y David se eligieron en cada uno, diez árboles aislados de *Diphysa robinoides*. Se colocaron al azar diez perchas y diez controles, cuidando que no estuvieran cerca de algún árbol o arbusto.

Durante seis meses cada 15 días se colectó todo el material que se encontraba en las trampas, y se separaron e identificaron las semillas. La identificación se hizo con ayuda de ejemplares del Herbario-XAL del Instituto de Ecología A.C. y mediante comparación directa con una colección de semillas de las especies del área de estudio. Se determinó el síndrome de dispersión, anemócoras, zoócoras y otro tipo de dispersión, de cada especie con la colaboración de especialistas del mismo herbario.

Las perchas fueron construidas con polines de madera de pino tratado de 3 m de largo y 9 cm de ancho de sección cuadrada, con un travesaño en la parte superior de un 1 m de largo y un diámetro de 0.5 cm (Figura 125).

Vegetación bajo perchas y en pastizal abierto

A inicios de la temporada seca (Marzo-2015) se muestreó la vegetación bajo perchas artificiales y en pastizal abierto. Se utilizó un cuadro de 1 m² colocado en la base de cada percha artificial (diez); se colocó otro cuadro a una distancia de 5 m del cuadro anterior en dirección aleatoria. El área total muestreada para los dos predios fue de 40 m². En cada cuadro se registraron las especies presentes y se calculó la cobertura de cada una de ellas, utilizando la escala de cobertura-abundancia de Westhoff y Van der Maarel (1978). Las plantas se determinaron con la colaboración de especialistas y el uso de colecciones biológicas del área de estudio.

Se obtuvo la abundancia y riqueza de especies por tratamiento, en ambos predios. Para comprobar si existía alguna agrupación de las especies establecidas bajo la percha y en pastizal abierto, se elaboró una matriz binaria (presencia-ausencia) de especies, en la cual se estimó la similitud mediante el coeficiente de



Figura 124. Percha artificial al inicio del abandono del pastizal (1995; foto izquierda). Percha artificial a diez años del abandono (2006; foto a la derecha) mostrando la profusa regeneración forestal en sus alrededores. Fotografía: Sergio Guevara.



Figura 125. a) *Diphysa americana*, b) percha artificial, c) control. Estas mismas estructuras (colectores o trampas) se utilizaron para la captura de las semillas bajo cada dispositivo. Fotografía: Mayitza Ramirez Pinero.

similitud de Bray-Curtis, generando un dendrograma mediante ligamiento promedio. Los análisis se realizaron con el programa PRIMER v6.

Resultados

Predio acahual

En las 60 trampas colocadas en el potrero abandonado, durante un año se depositaron 3,553 semillas pertenecientes a 72 especies, de las cuales 2,625 semillas de 45 especies son zoócoras (74% de la abundancia y 63% de la riqueza total). Las perchas artificiales y los árboles aislados (i.e. troncos podados) incrementaron notoriamente la riqueza y abundancia de semillas zoócoras en comparación con sitios en pastizal abierto sin percha (Figura 126). Bajo sitios de percha se capturaron 2,336 semillas de 44 especies zoócoras en comparación con tan solo 289 semillas de ocho especies en los controles. El promedio de riqueza por m² bajo sitios de percha (7.0 ± 4.2 spp. zoócoras/m²) fue significativamente mayor ($T= 8.32$; $p < 0.001$; g.l.= 29) a los controles (0.5 ± 1.0). El promedio de la densidad bajo percha (77.9 ± 121.7 semillas/m²) fue también considerablemente mayor ($T= 3.03$; $p= 0.005$; g.l.= 29) a los controles (9.6 ± 26.6). Por tanto las perchas artificiales y los troncos podados incrementaron sustancialmente la riqueza y abundancia de semillas de especies leñosas zoócoras bajo ellos, en comparación con los controles, sitios abiertos del pastizal sin percha.

En 1995 se registraron 70 especies de plantas establecidas en el potrero al inicio del abandono y aunque diez especies de pastos sumaban 53% de la cobertura, solo dos pastos superaban el 10% de cobertura cada uno (*Panicum maximum* con 25.6% y *Cynodon plectostachyus* con 11.3%). Tres especies de dicotiledóneas herbáceas destacaron por sus altos valores de cobertura (*Salvia albiflora*, *Erigerum longipes* y *Sida rhombifolia*). Solo dos especies arbóreas (*Diphysa robinoides* y *Leucaena leucocephala*), fueron registradas y tres de arbustos (*Jacquinia macrocarpa*, *Solanum* sp., *Malpighia glabra*) al momento del abandono (Figura 108). En 1998, a tres años del abandono, aumentó considerablemente la biomasa de los dos pastos africanos; *P. maximum* alcanzó 72.2% de cobertura y *C. plectostachyus* 16.9%, al mismo tiempo que disminuyó la riqueza de plantas de 43 especies (61% del registro inicial). Las especies leñosas incluyeron *D. robinoides*, *L. leucocephala*, *J. macrocarpa*, *M. glabra*, *Pisonia aculeata* y aparecieron *Pithecellobium* sp. y *Acacia cornigera*.

En 2005, a diez años del abandono del pastizal, el dosel arbóreo del ahora acahual cubría 90% del predio y alcanzaba entre seis y diez metros de altura. En este momento se registraron 55 especies leñosas con un DAP ≥ 2.5 cm y en más de la mitad de los sitios de muestreo ya no había pastos. La vegetación asociada a las perchas artificiales (a menos de 5 m) tenía mayor abundancia y área basal de plantas leñosas que sitios sin percha (controles) a 15 m de cualquier percha. Los árboles que estaban aislados originalmente en el pastizal, tuvieron mayor riqueza aún a 15 m de distancia de su tronco en comparación con sitios desprovistos de percha y alejados más de 15 m de ellas.

En 2012 (a 17 años del abandono) el acahual tiene una densidad de plantas leñosas con DAP ≥ 5 cm ligeramente más alta a la registrada en la selva mediana (993.3 indiv./ha vs. 896.7, respectivamente). El área basal y el porcentaje de cobertura del dosel arbóreo en el acahual alcanzan valores similares a los de la selva. El dosel del acahual está dominado por especies sucesionales tempranas (e.g. *L. leucocephala*, *G. sepium*) o pioneras persistentes (e.g. *C. odorata*, *D. robinoides*, *Bursera simaruba*), pero en su sotobosque ya están establecidas varias especies arbóreas tardías y primarias cuyas plántulas son tolerantes a la sombra como por ejemplo *B. alicastrum*.

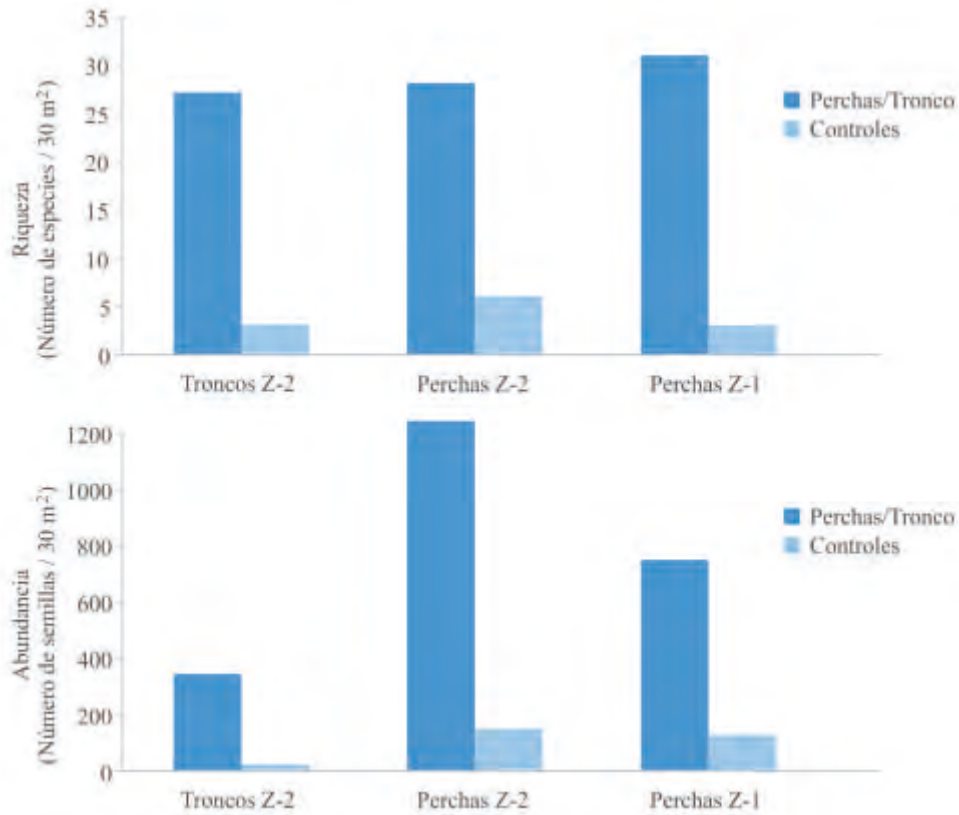


Figura 126. Riqueza y abundancia de semillas zoócoras depositadas durante el primer año posterior al abandono, bajo los troncos podados de diez árboles aislados y sus controles a 5 m de distancia (en sitio abierto) así como en diez perchas artificiales para aves ubicadas a menos de 100 m del remanente forestal más cercano (Zona 2 = Z-2; ver texto) y sus respectivos controles, así como bajo otras diez perchas artificiales ubicadas en el pastizal a más de 100 m del remanente forestal más cercano (Zona 1=Z-1).

La similitud florística del acahual de 17 años con la selva mediana subcaducifolia protegida en la estación CICOLMA fue muy baja para los adultos (i.e. árboles con DAP ≥ 5 cm) mientras que para la regeneración de avanzada (DAP < 5 cm) varios sitios del acahual ya presentan una similitud relativamente alta con la selva (Mesa-Sierra, 2013), debido principalmente a la presencia de plántulas y brinzales de especies arbóreas del dosel de la selva mediana en el sotobosque del acahual de 17 años.

Predios Cansaburro y David

Durante los seis meses de colecta se capturaron 36 especies de semillas, de las cuales el 52% son zoócoras, 19% fueron anemócoras y 25% son dispersadas por algún otro mecanismo o vector de dispersión. La abundancia total fue de 2,822 semillas, 53% anemócoras, 24% zoócoras y el 23% tuvieron otro tipo de dispersión. La densidad total de semillas fue de 56.36 por m² de trampa. Percha y *Diphysa robinoides* tuvieron una mayor deposición de semillas que los controles (Figura 127).

Consideradas en términos de dispersión resulta que: 29.6 semillas/m² son anemócoras, 13.6 semillas/m² zoócoras y 13.0 semillas/m² con otro síndrome de dispersión. Las diferencias entre dispositivos fueron estadísticamente significativas; las perchas capturaron la mayor abundancia total de semillas (Figura 128). El dispositivo 'perchas' superó ligeramente a los árboles de *Diphysa robinoides* en la abundancia y riqueza de semillas zoócoras (Figura 128). Las perchas también retuvieron semillas dispersadas por viento, superando a los controles y a *D. robinoides* en la abundancia y ligeramente en la

riqueza de semillas anemócoras (Figura 110). La mayoría de las especies registradas en las perchas son: *Chiococca coriacea* y *Schaefferia frutescens*, especies de una etapa tardía de la sucesión que forma parte de la vegetación de la selva baja caducifolia, así como *Karwinskia humboldtiana*, *Maclura tintoria*, *Gliricidia sepium*, *Brosimum alicastrum*, *Psidium guajava*, *Chrysobalanus icaco* y *Randia aculeata*.

Vegetación bajo las perchas y en pastizal abierto

En los 40 cuadros muestreados se registró un total de 26 especies pertenecientes a nueve familias. No se incluyeron las especies de pastos (familia Poaceae). Las familias mejor representadas fueron las leguminosas (Fabaceae) y las compuestas (Asteraceae). Se determinó para cada especie la forma de crecimiento y la posible etapa sucesional a la que corresponde. Ésto se realizó a partir de la observación directa, la revisión de trabajos anteriores del área de estudio y con la colaboración de expertos en la flora de la región.

En el predio Cansaburro fueron registradas 15 especies bajo perchas y 15 en pastizal abierto, con una abundancia total de 105 y 69 respectivamente.

En el predio David, fueron registradas 19 especies bajo perchas y 15 en pastizal abierto, con una abundancia total de 146 y 149 respectivamente (Figura 129). Del total de especies registradas, solo cuatro plantas pertenecían a especies arbóreas de la selva: *Randia cf. aculeata* y *Diphysa robinoides*, las cuales fueron encontradas bajo tres diferentes perchas.

El análisis de similitud de Bray-Curtis (PRIMER v6) realizado para los predios Cansaburro y David, no mostró diferencias claras en la composición florística y estructura de la comunidad de plantas entre el pastizal abierto y bajo las perchas, en los dendrogramas generados (Figura 130 y Figura 131).

Discusión

Los resultados de la caída de semillas y establecimiento de la vegetación muestran que a pesar de la diferencia en el tiempo de abandono entre los tres predios, las perchas tienen un efecto de *atractividad* eficiente y uno menor de *nodriza*, el cual mejora a lo largo del tiempo.

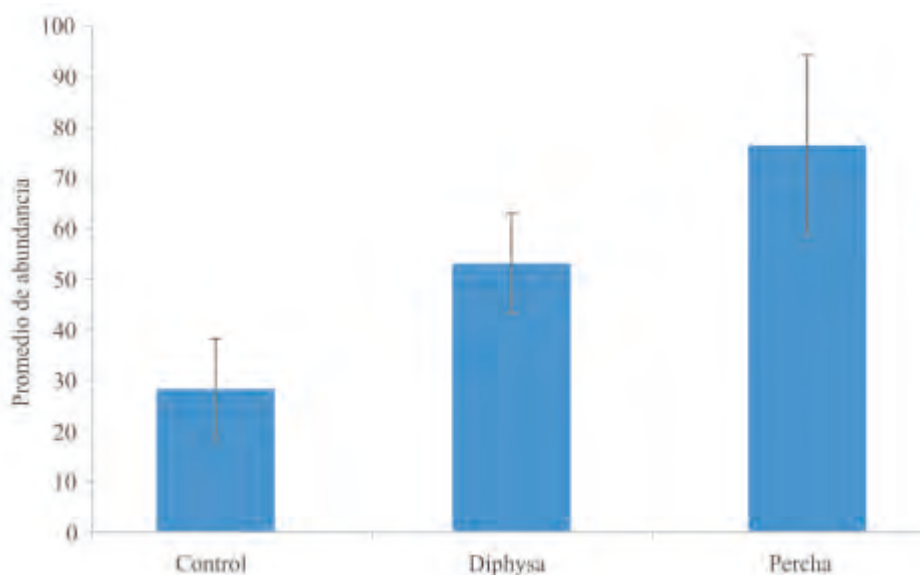


Figura 127. Promedio de la abundancia por dispositivo mimético y controles. Corresponde a las semillas zoócoras, anemócoras y con otro tipo de dispersión.

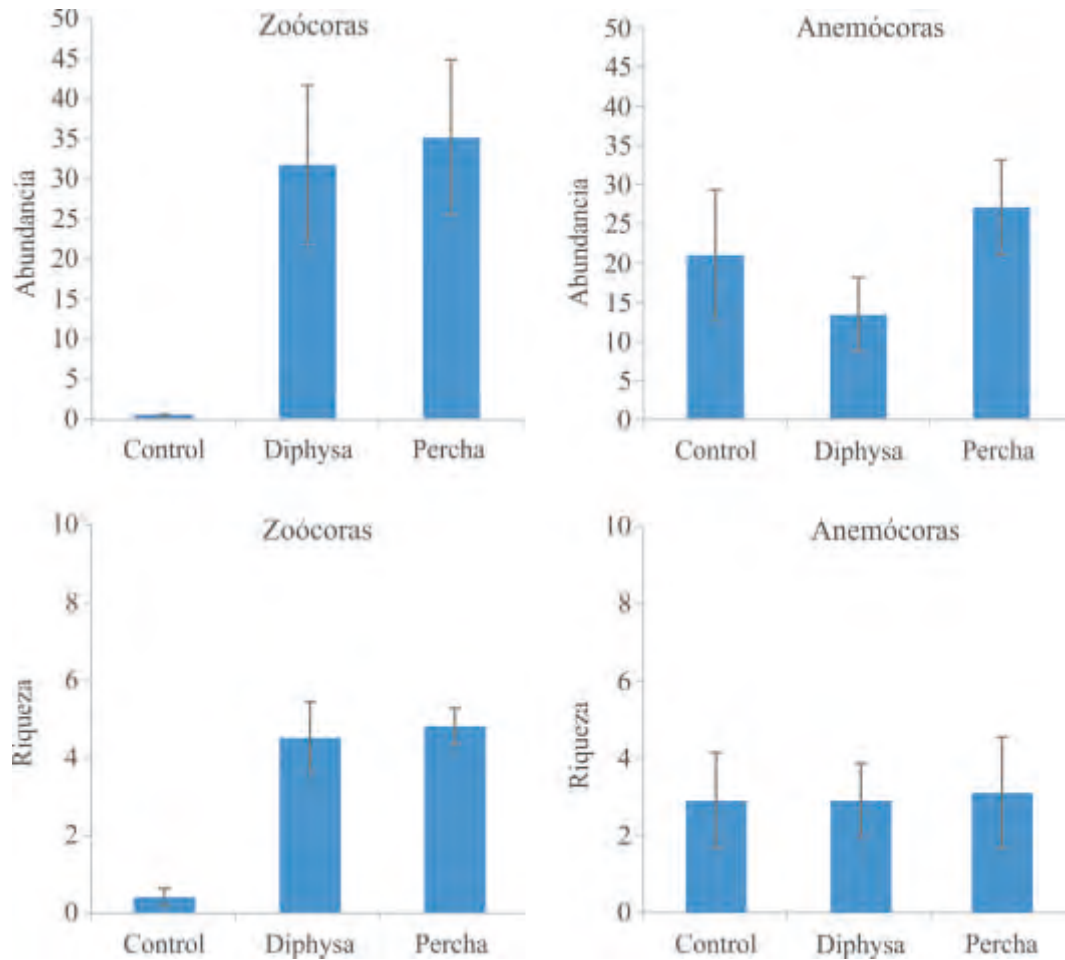


Figura 128. Promedio de la abundancia y riqueza de semillas zoócoras y anemócoras para control, *Diphysa robinoides* y Percha.

En el predio acahual (17 años de abandono) la colocación de perchas artificiales en el momento del abandono del pastizal influyó positivamente el proceso de sucesión secundaria, acelerando y enriqueciendo el ensamblaje de especies. Actúan como *nucleadores* incrementando la deposición de semillas zoócoras vinculadas con la regeneración forestal. El efecto de *nucleación* fue mayor en los árboles aislados, seguido muy de cerca por varias perchas artificiales.

Durante los primeros cuatro años los pastos africanos (*P. maximum* y *C. plectostachyus*) parecían haber detenido la sucesión. Sin embargo a partir del sexto y séptimo año las leñosas comenzaron a sombrear a los pastos, particularmente en los alrededores de sitios de percha y bajo los árboles aislados.

A diez años del abandono en prácticamente todo el predio se había formado un dosel arbóreo continuo de seis a ocho metros de altura. En este período se nota el efecto de *nucleación* de las perchas artificiales y de los árboles aislados. La riqueza y biomasa de especies arbóreas zoócoras fue entonces significativamente mayor alrededor de los sitios de percha en comparación con sitios vecinos en los que no había sitio de percha al inicio del abandono.

A 17 años del abandono, el dosel del acahual supera los 10 m de altura y está dominado por especies arbóreas secundarias (*Leucaena* sp., *Diphysa* sp., *Gliricidia* sp., *Cedrela* sp.). Sin embargo, varias especies tardías y primarias ya están establecidas en el sotobosque (*Brosimum* sp., *Nectandra* sp.), con lo cual la trayectoria sucesional apunta hacia una selva mediana subcaducifolia.

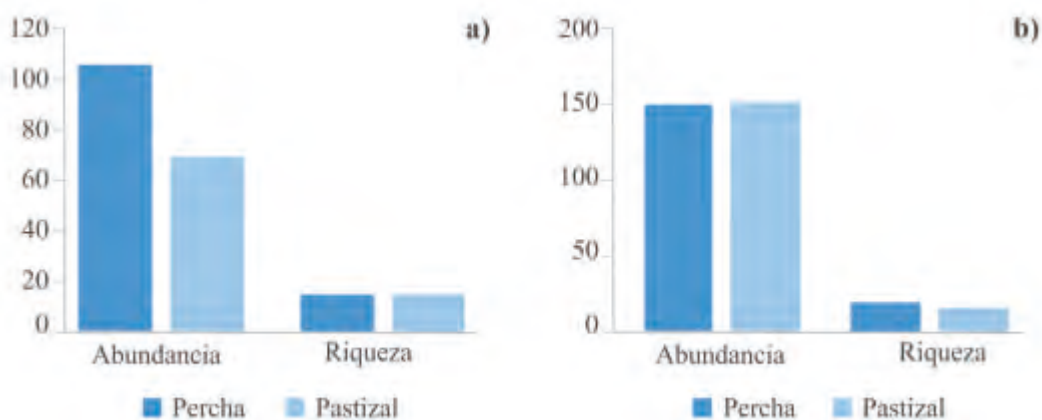


Figura 129. Abundancia y riqueza de plantas registrada bajo perchas y en pastizal abierto, en los predios a) Cansaburro y b) David.

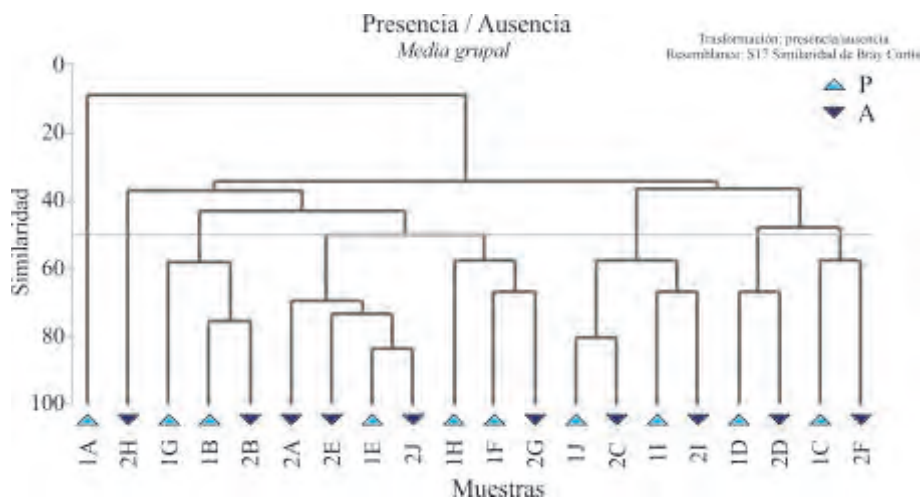


Figura 130. Dendrograma del muestreo de vegetación bajo perchas (P) y en pastizal abierto (A), en el predio Cansaburro.

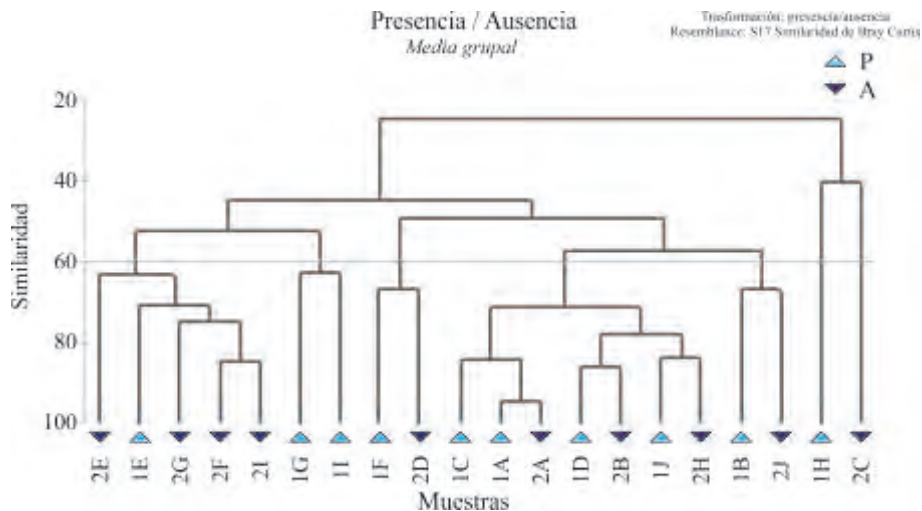


Figura 131. Dendrograma del muestreo de vegetación bajo perchas (P) y en pastizal abierto (A), en el predio David.

Aunque aún no se puede determinar la densidad y la ubicación óptimas de perchas artificiales en un potrero o campo abandonado, es claro que en potreros en los que existen fuentes de semillas cercanas visitadas por dispersores, la colocación de perchas acelera y enriquece la regeneración forestal.

En los predios Cansaburro y David no se encontraron agrupaciones de plantas similares ni bajo las perchas artificiales ni en el pastizal abierto. En el total de especies registradas 92% corresponden a especies de rápido crecimiento. Sólo dos especies de árboles de la selva baja: *Randia cf. aculeata* y *Diphysa robinioides*, fueron encontradas bajo las perchas. Esto podría explicarse por las condiciones físicas imperantes y por la corta duración del período de estudio.

Holl (1999), Nepstad *et al.* (1996) y Aide y Cavelier (1994) concluyen que la regeneración de selvas tropicales en pastizales abandonados, se ve limitada principalmente por las condiciones microclimáticas y edáficas adversas para la germinación y establecimiento de plántulas. En las dunas costeras hay condiciones físicas estresantes para las plantas, como la alta salinidad, la pobreza de nutrientes del sustrato, la poca retención de humedad, la alta temperatura y la alta radiación solar directa. Estos factores limitan el establecimiento y supervivencia de las plantas de la selva así como su regeneración (Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006).

La ausencia de especies de la selva, a pesar de que son abundantes en la lluvia de semillas bajo las perchas artificiales, podría explicarse por la prácticamente ausencia de su sombra a diferencia de lo que ocurre con los árboles de *Diphysa robinioides* (Ramírez-Pinero, 2012). Sin embargo, las especies de arbustos y árboles encontrados bajo las perchas podrían tener un papel importante en la facilitación de la regeneración a largo plazo.

La duración del estudio es uno de los principales condicionantes de los resultados que se obtengan (Elgar *et al.*, 2014; Shiels y Walker, 2003). Los autores (Holl, 1998; Shiels y Walker, 2003; Graham y Page, 2012) que sostienen que las perchas artificiales no tienen efecto alguno en el establecimiento de la vegetación, se debe a que sus observaciones no superan un período de tiempo de dos años.

Conclusión

Las perchas artificiales son atractivas para las aves y por tanto tienen una gran efectividad en la abundancia y riqueza de semillas provenientes de las selvas o sus remanentes. Sin embargo, debido a que no cuentan con una cobertura que mantenga humedad y brinde protección contra la alta radiación solar, las condiciones para la germinación y establecimiento de las plantas de la selva son poco propicias o igual de probables que en el pastizal abierto.

Sin embargo, conforme avanza la colonización del pastizal por las plantas leñosas que van sombreando a los pastos, la limitante más fuerte para la restauración de la selva en tales sitios es la entrada o inmigración de semillas de especies leñosas, y entonces las perchas artificiales revelan su importancia. Las perchas artificiales atraen a las aves; incrementarán la entrada de semillas zoócoras, siempre y cuando existan fuentes cercanas de propágulos (semillas). Ello acelerará y enriquecerá la sucesión secundaria, es decir la restauración de la selva en campos abandonados.

En este momento no hay técnica más eficiente y a precio tan bajo que acelere la sucesión secundaria o restauración de la selva en campos abandonados desprovistos de sitios de percheo naturales (árboles y arbustos).

Las perchas artificiales son una forma directa de manipular el paisaje, su biodiversidad y funcionamiento dirigiendo a las aves y los propágulos hacia los sitios considerados críticos como en el caso de los campos abandonados.

EL FUTURO



XV. LA CONSERVACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y EL CAMBIO CLIMÁTICO: ALGUNAS ALTERNATIVAS

Patricia Moreno-Casasola, Mariano Guevara M.C., César Vázquez-González y Abraham Juárez Eusebio†

Introducción

El cambio climático se relaciona con efectos físicos de consecuencias sociales, económicas y ambientales constituyéndose en uno de los grandes retos para el desarrollo humano y la infraestructura construida para el desarrollo de su bienestar (Hallegatte *et al.*, 2013). Sus consecuencias en la vida diaria de los pobladores es una de las mayores preocupaciones hoy en día. Constituye uno de los problemas ambientales más graves del presente siglo. Si bien en la historia del planeta se han dado, y seguramente se seguirán dando cambios climáticos globales (las glaciaciones, por ejemplo), el cambio climático observado está ocurriendo en lapsos que harán muy difíciles los ajustes o adecuaciones de los sistemas biológicos y de los sistemas productivos humanos (Conde, 2010). Además, en los últimos 60 años, el cambio de uso del suelo, la degradación de los ecosistemas y la consecuente pérdida de servicios ecosistémicos (SE) ha sido mayor que la ocurrida en el resto del tiempo que el hombre ha estado en este planeta (MEA, 2005).

El cambio climático es un fenómeno que nos afecta de manera global. La mayoría de los territorios serán afectados por cambios que no podemos vislumbrar del todo; sin embargo, la vulnerabilidad que presentan las distintas regiones y segmentos de la población es muy distinta. Dentro de los más vulnerables están aquellos cuya forma de vida se encuentra más relacionada con el clima como son los agricultores, ganaderos y pescadores, entre otros. Generalmente estos grupos forman parte de comunidades rurales que presentan situaciones de marginación y condiciones de pobreza que aumentan su vulnerabilidad. Finalmente los ecosistemas con los que tienen fuertes lazos de dependencia, enfrentan un proceso de deterioro y con esto los SE que proveen se reducen.

La revolución industrial permitió una intensificación en la producción de bienes (alimentos, habitación, agua potable, motor de combustión interna, etc.) y servicios (electricidad, servicios de salud, educación, etc.) los cuales permitieron elevar el nivel de vida de grandes segmentos de la población; anteriormente estos grupos no contaban con los medios para tener acceso a ellos. Productos que fueron un lujo y sólo consumidos por los económicamente privilegiados se abarataron; este proceso produjo la demanda de materias primas y un aumento del consumo como nunca antes visto.

Bajo este modelo de producción y el incremento de la población mundial en parte impulsado por la mejora en la calidad de vida, se intensificó la extracción de materia prima. La consecuencia de este proceso, acentuado por la globalización y el transporte de mercancías a nivel global, ha provocado una mayor valorización de la producción y el desarrollo económico a costa del medio ambiente.

Greenpeace (2010) plantea que una de las contradicciones estructurales más graves y profundas del sistema económico actual es sin duda la que existe entre el equilibrio ambiental necesario para la vida en nuestro planeta y la continua y creciente transformación y degradación de las condiciones ambientales por las prácticas de producción y consumo que imperan en el mundo contemporáneo. El cambio climático es uno de los principales procesos que surgen como consecuencia de esto, cuya magnitud apenas alcanzamos a vislumbrar.

La transformación que hemos puesto en marcha en el mundo tiene como motores principales la quema de combustibles fósiles y el cambio de uso del suelo. Estas prácticas han producido y liberado dióxido de carbono antes retenido en el petróleo y en los ecosistemas como es el caso de los humedales (Siikamäki *et al.*, 2012). Al liberarlos en la atmósfera cambian la composición química de ésta. Así, la tasa actual de aumento de concentración es de entre una y dos partes por millón (ppm) al año. La concentración atmosférica preindustrial del gas ha aumentado de entre 250 y 280 ppm hasta más de 380 ppm, una cifra superior a la encontrada en cualquier otra época de los últimos 650 mil años (EPICA, 2004).

Es interesante entender que el proceso de formación del petróleo fue uno de los factores que permitió a la naturaleza fijar CO₂ en el subsuelo y reducir su concentración en la atmósfera. Hace unos 300 millones de años éste era en torno a las 1,500 ppm. Esta explicación hace fácil comprender las consecuencias que pueden derivarse de que la humanidad esté actuando en sentido inverso al de la naturaleza y, además, sobre una escala temporal mucho más reducida (Greenpeace, 2010). Las emisiones de gases de efecto invernadero, sobre todo de dióxido de carbono, que se están liberando a la atmósfera junto con la degradación de los ecosistemas y por lo tanto su resiliencia, se están produciendo a un ritmo acelerado, revirtiendo un proceso que a la naturaleza le costó millones de años. Este cambio dramático no permite que el planeta y las formas de vida que lo habitan se adapten, debilitando a los ecosistemas y los SE que ellos generan y de los cuales nosotros somos altamente dependientes.

Los gases de efecto invernadero tienen la propiedad de retener los rayos infrarrojos que rebotan en la superficie de la tierra; esto tiene como consecuencia el incremento de la capacidad de la atmósfera de retención de calor. La emisión de estos gases ha provocado un cambio en el equilibrio químico atmosférico, incluso si en este momento se detienen las emisiones de GEI la temperatura promedio global ya cambió, y en las décadas que vienen este cambio continuará. Para 2020 se proyecta un incremento promedio de temperatura para el país que va entre 0.6°C y 1°C; y para 2050, entre 1.5°C y 2.3°C (Villers *et al.*, 2010). Según este mismo estudio las olas de calor en el Distrito Federal, Veracruz y Mexicali se han intensificado en los años recientes.

Estos cambios en la composición de la atmósfera han modificado el ciclo hidrológico provocando un mayor calentamiento global (Bates *et al.*, 2008). Los principales cambios en el ciclo hidrológico están relacionados con el contenido de vapor en la atmósfera, cambios en los patrones de precipitación, intensidad de lluvia y tormentas extraordinarias, reducción de las capas de nieve, derretimiento de glaciares y cambio en la humedad del suelo y en los procesos de escurrimiento. Se espera que en la región tropical y subtropical del hemisferio norte, en la cual se encuentra México, se produzca una disminución en las precipitaciones durante el siglo XXI.

Al aumentar la temperatura y disminuir la precipitación pluvial se alteran dos factores fundamentales para la supervivencia de las especies, lo cual tiene consecuencias negativas en la biodiversidad como es el caso de México. Las proyecciones muestran que entre 20% y 46% de las superficies de los bosques de coníferas y encinos resultarán gravemente afectados entre los años 2020 y 2050 y las comunidades que presentarán los mayores impactos climáticos serán los matorrales y pastizales en 77% de su cobertura, aproximadamente. Cerca del 63% del territorio de la República Mexicana resultará afectada (Villers *et al.*, 2010).

Esta profunda alteración de las condiciones climáticas de las que dependen los ecosistemas los pone en riesgo y empuja a las especies o a la extinción o a desplazarse a latitudes más elevadas. El aumento de la temperatura y la disminución de la precipitación pluvial afectarán a los ecosistemas y especies más asociados con climas frescos y húmedos (Greenpeace, 2010). En las zonas costeras el incremento en la

intensidad y frecuencia de las tormentas junto con la elevación del nivel del mar, afectará la hidrología de los humedales y reducirá la presencia de sedimentos en las playas. Estos cambios, aunados a la constante extracción y contaminación generados por el modelo productivo actual, debilitan a los ecosistemas y reducen los SE que el ser humano requiere para su desarrollo.

La vulnerabilidad de la sociedad está dada tanto por factores naturales como por los modelos económicos, sociales y culturales (Füssel, 2007). La exposición y la vulnerabilidad son dinámicas, varían en el tiempo y el espacio y dependen de factores económicos, sociales, geográficos, demográficos, culturales, institucionales, de gobernanza y ambientales (IPCC, 2012). En este sentido, México se encuentra en un estado de vulnerabilidad tanto por los factores ambientales como por su situación socioeconómica. "...debido a que 15% de su territorio nacional, 68.2% de su población y 71% de su PIB se encuentran altamente expuestos al riesgo de impactos adversos directos del cambio climático (PECC, 2009).

Uno de los segmentos de la población más vulnerable es aquel que depende de la agricultura para su subsistencia. El cambio climático afectará directamente las condiciones de subsistencia de las comunidades dependientes de la agricultura, la ganadería y la pesca. Con base en el valor de la producción de cultivos importantes como caña de azúcar, frijol, maíz, café, trigo y naranja, la pérdida en la producción debido al cambio climático se calcula entre el 42 y 57% (Greenpeace, 2010).

Conforme se emiten más gases de efecto invernadero se incrementan el fenómeno de cambio climático y los costos que éste conlleva. Los impactos en la economía mexicana podrían alcanzar hasta el 40% del PIB para fines de siglo. Los costos económicos al 2100 serán al menos tres veces superiores que los costos de mitigación de 50% de nuestras emisiones para 2050, que se calculan entre 0.70% y 2.21% del PIB (Greenpeace, 2010).

Además, el cambio climático, al transformar las condiciones climáticas y de precipitación, permite que enfermedades vectoriales puedan expandirse a regiones en las que no se habían reportado casos. Enfermedades como el dengue, el chikungunya y el zika, tienen presencia en regiones del país donde antes no se presentaban. Algunas enfermedades respiratorias y alergias ya se han visto agravadas, sobre todo en las zonas urbanas (Greenpeace, 2010). La contaminación por ozono ha generado una mayor propensión de infecciones respiratorias y golpes de calor, sobre todo en el norte del país; ello tiene una relación significativa con la mortalidad.

Para poder enfrentar los nuevos escenarios que el cambio climático conlleva es necesario buscar un desarrollo integral de la sociedad y un modelo de producción y de vida sustentables. Se requiere que los ecosistemas sean restaurados a un nivel en el cual podamos beneficiarnos de los SE que proveen. Es de vital importancia que los ecosistemas puedan seguir proporcionando servicios como agua y aire limpios, tierras fértiles para cultivos, recursos naturales, protección ante eventos meteorológicos extremos, etc.

Por el otro lado se debe buscar un desarrollo integral de la sociedad, ya que al existir grandes segmentos de la población que son marginados de los sistemas de educación, salud, vivienda, económico y político se enfrentan a una gran vulnerabilidad ante el cambio climático (Maskrey, 1993). Los patrones de la población, la urbanización y los cambios en las condiciones socioeconómicas han influido en las tendencias observadas en la exposición y vulnerabilidad a los fenómenos climáticos extremos (IPCC, 2012). Por lo tanto es de vital importancia implementar buenas medidas de desarrollo que involucren a la totalidad de la sociedad. La construcción de capacidades es fundamental para que la sociedad pueda sobrellevar los efectos negativos de este fenómeno y poder aprovechar los positivos. Mediante el desarrollo de las habilidades específicas para cada caso, la sociedad aumenta su resiliencia y poder de decisión en la construcción de planes de desarrollo. Construir capacidades para la adaptación equivale a

desarrollar las habilidades de los distintos sectores sociales para ajustarse a la variabilidad, a los extremos climáticos y al cambio climático, a fin de aprovechar los efectos positivos y moderar los daños potenciales (APDAI, 2001).

Dentro de las nuevas habilidades que se deben promover en la sociedad y sobre todo en aquellos segmentos más vulnerables al cambio climático es la de obtener nuevas fuentes de ingreso. Las personas de estas comunidades, al ser fuertemente dependientes de los sistemas naturales y sobre todo del clima, requieren una fuente de ingreso que les permita mantener un nivel de vida aceptable en la ocurrencia de un evento hidrometeorológico extremo.

Las comunidades rurales enfrentan el peligro de la extracción excesiva llevada a cabo para procesos industriales. Los recursos naturales de las comunidades rurales se encuentran amenazadas por la desaparición de los ecosistemas que les brindan los SE a los cuales están tan ligados. Por lo tanto, es de vital importancia que estas comunidades aprendan a organizarse para exigir la intervención del Estado y así hacer contrapeso a las iniciativas que amenacen su forma de vida. Los colectivos rurales están conformados principalmente por comunidades campesinas, ganaderas y pesqueras. Las demandas de este grupo giran alrededor de la defensa y el acceso hacia los elementos ambientales imprescindibles para mantener su reproducción, como los ríos, las costas, el bosque, la vegetación y fauna en general (biodiversidad). Este grupo llama la atención en general, porque sobresalen muchos de sus movimientos sociales dentro de las organizaciones que escalan hacia luchas en defensa del territorio, volviéndose más amplias y antisistémicas (Velázquez Quesada y Martínez Ortega, 2010).

Pero es importante que estos movimientos no se limiten a un recurso solamente, es necesario que vean a su entorno de una manera integral con todos los elementos que son parte de los ecosistemas incluyendo a la misma población. Velázquez Quesada y Martínez Ortega (2010) plantean que los conflictos por territorio son aquellos donde los movimientos sociales identifican ya no sólo un elemento ambiental específico como el eje de sus demandas, sino que consideran que el conjunto de éste y su vida social se encuentra amenazado y en disputa. El territorio, como integración de los elementos sociales y naturales, identifica a este grupo. Este tipo de conflictos es de suma importancia ya que por sus características tiene un sentido más amplio e incluyente en su lucha, aumentando su trascendencia y posibilidades de transformación. Mediante el empoderamiento de la sociedad, ésta se convierte en uno de los actores principales en la concepción y construcción de proyecto de país en el cual el desarrollo económico se basa en un modelo sustentable y de respeto a los modos de vida de todos sus ciudadanos.

Objetivo

En este capítulo se desarrolla la idea de que la recuperación de los SE y el mantenimiento del funcionamiento de los ecosistemas es una de las estrategias fundamentales de elevación de la calidad de vida de la población y de adaptación al cambio climático. Se plantea la necesidad de organización de las propias comunidades para poder instrumentar mecanismos que los ayuden a enfrentar el cambio climático. Finalmente se muestran ejemplos concretos de cómo se articulan los SE de los bosques costeros con el pago por servicios ambientales como una medida de recuperación de los ecosistemas y por tanto de adaptación al cambio climático

La vulnerabilidad de la sociedad y de los ecosistemas también está en aumento. La adaptación implica por tanto el desarrollo de nuevas instituciones y relaciones entre academia y gobierno, entre academia y sociedad (León *et al.*, 2010). Como indican estos autores, el cambio climático requiere voluntad política, visión de largo plazo, compromiso con los bienes comunes. Pero también requiere

nuevos paradigmas que reduzcan la vulnerabilidad de las comunidades rurales y garanticen que una parte de la población encuentra en las zonas rurales un medio de vida adecuado, haciendo uso de los recursos naturales al mismo tiempo que se conservan y restauran los SE.

Las zonas rurales y el cambio climático. Estudios de percepción y el futuro

En las encuestas y entrevistas realizadas sobre percepción ambiental con las poblaciones locales, se encontró que se reconoce un uso directo de los recursos y un uso indirecto. El primero puede ser extractivo (madera, leña, frutos, etc.) o no extractivo (Capítulo X). El uso no extractivo tiene gran importancia en el México rural, pero debe reforzarse técnica, productiva y económicamente. El uso indirecto se relaciona con los SE que proporcionan y que las comunidades reconocen como es la recarga de agua de los mantos freáticos, la depuración de agua, la sombra, el refugio para fauna, la protección de la zona costera, etc. (Informe final del proyecto OIMT, 2016). Las comunidades reconocen que los SE se han deteriorado y ello ha sido reconocido por otras instancias como la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005). Este deterioro se relaciona con obras de gobierno y de particulares de gran magnitud, tal es el caso de los manglares Tajamar en Cancún, Quintana Roo (<http://www.eluniversal.com.mx/articulo/estados/2016/01/26/entra-profepa-inspeccionar-el-manglar-tajamar>) así como con malas prácticas de manejo. Algunas de éstas obedecen a la necesidad de intensificar la producción del terreno, la pérdida de fertilidad y considerar que el empleo de agroquímicos es la solución, entre otras.

Hoy en día, lo impredecible que resulta el clima, las oscilaciones del mismo y los escenarios futuros proyectados ante el cambio climático, hacen necesario reconocer que la producción rural, base de la vida de las comunidades y de su seguridad alimentaria, debe reforzarse. Ello es parte de la adaptación al cambio climático. Por tanto es necesario recuperar las buenas prácticas de manejo en las zonas rurales. Pero también es fundamental reducir la vulnerabilidad de las comunidades, mejorar su calidad de vida, diversificar sus ingresos para poder enfrentar los retos que ya están presentes y que serán mayores cada vez.

Estrategias emanadas de los resultados de este proyecto

Este estudio generó información para establecer la línea base para varios SE proporcionados por los humedales herbáceos y arbóreos de la planicie costera y por los bosques sobre dunas costeras. Así mismo, se les dio un valor económico a estos servicios y se mapearon en el territorio. Ello es la base de una estrategia de adaptación al cambio climático con base en los ecosistemas, en sus funciones y SE. También se trabajó en la formación, organización y capacitación de grupos rurales para emprender nuevas actividades productivas que les permitan una diversificación económica. Ello implicó una organización como grupos, un cambio de visión sobre cómo trabajar organizadamente y emprender nuevas actividades y acciones; en trabajar conjuntamente con ellos y en diseñar mejores prácticas de manejo de sus terrenos (ver Buenas Prácticas de Manejo, en preparación). También se analizaron posibles instrumentos para conservar y recuperar los SE como el pago por servicios ambientales. A continuación se amplían estos temas.

Adaptación por ecosistemas

La adaptación basada en los ecosistemas utiliza la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas como una estrategia de adaptación general. Ésta incluye la gestión, la conservación y la restauración sostenibles de los ecosistemas para proporcionar servicios que ayuden a que la gente se adapte a los efectos adversos del cambio climático (<http://www.ipcc.ch/>).

Un primer paso en la instrumentación de una política de adaptación con base en ecosistemas, es la evaluación biológica de las funciones ecosistémicas y de su producción de SE. Cada región tiene conjuntos de ecosistemas sobre los que basa su actividad productiva y la calidad de vida de los habitantes (ver MEA, 2005). En el presente trabajo se hizo énfasis en los bosques y selvas costeros que se establecen sobre dunas y en humedales salobres y de agua dulce y en algunos de los SE que proveen (acumulación de carbono y su almacenamiento, servicio hidrológico de agua en el suelo, depuración de agua, conectividad, aprovisionamiento). Éstos fueron desglosados en el Capítulo II y valorados en el Capítulo XIII. Se obtuvo información sobre estas funciones en varias regiones de la planicie costera de Veracruz, con el objetivo de contar con rangos de valores que sirvan de referencia como línea base para a partir de ellos poder desarrollar valoraciones económicas, conservar las zonas con altos valores biológicos de SE, y desarrollar políticas de conservación, restauración y manejo.

Organización de grupos

El cambio climático va a modificar el medio ambiente en el cual nos desenvolvemos, pero para las comunidades rurales al ser altamente dependientes del clima, es necesario que se construyan capacidades. La construcción de capacidades consiste en el desarrollo de nuevas habilidades que les ayuden a enfrentar los efectos adversos del cambio climático y aprovechar los beneficios. Estas nuevas habilidades como se verá más adelante pueden ser la formación de grupos de ecoguías, la producción de artesanías, la construcción de viveros y un sin fin más.

Por medio de estas nuevas habilidades se pueden aprovechar novedosas oportunidades económicas mediante la oferta de productos o servicios antes no contemplados, con lo cual los integrantes pueden mejorar su nivel de vida y acceder a mejores servicios de educación, salud, vivienda y alimentación. Estas nuevas oportunidades económicas permiten a los integrantes de las comunidades diversificar su ingreso reduciendo su vulnerabilidad ante el cambio climático. Dejan de depender de una sola actividad si un evento meteorológico extremo afecta la región y a las actividades dependientes del clima. Así, las personas cuentan con otra fuente de ingreso que evita el encarecimiento de la vida.

La formación de grupos dentro de la comunidad permite una mayor interacción entre los integrantes, reforzando los lazos entre ellos y como consecuencia el tejido social. Esta experiencia común integra las visiones de la gente en un proyecto de futuro y permite acceder a los medios necesarios para alcanzarlo. Finalmente estas experiencias permiten el fortalecimiento de la comunidad y su capacidad de alcanzar sus metas haciéndolo un actor principal en la toma de decisiones.

El ejido y las cooperativas pesqueras fueron organizaciones que jugaron un papel fundamental en el uso de los recursos. Tuvieron reglas internas para el aprovechamiento de los recursos de predios usados por un individuo o familia, pero también los llamados de uso común (sensu Ostrom, 1990). Sin embargo, hoy en día tanto los cambios en la legislación sobre tenencia de la tierra como el deterioro del tejido social ha hecho que estas organizaciones pierdan el control sobre su entorno. Grupos débiles no pueden salvaguardar los ecosistemas de los que dependen (Wunder, 2005). Por lo tanto es necesario encontrar nuevas formas de organización que permitan acceder a los recursos que proporcionan los ecosistemas de una forma distinta, que también garantice la conservación de los SE.

Se ha trabajado en la organización de grupos comunitarios para actividades económicas complementarias a sus actuales trabajos u ocupaciones. Se han formado grupos sobre ecoturismo, viveros

para producir plantas nativas, producción de artesanías usando materiales naturales, principalmente. Los grupos organizados son parte fundamental de todo proyecto social y permite a las comunidades prepararse para otras necesidades, por ejemplo mejorar sus prácticas rurales, instrumentar medidas de adaptación al cambio climático, entre otras. Los grupos se han integrado a partir de sus propios intereses: algunos están formados por miembros de la familia, por vecinos o amigos. La libertad de escoger a sus miembros es un aspecto fundamental, pues una parte esencial es recuperar la confianza entre ellos, asegurar que comparten responsabilidades y sobre todo puntos de vista y perspectivas a futuro. La organización de los grupos implica una capacitación importante tanto en temas de organización (división del trabajo, toma y seguimiento de acuerdos, repartición del trabajo, contabilidad y administración, evaluación del proyecto, elaboración de proyectos y manejo de recursos, entre otras), así como capacitación en los temas técnicos de la nueva actividad.

El ecoturismo comunitario permite avanzar hacia un turismo sustentable. Los dueños de la tierra son los primeros en sensibilizarse sobre la importancia que tienen los ecosistemas de su comunidad en su vida diaria. El ver el impacto que sus visitas tienen en los visitantes es una motivación muy importante. Para un grupo organizado y capacitado, es una entrada económica rápida que puede ir creciendo de manera importante, por lo que resulta un aliciente el seguir trabajando en sus recorridos y capacitándose. Pueden incorporar sitios tanto conservados como bajo restauración, o bien bajo distintos tipos de manejo en sus recorridos, así como algunos aspectos de su vida diaria. También los impulsa a utilizar medios electrónicos y de internet, abriendo otras posibilidades a los grupos y a sus hijos para integrarse en la vida actual. Los productos derivados de estos ecosistemas pueden ser integrados a cadenas productivas y comercializados por el mismo grupo, por ejemplo la miel. Para más información sobre estos grupos ver <http://www1.inecol.edu.mx/costasustentable/>.

La reproducción de plantas en viveros nativos es una actividad que gusta mucho sobre todo a los grupos de mujeres, aunque constituye un trabajo que en muchos momentos es muy demandante físicamente. Les permite utilizar el conocimiento que tienen sobre las plantas y recopilar el que otros miembros de la comunidad tienen (Escamilla-Pérez y Moreno-Casasola, 2015). Permite reproducir muchas especies que se requieren para restaurar ecosistemas locales o especies útiles, por ejemplo para obtener leña o enriquecer cercas vivas. Utiliza el germoplasma local por lo que son idóneas para restauraciones *in situ*. Durante el desarrollo de estos grupos se han encontrado dos problemas fundamentales. El primero es la comercialización de las plantas. Algunos años instituciones como CONAFOR y CONAGUA o los municipios hacen compra de plantas permitiendo un ingreso al grupo, aunque el precio que pagan es muy bajo y en ocasiones no cubre el costo de producción. Sin embargo representa una entrada en dinero a un grupo que generalmente no tiene acceso a ello. La compra por parte de particulares es muy ocasional por lo que no se puede depender de ello. Finalmente, los pobladores locales muchas veces no son sensibles a la importancia de sembrar plantas nativas en sus predios o huertos, o aún en las calles del poblado. Solo tienen interés por especies que consideran útiles como frutales (frecuentemente exóticos) o que tienen mercado para venta en el futuro (cedro). Se requiere un cambio de visión de los pobladores sobre el uso de las plantas (Moreno-Casasola y Paradowska, 2009; Lazos-Ruíz *et al.*, 2016). Debe seguir la producción de plantas por parte de las comunidades, pero se deben buscar otras alternativas de funcionamiento. Además, cabe decir que para los grupos de mujeres con que se ha trabajado representan momentos de reunión donde intercambian experiencias, discuten y comparten sus problemas y forjan lazos afectivos importantes (<http://www1.inecol.edu.mx/costasustentable/>). Esta necesidad lleva a

considerar la importancia que tiene el poder contar con espacios propios como por ejemplo una Casa de la Mujer.

La producción de artesanías es otra actividad importante para las comunidades. Es una actividad en la que participan principalmente mujeres, pero también hombres. Igualmente, se enfrenta a problemas de comercialización, aunque también de diseño y materiales. Esto último puede subsanarse a través de la capacitación técnica y el apoyo de expertos. Es una actividad que no siempre se liga con el medio ambiente, sobre todo si los materiales que se usan no provienen de los ecosistemas locales (<http://www1.inecol.edu.mx/costasustentable/>).

Uno de los resultados más importantes de la conformación de estos grupos es la capacidad que les brinda para emprender nuevos retos. Les incrementa notablemente su autoestima y les muestra que son capaces de hacer muchas cosas distintas. Mejoran de manera importante su capacidad para hacer proyectos y desarrollarlos exitosamente, generan actividades propias como el Día del Árbol en el municipio de Jamapa. Los convierte en grupos fuertes, sensibles a los problemas ambientales y capaces de autogestionar sus recursos y defenderlos.

Políticas de gobierno

Ordenamientos y Manifestaciones de Impacto Ambiental

El ordenamiento ecológico del territorio (OET) y la manifestación de impacto ambiental (MIA) son dos instrumentos contemplados en la Ley General del Equilibrio Ecológico. Tienen diversos objetivos particulares, pero uno de ellos, al mapear los ecosistemas y hacer un diagnóstico de su estado asignando unidades territoriales para el uso, conservación y protección, garantizan la continuidad de las funciones de los ecosistemas. La categoría de uso, cuando se va a desarrollar un proyecto, en general requiere de una MIA en la cual se hace un diagnóstico más fino, se analizan los impactos del proyecto y se plantean las propuestas de mitigación. Estos instrumentos y su buena aplicación y monitoreo son fundamentales en la conservación y restauración de los SE.

Pago por servicios ecosistémicos

La biodiversidad y los SE se ubican en terrenos rurales, frecuentemente en manos de grupos sociales que viven, con base en información del CONEVAL (<http://www.coneval.gob.mx/>), en condiciones de distintos tipos de pobreza. El gobierno en sus tres niveles (federal, estatal y municipal) ha desarrollado diferentes tipos de políticas para incentivar la conservación: los subsidios a actividades, los proyectos productivos bajo reglas definidas, el pago por SE y la compensación ambiental, entre otros. Es necesario contar con nuevos paradigmas para la conservación. A nivel internacional se ha impulsado el pago por SE. El concepto de pago por SE (PSA) está entre los enfoques que promueven más directamente la conservación (Hardner y Rice 2002; Niesten y Rice 2004; Scherr *et al.* 2004; Ferraro y Kiss 2002) y explícitamente reconoce conflictos fuertes en paisajes con presiones intensas y crecientes por el uso de la tierra. Busca conciliar intereses opuestos mediante la compensación económica (Wunder, 2005).

El pago por SE (PSA) es una herramienta de conservación que se define como una transacción voluntaria mediante la cual un SE bien definido, o una forma de uso de la tierra que garantice la provisión de ese servicio es comprado por al menos un comprador de SE a al menos un proveedor de SE, si y solo si el proveedor continúa ofreciendo el servicio (condicionalidad) (Wunder, 2005; http://www.cifor.org/pes/_ref/sp/sobre/). En una revisión de literatura reciente se ha visto que ya hay alrededor de 300 esquemas a nivel mundial (Landell-Mills y Porras 2002). Estos pagos tienen cinco rasgos:

- el PSA es un acuerdo voluntario y negociado, no una medida de mando y control. Los proveedores potenciales de servicios deben tener opciones reales de uso de la tierra, entre las cuales el servicio proveído no es el uso preferido,
- se debe definir claramente lo que se está comprando –ya sea un servicio cuantificable como toneladas de carbono secuestrado, o un uso equiparable de la tierra pero limitado a las prácticas susceptibles de ofrecer el servicio, por ejemplo, la conservación de los bosques para garantizar la provisión de agua,
- debe darse una transferencia de recursos de al menos un comprador del SE, a,
- por lo menos un vendedor directamente o a través de un intermediario,
- finalmente, los pagos que los compradores hacen deben ser realmente contingentes por un servicio ofrecido de manera ininterrumpida durante la duración del contrato.

Este último prerrequisito es importante, ya que establece la condición entre la provisión del servicio y el pago: si no hay provisión, no hay pago. Idealmente, los pagos deben ser escalonados según la cantidad o calidad del servicio ambiental ofrecido, al menos hasta un máximo convenido. Los pagos pueden ser en efectivo o en especie (por ejemplo materiales y capacitación para una empresa económica como la apicultura). Los compradores de SE normalmente monitorizan si se está cumpliendo con el trato; por ejemplo, si se ha reducido la caza o la deforestación de la forma en que se estipuló en el contrato. Si no ocurre así, los pagos deben suspenderse y/o cancelarse definitivamente (http://www.cifor.org/pes/_ref/sp/sobre/).

Actualmente se destacan cuatro tipos de SE: secuestro y almacenamiento de carbono, protección de la biodiversidad, protección de cuencas hidrográficas y belleza escénica. El PSA tiene por objeto dar incentivos a los usuarios del suelo, de manera que continúen ofreciendo un servicio ambiental (ecosistémico) que beneficia a la sociedad como un todo. En algunos casos, los pagos buscan que los usuarios del suelo adopten prácticas de uso que garanticen la provisión de un servicio en particular, por ejemplo plantar árboles con fines hidrológicos (<http://www.thesolutionsjournal.com/node/1174>).

Análisis hechos por Robertson y Wunder (2005) y Wunder *et al.* (2005), indican que generalmente no se cumplen los cinco criterios. Por ejemplo en el caso del criterio 1, se hicieron pagos por la protección de cuencas hidrográficas, pero no hubo libertad para decidir sobre el uso del suelo (es decir no se basa en la voluntad). La naturaleza del SE ofrecido con frecuencia fue poco clara (criterio 2). Por lo general, el dinero provino de donantes y no de los usuarios del servicio (criterio 3). Otras veces, se cobró a los usuarios pero no se pagó a los proveedores del servicio (criterio 4). El criterio 5 fue el más difícil de satisfacer y es el condicionamiento. Para ello se requiere de un monitoreo y éste en muchas iniciativas es poco riguroso, o no se monitoriza completamente; los pagos se otorgan al inicio y no periódicamente. Los pagos se hacen de buena fe y no como resultado del monitoreo de la provisión del servicio. Los esquemas públicos (Costa Rica, México y China) impulsan que el estado actúe en defensa de los compradores de los SE mediante el cobro de impuestos y la solicitud de donaciones para pagar a los proveedores. Los esquemas privados se enfocan más en las necesidades locales (e.g. los esquemas de cuencas en Pimampiro-Ecuador, y el Valle del Cauca en Colombia, y básicamente todos los esquemas de carbono), y los compradores pagan directamente (Wunder, 2005). Autores como Campos *et al.* (2005) indican que también es posible realizar una caracterización de las experiencias con base en el modelo de gestión, el tipo de mercado, el objetivo buscado y el mecanismo de cobro y pago. Los modelos de gestión que se han aplicado van desde la administración gubernamental centralizada, la gestión municipal, modelos privados, hasta combinaciones de las alternativas anteriores. La implementación efectiva y permanente de un esquema de PSE debe

reflejar un proceso continuo y adaptativo de identificación de ajustes necesarios (oportunidades o aprendizajes) y definición de pasos específicos para hacer esos ajustes. Estos autores proponen una metodología que consta de cuatro componentes básicos: 1) análisis biofísico de la provisión de SE; 2) identificación y medición de la demanda efectiva de SE según los beneficiarios potenciales y su voluntad de pago; 3) determinación de los costos de proveer el SE por medio de herramientas de valoración económica; 4) definición de un marco operativo apropiado para la escala de intervención seleccionada.

La selección de la línea base es importante porque permite que a su vez se defina el valor monetario y precio de un SE y por tanto la eficiencia del PSA. Ello es la base de la certidumbre que la sociedad puede tener en un instrumento de conservación, de restauración y/o de compensación ambiental. Es lo que permite aquilatar diferencias entre sitios y llevar a cabo monitorizaciones en el tiempo, valorar la eficiencia de la restauración, etc. En este sentido uno de los principales objetivos de nuestro proyecto y de la presentación de resultados en esta obra, es sentar la línea base de varios de estos SE para la planicie costera de Veracruz e iniciar un trabajo de valoración económica de los mismos.

Estudios de caso

Caso 1. La producción pesquera del Complejo Lagunar de Alvarado.

Es una región donde las principales actividades son: la pesca por medio de unidades cooperativas que usan tanto las lagunas y ríos de agua dulce como las lagunas salobres y estuario (Vázquez-González *et al.*, 2015); la cría de ganado en los humedales (Rodríguez Medina y Moreno-Casasola, 2013; Moreno-Casasola *et al.*, 2014); el cultivo de caña de azúcar en humedales drenados (Vázquez-González *et al.*, 2014). La propiedad de la tierra es ejidal y pequeñas propiedades y los cuerpos de agua son federales. El manglar está bajo administración federal pero hay títulos de propiedad en los terrenos que ocupan (comunicación personal PRONATURA), y con base en Vázquez-González (datos no publicados) se reporta una pérdida de 3% anual (633.7 ha). En la zona predominan los humedales: manglares (21,124 ha), una pequeña zona con selva inundable (260 ha), popales-tulares (19,021 ha), palmares inundables mezclados con pastizales (22,400 ha) y potreros inundables (76,500 ha) (Vázquez-González *et al.*, 2014). Los principales SE que proporciona la zona son la productividad vegetal (Capítulo VI) que enriquece el suelo y posteriormente la laguna que es la base de las pesquerías (SE de hábitat), ya que el manglar y los humedales funcionan como criadero de alevines y larvas (Ewel *et al.*, 1998), depuración del agua (Capítulo IX, Fisher y Acreman, 2004), la acumulación de agua en el suelo y la contención de inundaciones y de la intrusión salina (Capítulo VIII; Campos *et al.*, 2011) y el secuestro y almacén de carbono (Capítulo VII; Hernández *et al.*, 2014).

Las cooperativas pesqueras (que cuidan las lagunas y pastos marinos) y los ganaderos que mantienen humedales son el sector de la sociedad en cuyos terrenos se localizan los humedales que proveen los SE y que por lo tanto corresponden a vendedores o proveedores del servicio (Figura 132). Las comunidades que actúan como guardias locales del bosque tienen interés particular y deberían ser compensadas. No obstante, el esquema de PSA no tiene fundamento si la comunidad es demasiado débil como para proteger sus bosques (Wunder, 2005). Este autor plantea ¿A quién exactamente se debe pagar? es un asunto de negociación, viabilidad política (que incluye la idea de equidad), legalidad (en cuanto a la tenencia de la tierra) y también de ética, pues algunos actores podrían perder ingresos y ganancias inicuas. Segundo, muchos propietarios de la tierra en los trópicos no tienen títulos formales de propiedad. La

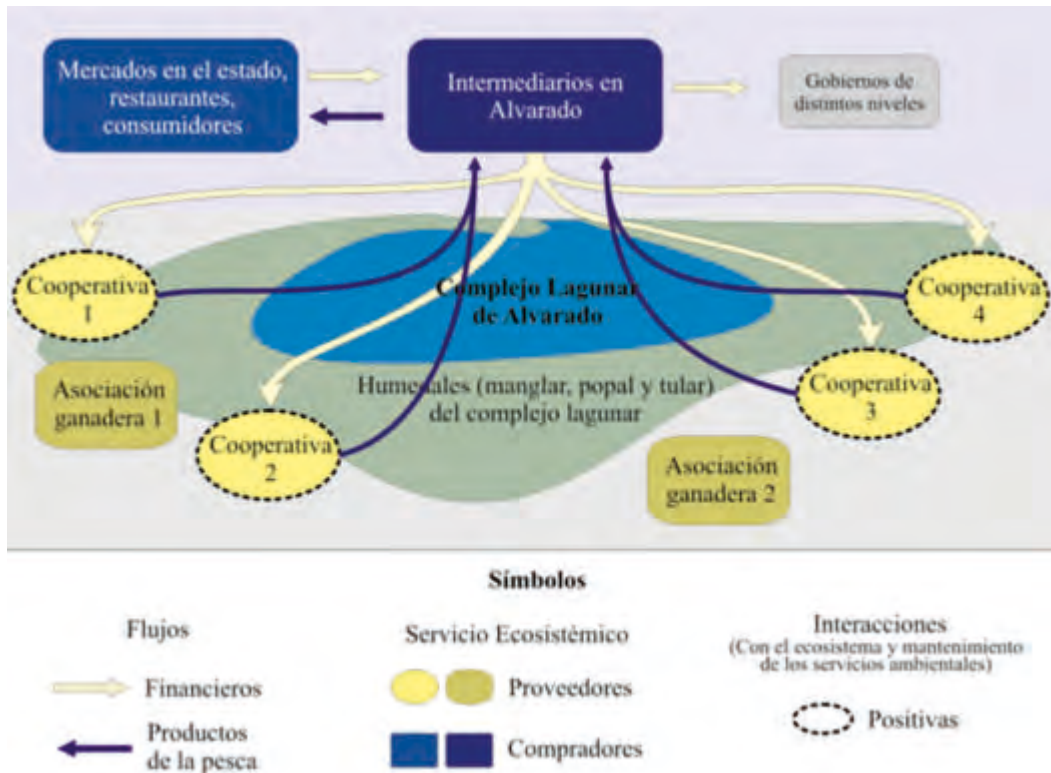


Figura 132. Ecosistemas (en este caso humedales) que brindan los SE, los proveedores (cooperativas pesqueras y ganaderos) y los posibles compradores (intermediarios y usuarios finales).

principal preocupación de los compradores de SE no debe ser la propiedad estatal de la tierra, sino la capacidad de facto de uso y control de la tierra, y los recursos; y por lo tanto, la conservación y/o restauración de los SE. Los propietarios informales o usuarios de las lagunas podrían ser proveedores eficientes de los SE y ellos administrar el acceso a estos cuerpos de agua. Alguien con derechos de propiedad inseguros y débiles no puede ejercer esa función y, en consecuencia, agentes externos llegan a ocupar estos espacios (y ecosistemas) y aprovechar sus recursos (Wunder, 2005).

Los compradores deben ser aquellos que reciben el mayor beneficio económico del SE y de sus guardianes. En este caso son los intermediarios que reciben el producto pesquero y lo venden, así como sus propios compradores, es decir los restaurantes y mercados locales, en el estado y el país. Pero cabe decir que los compradores también recibirán un beneficio pues al mejorar las condiciones de los humedales y la calidad del agua, así como la organización de los pescadores, ello redituará en mejor calidad y cantidad de producto pesquero. Instituciones de gobierno de los distintos niveles reciben entradas económicas a través del pago de impuestos y permisos tanto de proveedores como de compradores. En este estudio de caso los que reciben el mayor ingreso son los intermediarios que acumulan el producto y lo comercian entre restaurantes y mercados, los cuales reciben también beneficios económicos a través de su venta. El menor ingreso económico por actividad pesquera lo reciben aquellos que conservan los ecosistemas y sus SE, los pescadores y los ganaderos. Por tanto este sector debe recibir el PSA y los restaurantes y mercado intermedio pagar por la conservación de los manglares y humedales, pues el valor económico de éstos debido a su contribución en las pesquerías fue estimado por Vázquez-González *et al.*, (2015) en \$18,849 USD/ha/año para los manglares, \$5,394 USD/ha/año para los popales, \$5,066 USD/ha/año para la selva inundable, \$2,401 USD/ha/año para los tulares y \$825 USD/ha/año para los palmares.

Caso 2. La producción de caña de azúcar en los humedales de Alvarado.

En el mismo sistema de Alvarado se produce caña de azúcar y se han desecado humedales mediante diques y drenes para incrementar la superficie de siembra (Moreno-Casasola e Infante-Mata, 2010). Se asientan sobre todo en las zonas más externas del humedal donde predominan potreros inundables (derivados de humedales) y popales-tulares, al igual que sobre los palmares inundables y van lentamente avanzando hacia las partes aún conservadas del humedal. Proveen los SE mencionados en el caso de estudio anterior. En este caso los proveedores son los ganaderos que usan los humedales con baja carga de ganado y los pescadores, ya que permiten que estos servicios sigan produciéndose. Los que reciben el beneficio de los SE y un mayor ingreso debido a la actividad, son los agricultores que siembran la caña de azúcar, y sobre todo el ingenio, las empresas que proporcionan agroquímicos, que debido al sistema de siembra de caña del país, están ligados al ingenio y forzosamente el agricultor los usa en las cantidades indicadas (Figura 133). SAGARPA proporciona subsidios para esta actividad a los productores y CONAGUA proporciona los permisos para uso del agua y realiza las obras de diques y drenaje de los humedales. En este caso el comprador de esos SE son los ingenios azucareros establecidos en la cuenca del Papaloapan (16 en total), las empresas asociadas que proporcionan agroquímicos y ambas secretarías. En este caso el precio de la compra del servicio debe ser aún mayor, ya que hay una afectación muy importante al sistema y una degradación de los SE por la contaminación que produce el uso de los fertilizantes, herbicidas y pesticidas (Cejudo *et al.*, 2008) como el propio ingenio al descargar aguas. La restauración de estos humedales y la limpieza del agua contaminada implican un mayor costo que debe ser absorbido bajo el principio “el que contamina paga”, establecido en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

Caso 3. Las inundaciones en el Puerto de Veracruz.

Un tercer caso es el de los daños y afectaciones a las personas y sus casas-habitación en el Puerto de Veracruz, lo cual puede extrapolarse a la zona conurbada de Veracruz-Boca del Río-Medellín. En este caso, en la zona donde se asienta el puerto, los humedales y dunas proporcionan SE (Mendoza-González *et al.*, 2012). Los humedales están formados por las selvas inundables (hoy solamente quedan vestigios), los popales-tulares, el manglar (el remanente es hoy Reserva Estatal de Arroyo Moreno) y los potreros inundables de la planicie de inundación del Río Jamapa. Las selvas riparias han desaparecido casi por completo. Las dunas del Puerto han desaparecido pues fueron sustituidas totalmente por la urbanización (Martínez *et al.*, 2014). El sistema de arrecifes (Reserva de la Biósfera Sistema Arrecifal Veracruzano) brinda protección a la costa, a la urbanización del puerto, provee sedimentos a las playas y a la pesca (Ortiz Lozano *et al.*, 2007). La Figura 134 muestra un esquema de la cuenca, el río Jamapa, los humedales de la planicie de inundación de la parte baja de la cuenca, la urbanización del Puerto de Veracruz y Boca del Río, y de la cabecera municipal de Jamapa. El desarrollo urbano del Puerto se ha dado sobre ecosistemas costeros que prestaban SE importantes, las dunas y los humedales. Estos humedales que constituían la planicie de inundación del Río Jamapa, se alimentaban del desborde de las aguas del río y de la elevación del manto freático de las aguas que bajan subsuperficialmente por la cuenca (Neri Flores *et al.*, 2014). Desde hace varias décadas y sobre todo en este siglo, ha habido una creciente urbanización turística pero también inducida en parte por el crecimiento actual y sobre todo por las perspectivas futuras del Puerto (APIVER). Ha habido una planificación inadecuada, permitiéndose la construcción de extensas superficies de desarrollos urbanos (INFONAVIT, INVIVIENDA) en zonas de humedales. Ello ha hecho que se deterioren los SE de almacenamiento de agua, contención de inundaciones y de intrusión salina,

depuración del agua, además de captura de carbono así como de productividad y enriquecimiento de nutrientes para el sistema arrecifal. El peso de las edificaciones ha comprimido los espacios porosos entre las partículas de suelo (Capítulo VIII) reduciendo su capacidad para infiltrar y almacenar agua, lo cual incrementa los escurrimientos superficiales; además las carreteras y avenidas actúan como diques de contención que provocan mayor inundación de un lado que del otro. Esto, aunado a que se ha reducido la superficie de humedales y por tanto de hidrófitas capaces de depurar los humedales (Capítulo IX), incrementa la carga sobre las plantas depuradoras, reduciendo su eficiencia aún más. Ello implicará nuevos costos para CONAGUA y los organismos estatales para manejar estos volúmenes de agua de menor calidad.

Los proveedores del SE de contención de inundaciones e intrusión salina y depuración de agua son los dueños de los potreros y de los humedales (ejidatarios, pequeños propietarios y terrenos comunales) de la planicie de inundación del Río Jamapa. Los manchones de popales- tulares y selvas inundables como El Apompal, se encuentran en continuo deterioro debido a que se compactan y pierden materia orgánica por las actividades ganaderas (Capítulo VII, VIII y IX) y cada vez proveen un SE de menor calidad. Requieren de programas de restauración y diversificación de actividades productivas. Los compradores de estos SE son los desarrolladores que han urbanizado el Puerto sobre humedales y afectado al sistema arrecifal, así como los encargados de la administración del sistema de drenaje y agua potable tanto por las inundaciones que causan como por la calidad de la misma antes de descargarla a la naturaleza (CONAGUA y Sistema de Saneamiento de Aguas), además de los beneficios económicos que se pueden obtener derivado de su conservación y que fue estimado en el Capítulo XIII del presente libro.

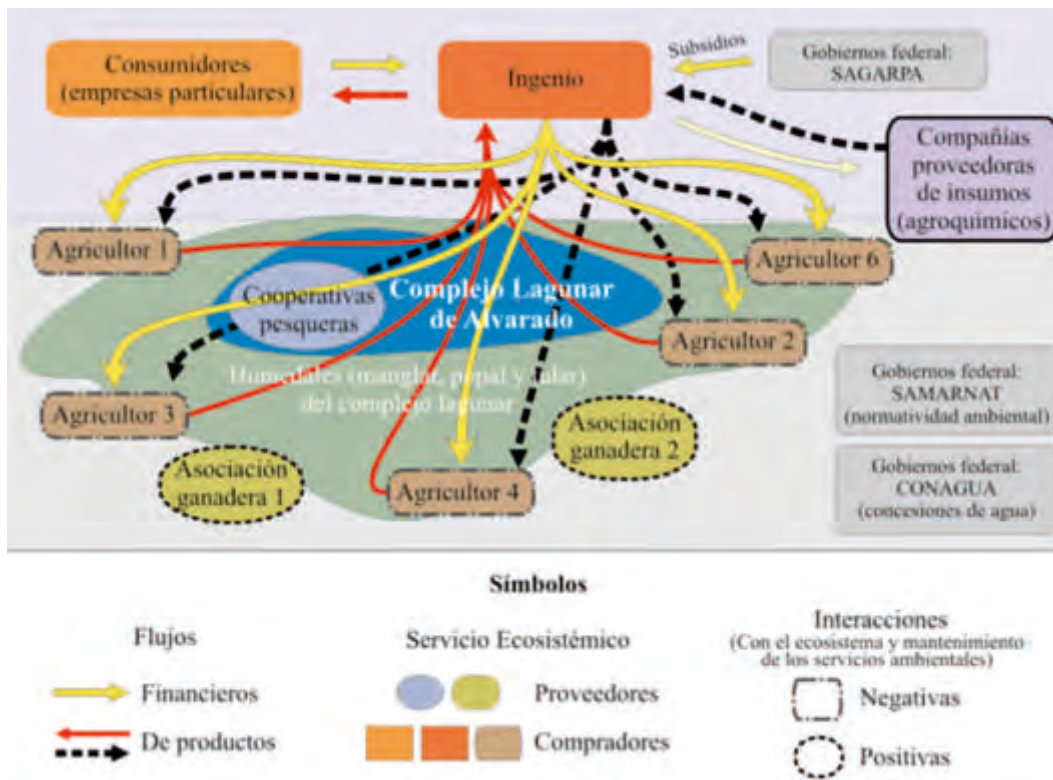


Figura 133. Ecosistemas (en este caso humedales) que brindan los SE, los proveedores (ganaderos y cooperativas pesqueras) y los posibles compradores (ingenio, empresas proveedoras de agroquímicos).

En estos tres casos se cumplen teóricamente varios de los requisitos del PSA: hay SE bien definidos con una línea base establecida regionalmente y una provisión continua de éstos; hay proveedores que tienen terrenos en la zona; hay posibles compradores del servicio ecosistémico, tanto privados como instituciones de gobierno. Hace falta un marco negociado o voluntario para lograr que este instrumento funcione y se mantengan (o de preferencia incrementen) los SE descritos en los tres casos.

Las zonas rurales de México requieren de instrumentos novedosos, entre ellos algunos como los planteados, que fortalezcan las capacidades, la organización y la producción rural para hacer frente al cambio climático. Un aspecto indisoluble de ello es la recuperación de los SE para poder contar con ecosistemas resilientes que garanticen un funcionamiento adecuado para sostener su propia productividad y funciones. México debe dar pasos para a la brevedad instrumentar políticas que aseguren una adaptación con base en ecosistemas, que será además el sostén de nuestra biodiversidad, base de nuestra historia cultural y de nuestras posibilidades a futuro.

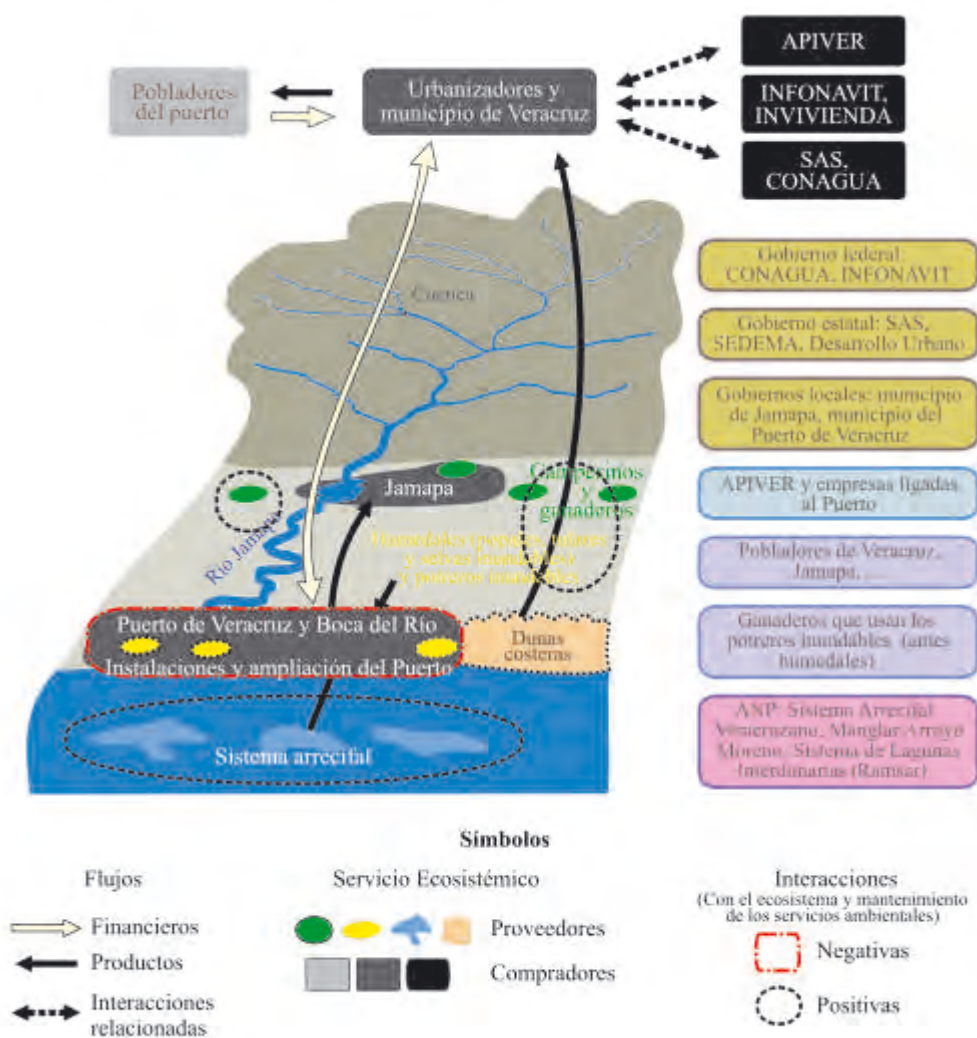


Figura 134. Ecosistemas (en este caso humedales) que brindan los SE, los proveedores (ganaderos) y los posibles compradores (empresas desarrolladoras, SAS, CONAGUA).

XVI. CONCLUSIONES

En la actualidad, bajo los escenarios de cambio climático, la protección que los ecosistemas de dunas y humedales brindan a la zona costera y sus habitantes, es fundamental para el bienestar de la sociedad. Las principales conclusiones del proyecto son:

Sobre los servicios ecosistémicos:

Las selvas sobre dunas, los manglares, selvas inundables y humedales herbáceos (popales y tulares) proporcionan 32 de los 39 servicios ecosistémicos reportados en la literatura. Por lo tanto tienen un gran valor para la sociedad.

La productividad de los humedales arbóreos y herbáceos es muy alta. También las selvas sobre dunas costeras son muy productivas, a pesar de tener un suelo mucho más seco, con pocos nutrientes.

Las selvas inundables y los humedales herbáceos almacenan igual o más carbono en el suelo que los manglares, en los sitios estudiados. Los humedales arbóreos y herbáceos de agua dulce tienen gran importancia en la mitigación del cambio climático, al igual que los manglares.

El principal almacén de carbono en selvas inundables, manglares y humedales tropicales es el suelo. Presenta valores del orden de 100 veces el del carbono almacenado en raíces, hojarasca ó biomasa aérea.

Los sitios con hidroperiodos más largos, acumulan más carbono que los que tienen hidroperiodos más cortos. Por tanto es necesario mantener el hidroperido natural en los diferentes tipos de humedales para proteger el carbono almacenado, ya que hidroperiodos más cortos podrían ocasionar la oxidación del carbono del suelo, incrementando las emisiones de CO₂ a la atmósfera.

Los humedales transformados en potreros inundables ocupan grandes extensiones, almacenan agua y carbono, aunque en menor cantidad, pero liberan metano, un gas de invernadero, contribuyendo al cambio climático. Estos cambios pusieron en evidencia el efecto negativo del cambio de uso de suelo al convertir las selvas inundables a potreros ya que se ve disminuido el servicio ecosistémico de secuestro de carbono en el suelo, además de que se incrementan hasta cinco veces las emisiones de metano y tres veces las emisiones de bióxido de carbono, estimulando el calentamiento global.

Las selvas inundables y los humedales herbáceos almacenan más agua en el suelo que los manglares y que los humedales transformados en potreros. Son fundamentales para reducir los picos de inundación, contener la cuña salina y garantizar la oferta de agua dulce. En este contexto, la protección de la capacidad de retención de agua del suelo es fundamental por los múltiples beneficios colaterales que se obtienen, como calidad del agua, sustento de la biodiversidad, reducción de la erosión del suelo, contribución a los ciclos de nutrientes, producción de biomasa y la regulación de los fenómenos extremos como las inundaciones.

Las especies de humedales de agua dulce, las herbáceas más que las arbóreas, son eficientes en la remoción de nutrientes y coliformes. En este sentido los humedales juegan un papel importante en la depuración del agua.

Las propiedades de los suelos de humedales están bajo alta presión por el cambio de uso a ganadería y por inmobiliarias que drenan y rellenan los humedales para la construcción de complejos urbanos. Existe alto riesgo de pérdida de la materia orgánica acumulada en los suelos orgánicos por el drenado de los humedales, lo cual afectaría de manera importante sus capacidades de almacenamiento de agua y de carbono.

Los servicios ecosistémicos de regulación tanto de humedales como de las dunas, sobresalen por su importancia biológica y económica. Son fundamentales como parte de las estrategias de adaptación al cambio climático.

Sobre el valor de los servicios ecosistémicos:

Las diferencias entre los valores económicos estimados se deben a tres aspectos fundamentales: el método utilizado para estimar el valor económico del servicio ecosistémico, el tipo de ecosistema y/o vegetación y el área de estudio.

Usar valores extrapolados a nivel global sin considerar aspectos del área de estudio como los económicos, sociales, políticos y culturales, puede llevar a una subestimación o sobre estimación considerable del valor económico de los bienes y servicios ecosistémicos.

Se usa indiscriminadamente el término valoración económica. Sin embargo se debe considerar cuándo se realiza la estimación del valor económico, si es de uso o de cambio, y cuándo se estima el precio de un bien o servicio ecosistémico, en función del mercado, o de un modelo con supuestos establecidos.

Se necesita considerar las valoraciones económicas desde un aspecto integral, es decir, conciliando entre las diferentes funciones ecosistémicas como provisión, regulación, hábitat e información, con la finalidad de saber que valores establecer y en qué momento existen tradeoffs entre aprovechar y conservar un servicio ecosistémico.

Los humedales de agua dulce representan un alto valor económico en la contención de inundaciones, mitigación del cambio climático (acumulación de carbono) y depuración del agua. Los manglares representan un valor económico de gran importancia en las pesquerías locales.

Sobre la biodiversidad:

Todos estos ecosistemas costeros siguen proporcionando recursos importantes a las comunidades. El servicio de aprovisionamiento sigue siendo parte de la vida diaria de las zonas rurales y un factor importante en la conservación de su calidad de vida.

La conectividad dada por elementos naturales del paisaje o por estructuras artificiales que favorecen la dispersión de semillas, es un mecanismo fundamental de conservación de la biodiversidad y de restauración de las selvas costeras.

Sobre la situación actual:

Ya sólo quedan manchones representativos de varios tipos de selvas y bosques de dunas y de humedales. Ha habido una gran pérdida. La selva inundable es el ecosistema en mayor peligro de desaparecer en Veracruz.

Las selvas inundables deben ser consideradas dentro de los esquemas de áreas naturales protegidas estatales y federales. Varias de sus especies deben quedar protegidas en la NOM059.

Los sitios que fueron ocupados por humedales y selvas inundables y posteriormente transformados en zonas urbanas, presentan mayor probabilidad de inundación. En estas urbanizaciones, a pesar del relleno, el hidropериodo se conserva.

La recuperación y el mantenimiento de muchos de estos servicios ecosistémicos deben formar parte de esquemas de pagos por servicios ambientales, compensaciones ambientales, manejo en proyectos comunitarios y otros mecanismos económicos.

Los pobladores rurales siguen dependiendo de manera importante de los servicios ecosistémicos, tanto de aprovechamiento como de regulación y de habitat. Deben crearse alternativas de manejo y aprovechamiento sustentable como criaderos de flora y fauna silvestre o UMAS de especies nativas. La ganadería y la agricultura actuales necesitan profundas reformas, que incluyan el cuidado de los suelos y del agua como aspectos fundamentales, la recuperación de especies y germoplasma y la documentación y revalorización del conocimiento etnobotánico.

El conocimiento sobre los servicios ecosistémicos debe formar parte de la cultura general de todo ciudadano.

La información sobre el valor biológico de las funciones de los ecosistemas y el valor económico de los servicios ambientales, debe formar parte de los criterios para evaluar los proyectos de desarrollo que impactan negativamente los ecosistemas costeros.

La conservación de lo que aún tenemos y la restauración de estos ecosistemas debe formar parte fundamental de las políticas públicas de nuestro país.

La conservación sólo puede darse mediante la instrumentación y evaluación de estrategias que tomen en cuenta el uso de los recursos por comunidades rurales, que es la base de una conservación.

LISTA DE ESPECIES MENCIONADAS

PLANTAS

Nombre científico	Nombre común
<i>Acacia cochliacantha</i>	Cubata, huizache o espino blanco
<i>Acacia cornigera</i>	Cornezuelo o huizache
<i>Acacia farnesiana</i>	Huizache
<i>Acanthocereus pentagonus</i>	Cruceta
<i>Acrocomia aculeata</i>	Palma de coyol redondo o corozo
<i>Agdestis clematidea</i>	Baja tripa o panza de vaca
<i>Alchornea latifolia</i>	Achiotillo
<i>Annona glabra</i>	Anona o corcho
<i>Annona muricata</i>	Guanábana
<i>Annona purpurea</i>	Anona morada o ilama
<i>Ardisia</i> spp.	Capulín
<i>Ardisia compressa</i>	Capulín agrio
<i>Ardisia densiflora</i>	Capulín del monte
<i>Ardisia revoluta</i>	Arrayán
<i>Arundo donax</i>	Canuto o carrizo
<i>Attalea butyracea</i> , sinónimo de <i>A. liebmannii</i>	Palma de coyol real o corozo
<i>Avicennia germinans</i>	Mangle negro
<i>Azadirachta indica</i>	Neem
<i>Bidens alba</i>	Romerillo
<i>Boehmeria cylindrica</i>	Ortiga falsa o epazotillo de pantano
<i>Bouteloua</i> spp.	Pasto nativo
<i>Bromelia pinguin</i>	Piñuela o cardón
<i>Brosimum alicastrum</i>	Ojite o ramón
<i>Bruguiera cylindrica</i>	Mangle (solo se encuentra en Asia)
<i>Bumelia celastrina</i>	Coma o pioche
<i>Bursera simaruba</i>	Palo mulato o chaca
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Nanche
<i>Caesalpinia bonduc</i>	Haba de mar, uña de gato o zarza cayuco
<i>Calypttranthes karwinskiana</i>	Nombre común desconocido
<i>Canavalia rosea</i>	Frijol de playa, haba de playa o gallito de playa
<i>Casearia corymbosa</i>	Botoncillo
<i>Casearia guevarana</i>	Nombre común desconocido
<i>Castilla elastica</i>	Árbol de hule
<i>Casuarina equisetifolia</i>	Casuarina
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro
<i>Ceiba pentandra</i>	Ceiba
<i>Cenchrus</i> sp.	Pasto
<i>Centrosema angustifolium</i>	Nombre común desconocido
<i>Cestrum nocturnum</i>	Dama de noche
<i>Chamaecrista chamaecristoides</i>	Lenteja de playa o lenteja de médano

<i>Chiococca coriacea</i>	Nigüilla
<i>Chiococca alba</i>	Perlilla o nigüilla
<i>Chrysobalanus icaco</i>	Ciruela blanca, icaco o jicaco
<i>Citrus</i> sp.	Naranja
<i>Cladium jamaicense</i>	Zacate cuchillo o cortadilla
<i>Cnidoscolus herbaceus</i>	Mala mujer
<i>Cnidoscolus urens</i>	Chichicaxtle
<i>Coccoloba barbadensis</i>	Roble de la costa, uvero, palo colorado o comalillo
<i>Coccoloba humboldtii</i>	Uvero
<i>Coccoloba liebmannii</i>	Capulín
<i>Coccoloba uvifera</i>	Uvero, uva de playa
<i>Cocos nucifera</i>	Cocotero
<i>Commelina erecta</i> var. <i>angustifolia</i>	Cantillo, matalín o hierba de pollo
<i>Conocarpus erectus</i>	Botoncillo o manglar de botoncillo
<i>Conostegia xalapensis</i>	Capulín o capulín de sabana
<i>Cordia alba</i>	Moquillo
<i>Cordia alliodora</i>	Aguardientillo
<i>Cordia dentata</i>	Palo noble o moquillo
<i>Cordia dodecandra</i>	Ciricote o cópite
<i>Coriandrum sativum</i>	Cilantro
<i>Crataeva tapia</i>	Manzana de playa u hoja de pepe
<i>Crossopetalum uragoga</i>	Cerecilla
<i>Crotalaria incana</i>	Sonajilla o cascabelillo
<i>Croton punctatus</i>	Crotón de médano
<i>Cydista aequinoctialis</i>	Ajillo
<i>Cynodon plectostachyus</i>	Pasto estrella o estrella africana
<i>Cyperus giganteus</i>	Molinillo o coyolillo gigante
<i>Dalbergia brownei</i>	Mucal o junco
<i>Daphnopsis americana</i>	Cuero de toro
<i>Dendropanax arboreus</i>	Zapotillo
<i>Desmodium</i> spp.	Nombre común desconocido
<i>Diodella teres</i>	Nombre común desconocido
<i>Diospyros digyna</i>	Zapote prieto
<i>Diospyros nigra</i>	Cáscara de zapote prieto
<i>Diphysa robinoides</i> sinónimo de <i>D. americana</i>	Palo amarillo o quebracho
<i>Doliocarpus dentatus</i>	Nombre común desconocido
<i>Echinochloa pyramidalis</i>	Pasto mijillo o pasto alemán
<i>Echinochloa</i> spp.	Nombre común desconocido
<i>Echinodorus andrieuxii</i>	Nombre común desconocido
<i>Ehretia tinifolia</i>	Mandimbo, palo verde o frutillo
<i>Eichhornia crassipes</i>	Lirio acuático
<i>Elaeodendron trichotomum</i>	Duraznillo
<i>Eleocharis</i> spp.	Nombre común desconocido
<i>Eleocharis cellulosa</i>	Nombre común desconocido
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Guanacaste o nacaxtle
<i>Erigerum longipes</i>	Nombre común desconocido
<i>Eryngium maritimum</i>	Hierba del sapo
<i>Erythrina</i> spp.	Pichocho
<i>Eugenia</i> spp.	Capulín negro

<i>Eugenia capuli</i>	Capulín de mayo o capulincillo
<i>Faramea occidentalis</i>	Huesito
<i>Ficus</i> spp.	Higuera
<i>Ficus aurea</i>	Higuerón o higuera de tendón
<i>Ficus cotinifolia</i>	Amate negro o higuera
<i>Ficus elastica</i>	Hule
<i>Ficus obtusifolia</i>	Higo o higuera colorada
<i>Fimbristylis spadicea</i>	Ciperácea
<i>Florestina liebmanni</i>	Pata de pollo
<i>Genipa americana</i>	Jagua o yual
<i>Ginoria nudiflora</i>	Guayabillo
<i>Gliricidia sepium</i>	Cocuite
<i>Gmelina arborea</i>	Melina
<i>Gonolobus fraternus</i>	Nombre común desconocido
<i>Guadua amplexifolia</i>	Bambú
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo o guázamo
<i>Gymnanthes lucida</i>	Capulín corono
<i>Halodule wrightii</i>	Pasto marino o sargazo
<i>Hippocratea celastroides</i>	Cancerina, barajilla o mata piojo
<i>Hippocratea volubilis</i>	Bejuco colorado, trepadora o bejuquillo
<i>Hydrocotyle</i> spp.	Nombre común desconocido
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Corona de santa o sombrerillo
<i>Hylocereus undatus</i>	Pitahaya o pitaya
<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	Trompetilla
<i>Inga vera</i>	Aguatope, chalahuite o canta rana
<i>Ipomea pes-caprae</i>	Riñonina
<i>Jacquinia macrocarpa</i>	Niño de Dios
<i>Laguncularia racemosa</i>	Mangle blanco
<i>Leersia</i> spp.	Pasto
<i>Leucaena leucocephala</i>	Guaje blanco o liliaque
<i>Limnocharis flava</i>	Cebolla de cucho
<i>Ludwigia octovalvis</i>	Calavera, yerba del clavo
<i>Lycopersicum esculentum</i>	Jitomate
<i>Lysiloma divaricata</i>	Tepeguaje o guajillo
<i>Maclura tinctoria</i>	Mora de clavo, moral o morera
<i>Macroptilium atropurpureum</i>	Chorequillo, gallito guinda o conchito
<i>Malpighia glabra</i>	Capulín
<i>Malvaviscus arboreus</i>	Altea, tulipán o falso hibisco
<i>Mangifera indica</i>	Mango
<i>Manilkara zapota</i>	Chicozapote o sapodilla
<i>Mansoa hymenaea</i>	Bejuco
<i>Mellinis repens</i>	Hierba de la lana, pasto carretero o pasto rosado
<i>Metastelma</i> spp.	Nombre común desconocido
<i>Microgramma nitida</i>	Lengua de ciervo
<i>Mikania micrantha</i>	Bejuco de criatura o bejuco nube blanca
<i>Mimosa</i> spp.	Mimosas
<i>Muntingia calabura</i>	Capulín, nigüilla o puán
<i>Nectandra salicifolia</i>	Capulincillo o laurelillo
<i>Ocimum basilicum</i>	Albahaca

<i>Opuntia stricta</i> var. <i>dillennii</i>	Nopal
<i>Ouratea nitida</i>	Cabanite
<i>Pachira aquatica</i>	Zapote de agua, zapote reventador o apompo
<i>Palafoxia lindenii</i>	Estrellita playera
<i>Panicum maximum</i>	Zacate guinea o pasto privilegio
<i>Pappophorum pappiferum</i>	Pasto
<i>Parathesis</i> spp.	Nombre común desconocido
<i>Parmentiera aculeata</i>	Pepino de árbol, chote, guachilote o cuajilote
<i>Paullinia tomentosa</i>	Barbasco flor o guamuchillo
<i>Petrea volubilis</i>	Bejuco de ajo
<i>Phaseolus</i> spp.	Frijol
<i>Phragmites australis</i>	Carrizo
<i>Phragmites communis</i>	Carrizo
<i>Piper amalago</i>	Cordoncillo
<i>Piper auritum</i>	Hierba santa o acuyo
<i>Piscidia piscipula</i>	Barbasco o habín
<i>Pisonia aculeata</i>	Uña de gato o coma de gato
<i>Pistia stratiotes</i>	Lechuguilla de agua
<i>Pithecellobium</i> sp.	Nombre común desconocido
<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	Guamúchil o pedo de perro
<i>Pithecellobium latifolium</i>	Nombre desconocido
<i>Pontederia sagittata</i>	Platanillo
<i>Porophyllum punctatum</i>	Mal de ojo, papalillo o pipisca de venado
<i>Pouteria</i> spp.	Zapote calentura o caliente
<i>Psidium guajava</i>	Guayaba dulce o guayabo
<i>Psychotria erythrocarpa</i>	Hierba de cargapalito
<i>Psychotria gardenioides</i>	Nombre común desconocido
<i>Psychotria quinqueradiata</i>	Nombre común desconocido
<i>Quercus oleoides</i>	Encino barcino
<i>Randia aculeata</i>	Crucecita, icaquillo o jicaquillo
<i>Randia laetevirens</i>	Capulín de corona, cruetilla o jicaquillo
<i>Randia tomatillo</i>	Crutetilla o jicaquillo
<i>Rhabdadenia biflora</i>	Bejuco de mangle o barbasco de mangle
<i>Rhamnus humboldtiana</i> antes <i>Karwinskia humboldtiana</i>	Cacachila, palo de rabia o tullidora
<i>Rhizophora mangle</i>	Mangle rojo
<i>Rynchosia americana</i>	Nombre común desconocido
<i>Rourea glabra</i>	Bejuco de agua o remulatero
<i>Roystonea dunlapiana</i>	Palma real mexicana o palma de yagua
<i>Roystonea regia</i>	Palma botella
<i>Sabal mexicana</i>	Apachite o palma de coyol redondo
<i>Sagittaria lancifolia</i>	Lirio o bayoneta
<i>Salix humboldtiana</i>	Sauce
<i>Salvia albiflora</i>	Nombre común desconocido
<i>Sapindus saponaria</i>	Jaboncillo
<i>Schaefferia frutescens</i>	Chicharroncillo
<i>Scheelea liebmanni</i> (<i>Attalea rostrata</i>)	Corozo
<i>Schizachyrium scoparium</i> var. <i>littorale</i>	Zacate de médano
<i>Scleria</i> sp.	Nombre común desconocido

<i>Sida rhombifolia</i>	Escobilla, malva prieta o malva de cochino
<i>Sideroxylon celastrinum</i> antes <i>Bumelia celastrina</i>	Coma o pionche
<i>Solanum</i> sp.	Nombre común desconocido
<i>Spartina patens</i>	Retana o esparto
<i>Spondias mombin</i>	Ciruelo
<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	Cojones de burro
<i>Swietenia macrophylla</i>	Caoba
<i>Syngonium podophyllum</i>	Chapiso o lengua de vaca
<i>Tabebuia chrysantha</i>	Araguaney o flor de día
<i>Tabebuia rosea</i>	Apamate rosa o roble
<i>Tabernaemontana alba</i>	Cojón de gato
<i>Talipariti tiliaceum</i> (sinónimo de <i>Hibiscus pernambucensis</i>)	Hibisco marítimo o majahua
<i>Tamarindus indica</i>	Tamarindo
<i>Tecoma stans</i>	Tronadora
<i>Teloxys ambrosioides</i>	Epazote
<i>Tephrosia cinerea</i>	Barbasco medicinal, sulché o cacahuatillo de médano
<i>Terminalia buceras</i>	Ébano
<i>Terminalia catappa</i>	Almendro malabar
<i>Ternstroemia tepezapote</i>	Limoncillo
<i>Tetracera volubilis</i>	Bejuco colorado
<i>Thalia geniculata</i>	Popal o caracolillo
<i>Trichilia havanensis</i>	Ciruelillo o tinaja
<i>Typha domingensis</i>	Junco, nea o tule
<i>Vigna luteola</i>	Nombre común desconocido
<i>Vitis bourgaena</i>	Nombre común desconocido
<i>Waltheria indica</i>	Cadillo
<i>Xanthosoma robustum</i>	Mafafa u hoja elegante
<i>Xylosma</i> spp.	Hulillo
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	Chichón o rabo lagarto
<i>Zea mays</i>	Maíz
<i>Zuelania guidonia</i>	Anona de llano o palo volador

ANIMALES

Nombre científico	Nombre común
Moluscos	
<i>Crassostrea virginica</i>	Ostión
<i>Isognomon alatus</i>	Almeja plana
<i>Rangia cuneata</i>	Almeja gallo
Crustáceos	
<i>Callinectes rathbunae</i>	Jaiba
<i>Callinectes sapidus</i>	Jaiba
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Pulga de agua
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	Camarón
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	Camarón
<i>Litopenaeus setiferus</i>	Camarón
<i>Ucides cordatus</i>	Cangrejo de mangle
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Camarón
Peces	
<i>Archosargus probatocephalus</i>	Sargos
<i>Cacharhinidae</i>	Tiburón
<i>Centropomus parallelus</i>	Róbalo o chucumite
<i>Centropomus undecimalis</i>	Róbalo
<i>Dasyatis spp.</i>	Mantaraya
<i>Diapterus evermanni</i>	Mojarra
<i>Diapterus olisthostomus</i>	Mojarra
<i>Diapterus rhombeus</i>	Mojarra
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lobina
<i>Eucimostomus melanopteros</i>	Mojarra
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra
<i>Lutjanus campechanus</i>	Pargo rojo
<i>Lutjanus griseus</i>	Pargo
<i>Mugil cephalus</i>	Lisa
<i>Mugil curema</i>	Lisa
<i>Oreochromis niloticus</i>	Mojarra tilapia o pargo cerezo
Reptiles	
<i>Chelydra rosignoni</i>	Serevengue
<i>Claudius angustatus</i>	Tortuga almizclera o chopontli
<i>Ctenosaura similis</i>	Tilcampo o garrobo
<i>Iguana iguana</i>	Iguana verde o real
<i>Kinosternon acutum</i>	Tortuga galápagos
<i>Kinosternon leucostomum</i>	Chachagua
<i>Staurotypus tripurcatus</i>	Tortuga tres lomos
<i>Trachemys venusta</i>	Tortuga jicotera o real
Aves	
<i>Amazona autumnalis</i>	Loro o cucho
<i>Anas discors</i>	Canate o cerceta azul
<i>Aratinga nana</i>	Perico
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Pichichi
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Carpintero cheje
<i>Myiozetetes similis</i>	Papamoscas o Luis gregario
<i>Thraupis abbas</i>	Tangara de ala amarilla
<i>Turdus grayi</i>	Primavera
Mamíferos	
<i>Dasyurus novemcinctus</i>	Armadillo o toche
<i>Nasua narica</i>	Coatí
<i>Procyon lotor</i>	Mapache
<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo

REFERENCIAS

- A.O.A.C. (Association of Official Analytical Chemists). 1980. Official Methods of Analysis. Washington, D.C.
- Abbot, P. y J. Lowore. 1999. Characteristics and management potential of some indigenous firewood species in Malawi. *Forest Ecology and Management*, 119:111-121.
- Abbot, P., J. Lowore, C. Khofi y M. Werren. 1997. Defining firewood quality: a comparison of quantitative and rapid appraisal techniques to evaluate firewood species from a Southern Africa savanna. *Biomass and Bioenergy*, 12(6):429-437.
- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray y E. Sala. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105:10456-10459.
- Acosta, C.A. y S.A. Perry. 2001. Impact of hydroperiod disturbance on crayfish population dynamics in the seasonal wetlands of Everglades National Park, USA. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 11:45-57.
- Acreman, M.C. 2000. Wetlands and hydrology. Mediterranean Wetlands Programme Publication Number 10, Tour du Valat, Francia.
- Adame, M.F., J. Boone-Kauffman, I. Medina, J.N. Gamboa, O. Torres, J.P. Caamal, M. Reza y J.A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8(2):e56569.
- Adger, W.N., K. Brown, R. Cervigni y D. Moran. 1995. Total economic value of forests in Mexico. *Ambio*, 24(5):286-296.
- Adhikari, S., R. Bajracharya y B. Sitaula. 2009. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. *Journal of Wetlands Ecology*, 2:42-46.
- Agardy, T. y J. Alder. 2010. Coastal Systems. *Millennium Ecosystem Assessment*, 19: 513-549.
- Agardy, T., J. Alder, P. Dayton, S. Curran, A. Kitchingman, M. Wilson, A. Catenazzi, J. Restrepo, C. Birkeland, S. Blaber, S. Saifullah, G. Branch, D. Boersma, S. Nixon, P. Dugan, N. Davidson y C. Vörösmarty. 2005. Coastal Systems. *Ecosystems and Human Well-being: Current Status and Trends. Millennium Ecosystem Assessment*, 513-550.
- Aide, T. M. y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2:219-229.
- Akter, S. y B. Mallick. 2013. The poverty-vulnerability-resilience nexus: Evidence from Bangladesh. *Ecological Economics*, 96:114-124.
- Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76:1-13.
- Álvarez, C.M. 2009. Sitios arqueológicos de la Sierra de La Giganta. Un primer acercamiento al patrón de asentamiento en el área de Loreto, BCS. *Arqueología*, 41:5-19.
- Alves, R.R. y H.N. Alves. 2011. The faunal drugstore: Animal-based remedies used in traditional medicines in Latin America. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 7(9):1-43.
- Amador, E., R. Mendoza-Salgado y J.A. de Anda-Montañez. 2006. Estructura de la avifauna durante el período invierno-primavera en el Estero Rancho Bueno, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77(2):251-259.
- Apaza, L., D. Wilkie, E. Byron, T. Huanca, W. Leonard, E. Pérez, V. Reyes-García, V. Vadez y R. Godoy. 2002. Meat prices influence the consumption of wildlife by the Tsimane Amerindians of Bolivia. *Oryx*, 36:382-388.
- APDAI (Drought Adaptation Initiative in the state of Andhra Pradesh in India). 2011. Lessons from Community-based Adaptation Approaches to Strengthen Climate Resilience. Banco Mundial. <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/2775/645070ESW0whit0APDAI000Final0Report.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- APHA-AWWA-WPCF. 1990. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. Washington, USA.
- Arceo-Gómez, G., M.L. Martínez, V. Parra-Tabla y J.G. García-Franco. 2011. Anther and stigma morphology in mirror-image flowers of *Chamaecrista chamaecristoides* (Fabaceae): implications for buzz pollination. *Plant Biology*, 13:19-24.

- Arteaga, J. G. 2005. El arroz en las marismas del Guadalquivir: evolución y problemática actual. No. 110. Universidad de Sevilla.
- Arzola-González, J.F. y L.M. Flores-Campana. 2008. Alternativas para el aprovechamiento de los crustáceos decápodos del estero El Verde Camacho, Sinaloa, México. *Universidad y Ciencia*, 24(1):41-48.
- Ascencio, R.J.M. 1994. Estructura y composición florística de una selva baja inundable de *Pachira aquatica* Aubl. (Apompal) en Ogarrio, Huimanguillo, Tabasco, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Tabasco.
- Azuz-Adeath, I. y E. Riviera Arriaga. 2009. Descripción de la dinámica poblacional en la zona costera mexicana durante el período 2000. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal, Revista Papeles de Población*, 62:79-108.
- Baeyens, G. y M.L. Martínez. 2004. Animal life on coastal dunes: From exploitation and prosecution to protection and monitoring. En: Martínez, M.L. y N.P. Psuty (eds.). *Coastal Dunes, Ecology and Conservation. Ecological Studies*, Vol 171. Springer-Verlag Berlin
- Balvanera, P. y H. Cotler. 2007. Los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones: retos y perspectivas. *Gaceta Ecológica*, 84-85:117-123.
- Balvanera, P., C. Kremen y M. Martínez-Ramos. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications*, 15: 360-375.
- Balvanera, P., G.C. Daily, P.R. Ehrlich, T.H. Ricketts, S.A. Bailey, S. Kark, C. Kremen y H. Pereira. 2001. Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science*, 91: 2047.
- Balvanera, P., M. Uriarte, L. Almeida-Leñero, A. Altesor, F. Declerck, T. Gardner, J. Hall, A. Lara, P. Littera, M. Peña-Claros, D.M. Silva Matos, L.P. Romero-Duque, A.L. Vogl, L.F. Arreola, Á.P. Caro-Borrero, F. Gallego, M. Jain, C. Little, R. de Oliveira Xavier, J.M. Paruelo, J.E. Peinado, L. Poorter, N. Ascarrunz, F. Correa, M.B. Cunha-Santino, A.P. Hernández-Sánchez y M. Vallejos. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2:56-70.
- Bandaranayake, W.M. 1988. Traditional and medicinal uses of mangroves. *Mangroves and Salt Marshes*, 2:133-148.
- Barbier, E.B. 2000. Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35:47-61.
- Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier y B.R. Silliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2):169-193.
- Barbour, M., R.B. Craig, F.R. Drysdale y M.T. Ghiselin. 1973. *Coastal Ecology*. Bodega Head. University of Carolina Press. Berkeley.
- Barragán, J.M. 2014. Política, gestión y litoral. Una nueva visión de la gestión integrada de áreas litorales. UNESCO. Editorial Tébar Flores, Madrid, p. 685.
- Barron, P., K. Kaiser y M. Pradhan. 2004. Local conflict in Indonesia: Measuring incidence and identifying patterns. World Bank Policy Research Working Paper No. 3384. Disponible en <http://ssm.com/abstract=625261>.
- Bates, B.C., Z.W. Kundzewicz, S. Wu y J.P. Palutikof, Eds. 2008. *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Ginebra.
- Batey, C. y C. Paterson. 2012. A Viking burial at Balnakeil, Sutherland. En: Reynolds, A. y L. Webster. (eds.) *Early Medieval Art and Archaeology in the Northern World: Studies in Honour of James Graham-Campbell. Series: Northern World (58)*. Brill, Leiden, Países Bajos.
- Beatley, T., D.J. Browner y A.K. Schwab. 1994. *An introduction to coastal zone management*. Island Press, Washington D.C.
- Beena, K.R., A.B. Arun, N.S. Raviraja y K.R. Sridhar. 2001. Association of arbuscular mycorrhizal fungi with plants of coastal and dunes of west coast of India. *Tropical Ecology*, 42(2):213-222.
- Benítez-Malvido, J. y M. Martínez-Ramos. 2003. Long term performance and herbivory of tree seedlings planted into primary and secondary forests of Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 29:31-311.
- Berenguer, B., L.M. Sánchez, A. Quilez, M. López-Barreiro, O. de Haro, J. Gálvez y M.J. Martín. 2006. Protective and antioxidant effects of *Rhizophora mangle* L. against NSAID-induced gastric ulcers. *Journal of Ethnopharmacology*, 103(2):194-200.
- Bernal, B. y W.J. Mitsch. 2008. A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecological Engineering*, 34:311-323.
- Bernal, B. y W.J. Mitsch. 2013. Carbon sequestration in freshwater wetlands in Costa Rica and Botswana. *Biogeochemistry*, 115(1):77-93.
- Bhagya, B. y K.R. Sridhar. 2009. Ethnobiology of coastal sand dune legumes of Southwest coast of India. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 8(4):611-620.
- Bird, E.C. (ed.). 2010. *Encyclopedia of the World's Coastal Land-forms (Vol.1)*. Springer-Verlag, Berlin.
- Bocchese, R.A., A. Oliveira, S. Favero., S.D.S. Garnés. y V.A. Laura. 2008. *Chuva de sementes e estabelecimento de*

- plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16:207-213.
- Bolaños-Benítez, S.V., J.C. Casas Zapata y N.J. Aguirre Ramírez. 2008. Análisis comparativo de la remoción de un sustrato orgánico. *Gestión Ambiental*, 11:239-248.
- Bond, I., M. Grieg-Gran, S. Wertz-Kanounnikoff, P. Hazlewood, S. Wunder y A. Angelsen. 2009. Incentives to sustain forest ecosystem services: A review and lessons for REDD (No. 16). IIED, London, UK, whit CIFOR, Bogor, Indonesia, and World Resources Institute, Washington D.C.
- Bonte, D., P. Criel, L. Vanhoutte, I. Van Thournout y J.P. Mealfait. 2004. The importance of habitat productivity, stability and heterogeneity for spider species richness in coastal grey dunes along the North Sea and its implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 13:2119–2134.
- Boonsong, K., S. Piyatiratitivorakul y P. Patanapolpaiboon. 2002. Usage of mangroves in constructed wetlands municipal wastewater treatment system Thailand. In 8th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Vol. 2. September 16-19, 2002. Arusha International Conference Centre, Tanzania.
- Borsje, B.W., B.K. van Wesenbeeck, F. Dekker, P. Paalvast, T.J. Bouma, M.M. van Katwijk y M.B. de Vries. 2011. How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering*, 37(2):113-122.
- Brander, L., R.G.M. Florax y J. Vermaat. 2006. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, 33:223-250.
- Brauman, K. A., G.C. Daily, T. Ka'eo Duarte y H.A. Mooney. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environmental Resources*, 32:67-98.
- Bravo-Mendoza, M. 2015. Captura de carbono en suelos de manglar en un gradiente de perturbación en Tampamachoco Tuxpan, Veracruz. Tesis de Maestría en Ecología y Manejo de Recursos Naturales, Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz.
- Brenner, J., J.A. Jiménez, R. Sardá y A. Garola. 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean & Coastal Management*, 53:27–38.
- Brewer, I.M. y R.J. Whelan. 2006. Changes in dune vegetation over 60 years in a sand-mined area of the NSW lower North Coast. *Cunninghamia*, 8(1):85–9.
- Brown, J.C. 1958. Soil fungi of some British sand dunes in relation to soil type and succession. *The Journal of Ecology*, 641-664.
- Brown, J.H. y A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigrants on extinction. *Ecology*, 58:445-449.
- Bullock, A. y M. Acreman. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 7(3):358-389.
- Burger, J. 2014. Ecological concerns following Superstorm Sandy: stressor level and recreational activity levels affect perceptions of ecosystem. *Urban Ecosystems*, 18(2):553-575.
- Burke, L., Y. Kura, K. Kassem, C. Revenga, M. Spalding y D. McAllister. 2001. Pilot analysis of global ecosystems: coastal ecosystems. World Resources Institute, Washington D.C.
- Calderón, C., O. Aburto y E. Ezcurra. 2009. El valor de los manglares. *Biodiversitas*, 82:1-6.
- Caldevilla, G.F. y A.M. Quintillán. 2002. Plan para la eliminación de una forestación con impactos negativos en el monumento natural de dunas y costa atlántica (Dpto. de Rocha, Uruguay). Acta de las XVII Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia, Argentina, 1-12.
- Camacho-Valdez, V. y A. Ruiz-Luna. 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4):3-15.
- Camacho-Valdez, V., A. Ruiz-Luna, A. Ghermandi y P.A.L.D. Nunes. 2013. Valuation of ecosystem services provided by coastal wetlands in northwest Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 78:1-11.
- Campos, A., M.E. Hernández, P. Moreno-Casasola, E. Cejudo, R.A. Robledo y D. Infante-Mata. 2011. Soil water retention and carbon pools in tropical forested wetlands and marshes of the Gulf of Mexico. *Hydrological Science Journal*, 56(8):1388-1406.
- Campos, J., F. Alpizar, B. Louman y J. Parrota. 2005. An integrated approach to forest ecosystem services. En: G. Mery, Alfaro, R., M. Kanninen y M. Lobovikov (eds.). *Forest in the Global Balance – Changing Paradigms*. IUFRO World Series Volumen 17.
- Carré, F. y A. de Séguin. 1998. *Mexique, Golfe, Caraïbes: une Méditerranée Américaine*. Presses Universitaires de France. Paris.
- Carretero, S.C. y E.E. Kruse. 2012. Relationship between precipitation and water-table fluctuation in a coastal dune aquifer: northeastern coast of the Buenos Aires province, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 20:1613–1621.

- Carter, R.W.G. 1989. Coastal Environments. An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines. Academic Press Limited, Londres.
- Castañeda, C.M.R., R.F. Lango y S.C. Landeros. 2011. DDT in *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) of coastal lagoons in the Gulf of Mexico. *Journal of Agricultural Science* 3(1): 183-193
- Castillo-Campos, G. 2006. Las selvas. En: P. Moreno-Casasola (ed.). Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz: 221-230.
- Castillo-Campos, G. y A.C. Travieso-Bello. 2006. La Flora. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz: 171-204.
- Castillo-Campos, G. y M.E. Medina-Abreo. 1998. A new species of *Jacquinia* (*Theophrastaceae*) from Veracruz, Mexico. *Novon*, 8(2):129-132.
- Castillo-Campos, G. y M.E. Medina-Abreo. 2003. A new species of *Casearia* (*Flacourtiaceae*) from Mexico. *Novon*, 13(1):30-33.
- Castillo-Campos, G. y M.E. Medina-Abreo. 2005. Árboles y Arbustos de la Reserva Natural de La Mancha, Veracruz. Manual para la Identificación de las Especies. 1ª. reimpresión. Instituto de Ecología, A.C.
- Castillo, A. 1999. La educación ambiental y las instituciones de investigación ecológica. Hacia una ciencia con responsabilidad social. *Tópicos en Educación Ambiental*, 1(1):35-46.
- Cejudo, E. y A. Capistrán. 2009. Metodología para medir la productividad subterránea. En: P. Moreno-Casasola y B. Warner (eds.). Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Veracruz: 265-268.
- Cejudo, E., A.C. Ramos-Valdivia, F. Esparza-García, P. Moreno-Casasola y R. Rodríguez-Vázquez. 2008. Short-term accumulation of Atrazine by three plants from a wetland model system. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 56(2):201-8.
- Cerón-Bretón, J.G., R.M. Cerón-Bretón, M. Rangel-Marrón, M. Muriel-García, A.V. Cordoba-Quiroz y A. Estrella-Cahuich. 2011. Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove forest in Campeche, Mexico. *International Journal of Energy and Environment*, 3(5):328-336.
- Cervantes-Alcalá, R. 2014. Uso de humedales artificiales como celdas de combustible microbiano de sedimento-planta (ccmsp), para la generación de electricidad y tratamiento de aguas residuales domésticas (sintéticas). Tesis de Maestría. Ingeniería Bioquímica. Instituto Tecnológico de Veracruz. Veracruz, Veracruz.
- Céspedes-Flores, S. y E. Moreno-Sánchez. 2010. Estimación del valor de la pérdida de recurso forestal y su relación con la reforestación en las entidades federativas de México. *Investigación Ambiental*, 2(2):5-13.
- Chan, K.M.A., M.R. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood y G.C. Daily. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4 (11): 2138-2152.
- Chave, J., R. Condit, H.C. Muller-Landau, S.C. Thomas, P.S. Ashton, S. Bunyavejchewin, L.L. Co, S.H. Dattaraja, S.J. Davies, S. Esufali, C.E.N. Ewango, K.J. Feeley, R.B. Foster, N. Gunatilleke, S. Gunatilleke, P. Hall, T.B. Hart, C. Hernández, S. P. Hubbell, A. Itoh, S. Kiratiprayoon, J.V. LaFrankie, S. Loode Lao, J.R. Makana, Md.N. Supardi Noor, A. Rahman Kassim, C. Samper, R. Sukumar, H.S. suresh, S. Tan, J. Thompson, M.D.C. Tongco, R. Valencia, M. Vallejo, G. Villa, T. Yumakura, J.K. Zimmerman y E.C. Losos. 2008. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. *PLoS Biol.*:6(3) e45. doi:10.1371/journal.pbio.0060045
- Chettamart, S. y D. Emphandhu. 2002. Experience with coastal and marine protected area planning and management in Thailand. P. Dearden (ed.). *Environmental Protection and Rural Development in Thailand: Challenges and Opportunities*, Bangkok: White Lotus Press: 113-136.
- Chimner, R.A. y K.C. Ewel. 2005. A tropical freshwater wetland: II. Production, decomposition, and peat formation. *Wetland Ecology and Management*, 13:671-684.
- Chu, H.Y., N.C. Chen, M.C. Yeung, N.F.Y. Tam y Y.S. Wong. 1998. Tide-tank system simulating mangrove wetland for removal of nutrients and heavy metals from wastewater. *Water Science and Technology* (Selected Proceedings of the 19th Biennial Conference of the International Association on Water Quality), 38:361-368.
- CNA. 2008. Inventario Nacional de Obras de Protección contra Inundaciones, Ciudad de México, México, SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).
- 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*, 261:1590-1597.
- CONABIO. 2013. Manglares de México: Extensión y Distribución. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- CONABIO. 2000. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx>.
- CONAGUA-CONACYT. 2009. Inventario, delimitación, caracterización y uso sustentable de los humedales de la

- cuenca del río Papaloapan, México. Informe final Proyecto 48247. CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología), Ciudad de México, México.
http://www.conagua.gob.mx/INH14/Noticias/Cuenca_papaloapan.pdf.
- CONAPO. 2006. Proyecciones de la población de los municipios, 2000-2030. Consejo Nacional de Población.
- Conde, C. 2010. El cambio climático observado. En: M.J. Cárdenas (comp.). México ante el Cambio Climático. Evidencias, Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación. Greenpeace. Disponible en:
<http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2010/6/vulnerabilidad-mexico.pdf>
- Conrad, J.R., J. Wyneken, J.A. Garner y S. Garner. 2011. Experimental study of dune vegetation impact and control on leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* nests. *Endangered Species Research*, 15:13-27.
- Contreras-Espinosa, F. 2005. Lagunas costeras de Veracruz. En: P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa-Rojas y A.C. Travieso-Bello (eds.). Manejo Costero Integral: el Enfoque Municipal (Volumen 1). Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz: 205-207.
- Contreras-Espinosa, F., O. Castañeda-López y N. Rivera-Guzmán. 2006. En: P. Moreno-Casasola (eds.). Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz: 132-167.
- Córdoba, C.F. 1991. Ecología y dinámica de los matorrales de las dunas costeras. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de México. México, D.F.
- Córdoba-Olivares, F.R. 1998. Cristo, vírgenes y santos en el bajo Papaloapan. En: G. Silva-López, G. Vargas Montero y J. Velasco Toro (coords.). De Padre Río y Madre Mar. Reflejos de la Cuenca Baja del Papaloapan, Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz. Xalapa, Veracruz. Tomo 1.
- Corkidi, L. y E. Rincón, E. 1997. Arbuscular mycorrhizae in a tropical sand dune ecosystem on the Gulf of Mexico. *Mycorrhiza*, 7(1):17-23.
- Costanza, R. y J. Farley. 2007. Ecological economics of coastal disasters: introduction to the special issue. *Ecological Economics*, 63:249-253.
- 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*, 37:241-8.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253-260.
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S.J. Anerson, I. Kubiszewski, S. Farber y R.K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26:152-158.
- Costanza, R., S.C. Farber y J. Maxwell. 1989. Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics*, 1:335-361.
- Cowles, H.C. 1899. *Ecological Relations of the Vegetation on the Sand Dunes of Lake Michigan*. Reimprimió Kessinger Publ. 2010.
- Cramer, G., J. Day y W. Conner. 1981. Productivity of four marsh sites surrounding Lake Pontchartrain, Louisiana. *American Midland Naturalist* 106:65-72.
- Crossman, N.D. y B.A. Bryan. 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics*, 68:654-668.
- Crossman, N.D., B.A. Bryan y D. King. 2011. Contribution of site assessment toward prioritizing investment in natural capital. *Environmental Modelling and Software*, 26:30-37.
- Dahdouh-Guebas, F., L.P. Jayatissa, D. Di Nitto, J.O. Bosire, D.L. Seen y N. Koedam. 2005. How effective were mangroves as a defense against the recent tsunami? *Current Biology*, 15(12):443-447.
- Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, L. Pejchar y R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1):21-28.
- Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P.A. Matson, H.A. Mooney, S. Postel, S.H. Schneider, D. Tilman, y G.M. Woodwell. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology*, 2:18.
- Damgaard, C., M.P. Thomsen, F. Borschsenius, K.E. Nielsen y M. Strandberg. 2013. The effect of grazing on biodiversity in coastal dune heathlands. *Journal of Coastal Conservation*. 17:663-670.
- Daniel, T.C., A. Muhar, A. Arnberger, O. Aznar, J.W. Boyd, K.M.A. Chan, R. Costanza, T. Elmqvist, C.G. Flint, P.H. Gobster, A. Gret-Regamey, R. Lave, S. Muhar, M. Penker, R.G. Ribe, T. Schauppenlehner, T. Sikor, I. Soloviy, M. Spierenburg, K. Taczanowska, J. Tam y A. Con Der Dunk. 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings National Academy of Sciences* 109:8812-8819.
- Davenport, J. y J.L. Davenport. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1):280-292.

- Day Jr, J.W., C. Coronado-Molina, F.R. Vera-Herrera, R. Twilley, V.H. Rivera-Monroy, H. Alvarez-Guillen, R. Day y W. Conner. 1996. A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexican mangrove forest. *Aquatic Botany*, 55:39-60.
- Day Jr, J.W., W.H. Conner, F. Ley-Lou, R.H. Day y A.M. Navarro. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquatic Botany*, 27(3):267-284.
- de Diego Calonge, F. y M.T. Tellería. 1980. Introducción al conocimiento de los hongos de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa*, 2:271-326.
- de Groot, R. 1992. Functions of nature: Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Groningen, The Netherlands: Wolters, Nordhoff BV.
- de Groot, R. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75:175-186.
- de Groot, R., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41:393- 408.
- de Groot, R., B. Fisher, M. Christie, J. Aronson, L. Braat, R. Haines-Young, J. Gowdy, E. Maltby, A. Neuville, S. Polasky, R. Portela y I. Ring. 2010a. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. En: P. Kumar (ed.). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London.
- de Groot, R., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein y L. Willemen. 2010b. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7:260-272.
- de Groot, R., L. Brander, S. Van Der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. Mcvittie, R. Portela, L.C. Rodriguez, P. Ten Brink y P. Van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1:50-61.
- de-Faria, F.M., A.C. Alves Almeida, A. Luiz-Ferreira, C. Takayama, R. José-Dunder, M. Aparecido da Silva, M. José Salvador, P. Verardi-Abdelnur, M. Nogueira-Eberlin, W. Vilegas, W. Toma y A.R. Monteiro Souza-Brito. 2012. Antioxidant action of mangrove polyphenols against gastric damage induced by absolute ethanol and ischemia-reperfusion in the rat. *The Scientific World Journal*. doi: 10.1100/2012/327071
- de la Lanza Espino, G., A. Ruiz, P. Fuentes, V. Camacho, M. Blanco, P. Zamorano, A. López Pérez, E. Robles, M. Arturo Ortiz, I. Penié y R. Arroyo. 2013. Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México. *Investigación Ambiental* 5:7-32.
- De la Redacción. 2007. Mujeres encabezan el cultivo de peces en la costa veracruzana. *La Jornada*. <<http://www.jornada.unam.mx/2007/07/26/index.php?section=gastronomia&article=a12n1gas>> (Consultado 31 agosto 2015).
- Denzin, N.K. y Y.S. Lincoln. 2000. Introduction: The discipline and practice of qualitative research. En: N.K. Denzin y Y.S. Lincoln (eds.). *Handbook of Qualitative Research*. Sage Publications, Thousand Oaks, California.
- Deppe, J.L. y J.T. Rotenberry. 2008. Scale-dependent habitat use by fall migratory birds: Vegetation structure, floristic, and geography. *Ecological Monographs*, 78 (3):461-48.
- Dias, C.R., F. Umetsu y T.B. Breier. 2014. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. *Ciência Florestal*, 24:501-507.
- Díaz de León, S. 2015. Valoración de los servicios ecosistémicos de dunas costeras en el mundo y Ensenada B.C. Tesis de maestría, Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas. Facultad de Ciencias. UABC.
- Doody, P.J. 2013. Sand dune conservation, management and restoration. P.J. Doody (eds.). *Human Occupation, Use and Abuse*. Coastal Research Library, 4:37-63.
- Duke, N.C., K.A. Burns, R.P. Swannell, O. Dalhaus, O. y R.J. Rupp. 2000. Dispersant use and a bioremediation strategy as alternate means of reducing impacts of large oil spills on mangroves: The Gladstone field trials. *Marine Pollution Bulletin*, 41(7):403-412.
- Ebi, K.L., R.S. Kovats y B. Menne. 2006. An approach for assessing human health vulnerability and public health interventions to adapt to climate change. *Environmental Health Perspectives*, 114:1930-1934.
- Egoh, B., M. Rouget, B. Reyers, A.T. Knight, R.M. Cowling, A.S. van Jaarsveld y A. Welz. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63(4):714-721.
- Ehrlich, P.R. y A.H. Ehrlich. 1992. The value of biodiversity. *Ambio*, 21:219-226.
- Elgar, A.T., K. Freebody, C.L. Pohlman, L.P. Shoo y C.P. Catterall. 2014. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. *Frontiers in Plant Science*, 5. doi: 10.3389/fpls.2014.00200.

- Emerton, L. y E. Bos. 2004. Considerar a los ecosistemas como infraestructura hídrica, San José. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2008. Report on the Environment. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-07/045F. Disponible en National Technical Information Service, Springfield, VA. <http://www.epa.gov/roe> (consultado 02 noviembre 2015).
- EPICA Community Members. 2004. Eight glacial cycles from an Antarctic ice core. *Nature*, 429: 623-628.
- Escalón, E. 2007. Liderean mujeres la pesca sustentable en Alvarado. Universo. Universidad Veracruzana. Disponible en <https://www.uv.mx/universo/276/central/central.htm> (Consultado 31 agosto 2015).
- Escamilla-Pérez, B.E. 2013. Valoración del servicio ambiental de provisión de los recursos naturales de un potrero derivado de selva-palmar inundable, en Jamapa, Veracruz. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California. Facultad de Ciencias. Ensenada, Baja California. 140 pp.
- Escamilla-Pérez, B.E. y Moreno-Casasola P. (comp.). 2015. Plantas Medicinales de La Matamba y El Piñonal, Municipio de Jamapa, Veracruz. Instituto de Ecología ,A.C. Xalapa, Veracruz.
- Espejel, I., O. Jiménez-Orocio y P. Peña-Garcillán. 2015. Flora de las playas y dunas costeras de México. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto Núm. HJ007. México D.F.- Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California.
- Estrella Benavides, T. 2007. Uso del recurso agua y manglares en el estero de Puerto Hondo. Provincia de Guayas, Ecuador.
- Evans, S.E., M.D. Wallenstein y I.C. Burke. 2014. Is bacterial moisture niche a good predictor of shifts in community composition under long-term drought? *Ecology*, 95:110-122.
- Everard, M., L. Jones y B. Watts. 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 20:476-487.
- Ewel, K.C. 2010. Appreciating tropical coastal wetlands from a landscape perspective. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8:20-26.
- Ewel, K.C., R.R. Twilley y J. Eong Ong. 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecological Biogeography*, 7:83-94.
- FAO. 1999. The state of food insecurity in the world. FAO, Roma.
- FAO. 2010. Twenty-sixth regional conference for Africa climate change implications for food security and natural resources management in Africa, Luanda, Angola. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/meeting/018/k7542e.pdf> (Consultado 21 enero 2012).
- Fatimah, E., A.K.A. Wahab y H. Ismail. 2008. Numerical modeling approach of an artificial mangrove root system (ArMS) submerged breakwater as wetland habitat protector. In *Proceeding of the seventh international conference on coastal and port engineering, PIANC-COPEDEC VII*, United Arab Emirates, 88:1-20.
- Feagin, R.A., D.J. Sherman y W.E. Grant. 2005. Coastal erosion, global sea-level rise, and the loss of sand dune plant habitats. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(7):359-364.
- Felger, R.S. y M.B. Moser. 1985. *People of the Desert and Sea: Ethnobotany of the Seri Indians*. University of Arizona Press. Arizona.
- Ferraro, P. y A. Kiss. 2002. Direct payments to conserve biodiversity. *Science*, 29:1718-1719.
- Ferreira, G.Â. 2014. Poleiros artificiais como núcleos de dispersão de sementes e fatores que influenciam este processo em área de cerrado sensu stricto no Triângulo Mineiro. Tesis de Maestría. Universidad Federal de Uberlândia. Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.
- Fischer, A., C. Sandström, M. Delibes-Mateos, B. Arroyo, D. Tadie, D. Randall y A. Majiç. 2013. On the multifunctionality of hunting –an institutional analysis of eight cases from Europe and Africa. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(4):531-552.
- Fisher, J. y M. Acreman. 2004. Wetland nutrient removal. A review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4):673-685.
- Flores-Verdugo, F., P. Moreno-Casasola, C.M. Agraz- Hernández, H. López-Rosas, D. Benítez Pardo y A.C. Travieso-Bello. 2007. La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín Sociedad Botánica de México*, 80(Suplemento):33-47.
- Flores-Verdugo, F.J., P. Moreno-Casasola, G. de la Lanza-Espino y C. Agraz-Hernández. 2010. El manglar, otros humedales costeros y el cambio climático. En: V.A. Botello, S. Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas-Galaviz. (eds.). *Vulnerabilidad de la Zonas Costeras Mexicanas ante el Cambio Climático*. SEMARNAT, INE, UNAM-ICMyL. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche:165-188.
- Fonseca, M.S. y J.A. Cahalan. 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35:565-576.

- Ford, J.D. 2009. Vulnerability of Inuit food systems to food insecurity as consequence of climate change: a case study from Igloodik, Nunavut. *Regional Environmental Change*, 9:83-100.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Forman, R.T.T. y M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. USA.
- Frankel, O.H. y M.E. Soulé. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge: Cambridge University Press. Cambridge.
- Fredlund, D.G., H. Rahardjo y M.D. Fredlund. 2012. *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, Nueva Jersey.
- Füssel, H.M. 2007. Vulnerability: a generally applicable conceptual framework for climate change research. *Global Environmental Change*, 17: 155-167.
- Gabriel, P. y J.L. Pérez 2006. Crecimiento poblacional e instrumentos para la regulación ambiental de los asentamientos humanos en los municipios costeros de México. *Gaceta Ecológica del Instituto Nacional de Ecología*, 79: 53-77.
- Galindo-González, J., S. Guevara y V.J. Sosa. 2000. Bat and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14:1693-1703.
- García-García, P.L., F. Martínez-Jerónimo, G. Vázquez, M.E. Favila y R. Novelo-Gutiérrez. 2012. Effects of land use on water quality and *Ceriodaphnia dubia* reproduction. *Hidrobiologica*, 22(3):229-243.
- García-Gimenez, E. 2012. *Materiales para la arquitectura sostenible: sostenibilidad en el Hostal Empúries (Girona)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de València. Valencia.
- García, E. 1981. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM. Ciudad de México.
- Ghermandi, A., J.C.J.M. van den Bergh, L.M. Brander, H.L.F. de Groot y P.A.L.D. Nunes. 2010. Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*, 46, DOI: 10.1029/2010WR009071
- Giese, L.A.B., W.M. Aust, R.K. Kolka y C.C. Trettin. 2003. Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 180:493-508
- Gilbert, A.J. y R. Janssen. 1998. Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. *Ecological Economics*, 25(3):323-346.
- Gilbertson, D.D., J.L. Schwenninger, R.A. Kemp y E.J. Rhodes. 1999. Sand-drift and soil formation along an exposed North Atlantic coastline: 14,000 years of diverse geomorphological, climatic and human impacts. *Journal of Archaeological Science*, 26(4):439-469.
- Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek y N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20:154-159.
- Goldstein, J.H., G. Caldarone, T.K. Duarte, D. Ennaanay, N. Hannahs, G. Mendoza, S. Polasky, S. Wolny y G.C. Daily. 2012. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land use decisions. *Proceedings National Academy of Sciences*, 109:7565-7570.
- Gómez-Baggethun, E. y R. de Groot. 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, 16(3):4-14.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P.L. Lomas y C. Montes. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6):1209-1218.
- Gómez-Pompa, A., C. Vázquez-Yanes y S. Guevara. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science*, 177:762-765.
- González-García, F. 2006. *Las Aves*. En: P. Moreno-Casasola (ed.) *Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha*. Instituto de Ecología A.C. Xalapa. Veracruz.
- González-Marín, R.M. 2013. *Proponiendo alternativas para la conservación y sustentabilidad de humedales en la planicie costera de Veracruz, México*. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz.
- González-Marín, R.M., P. Moreno-Casasola, R. Orellana y A. Castillo. 2012a. Palm use and social values in rural communities on the coastal plains of Veracruz, Mexico. *Environment, Development and Sustainability*, 14:541-555.
- González-Marín, R.M., P. Moreno-Casasola, R. Orellana y A. Castillo. 2012b. Traditional wetland palm uses in construction and cooking in Veracruz, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 11(3):408-413
- González-Marín, R.M., P. Moreno-Casasola, A.A. Castro-Luna y A. Castillo. 2016. Regaining the traditional use of wildlife in wetlands on the coastal plain of Veracruz, Mexico: ensuring food security in the face of global climate change. *Regional Environmental Change*. En prensa.
- González, L.J. y P. Moreno-Casasola. 1982. *Ecología de la vegetación de dunas costeras: efecto de una perturbación artificial*. *Biotica*, 7:533-550.

- Gordon, D.M. 2000. Plants as indicators of leafcutter bee (Hymenoptera: Megachilidae) nest habitat in coastal dunes. *Pan-Pacific Entomologist*, 76(4): 219-233.
- Götz, C.M. y T.N. Sierra-Sosa. 2011. Archeofauna of Xcambo, Yucatan, Mexico. *Antípoda. Revista de Antropología y Arqueología*, (13):119-145.
- Graham, L.L., y S.E. Page. 2012. Artificial bird perches for the regeneration of degraded tropical peat swamp forest: a restoration tool with limited potential. *Restoration Ecology*, 20:631-637.
- Graizbord, B., R. Palma-Grayeb, V.M. Mondragón, G. Chazaro-García y U. Bando. 2009. Análisis socioeconómico de la zona costera del Golfo de México. En: Buenfil-Friedman J. (ed.) *Adaptación a los Impactos del Cambio Climático en los Humedales Costeros del Golfo de México. Diagnóstico actual de la zona costera*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, SEMARNAT. Volumen I. México.
- Grečnárová, Z. 2013. Vegetácia pobrežných dún Mexika ako inšpiračný zdroj pri navrhovaní extenzívnych výsadiieb. Department of Plant Design and Maintenance. Tesis de Maestría. Slovenska Universita.
- Greenway, M. y A. Woolley. 1999. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering*, 12: 39-55.
- Guentzel, J.L., E. Portilla, K.M. Keith y E.O. Keith. 2007. Mercury transport and bioaccumulation in riverbank communities of the Alvarado Lagoon System, Veracruz State, Mexico. *Science of the Total Environment*, 388: 316-324.
- Guevara, S. 1986. Remnant forest trees: a traditional practice in tropical agriculture, Chapter V. Plant species availability and regeneration in Mexican tropical rain forest. Tesis Doctoral. Universidad de Uppsala. Uppsala, Suecia.
- Guevara, S. 2006. El paisaje del viento. En: P. Moreno-Casasola (ed.) *Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha*. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz: 311-326.
- Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. 2004. La fragmentación. En: S. Guevara, J. Laborde y G. Sánchez-Ríos (eds.). *Los Tuxtlas: el Paisaje de la Sierra*. Instituto de Ecología. A.C. y Unión Europea, Xalapa, Veracruz: 111-134
- Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. 2005. Los árboles que la selva dejó atrás. *Interciencia* 30(10):595-601.
- Guevara, S., S. Purata, y E. van der Maarel. 1986. The role of remnant trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66:74-84.
- Guevara, S. y J. Laborde. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107/108:319-338.
- Guevara, S. y P. Moreno-Casasola. 2008. El dilema de los recursos naturales: La ganadería en el trópico de México. *Guaraguao*, 29:9-23.
- Gutiérrez de Macgregor, T. y J. González Sánchez. 1999. Las costas mexicanas y su crecimiento urbano. *Investigaciones Geográficas*, 40:110-126.
- Guzmán, G. 1986. Distribución de los hongos en la región del Caribe y zonas vecinas. *Caldasia*, 15(71-75):103-120.
- Haase, R. 1999. Litterfall and nutrient return in seasonally flooded and non-flooded forest of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 117(1-3):129-147.
- Hairsine, P. y R. Grayson. 1992. Surface Transport and Decomposition Processes. En: J. Woodfull, B. Finlayson y T. McMahon (ed.). *Workshop Proceedings 'The Role of Buffer Strips in the Management of Waterway Pollution from Diffuse Urban and Rural Sources'*. University of Melbourne. Occasional Paper Series LWRDC.
- Hallegatte, S., C. Green, R.J. Nicholls y J. Corfee-Morlot. 2013. Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, 3:802-806.
- Halsnaes, K. y S. Traerup. 2009. Development and climate change: A mainstreaming approach for assessing economic, social, and environmental impacts of adaptation measures. *Environmental Management*, 43:765-778.
- Hammer, D. A. 1992. *Creating Freshwater Wetlands*. Chelsea, Mich. Lewis Publishers, Florida.
- Heelemann, S., C.B. Krug, K.J. Esler, C. Reisch y P. Poschod. 2012. Pioneers and perches—promising restoration methods for degraded Renosterveld habitats? *Restoration Ecology*, 20:18-23.
- Hardner, J. y R. Rice. 2002. Rethinking green consumerism. *Scientific American*, 89-95.
- Heiler, G., T. Hein, F. Schiemer y G. Bornette. 1995. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 351-361.
- Hernández, M.E., J.L. Marín-Muñoz, P. Moreno-Casasola y V. Vázquez. 2014. Comparing soil carbon pools and carbon gas fluxes in coastal forested wetlands and flooded grasslands in Veracruz, México. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 11(1):5-16.
- Hernández, M.E. 2010. Wetland soils as carbon sinks and sources of methane. *Terra Latinoamericana*, 28(2):139-147.
- Hernández, M.E. y W.J. Mitsch. 2007. Denitrification in created riverine wetlands: influence of hydrology and season. *Ecological Engineering*, 30:78-88.

- Hesp, P.A. 2000. Coastal sand dunes form and function. Coastal Dune Vegetation Network Technical Bulletin. Rotorua: New Zealand Forest Research Institute Limited. (4):28.
- Hesp, P.A., P. Schmutz, M.L. Martinez, L. Driskell, R. Orgera, K. Renken, N. Rodriguez-Novelo y O.A.J. Orocio. 2010. The effect on coastal vegetation of trampling on a parabolic dune. *Aeolian Research*, 2(2):105-111.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego, California.
- Hinrichsen, D. 1998. *Coastal Waters of the World. Trends, Threats, and Strategies*. Island Press, Washington, D.C.
- Hirschi, M., S.I. Seneviratne, V. Alexandrov, F. Boberg, C. Boroneant, O.B. Christensen, H. Formayer, B. Orlowsky y P. Stepanek. 2011. Observational evidence for soil moisture impact on hot extremes in southeastern Europe. *Nature Geoscience*, 4:17-21.
- Hol, G.W.H., A.W.G. van der Wurf, L. Skøt y R. Cook. 2008. Two distinct AFLP types in three populations of marram grass (*Ammophila arenaria*) in Wales. *Plant Genetic Resources: Characterization and Utilization*, 6:201-207.
- Holden, J., P.J. Chapman y J.C. Labadz. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*, 28(1):95-123.
- Holl, K.D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*, 6:253-261.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica*, 31:229-242.
- Holl, K.D., M.E. Loik, E.H.V. Lin y I.A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8:339-349.
- Holl, K.D. y R.B. Howarth. 2000. Paying for restoration. *Restoration Ecology*, 8:260-267.
- Hopfensperger, K.N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116(9):1438-1448.
- Howell, A.B. 1911. Some birds of the San Quintin Bay Region, Baja California. *The Condor*, 13(5):151-153.
- Hudson, B. 1994. Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49:189-194.
- Hudson, W.E. 1991. *Landscape Linkages and Biodiversity*. Island Press, Washington D.C.
- Hutchinson, L., P. Montagna, D. Yoskowitz, S. Scholz y J. Tunnel. 2013. Stakeholder perceptions of coastal habitat ecosystem services. *Estuaries and Coasts*. 38(1), 67-80.
- Iandolo, R.B. 2014. Las mujeres del arroz. Trabajadoras estacionales del Valle Padano: un oficio desaparecido. *Signos Lingüísticos*, 9(18).
- Iftekhar, M.S. y M.R. Islam. 2004. Managing mangroves in Bangladesh: A strategy analysis. *Journal of Coastal Conservation*, 10(1):139-146.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2005. Humedales potenciales. Escala 1:250000. México. www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/humedales/default.aspx, www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/humedales/carta-Geologica.aspx
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2007. Censo Agropecuario. Cría y explotación de animales en Veracruz de Ignacio de la Llave. SNIEG. Información de Interés Nacional.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. Conjunto de datos vectoriales de la Carta de Humedales Potenciales. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos de los Hogares. Disponible en http://www.inegi.org.mx/est/lista_cubos/consulta.aspx?p=en cue&c=7 (Consultado 31 agosto 2015).
- Infante-Mata, D., P. Moreno-Casasola y C. Madero-Vega. 2014. *Pachira aquatica* ¿un indicador del límite del manglar? *Revista Biodiversidad*, 85:143-160.
- Infante-Mata, D., P. Moreno-Casasola, C. Madero-Vega, G. Castillo-Campos y B.C. Warner. 2011. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forested wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 262(8):1514-1531.
- Infante-Mata, D., L.A. Peralta-Peláez y A.A. Arrocha. 2009. Obtención de datos de salinidad, conductividad y pH del agua. En: Moreno-Casasola, P. y B. Warner. (ed.). *Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales*. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Veracruz.
- Infante-Mata, D., P. Moreno-Casasola y C. Madero-Vega. 2012. Litterfall of tropical forested wetlands of Veracruz in the coastal floodplain of the Gulf of Mexico. *Aquatic Botany*, 98 (1):1-11.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Fourth assessment report: synthesis report. Geneva.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2012. Gestión de los riesgos de fenómenos meteorológicos extremos y desastres para mejorar la adaptación al cambio climático. Resumen para responsables de políticas. Informe de los Grupos de trabajo I y II del IPCC. OMN y PNUMA.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2012. Informe especial sobre la gestión de los riesgos de fenómenos meteorológicos extremos y desastres para mejorar la adaptación al cambio climático: resumen para responsables de políticas ¹_{ISPR}.
- Jaurand, E. 1999. Il glacialismo negli Appennini. Testimonianze geomorfologiche e riferimenti cronologici e paleoclimatici. Bolletino de la Società Geografica Italiana, 12(6):399-432.
- Jenny, H. 1980. The Soil Resource. Origins and Behaviour. Ecological Studies, 37. Springer Verlag, Berlín.
- Jiménez-Badillo, M.L. 2005. Caracterización de la pesca en la zona costera veracruzana. En: P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa-Rojas y A.C. Travieso-Bello (eds.). Manejo Costero Integral: el Enfoque Municipal. Volumen 1. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz: 265-295.
- Jiménez-Orocio, O., I. Espejel y M.L. Martínez. 2015. La investigación científica sobre dunas costeras de México: origen, evolución y retos. Revista Mexicana de Biodiversidad, 86 (2):486–507
- Johnston, C.A., N.E. Detenbeck y G.J. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity: A landscape approach. Biogeochemistry, (10):105-141.
- Jones, L., S. Angus, A. Cooper, P. Doody, M. Everard. A. Garbutt, P. Gilchrist, J. Hansom, R. Nicholls, K. Pye, N. Ravenscroft, S. Ree, P. Rhindy y A. Whitehouse. 2010. Capítulo 11: Coastal Margin Habitats. UK National Ecosystem Assessment.
- Juanotena, I.C. 1998. Aproximación al estudio de la flora de las dunas costeras del litoral sudoeste francés. Lurralde: Investigación y Espacio, (21):45-75.
- Juárez-Eusebio, A., J.L. Rojas-Galaviz, C. Mora-Pérez y D. Zárate-Lomelí. 2006. Los Peces. En: P. Moreno-Casasola (ed.). Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz: 303-340.
- Jungerius, P.D., y F. Van der Meulen. 1988. Erosion processes in a dune landscape along the Dutch coast. Catena, 15(3):217-228.
- Junk, W.J. 2002. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. Environmental Conservation, 29(4):414-435.
- Kaneko, K., K. Oshida y H. Matsushima. 2013. Ecosystem services of coastal sand dunes saw from the aspect of Sake breweries in Chiba Prefecture, Japan: A comparison of coastal and inland areas. Open Journal of Ecology, 3 (1):48-52.
- Karr, J.R. 1996. Ecological integrity and ecological health are not the same. En: P.C. Schulze (ed.). Engineering within Ecological Constraints. National Academy Press, Washington.
- Kellman, M., J. Hudson y K. Sammugadas. 1982. Temporal variability in atmospheric nutrient influx to a tropical ecosystem. Biotropica, 14:1-9.
- Kellman, M. y N. Roulet. 1990. Nutrient flux and retention in tropical sand-dune succession. Journal of Ecology, 78(3):664-676.
- Khan, N., R. Suwa y A. Hagihara. 2007. Carbon and nitrogen pools in a mangrove stand of *Kandelia obovata* (S., L.) Yong: vertical distribution in the soil-vegetation system. Wetlands Ecology and Management, 15(2):141-15.
- Kholkhal, W., F. Ilias, B. Chahrazed y F.A. Bekkara. 2012. *Eryngium maritimum*: A rich medicinal plant of polyphenols and flavonoids compounds with antioxidant, antibacterial and antifungal activities. Current Research Journal of Biological Sciences, 4(4):437-443.
- Kirschner, A.K.T., B. Riegl y B. Velimirov. 2001. Degradation of emergent and submerged macrophytes in a oxbow lake of an embanked backwater system: implications for the terrestrialization process. International Review of Hydrobiology, 86(4-5):555-571.
- Kikowska, M., B. Thiem, E. Siliwinska, M. Rewers, M. Kowalczyk, A. Stochmal y W. Oleszek. 2014. The effect of nutritional factors and plant growth regulators on micropropagation and production of phenolic acids and saponins from plantlets and adventitious root cultures of *Eryngium maritimum* L. Journal of Plant Growth Regulation, 33:809–819.
- Kim, K.D. 2005. Invasive plants on disturbed Korean sand dunes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 62(1):353-364.
- Kim, S.Y., A.J. Veraart, M. Meima-Franke y P.L. Bodelier. 2015. Combined effects of carbon, nitrogen and phosphorus on CH₄ production and denitrification in wetland sediments. Geoderma, 259-260:354–361.
- Kindermann, G. y M.J. Gormally. 2010. Vehicle damage caused by recreational use of coastal dune systems in a Special Area of Conservation (SAC) on the west coast of Ireland. Journal of Coastal Conservation, 14:173-188.
- Krieger, D.J. 2001. The economic value of forest ecosystem services: a review. Wilderness Society. Washington DC.
- Kutieli, P., E. Eden y Y. Zhevelev. 2002. Effect of experimental trampling and off-road motorcycle traffic on soil and vegetation of stabilized coastal dunes, Israel. Environmental Conservation 27(1):14 - 23

- Kutílek, M. y D.R. Nielsen. 1994. *Soil Hydrology*. Catena Verlag, Cremlingen-Destedt, Alemania.
- Laborde, J. 1996. Patrones de vuelo de aves frugívoras en relación a los árboles en pie en potreros de Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Laborde, J., S. Guevara y G. Sánchez-Ríos. 2008. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rain-forest trees outside forest fragments. *Ecoscience*, 15:6-16.
- Laborde, J., S. Guevara y G. Sánchez-Ríos. 2011. Diversidad florística en potreros de Los Tuxtlas. En: CONABIO (coord.) *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Volumen I*. CONABIO, Gob. Edo. Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. Ciudad de México: 247-259.
- Lambers, H., F.S. Chapin III y T.L. Pons. 2008. *Plant Physiological Ecology*. New York, Springer, Berlin.
- Landell-Mills, N. y I.T. Porras. 2002. Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. *Instruments for Sustainable Private Sector Forestry*. Londres. IIED.
- Landgrave, R. y P. Moreno-Casasola. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental*, 4(1):19-35.
- Lango-Reynoso, F., M.R. Castañeda-Chávez, C. Landeros-Sánchez, I. Galavíz-Villa, G.C. Navarrete-Rodríguez y A. Soto-Estrada. 2012. Cd, Cu, Hg and Pb, and organo-chlorines pesticides in commercially important benthic organism's coastal lagoons, SW Gulf of Mexico Agricultural Science. www.todayscience.org
- Lascrain, M., S. Avendaño, S. del Amo y A. Niembro. 2010. *Guía de Frutos Comestibles en Veracruz*. CONAFOR-CONACYT. México.
- Lazos-Ruíz, A.E. 2014. La participación rural en la conservación de la naturaleza. Tesis Doctoral. Centro Iberoamericano de la Biodiversidad de la Universidad de Alicante (Alicante, España) e Instituto de Ecología A.C. (Xalapa, México).
- Lazos-Ruíz, A.E., P. Moreno-Casasola y E. Galante. 2014a. Empresa Rural Verde: desarrollando criterios de sustentabilidad con la comunidad rural. *Forum de Sostenibilidad*, 6:3-16.
- Lazos-Ruíz, A.E., P. Moreno-Casasola y E. Galante. 2014b. Green Rural Enterprises: guidelines for empowering local groups towards sustainable ventures. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(12):1849-1871.
- Lazos-Ruíz, A.E., P. Moreno-Casasola, S. Guevara, C. Gallardo y E. Galante. 2016. El uso de los árboles en Jamaica: la tradición y las mejores prácticas. *Madera y Bosques*, 22(1):17-36.
- Le Bissonnais, Y. y M.J. Singer. 1992. Crusting, runoff, and erosion response to soil water content and successive rainfall. *Soil Science Society of America Journal*, 56:1898-1903.
- León, C., V. Magaña, L. Guigue. 2010. La adaptación al cambio climático: ¿de quién o para quién? Siete argumentos para un manual. En: M.J. Cárdenas (comp.). *México ante el Cambio Climático. Evidencias, Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación*. Greenpeace. Disponible en: <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2010/6/vulnerabilidad-mexico.pdf>
- Levin, N., G.J. Kidron y E.Y.A.L. Ben-Dor. 2006. The spatial and temporal variability of sand erosion across a stabilizing coastal dune field. *Sedimentology*, 53(4):697-715.
- Ley de Aguas Nacionales. 2013. Última reforma, DOF 07-06-2013.
- Lézy, E. 1999. La littoralization des activités humaines a l'échelle mondiale. En: M.A. Gervais-Lambony (ed.). *Les Littoraux*. Atlante. Bélgica.
- Lin, Y.M., J.W. Liu, P. Xiang, P. Lin, Z.H. Ding y L.D.S.L. Sternberg. 2007. Tannins and nitrogen dynamics in mangrove leaves at different age and decay stages (Jiulong River Estuary, China). *Hydrobiologia*, 583(1):285-295.
- Lindeboom, H. 2002. The coastal zone: an ecosystem under pressure. En: J.G. Field, G. Hampel y C. Summerhayes (eds.). *Oceans 2020, Science, Trends and the Challenge of Sustainability*, Island Press, Washington DC: 49-84.
- Linnik, M. e I. Zubenko. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds. *Lakes & Reservoirs. Research and Management*, 5(1):11-21.
- López-Portillo, J.A., V.M. Vásquez-Reyes, L. Gómez-Aguilar y A.G. Priego-Santander. 2010. Humedales. En: E. Florescano y J. Ortíz-Escamilla (coords.). *Atlas del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural de Veracruz*. Gobierno del Estado de Veracruz. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana. Universidad Veracruzana. Xalapa, México.
- López-Ramírez, M.C. 2007. Germinación, establecimiento y crecimiento de seis especies en matorrales de dunas costeras. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- López-Rosas, H. y P. Moreno-Casasola. 2012. Invader versus natives: Effects of hydroperiod on competition between hydrophytes in a tropical freshwater marsh. *Basic and Applied Ecology*. 13:40-49.
- López-Rosas, H., F. López-Barrera, P. Moreno-Casasola, G. Aguirre-León, E. Cázares-Hernández y L. Sánchez-Higueredo. 2010. Indicators of recovery in a tropical freshwater marsh invaded by an African grass. *Ecological Restoration*, 28 (3):324-332.

- López-Rosas, H., P. Moreno-Casasola y I.A. Mendelssohn. 2006. Effects of experimental disturbance on a tropical freshwater marsh invaded by the African grass *Echinochloa pyramidalis*. *Wetlands*, 29:593-604.
- Lot, A. y A. Novelo. 1990. Forested wetlands of Mexico. En: A.E. Lugo, M. Brinson y S. Brow (eds.). *Ecosystems of the World. Forested Wetlands*. Elsevier. Amsterdam.
- Lubchenco, J., A.M. Olson, L.B. Brubaker, S.R. Carpenter y M.M. Holland. 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology*, 72:371-412.
- Lubina, J.A. y S.A. Levin. 1988. The spread of a reinvading species: range expansion in the California sea otter. *American Naturalist*, 131:526-543.
- Malvido, E. 1993. La Nueva España a principios del siglo XIX. En: Consejo Nacional de Población (CONAPO). *La Población de México. Una Visión Histórico-Demográfica. Tomo III. México en el siglo XIX*. Ciudad de México.
- Mankiw, N.G. 2002. *Macroeconomía: Principios de Economía*. McGraw-Hill Interamericana de España. Madrid.
- Marín-Muñiz, J.L., M.E. Hernández y P. Moreno-Casasola. 2014. Comparing soil carbon sequestration in coastal freshwater wetlands with various geomorphic features and plant communities in Veracruz, Mexico. *Plant Soil*, 378:189-203.
- Martelo, J. y J.A. Lara Borrero. 2012. Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencias*, 8:221-243.
- Martín, I. y J. Fernández. 1992. Nutrient dynamics and growth of a cattail crop (*Typha latifolia* L.) developed in an effluent with high eutrophic potential — application to wastewater purification systems. *Bioresource Technology*, 42(1):7-12.
- Martínez-Alonso, C., B. Locatelli, R. Vignola y P. Imbach. 2010. Adaptación al Cambio Climático y Servicios Ecosistémicos en América Latina. CATIE (Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza), Turrialba, Costa Rica.
- Martínez, M.L. y N. Psuty. 2004. Coastal Dunes. *Ecological Studies*, 171:279-296.
- Martínez, M.L. y P. Moreno-Casasola. 1998. The biological flora of coastal dunes and wetlands *Chamaecrista chamaecristoides* (Colladon) I.&B. *Journal of Coastal Research*, 14(1):162-174.
- Martínez, M.L., G. Mendoza-González, R. Silva-Casarín and E. Mendoza-Baldwin. 2014. Land use changes and sea level rise may induce a “coastal squeeze” on the coasts of Veracruz, Mexico. *Global Environmental Change*, 29: 180-188.
- Martínez, M.L., G. Vázquez y S. Sánchez-Colón. 2001. Spatial and temporal variability during primary succession on tropical coastal sand dunes. *Journal of Vegetation Science*, 12:361-372.
- 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. CONAFOR.
- Masera, O., R. Díaz y V. Berrueta. 2006. Programa para el uso sustentable de la leña en México: de la construcción de estufas a la apropiación de la tecnología. *Revista Digital Entorno TCSD*, 03-05.
- Maskrey, A. 1993. Los desastres no son naturales, Santiago de Chile: LA RED (Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina).
- McClanahan, T.R. y R.W. Wolfe. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: The role of birds and perches. *Conservation Biology*, 7:279-288.
- McDonnell, M.J., y E.W. Stiles. 1983. The structural complexity of old-field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia*, 56:109-116.
- McIntyre, S. y G.W. Barrett. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology*, 6:146-147.
- McKee, K.L. 2011. Biophysical controls on accretion and elevation change in Caribbean mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91:475-483.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington DC.
- Mendoza-González, G., M.L. Martínez, D. Lithgow, O. Pérez-Maqueo and 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* 82: 23-32.
- Mendoza, E., R. Silva, C. Enriquez-Ortiz, I. Mariño-Tapia, and A. Felix. 2015. Analysis of the hazards and vulnerability of the Cancun beach system. En: M. Chávez, M. Ghil y J. Urrutia-Fucugauchi (eds.). *Extreme Events: Observations, Modeling, and Economics*. John Wiley & Sons Inc, Nueva York
- Merino, J., M.E. Figueroa, L. Ramírez Díaz y F. García Novo. 1978. Influencia del clima y la topografía sobre el crecimiento del pino piñonero en las dunas del Parque Nacional de Doñana. *Comunicaciones a la V Reunión de Meteorología*, Santiago de Compostela, La Coruña: 169-180.
- Michel-Villalobos, C.A. 2014. Valoración relativa de los sistemas costeros de la Bahía de Todos Santos. Línea base para el futuro manejo basado en servicios ecosistémicos (ESBM). Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México.

- Middleton, B.A. y K.L. McKee. 2005. Primary production in an impounded baldcypress swamp (*Taxodium distichum*) at the northern limit of the range. *Wetlands Ecology and Management*, 13:15-24
- Millington, J.A., C.A. Booth, M.A. Fullen, G.M. Moore, I.C. Trueman, A.T. Worsley, N. Richardson y E. Baltreñaite. 2009. The role of long term landscape photography as a tool in dune management. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 17(4):253-260.
- Ming, J., L. Xianguo, X. Linshu, C. Lijuan y T. Shouzheng. 2007. Flood mitigation benefit of wetland soil -a case study in Momoge National Nature Reserve in China. *Ecological Economics*, 61:217-223.
- Miranda, F. y E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica México*, 28:29-178.
- Mitra, S., R. Wassmann y P. Vlek. 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*, 88(1):25-35.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35(1):25-33.
- Mitsch, W.J. y J. Gosselink. 2007. *Wetlands*. Cuarta edición. John Wiley and Sons Inc. Nueva York.
- Mollema, P.N., M. Antonellini, A. Minchio y G. Gabbianelli. 2008. The Influence of three-dimensional dune topography on salt water intrusion in Marina Romea, Italy: a numerical modeling study using LIDAR data. *Proceedings of the 20th Salt Water Intrusion Meeting*, Naples, Florida.
- Montaño, N.M., A. Alarcón, S.L. Camargo-Ricalde, L.V. Hernández-Cuevas, J. Álvarez-Sánchez, M.D.C.A. González-Chávez y R. Ferrera-Cerrato. 2012. Research on arbuscular mycorrhizae in Mexico: an historical synthesis and future prospects. *Symbiosis*, 57(3):111-126.
- Montes Cartas, C.G., S. Castillo y J. López-Portillo. 1999. Distribución del manglar en cuatro sistemas lagunares en la costa de Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 64:25-34.
- Mooney, H., A. Cropper y W. Reid. 2005. Confronting the human dilemma. *Nature*, 434(7033):561-562.
- Moreno, E., A. Guerrero, M. Gutierrez, C. Ortiz y D. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques*, Número especial: 115-128
- Moreno-Casasola, P. 1986. Sand movement as a factor in the distribution of plant communities in a coastal dune system. *Vegetation*, 65(2):67-76.
- Moreno-Casasola, P. 2004. A case study of conservation and management of a tropical sand dune system: La Mancha-El Llano. En: M.L. Martínez, N. Psuty y R. Luke. (eds.). *Coastal sand dunes. Ecology and Conservation. Ecological Studies 171*. Springer Verlag. Nueva York: 319-334.
- Moreno-Casasola, P. 2006. Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P. 2008. Los humedales en México: tendencias y oportunidades. *Cuadernos de Biodiversidad*, 28:10-18.
- Moreno-Casasola, P. 2010. La educación ambiental como un instrumento hacia la creación de un desarrollo costero sustentable. En: A. Castillo y E. González Gaudiano (coord.). *Educación Ambiental y Manejo de Ecosistemas en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Moreno-Casasola, P. 2010. Veracruz. Mar de Arena. Gobierno del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y de la Revolución Mexicana. Universidad Veracruzana. Xalapa.
- Moreno-Casasola, P. 2011. La sociedad y los humedales: servicios ecosistémicos para salvaguardar la vida y la economía. En: H. Barcelata Chávez. (comp.). Veracruz. *Pensar el Desarrollo*. Consejo Académico de Veracruz. Universidad de Xalapa. Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P. y A.C. Travieso Bello. 2006. Las playas y dunas. En: P. Moreno-Casasola (ed.). *Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha*. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P. y B. Warner. 2009. Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no. 1. RAMSAR, Instituto de Ecología, A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service. US State Department. Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P. y D. Infante-Mata. 2010. Los manglares y las selvas inundables. CONAFOR-Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P. y G. Vázquez. 2006. Las comunidades de las dunas. En: P. Moreno-Casasola (ed.). *Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha*. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P. y K. Paradowska. 2009. Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y Bosques*, 15 (3): 21-44.
- Moreno-Casasola, P., D. Infante-Mata y H. López-Rosas. 2012. Tropical freshwater swamps and marshes. En: D.P. Batzer y A.H. Baldwin. *Wetland Habitats of North America: Ecology and Conservation Concerns*. University of California Press: 267-282.

- Moreno-Casasola, P., E. Cejudo, D. Infante-Mata, H. López-Rosas, G. Castillo-Campos, A. Capistrán, J. Pale-Pale y A. Campos. 2010. Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87:29-50.
- Moreno-Casasola, P., E. Peresbarbosa Rojas y A.C. Travieso Bello. 2005. Manejo Costero Integral: el Enfoque Municipal. Volumen I, II y III.. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz.
- Moreno-Casasola, P., 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*, 200 (1): 37-52.
- Moreno-Casasola, P., H. López-Rosas y K. Rodríguez Medina. 2014. From tropical wetlands to pastures on the coast of the Gulf of Mexico. *Revista Pastos*, 42(2):183-215.
- Moreno-Casasola, P., M.E. Hernández y A. Campos. (En prensa). Hydrology, soil carbon sequestration and water retention along a coastal wetland gradient in the Alvarado Lagoon System, Mexico. *Journal of Coastal Research*.
- Moreno-Casasola, P., M.L. Martínez, G. Castillo-Campos y A. Campos. 2013. The impacts on natural vegetation following the establishment of exotic *Casuarina* plantations. En: M.L. Martínez, J.B. Gallego-Fernández y P.A. Hesp (eds.). *Coastal Dune Restoration*. Springer Series on Environmental Management. 14:217-233.
- Moreno-Casasola, P., S. Castillo-Argüero y M.L. Martínez. 2011. Flora de las playas y los ambientes arenosos (dunas) de las costas. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) (ed.) *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología A. C. Veracruz: 229-238.
- Moreno-May, G.J., J.G. Cerón-Bretón, R.M. Cerón-Bretón, J.J. Guerra Santos, L.E. Amador del Ángel, E. Endañú-Huerta. 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen. *Unacar Tecnología*, 4:23-39.
- Moroyoqui-Rojo, L., F.J. Flores-Verdugo, G. Hernández-Carmona, M. Casas-Valdez, R. Cervantes-Duarte, y E.H. Nava-Sánchez. Remoción de nutrientes con dos especies de mangle (*Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*) en estanques experimentales de cultivo de camarón (*Litopenaeus vannamei*). *Ciencias Marinas*, 38(2): 333-346.
- Mottier, V., F. Brissaud, P. Nieto y Z. Alamy. 2000. Wastewater treatment by infiltration percolation: A case study. *Water Science and Technology*, 41(1):77-84.
- Nadeau, T.L. y M. Cable Rains. 2007. Hydrological connectivity between headwater streams and downstream waters: how science can inform policy. *Journal of the American Water Resources Association*, 43 (1): 118-133.
- Naranjo, E.J., M.M. Guerra, R.E. Bodmer y J.E. Bolaños. 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology*, 24(2):233-253.
- Nepstad, D.C., C.A. Pereira y J.M. Cardoso Da Silva, 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of Eastern Amazonia. *Oikos*, 76: 25-39.
- Neri Flores, I., O.A. Escolero-Fuentes, S. Pérez-Torres y G. Riquer-Trujillo. 2014. Inundaciones por agua subterránea en zonas costeras. Caso de estudio: acuífero de Veracruz. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66:247-261.
- Nicholls, R.J. 2004. Coastal flooding and wetland loss in the 21st century: Changes under the SRES climate and socioeconomic scenarios. *Global Environmental Change*, 14:69-86.
- Nielsen, E. y R. Rice. 2004. Sustainable forest management and conservation incentive agreement and conservation incentive agreements. *International Forestry Review*, 6:56-60.
- Norma Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012. Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas.
- Norma Mexicana NMX-AA-42-1987. Calidad del Agua. Determinación del número mas probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* Presuntiva.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Norma Oficial Mexicana NOM-015-CONAGUA-2007. Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua.
- Noss, R.F. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. En: W.E. Hudson (ed.). *Landscape Linkages and Biodiversity*. Island Press, Washington D.C.
- Nyman, J.A., R.D. Delaune y W.H. Patrick Jr. 1990. Wetland soil formation in the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain: mineral and organic matter relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31:57-69.
- Ojasti, J. 1993. Utilización de la Fauna Silvestre en América Latina. Situación y Perspectivas para el Manejo Sostenible. *Guía FAO Conservación N° 25*. FAO, Roma, Italia.
- Oki, T. y S. Kanae. 2006. Global hydrological cycles and world water resources. *Science*, 313:1068-1072.

- Oliveira, P.S., V. Rico-Gray y C. Castillo-Guevara. 1999. Interaction between ants, extrafloral nectaries and insect herbivores in Neotropical coastal sand dunes: herbivore deterrence by visiting ants increases fruit set in *Opuntia stricta* (Cactaceae). *Functional Ecology*, 13(5):623-631
- Olmsted, I.C. 1993. Wetlands of Mexico. En: Whigham D.F., D. Dykyjová y S. Hejný (ed.). *Wetlands of the World I: Inventory, Ecology and Management. Handbook of vegetation Science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 637-678.
- Olmsted, I.C. y R. Durán G. 1986. Aspectos ecológicos de la selva baja inundable de la Reserva Sian Ka'an, Quintana Roo, México. *Biotica*, 11(39):151-179.
- Orth, R.J., T.J.B. Carruthers, W.C. Dennison, C.M. Duarte, J.W. Fourqurean, K.L. Heck Jr, A.R. Hughes, G.A. Kendrick, W.J. Kenworthy, S. Olyarnik, F.T. Short, M. Waycott y S.L. Williams. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12):987-996.
- Ortiz-Lozano, L., A. Granados-Barba y I. Espejel. 2007. El contexto regional del área marina protegida Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y las implicaciones para su manejo sustentable. En: A. Granados-Barba, L.G. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández (eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad de Campeche. México: 275-286.
- Ortiz-Pérez, M.A. y G. de la Lanza-Espino. 2006. Diferenciación del Espacio Costero de México: Un Inventario Regional. *Geografía para el Siglo XXI. Serie Textos Universitarios No. 3*. Instituto de Geografía, UNAM. Ciudad de México.
- Ortiz-Pulido, R., H.G. de Silva, F. González-García y A. Álvarez A. 1995. Avifauna del Centro de Investigaciones Costeras La Mancha, Veracruz. México. *Acta Zoológica Mexicana*, 66:87-118.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Othman, J., J. Bennett y R. Blamey. 2004. Environmental values and resource management options: a choice modeling experience in Malaysia. *Environment and Development Economics*, 9(06):803-824.
- Ozalp, M., W.H. Conner y B. Graeme Lockaby. 2007. Above-ground productivity and litter decomposition in a tidal freshwater forested wetland on Bull Island, SC, USA. *Forest Ecology and Management*, 245:31-43.
- Packham, J.R. y A.J. Willis. 1997. *Ecology of Dunes, Salt marsh and Shingle*. Chapman & Hall. University Press. Cambridge.
- Padilla y Sotelo, S. 2000. La población en la región costera de México en la segunda mitad del siglo XX. *Investigaciones Geográficas*, 41:81-95.
- Pant, H., J. Rechcigl y M. Adjei. 2003. Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment*, 1:308-313.
- Paradowska, K. 2006. El poblamiento y el territorio. En: P. Moreno-Casasola (ed.). *Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha*. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz: 35-64.
- Pate, J. y J. Loomis. 1997. The effect of distance on willingness to pay value: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics*, 20:199-207.
- Patriquin, D. 2003. Water, soil and organic matter: a complex relationship. *Eco-farm and Garden Summer*.
- Paul, E.A. 2014. *Soil Microbial, Ecology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego, California.
- Payne, C.R. y P.H. Sand. 2011. *Gulf War Reparations and the UN Compensation Commission*. Environmental Liability. Oxford University Press. New York.
- PECC (Programa Especial de Cambio Climático 2008 – 2012). Ejecutivo Federal. 2009. http://www.semarnat.gob.mx/quessemarnat/politica_ambiental/cambioclimatico/Pages/estrategia.aspx
- Peralta-Peláez, L.A., D. Infante-Mata y P. Moreno-Casasola. 2009. Construcción e instalación de piezómetros. En: P. Moreno-Casasola y B. Warner (eds.). *Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales. Serie Costa Sustentable no 1*. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Veracruz: 17-30.
- Peralta-Peláez, L.A., P. Moreno-Casasola y H. López-Rosas. 2014. Hydrophyte composition of dune lakes and its relationship to land-use and water physicochemistry in Veracruz, Mexico. *Marine and Freshwater Research*, 65(4):312-326.
- Pérez-Maqueo, O., M.L. Martínez, G. Mendoza-González, R.A. Feagín y J.B. Gallego-Fernández. 2013. The Coasts and Their Costs. En: M.L. Martínez, J.B. Gallego-Fernández y P.A. Hesp (eds.). *Restoration of Coastal Dunes*. Springer Series on Environmental Management. Springer.
- Pesci R., J. Pérez y L. Pesci. 2007. *Proyectar la Sustentabilidad. Enfoque y Metodología de FLACAM para Proyectos de Sustentabilidad*. Editorial CEPA, Argentina.
- Petanidou T., A.C. Ellis-Adam, J.C.M. den Njjs y J.G.B. Oostermeijer. 1998. Pollination ecology of *Gentianella uliginosa*, a rare annual of the Dutch coastal dunes. *Nordic Journal of Botany*, 18(5):537-548.
- Picardat, A. 1999. Les littoraux, un enjeu stratégique? En: M.A. Gervais-Lambony (ed.). *Les Littoraux*. Atlante, Bélgica.

- Pilkey, O.H. y K.C. Pilkey. 2011. Global climate change. A primer. Duke University Press. Durham.
- Pilkey, O.H., J. Bullock y B.A. Cowan. 1998. The North Carolina shore and its barrier islands. Duke University Press. Durham.
- Pilkey, O.H. y J.A.G. Cooper. 2014. The Last Beach. Duke University Press, Durham.
- Pliz, D. y R. Molina. 2002. Commercial harvests of edible mushrooms from the forests of the Pacific Northwest United States: issues, management, and monitoring for sustainability. *Forest Ecology and Management*, 155:3–16.
- Portilla-Ochoa, E., G. Silva-López, H. García Campos y M. Ramírez-Salazar. 1998. Paisajes amenazados en el complejo lagunar de Álvaro. En: G. Silva-López, G. Vargas, G. Montero y J. Velasco-Toro (eds.). *De Padre Río y Madre Mar: Reflejos de la Cuenca baja del Papaloapan*, Vol. II. Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa. México.
- Postel, S.L. y S.R. Carpenter. 1997. Freshwater ecosystem services. En: Daily G.C. (ed.). *Nature's Services*. Island Press, Washington D.C.
- Powers, A.H., J. Padmore y D.D. Gilbertson. 1989. Studies of late prehistoric and modern opal phytoliths from coastal sand dunes and machair in northwest Britain. *Journal of Archaeological Science*, 16(1):27–45.
- Price, W.D., M.R. Burchell II, W.F. Hunt y G.M. Chescheir. 2013. Long-term study of dune infiltration systems to treat coastal stormwater runoff for fecal bacteria. *Ecological Engineering*, 52:1–11.
- Pringle, C. 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes*, 17: 2685–2689.
- Putz, F.E. y H.T. Chan. 1986. Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 17:211–230.
- Pye, K. y H. Tsoar. 1990. *Aeolina Sand and Sand Dunes*. Unwin Hyman. Londres.
- Rahim, A.A., E. Rocca, J. Steinmetz, M.J. Kassim, M.S. Ibrahim y H. Osman. 2008. Antioxidant activities of mangrove *Rhizophora apiculata* bark extracts. *Food Chemistry*, 107(1):200–207.
- Rahim, A.A., E. Rocca, J. Steinmetz, M.J. Kassim, R. Adnan y M.S. Ibrahim. 2007. Mangrove tannins and their flavonoid monomers as alternative steel corrosion inhibitors in acidic medium. *Corrosion Science*, 49(2):402–417.
- Ramírez-Pinero, M y S. Guevara. 2016. Técnicas, Mañas y Prácticas para Recuperar y Cuidar los Árboles y el Monte en los Médanos de Veracruz. INECOL, OIMT, CONAFOR. Xalapa, Veracruz.
- Ramírez-Pinero, M. 2012. Técnicas para la restauración de la selva baja caducifolia en el centro de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz.
- Ramos-Rosas, N.N., C. Valdespino Quevedo, J. García-Hernández, J.P. Gallo Reynoso y E.J. Olguín Palacios. 2013. Heavy metals in the habitat and throughout the food chain of the Neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in protected Mexican wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(0): 1163–1173.
- Ranwell, D.S. 1972. *Ecology of Salt Marshes and Sand Dunes*. Chapman and Hall. Londres.
- Raymond, C.M., B.A. Bryan, D.H. Macdonald, A. Cast, S. Strathearn, A. Grandgirard y T. Kalivas. 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68:1301–1315.
- Read, D.J. 1989. Mycorrhizas and nutrient cycling in sand dune ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. Section B. Biological Sciences*, 96:89–110.
- Reager, J.T., B.F. Thomas y J.S. Famiglietti. 2014. River basin flood potential inferred using GRACE gravity observations at several months lead time. *Nature Geoscience*, 7:588–592.
- Richard, G., I. Cousin, J.F. Sillon, A. Bruand y J. Guerif. 2001. Effect of compaction on soil porosity: consequences on hydraulic properties. *European Journal of Soil Science*, 52:49–58.
- Richter Jr, D.D. y D. Markewitz. 2001. *Understanding Soil Change: Soil Sustainability over Millennia, Centuries, and Decades*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rico-Gray, V. 1993. Use of plant-derived food resources by ants in the dry tropical lowlands of coastal Veracruz, Mexico. *Biotropica*, 25 (3): 301–315.
- Rico-Gray, V. y P.S. Oliveira. 2007. *The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rivera-Arriaga, E. y G. Villalobos. 2001. The coast of Mexico: approaches for its management. *Ocean & Coastal Management*, 44(11):729–756.
- Rivera-Guzmán, N. 2014. Distribución temporal y espacial de dos especies de pastos marinos (*Halodule wrightii* Ascherson y *Ruppia maritima* L.) en lagunas costeras de Veracruz, México. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología A.C., Xalapa. Veracruz.
- Rivera-Guzmán, N., P. Moreno-Casasola, S.E. Ibarra-Obando, V.J. Sosa y J. Herrera-Silveira. 2014. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean & Coastal Management*, 87:30–39.

- Robinson, J. y K. Redford. 1991. Neotropical Wildlife Use and Conservation. University of Chicago Press, Chicago.
- Robertson, N. y S. Wunder. 2005. Fresh tracks in the forest: Assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia (draft). En: CIFOR. Disponible en: http://www.cifor.org/pes/sp/publications/pdf_files/BRoberts0n0501.pdf
- Robledo Ruíz, A. 2013. Análisis de los servicios de mitigación de impactos por tormentas y huracanes que proporcionan los humedales de Ciénega del Fuerte para Tecolutla, Veracruz. Facultad de Ingeniería Química. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz.
- Rodríguez Herrero, P.H., R. Palma-Grayeb, V.M. Mondragón, G. Cházaro-García y U. Bando. 2009. Diagnóstico hidrológico de la zona costera del Golfo de México. En: J. Buenfil-Friedman (ed.). Adaptación a los Impactos del Cambio Climático en los Humedales Costeros del Golfo de México. Volumen I. Diagnóstico Actual de la Zona Costera. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. SEMARNAT, Ciudad de México.
- Rodríguez Herrero, P.H. 2006. Ciudad y ambiente en el Golfo de México: Una mirada al proceso de urbanización y su impacto ambiental en las costas del México (con particular referencia a Veracruz). En: P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa-Rojas y A.C. Travieso-Bello (eds.). Estrategias para el Manejo Costero Integral: el Enfoque Municipal. Instituto de Ecología A.C., CONANP y Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa, Veracruz: 455-476.
- Rodríguez Medina, K. 2011. Efecto de la ganadería y la quema sobre la vegetación y el suelo de los humedales herbáceos (popales) del Municipio de Alvarado, Veracruz. Tesis de Maestría en Ecología y Manejo de Recursos. Instituto de Ecología A.C., Xalapa. Veracruz.
- Rodríguez Medina, K. y P. Moreno-Casasola. 2013. Effect of livestock on soil structure and chemistry in the coastal marshes of the central Gulf Coast of Mexico. *Soil Research*, 51(3):341-349.
- Rodríguez-Revelo, N., G. Rendón-Márquez, I. Espejel, O. Jiménez Orocio y M.L. Martínez-Vázquez. 2014. Análisis de proveniencia de las arenas del complejo de dunas parabólicas El Socorro, Baja California, México, mediante una caracterización mineralógica y granulométrica. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66(2):355-363.
- Rodríguez-Rodríguez, R.M., Y. Torres-Arias y E. Furrázola-Gómez. 2014. Micorrizas arbusculares asociadas a Júcaro de ciénaga (*Bucida palustris*) y Soplillo (*Lysiloma latisiliquum*) en la Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata, Cuba. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 45(2):86-93.
- Rodríguez-Zuñiga, M.T., C. Troche-Souza, A.D. Vázquez-Lule, J.D. Márquez-Mendoza, B. Vázquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, A. Uribe-Martínez, J. Acosta-Velázquez, J. Díaz-Gallegos, M.I. Cruz-López y R. Ressi. 2012. Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2ª y 3ª etapas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No.GQ004. México, D.F.
- Rodríguez, J.A.A., J.S.F. Guido, J.T. Garrido y M.M.C. Bojórquez. 2003. Nomenclatura, Forma de Vida, Uso, Manejo y Distribución de las Especies Vegetales de la Península de Yucatán. *Etnoflora Yucatanense*. Universidad Autónoma de Yucatán, 20(20).
- Ruíz-Guerrero, M. y J. López-Portillo Guzmán. 2006. Los invertebrados. En: P. Moreno-Casasola (ed.). Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz. 318-316.
- Rzedowski, J. 1981. La Vegetación de México. Limusa, México. D.F.
- Saenger, P. y S.C. Snedaker. 1993. Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. *Oecologia*, 96(3):293-299.
- Sánchez García, E.A. 2015. Caracterización de tres propiedades del suelo en humedales transformados a potreros, en el municipio de Jamapa, Veracruz y su entorno. Tesis de Especialidad. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz
- Sánchez-Azofeifa, A., J.S. Powers, G.W. Fernandes y M. Quesada. 2013. Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation, and Management. CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC..
- Sánchez-Higuieredo, L. 2007. El papel de *Typha domingensis* L. en el control del enriquecimiento de los humedales por aguas de escorrentía agrícola. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz.
- Santana Aguayo, K.V. 2012. Estructura poblacional, densidad de madrigueras, y educación ambiental del recurso cangrejo azul *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1828) en Veracruz. Tesis de Maestría en Ecología y Manejo de Recursos. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz.
- Santos, H.F., F.L. Carmo, J.E. Paes, A.S. Rosado y R.S. Peixoto. 2011. Bioremediation of mangroves impacted by petroleum. *Water, Air and Soil Pollution*, 216(1-4):329-350.
- Santos, O.M., N.C. de Oliveira y R.F. de Novais. 1995. Vesicular-arbuscular mycorrhizae in sand dune plants. *Revista Ceres*, (Brasil).

- Saura, S., C. Estreguil, C. Mouton y M. Rodríguez-Freire. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11:407-416.
- Scherr, S., A. White y A. Khare. 2004. Tropical forests provide the planet with many valuable services. Are beneficiaries prepared to pay for them? *ITTO Tropical Forest Update*, 14(2):11-14.
- Schomers, S. y B. Matzdorf. 2013. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6:16-30.
- Schwarz, N., U. Schlink, U. Franck y K. Grobmann. 2012. Relationship of land surface and air temperatures and its implications for quantifying urban heat island indicators: an application for the city of Leipzig (Germany). *Ecological Indicators*, 18:693-704.
- SEDARPA (Secretaría de Desarrollo Agropecuario Rural y Pesca). 2012. Programa veracruzano de agricultura, ganadería, forestal, pesca y alimentación 2005-2010. En línea <http://www.veracruz.gob.mx/finanzas/files/2012/01/tf07-ps-sedarpa.pdf>. Consultado en septiembre 2015.
- Seingier, G., I. Espejel y J.L.F. Almada. 2009. Cobertura vegetal y marginación en la costa mexicana. *Investigación Ambiental*, 1(1):54-69.
- Seneviratne, S.I., T. Corti, E.L. Davin, M. Hirschi, E.B. Jaeger, I. Lehner, B. Orlowsky y A.J. Teuling. 2010. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. *Earth-Science Reviews*, 99:125-161.
- Serafy, S.E. 1998. Pricing the invaluable: the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25:25-27.
- Sevink, J. 1991. Soil development in the coastal dunes and its relation to climate. *Landscape Ecology*, 6(1/2):49-56.
- Shiels, A.B. y L.R. Walker. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology*, 11:457-465.
- Shiflett, S.A., y D.R. Young. 2010. Avian seed dispersal on Virginia Barrier Islands: potential influence on vegetation community structure and patch dynamics. *The American Midland Naturalist*, 164:91-106.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2010. Cierre de la producción agrícola por cultivo. SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación), Ciudad de México, D.F. <http://www.siap.gob.mx/>
- Siemens, A.H. 1998. *A Favored Place. San Juan River Wetlands, Central Veracruz, A.D. 500 to the Present*. University of Texas Press, Austin.
- Sigüenza, C., I. Espejel y E.B. Allen. 1996. Seasonality of mycorrhizae in coastal sand dunes of Baja California. *Mycorrhiza*, 6:151-157.
- Siikamäki, J., J.N. Sanchirico y S.L. Jardine. 2012. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109:14369–14374.
- Silva, T.H., A. Alves, E.G. Popa, L.L. Reys, M.E. Gomes, R.A. Sousa, S.S. Silva, J.F. Mano y R.L. Reis. 2012. Marine algae sulfated polysaccharides for tissue engineering and drug delivery approaches. *Biomatter*, 2(4):278-289.
- Silva, R. y A. Strusinska-Correia (eds.). 2014. Coastal erosion and management along developing coasts: selected cases. *Journal of Coastal Research, Special Issue*, 71:131-142.
- Silva-López, G., G. Vargas-Montero y J. Velasco-Toro. 1998. *De Padre Río y Madre Mar. Reflejos de la Cuenca Baja del Papaloapan, Veracruz, Vol. I*. Editora de Gobierno del Estado, Xalapa. Veracruz.
- Simpson, R.L., R.E. Good, R. Walker y B.R. Frasco. 1983. The role of Delaware River freshwater tidal wetlands in the retention of nutrients and heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 12(1):41-48.
- Smardon, R. 2006. Heritage values and functions of wetlands in Southern Mexico. *Landscape and Urban Planning*, 74:296-312.
- Sosa-Rodríguez, T., J. Sánchez-Nieves y L.M. Melgarejo. 2009. Papel funcional de los hongos en ecosistemas de manglar. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 38(1):39-57.
- Soulé, M.E. 1991. Theory and strategy. En: W.E. Hudson (ed.). *Landscape Linkages and Biodiversity*, pp. 91-104. Island Press, Washington DC.
- Sridhar, K.R. y B. Bhagya. 2007. Coastal sand dune vegetation: a potential source of food, fodder and pharmaceuticals. *Livestock Research for Rural Development*, 19:(6) <http://www.lrrd.org/lrrd19/6/srid19084.htm>
- Staszewski, J. 1959. Die Verteilung der Bevölkerung der Erde nach dem Abstand vom Meer. *Petermanns Mitteilungen*, 103, 207-215.
- Stein, T.V., D.H. Anderson y T. Kelly. 1999. Using Stakeholder's Values to Apply Ecosystem Management in an Upper Midwest Landscape. *Environmental Management*, 24:399-413.
- Stiassny, M.L. 1996. An overview of freshwater biodiversity: with some lessons from African fishes. *Fisheries*, 21(9):7–13.
- Stottmeister, U., A. Wießner, P. Kuschk, U. Kappelmeyer, M. Kästner, O. Bederski, R. Müller y H. Moormann. 2003.

- Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. UFZ Centre for Environmental Research, Leipzig-Halle.
- Svorc, R. y R. Oliveira. 2012. Uma dimensão cultural da paisagem: biogeografia e história ambiental das figueiras centenárias da Mata Atlântica. *GEOUSP –Espaço e Tempo*, 32:140-160.
- Swallow, B.M., M.F. Kallesoe, U.A. Iftikhar, M. van Noordwijk, C. Bracer, S.J. Scherr, K.V. Raju, S.V. Poats, A. Kumar-Duraiappah, B.O. Ochieng, H. Mallee y R. Rumley. 2009. Compensation and rewards for environmental services in the developing world: framing pan-tropical analysis and comparison. ICRAF Working Paper no. 32. Nairobi: World Agroforestry Centre.
- Swarowsky, A., R.A. Dahlgren, K.W. Tate, J.W. Hopmans y A.T. O'Geen. 2011. Catchment-scale soil water dynamics in a Mediterranean-type oak woodland. *Vadose Zone Journal*, 10:800-815.
- Swiatek, D., S. Szporak, J. Chormański y T. Okruszko. 2008. Hydrodynamic model of the lower Biebrza river flow - a tool for assessing the hydrologic vulnerability of a floodplain to management practices. *Ecology & Hydrobiology*, 8(2-4):24-32.
- Tabilo-Valdivieso, E. 1999. El beneficio de los humedales en América Central: el potencial de los humedales para el desarrollo. Programa Regional de Manejo de Vida Silvestre para Mesoamérica y el Caribe. Universidad Nacional y WWF Oficina Regional para Centroamérica, Heredia, Costa Rica.
- Tackett, N.W. y C.B. Craft. 2010. Ecosystem development on a coastal barrier island dune chronosequence. *Journal of Coastal Research*, 26(4):736-742.
- Tarrés, M.L. 2004. Observar, escuchar y comprender sobre la tradición cualitativa en la investigación social. FLACSO, México D.F., México.
- Taylor, K.E., J.R.J. Stouffer y G.A. Meehl. 2009. A summary of the CMIP5 experiment design. Disponible en: http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/docs/Taylor_CMIP5_design.pdf
- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*: 571-573.
- Taylor, S.J. y R. Bogdan. 1984. Introducción a los Métodos Cualitativos de Investigación. La Búsqueda de Significados. Paidós, México D.F., México.
- Teegalapalli, K., A. J. Hiremath y D. Jathanna. 2008. The role of perches in accelerating seed arrival in human-abandoned clearings within Bhadra Tiger Reserve, India. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 105:317-322.
- Teixeira, W.G., M.B. Ceddia, M.V. Ottoni y G. Kangussu-Donnagema. 2014. Application of Soil Physics in Environmental Analyses: Measuring, Modelling and Data Integration. Springer International Publishing Switzerland.
- Tengberg, A., S. Fredholm, I. Eliasson, I. Knez, K. Saltzman y O. Wetterberg. 2012. Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services*, 2:14-26.
- Thaman, R.R. 1994. Ethnobotany of Pacific Island coastal plants. *Science of Pacific Island Peoples*, 3:147-184.
- Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology, Tabasco, México. *Journal of Ecology*, 55:301-347.
- Thompson, L.M.C. y T.A. Schlacher. 2008. Physical damage to coastal dunes and ecological impacts caused by vehicle tracks associated with beach camping on sandy shores: a case study from Fraser Island, Australia. *Journal of Coastal Conservation*, 12:67-82.
- Thornton, E.B., A. Sallenger, J. Conforto-Sesto, L. Egley, T. McGee y R. Parsons. 2006. Sand mining impacts on long-term dune erosion in southern Monterey Bay. *Marine Geology*, 229:45-58.
- Ting, W., H. Xiyong y X. Xinliang. 2014. Spatio-temporal characteristics of the mainland coastline utilization degree over the last 70 years in China. *Ocean & Coastal Management*, 98:150-157.
- Tockner, K. y J.A. Stanford. 2002. Review of Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends. Biological Sciences Faculty Publications, Paper 166. Universidad de Montana.
- Toledo, V., A. Batis, R. Becerra, E. Martínez y C. Ramos. 1995. La selva útil: etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia*, 20(4):177-187.
- Toledo, V.M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo*, 81:17-30.
- Tomazi, A. L., Zimmermann, C. E. & Laps, R. R. 2010. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. *Revista Biotemas* 23.
- Torres G., A. E. Navarro, J. Languasco, K. Campos y N. A. Cuizano. 2007. Estudio preliminar de la fitoremediación de cobre divalente mediante *Pistia stratioides* (lechuga de agua). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3 (1): 13-20, 2007.
- Tovilla-Hernández, C., G.E. de la Lanza y D.E. Orihuela-Belmonte. 2015. Impact of logging on a mangrove swamp in South Mexico: cost/benefit analysis. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 49(2):571-580.

- Travieso-Bello, A.C., y A. Campos. 2006. Los componentes del paisaje. En: P. Moreno-Casasola (ed.). Entornos Veracruzanos: la Costa de La Mancha. Instituto de Ecología A. C., Xalapa, Veracruz: 139-150.
- Travieso-Bello, A.C., P. Moreno-Casasola y A. Campos. 2005. Efecto de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación en humedales transformados a pastizales. *Interciencia*, 30(1):12-18.
- Travieso-Novelles, M.D.C., A. Betancourt-Bravo, A. Escobar-Medina, A. Linares-Núñez, Y. Rodríguez-Perdomo y T. Pérez-Bueno. 2011. Validación del método de cuantificación de taninos totales en formulaciones semisólidas de *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo). *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 16(1):82-93.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20:171-197.
- Turno-Orellano, H.A. y F.I. Isla. 2004. Developing sinks for CO₂ through forestation of temperate coastal barriers: an environmental business. *Regional Environmental Change*, 4:70-76.
- UNFCCC. 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations. Kyoto, Japan.
- USDA-NRCS. 2000. Urban Soil Compaction. Urban Technical Note No. 2. Soil Quality Institute, Auburn, Alabama.
- Utrera-López, M.E. y P. Moreno-Casasola. 2008. Mangrove litter dynamics in La Mancha Lagoon Veracruz, México. *Wetland Ecology and Management*, 16:11-22.
- Valdés, O.T. 1989. Las Plantas de Cozumel: Guía Botánico-Turística de la Isla de Cozumel, Quintana Roo. UNAM.
- Valdés, I., M. Curt y J. Fernández. 2005. Tolerancia de *Phragmites australis* (Cav.) Trin y *Typha domingensis* (Pers) Steudel a la contaminación del agua por efluentes municipales en Noblejas (Toledo). *Memorias Encuentro Internacional en Fitodepuración*, Lorca, España.
- Valdés, V.E., J.I. Valdéz, V.M. Ordaz, J.F. Gallardo, J. Pérez y C. Ayala. 2011. Evaluación del carbono orgánico en los suelos de los manglares de Nayarit. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2 (8):47-58
- Valiela, I., J.L. Bowen y J.K. York. 2001. Mangrove forests: one of the World's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51(10):807-815.
- Valle-Arango, J. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. *Interciencia*, 28(003):148-153.
- Van Aarde, R.J., T.D. Wassenaar, L. Niemand, T. Knowles y S. Ferreira. 2004. Coastal dune forest rehabilitation: A case study on rodent and bird assemblages in northern Kwa-Zulu-Natal, South Africa. En: M.L. Martínez y N. Psuty (eds.). *Coastal Dunes: Ecology and Conservation*, Springer-Verlag, Berlín.
- Van der Maarel, E. 1997. *Dry Coastal Ecosystems: Polar regions and Europe, Africa, America, Asia and Oceania*, Elsevier Science Publishers, Países Bajos.
- Van Houtte, E., J. Verbauwhede y R. Driessens. 2005. Sustainable groundwater management of a dune aquifer by reuse of wastewater effluent in Flanders, Belgium. *VLIZ Special Publication*.
- van Reeuwijk, L.P. 2006. *Procedures for Soil Analysis*. Wageningen, The Netherlands: ISRIC/FAO-World Soil Information, Technical Report no. 9
- Vardavakis, E. 1992. Mycorrhizal endogonaceae and their seasonal variations in a Greek sand dune. *Pedobiologia*, 36(6):373-382.
- Vázquez, G. 2004. The role of algae in community succession of slacks and sand dunes. En: M.L. Martínez y N.P. Psuty (eds.). *Coastal Sand Dunes: Ecology and Conservation*. Ecological Studies. Vol. 171. Springer-Verlag, Berlín.
- Vázquez-González, C. 2012. Diagnóstico y perspectivas para el manejo de los humedales costeros en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. Tesis de Maestría en Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Baja California.
- Vázquez-González, C., J.L. Fermán-Almada, P. Moreno-Casasola e I. Espejel. 2014. Scenarios of vulnerability in coastal municipalities of tropical Mexico an analysis of wetland land use. *Ocean and Coastal Management*, 89:11-19.
- Vázquez-González, C., P. Moreno-Casasola, A. Juárez, N. Rivera-Guzmán, R. Monroy e I. Espejel. 2015. Trade-offs in fishery yield between wetland conservation and land conversion on the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 114:194-203.
- Vázquez, G., P. Moreno-Casasola y O. Barrera. 1998. Interaction between algae and seed germination in tropical dune slack species: a facilitation process. *Aquatic Botany*, 60:409-416.
- Velázquez Quesada, S.I. y M. Martínez Ortega. 2010. Conflictos sociales y cambio climático en México. En: M.J. Cárdenas (comp.). *México ante el Cambio Climático. Evidencias, Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación*. Greenpeace. Disponible en: <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2010/6/vulnerabilidad-mexico.pdf>
- Ventura, Y. y M. Sagi. 2013. Halophyte crop cultivation: The case for *Salicornia* and *Sarcocornia*. *Environmental and Experimental Botany*, 92:144-153.

- Viana, B.F. y I. Alves dos Santos. 2002. Bee diversity of the coastal sand dunes of Brazil. En: P. Kevan y V.L. Imperatriz Fonseca (eds.). *Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Ministry of Environment / Brasilia: 135-153.
- Vicente, R., R. Martins. J.J. Zocche y B. Harter-Marques. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Revista Brasileira de Biociencias*, 8:14-23.
- Vico, G. y A. Porporato. 2010. Traditional and microirrigation with stochastic soil moisture. *Water Resources Research*, 46.
- Villers, L., I. Trejo y J. Hernández. 2010. Los ecosistemas vegetales de México y el cambio climático. En: M.J. Cárdenas (comp.). *México ante el Cambio Climático. Evidencias, Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación*: 42-45. <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2010/6/vulnerabilidad-mexico.pdf>
- Wallace, K. 2008. Ecosystem services: Multiple classifications or confusion? *Biological Conservation*, 141:353-354.
- Wang, Y.N., X.M. Fu, C.L. Shao, C.Y. Wang, G.Q. Li, G.X. Liu y H.S. Guan. 2009. Investigation on the status of mangrove resources and medicinal research in China I. Ecological Functions and Values. *Periodical of Ocean University of China*, 4, 025.
- Westhoff, V., van der Maarel E. 1978. The Braun Blanquet approach. En: R.H. Whittaker (ed.). *Classification of Plant Communities*. Junk, The Hague, pp 287-399
- 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*. Cambridge University Press. Londres.
- White, D. y P. Minang. 2011. Estimating the Opportunity Costs of REDD+. A Training Manual. World Bank Institute, Washington DC.
- Wilcove, D.S., C.H. McLellan y A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: M.E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts: 273-256
- Williams, P.A. y E.K. Cameron. 2006. Creating gardens: the diversity and progression of European plant introductions. En: R.B. Allen y W.G. Lee. (eds.). *Biological Invasions in New Zealand*. Springer-Verlag. Londres.
- Wilson, P. 1987. Soil formation on coastal beach and dune sands at Magilligan Point Nature Reserve, Co. Londonderry. *Irish Geography*, (20):43-50.
- Winter, T.C., J.W. Harvey, O.L. Franke y W.M. Alley. 1998. Ground water and surface water: A single resource. U.S. Geological Survey, Circular 1139.
- Wong, Y.Y., C.L. Ho, P.D. Nguyen, P., S.S. Teo, J.A. Harikrishna, R.A. Rahim y M.C.V.L. Wong. 2007. Isolation of salinity tolerant genes from the mangrove plant, *Bruguiera cylindrica* by using suppression subtractive hybridization (SSH) and bacterial functional screening. *Aquatic Botany*, 86: 117-122.
- Woodward, R.T. y Y.S. Wui. 2001. The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics*, 37(2):257-270.
- Wright, S.J., O. Calderón, A. Hernández y S. Paton. 2004. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. *Ecology*, 85(2):484-489.
- Wu, Y., A. Chung, N.F.Y. Tam, N. Pi, y M.H. Wong. 2008. Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 34: 137-146.
- Wunder, S. 2005. Payments for environmental services: come nuts and bolts. Center for International Forestry Research (CIFOR). Occasional Paper no 42.
- Wunder, S., B. Dung y E. Ibarra. 2005. Payment is good, control is better: why payments for environmental services so far have remained incipient in Vietnam (draft). En: CIFOR. Bogor.
- Ye, Y., N.F.Y. Tam y Y.S. Wong. 2001. Livestock wastewater treatment by a mangrove pot-cultivation system and the effect of salinity on the nutrient removal efficiency. *Marine Pollution Bulletin*. 42:512-520
- Yetter, J. 2004. Hydrology and geochemistry of freshwater wetlands on the Gulf Coast of Veracruz, Mexico. Thesis for the degree of Master of Science in Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo.
- Yonghoon, C., Y. Wang, H. Yuch-Ping y L. Robinson. 2001. Vegetation succession and carbon sequestration in a coastal wetland in northwest Florida: Evidence from carbon isotopes. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(2):311-319.
- Zaldívar-Jiménez A., J. Herrera-Silveira, R. Pérez-Ceballos y C. Teutli-Hernández. 2012. Evaluación del uso de los humedales de manglar como biofiltro de efluentes de camaróneras en Yucatán, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47:395-405.
- Zanini, L. y G. Ganade. 2005. Restoration of *Araucaria* forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. *Restoration Ecology*, 13:507-514.
- Zarate-Ovando, B., E. Palacios, H. Reyes-Bonilla, E. Amador y G. Saad. 2006. Waterbirds of the lagoon complex

Magdalena Bay-Almejas, Baja California Sur, Mexico. *Waterbirds*, 29(3):350-364.

Zedler, J. 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and Environment*, 1(2):65-72.

Zizumbo, D. y P. Colunga. 1982. Aspectos etnobotánicos entre los Huaves de San Mateo del Mar, Oaxaca, México. *Biotica*, 7:223-271.

Zwiener, V.P., F.C.G. Cardoso, A.A. Padial y M.C.M. Marques. 2014. Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. *Basic and Applied Ecology*, 15:34-41.

OTROS PRODUCTOS

Otros productos generados en el presente proyecto, los cuales se pueden acceder a través de la página web <http://www.costasustentable.org> son:

Publicaciones:

Escamilla-Pérez, B. E. y P. Moreno-Casasola. (Compiladoras) 2015. *Plantas Medicinales de La Matamba y El Piñonal*, Municipio de Jamapa. Costa Sustentable no 2. INECOL-ITTO-CONAFOR. 108 pp. ISBN 978-607-7579-44-1.

Guevara, M. M. y R. Martínez Méndez. 2015. *El Espíritu del Trópico*. Costa Sustentable no 3. INECOL-ITTO-CONAFOR. 18 pp. ISBN 978-607-7579-43-4.

Moreno-Casasola, P., D. Infante-Mata, J. Laborde Dovalí, C. Madero Vega, A.C. Travieso Bello. 2015. *Reforestación y Enriquecimiento de Especies Arbóreas en los Médanos: Una Guía Práctica*. Costa Sustentable no 4. INECOL-ITTO-CONAFOR. 54 pp. ISBN 978-607-7579-46-5.

Ramírez-Pinero, M y S. Guevara. 2016. *Técnicas, Mañas y Prácticas para Recuperar y Cuidar los Árboles y el Monte en los Médanos de Veracruz*. Costa Sustentable no. 6. INECOL-ITTO-CONAFOR. Xalapa, Veracruz.

Moreno-Casasola, P. y D. Infante Mata. 2016. *Conociendo los manglares, las selvas inundables y los humedales herbáceos*. Costa Sustentable no 5. INECOL-ITTO-CONAFOR. 132 pp.

Videos:

¿Qué es la conectividad?

<https://www.youtube.com/watch?v=5x1qob33ORM>

Buenas Prácticas Ciénaga del Fuerte

<https://www.youtube.com/watch?v=YJJUeO6O0cs>

Servicios Ecosistémicos de los Bosques y Selvas Costeros de Veracruz

<https://www.youtube.com/watch?v=H6I09YDRXZI>

Servicios ecosistémicos de las selvas y bosques costeros de Veracruz, se terminó de imprimir en junio de 2016, en Xalapa, Ver. La edición estuvo al cuidado de la doctora Patricia Moreno-Casasola. El tiraje fue de 1,000 ejemplares.



Abraham Juárez Eusebio

Instituto de Ecología A.C.

Adi Estela Lazos-Ruíz

Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio)
adita_lazos@yahoo.co.uk

Adriana Aquino Arreortúa

Universidad Veracruzana
adriana.a.arreortua@gmail.com

Adolfo Campos C.

Instituto de Ecología A.C.
adolfo.campos@inecol.mx

Ascensión Capistrán

Universidad Veracruzana
acapistran@uv.mx

Blanca Edith Escamilla-Pérez

Instituto de Ecología A.C.
blanca.escamilla@inecol.mx

Carolina Madero Vega

Instituto de Ecología A.C.
madero.carolina@gmail.com

César Vázquez-González

Instituto de Ecología A.C.
cesargonzalez84@gmail.com

Dulce Infante Mata

El Colegio de La Frontera Sur
dulce.infante@gmail.com

Eduardo Cejudo

Unidad de Ciencias del Agua - CICY
eduardo.cejudo@cicy.mx

Gonzalo Castillo-Campos

Instituto de Ecología A.C.
gonzalo.castillo@inecol.mx

Hugo López Rosas

Universidad Nacional Autónoma de México
hugoloper@cmari.unam.mx

Ileana Espejel

Universidad Autónoma de Baja California
ileana.espejel@uabc.edu.mx

Iris Neri Flores

Universidad Veracruzana
ineri@uv.mx

Jaime J. Carrera Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México
jaime-carrera@geociencias.unam.mx

Javier Laborde Dovali

Instituto de Ecología A.C.
javier.laborde@inecol.mx

Jesús Pale Pale

Instituto de Ecología A.C.
pale.33@hotmail.com

José Luis Marín Muñiz

Colegio de Veracruz
soydrew@hotmail.com

Liliana Cadavid Florez

Instituto de Ecología A.C.
lilocadavid@gmail.com

Lorena Elisa Sánchez Higuereido

Instituto de Ecología A.C.
lorenaelisa@gmail.com

Luis Alberto Peralta Peláez

Instituto Tecnológico de Veracruz
peralta@itver.edu.mx

Ma. Antonia Camacho

Instituto de Ecología A.C.
maryantoniacamacho@gmail.com

Marco González Nochebuena

Instituto de Ecología A.C.
marcogonzaleznochebuena@gmail.com

María Elizabeth Hernández

Instituto de Ecología A.C.
elizabeth.hernandez@inecol.mx

Mariano Guevara M.

Instituto de Ecología A.C.
casasola99@yahoo.com

Matilde Rincón

El Colegio de la Frontera Sur
matilderinconperez@yahoo.com.mx

Mayitza Ramírez Pinero

Instituto de Ecología A.C.
mayitza.ramirez@gmail.com

Roberto C. Monroy Ibarra

Instituto de Ecología A.C.
roberto.monroy@inecol.mx

Rosa María González-Marín

Universidad Veracruzana
rosy.gonzalez.marin@gmail.com

Samantha Díaz de León

Universidad Autónoma de Baja California
mctalenaion@hotmail.com

Sara Pérez Torres

Servicios Profesionales Veracruz
exactas_sara@hotmail.com

Sergio Guevara Sada

Instituto de Ecología A.C.
sergio.guevara@inecol.mx

