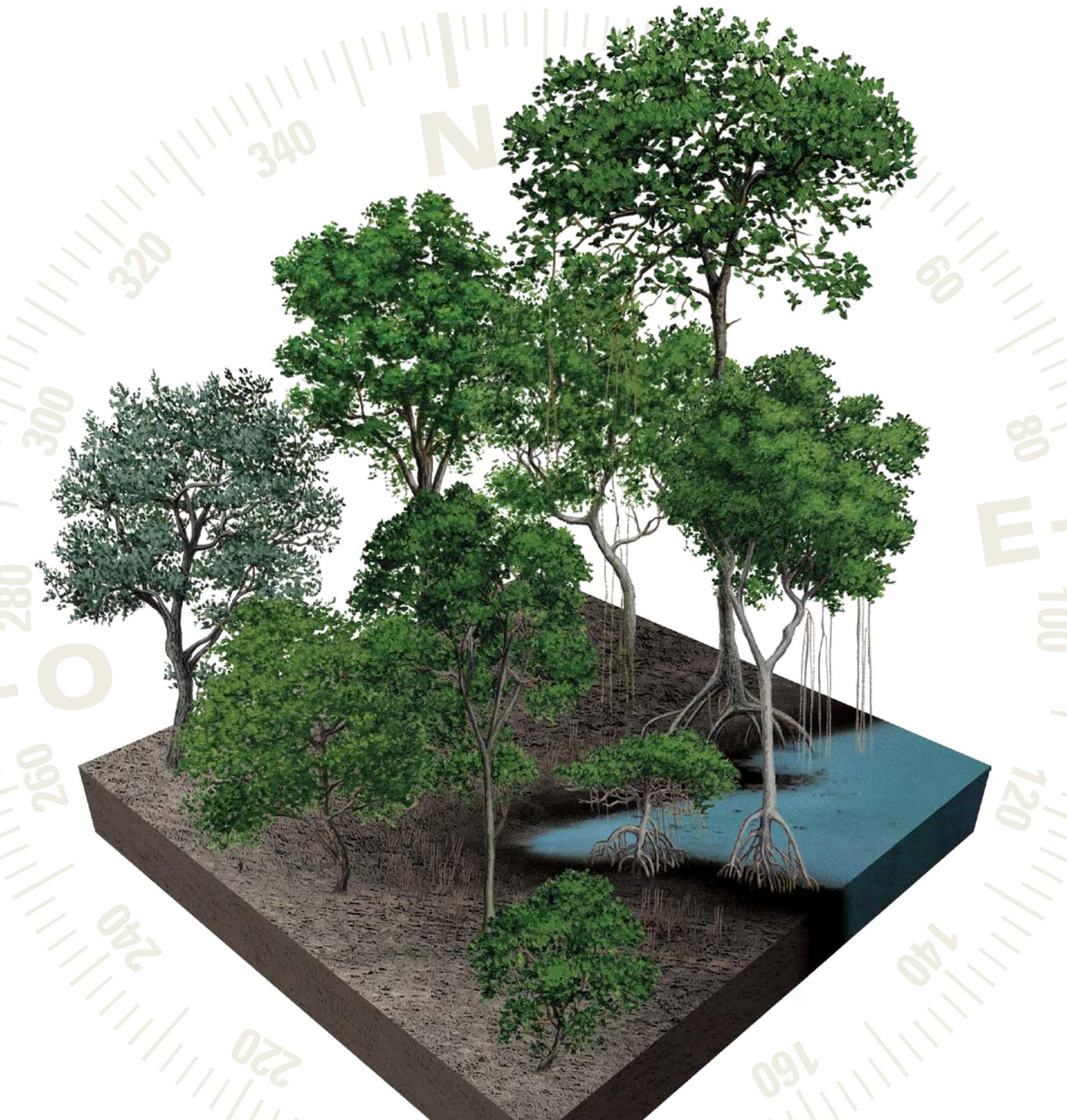


MÉTODOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS MANGLARES MEXICANOS

Un enfoque espacial multiescala



MÉTODOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS MANGLARES MEXICANOS

Un enfoque espacial multiescala

Coordinadores:

María Teresa Rodríguez Zúñiga

Edgar Villeda Chávez

Alma Delia Vázquez-Lule

Marilyn Bejarano

María Isabel Cruz López

Marcela Olguín

Sergio Armando Villela Gaytán

Rafael Flores



CONABIO

COMISIÓN NACIONAL PARA EL
CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

Primera edición, febrero de 2018

D.R. © 2018, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)
Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, Parques del Pedregal
Delegación Tlalpan, Ciudad de México, 14010
www.gob.mx/conabio www.biodiversidad.gob.mx/

Coordinador responsable: María Teresa Rodríguez Zúñiga
Corrección de estilo: Rosa Jimena Rey Loaiza
Diseño y diagramación: Rafael Ríos Rodríguez
Coordinación de producción editorial: Bernardo Terroba Arechavala
Diseño de mapa: María Isabel Cruz López
Diseño de portada: Rafael Ríos Rodríguez
Ilustraciones de manglares: Aldo Domínguez de la Torre

Forma sugerida de citar la obra en general: Rodríguez Zúñiga M. T., E. Villeda Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz López, M. Olguín, S. A. Villela Gaytán, R. Flores (Coordinadores). 2018. *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México. 272 pp.

Esta obra se encuentra protegida por la Ley Federal del Derecho de Autor y los tratados internacionales de la materia. Queda expresamente prohibida toda forma de reproducción, publicación o edición por cualquier medio, y en general todo aquello previsto en el artículo 27 de la citada ley, sin la autorización expresa y por escrito de los tenedores de los derechos patrimoniales.

ISBN: 978-607-8570-03-4

Editado e impreso en la Ciudad de México

ÍNDICE

Prólogo	7
Introducción	8

• CAPÍTULO 1

Marco de referencia para la integración y análisis de los manglares de México	13
--	----

*María Teresa Rodríguez Zúñiga, Patricia González Zamorano, Enrique Nava Sánchez,
Jorge López Portillo, Marilyn Bejarano, María Isabel Cruz López,
Gustavo de la Cruz Agüero y Alfredo Ortega Rubio*

INTRODUCCIÓN	13
1.1 Niveles de aproximación	15
1.2 Regionalización costera	15
A. Regionalización geopolítica	15
B. Regionalización natural	17
1.3 Clasificación geomorfológica de ambientes costeros	20
1.4 Sistemas de clasificación de la comunidad de manglar	22
A. Clasificación por fisonomía	22
B. Clasificación por régimen de inundación	23
C. Clasificación por estrato de la vegetación	23
1.5 Clasificación de ecotipos: ambiente costero-comunidad de manglar	24
1.6 Integración de la información	24
CONSIDERACIONES FINALES	26
Referencias bibliográficas	27

• CAPÍTULO 2

Componentes del diseño de muestreo y del análisis de los datos	33
---	----

Marilyn Bejarano, Marcela Olguín y Oswaldo Carrillo

INTRODUCCIÓN	33
2.1 Conceptos básicos del muestreo	34
2.1.1 Población estadística objeto de estudio	34
2.1.2 Diseño de muestreo	34
2.1.3 Temporalidad y tipos de la unidad de muestreo (UM)	37
2.1.4 Tamaño y número de UM	39
2.2 Registro de datos	40
2.3 Análisis estadístico y fuentes de incertidumbre	41
2.4 Control de calidad	43
2.5 Ejemplos de protocolos de muestreo empleados en los manglares mexicanos	45
CONSIDERACIONES FINALES	47
Referencias bibliográficas	48

• CAPÍTULO 3

Establecimiento de las unidades de muestreo en campo	51
---	----

Edgar Villeda Chávez y Rafael Flores Hernández

INTRODUCCIÓN	51
3.1 Establecimiento de las UM	52
3.1.1 Trazo de la UM con brújula	52

3.1.2 Sistemas Satelitales de Navegación Global (GNSS)	57
A. Conceptos básicos de navegadores	57
B. Toma de datos con receptor satelital	59
C. Re-muestreo de la UM	59
3.2 Herramientas de referencia geoespacial (geonavegadores)	63
3.3 Fuentes cartográficas	65
3.4 Registro y reporte de coordenadas	66
CONSIDERACIONES FINALES	68
Referencias bibliográficas	68

• CAPÍTULO 4

Muestreo de variables estructurales	71
--	----

*Edgar Villeda Chávez, Ana Laura Lara, Patricia González Zamorano,
Ernesto A. Rubio, Luis Valderrama, Pedro Ramírez García, Liliana García Calva,
Jazmín Argüello Velázquez y María Isabel Cruz López*

INTRODUCCIÓN	71
4.1 Variables estructurales muestreadas	73
4.1.1 Especies de manglar	73
4.1.2 Diámetro normal	82
4.1.3 Altura total, del fuste limpio y del tocón	91
4.1.4 Área de copa	95
4.1.5 Densidad y altura de neumatóforos	98
4.2 Variables estructurales estimadas	99
4.2.1 Área basal y dominancia	99
4.2.2 Densidad de árboles	100
4.2.3 Frecuencia de especies	101
4.3 Índices ecológicos	103
4.3.1 Índice de área foliar (LAI)	103
4.3.2 Índice de valor de importancia ecológica (IVI o IVIE)	104
4.3.3 Índice de valor forestal (IVF)	106
4.3.4 Índice de complejidad estructural de Holdridge (C)	107
4.4 Variables indicadoras de procesos ecológicos	108
4.4.1 Mortalidad y extracción	108
4.4.2 Repoblamiento	109
4.4.3 Dinámica de crecimiento de plántulas y brinzales	110
4.4.4 Producción de hojarasca	114
4.4.5 Productividad de raíces	116
4.4.6 Material leñoso caído (MLC) y estimación de necromasa	119
CONSIDERACIONES FINALES	123
Referencias bibliográficas	124

• CAPÍTULO 5

Muestreo de variables hidrológicas, fisicoquímicas y del sedimento	131
---	-----

*María Teresa Rodríguez Zúñiga, Rosela Pérez Ceballos, Arturo Zaldívar Jiménez,
Ana Laura Lara Domínguez, Claudia Teutli Hernández y Jorge Herrera Silveira*

INTRODUCCIÓN	131
5.1 Variables hidrológicas	133
5.1.1 Hidroperiodo	133
5.1.2 Hidrodinámica	137

5.1.3 Fuentes de agua	138
5.2 Variables fisicoquímicas	141
5.2.1 Salinidad	142
5.2.2 Temperatura	144
5.2.3 Potencial de hidrógeno (pH)	146
5.2.4 Potencial redox (Eh)	148
5.2.5 Sulfuros	150
5.3 Variables de los sedimentos	153
5.3.1 Nitrógeno y fósforo	153
5.3.2 Microtopografía	156
5.3.3 Textura	158
5.3.4 Densidad aparente	160
5.3.5 Relación acreción vertical /elevación/subsidencia	161
CONSIDERACIONES FINALES	164
Referencias bibliográficas	164

• CAPÍTULO 6

Estimación de reservas y flujos de carbono en manglares	171
--	-----

Marylin Bejarano, Zulía Mayari Sánchez Mejía, Carlos Humberto Troche Souza y Carlos A. Robles Zazueta

INTRODUCCIÓN	171
6.1 Ciclo de carbono en los manglares	173
6.2 Métodos para la estimación de los almacenes de carbono en manglares	175
6.2.1 Carbono aéreo	175
A. Plántulas	175
B. Neumatóforos	178
C. Individuos adultos	179
D. Carbono en madera muerta caída	181
6.2.2 Carbono subterráneo	181
A. Raíces	181
B. Suelo	183
6.3 Métodos para la estimación de los flujos de carbono en manglares	185
6.3.1 Flujos internos	185
A. Hojarasca	185
B. Descomposición	185
6.3.2 Flujos externos	185
A. Flujos laterales de COP, COD, CID	185
B. Flujos entre el ecosistema y la atmósfera	186
a. Respiración del suelo	193
b. Intercambio neto del ecosistema	195
CONSIDERACIONES FINALES	195
Referencias bibliográficas	197

• CAPÍTULO 7

Manejo de información espacial para el estudio de los manglares	205
--	-----

María Isabel Cruz López y Edgar Villeda Chávez

INTRODUCCIÓN	205
7.1 Elementos cartográficos para el manejo de datos espaciales	206
7.1.1 Representación de la información espacial	206
7.1.2 Relaciones espaciales	208

7.1.3	Proyecciones cartográficas	211
7.1.4	Atributos descriptivos tabulares	214
7.1.5	Escala cartográfica	216
	A. Escala numérica	216
	B. Escala gráfica	218
	C. Área mínima cartografiable (AMC)	218
7.1.6	Leyenda y simbología	219
7.1.7	Metadato	220
7.1.8	Integración de los elementos	221
7.2	Percepción remota	222
7.2.1	Resoluciones de una imagen de satélite	222
7.2.2	Generación de información a partir de los datos de percepción remota	227
	A. Selección de datos	228
	B. Preprocesamiento	228
	C. Obtención de información	230
	D. Técnicas más usadas en el análisis de manglares	231
7.2.3	Validación	237
7.2.4	Presentación de resultados	239
	CONSIDERACIONES FINALES	240
	Referencias bibliográficas	240

• CAPÍTULO 8

	Integración y síntesis de datos para el monitoreo de los manglares de México	245
--	---	-----

Alma D. Vázquez-Lule, Marilyn Bejarano, Marcela Olguín,

Edgar Villeda y Rodrigo Vargas

	INTRODUCCIÓN	245
8.1	Niveles ecológicos en los ecosistemas de manglar	246
8.2	Manejo de datos y su ciclo de vida	248
	8.2.1 Ciclo de vida de los datos	249
	8.2.2 Metadatos: ejemplo operativo para las variables básicas colectadas en los manglares de México	249
	8.2.3 Incertidumbre en el manejo de datos	256
8.3	Síntesis ecológica de datos de manglares	256
	CONSIDERACIONES FINALES	262
	Referencias bibliográficas	264

	Créditos y agradecimientos	266
--	-----------------------------------	-----

Prólogo

Los ambientes de manglar y las especies que los constituyen resultan de la interacción entre factores y procesos de dos sistemas distintos: el terrestre y el marino. Los ecosistemas de manglar en nuestro país se desarrollan en la extensa línea de la franja litoral en una gran variedad de ambientes determinados sobre todo por los cambios en latitud, la topografía de la plataforma continental y los efectos de desfogue del número y volumen de las corrientes fluviales. Todo esto proporciona a la vegetación de los manglares múltiples expresiones de sus características estructurales, así como de los procesos ecológicos y funciones asociadas, lo que a su vez determina el uso de diferentes metodologías para su estudio.

La pluralidad de métodos conlleva una complejidad en la comparación y análisis de los datos. Para tratar de reducirla, el libro *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala* presenta el resultado de un largo proceso participativo entre diversas instituciones académicas, gubernamentales y de la sociedad civil, que consideraron necesario homologar las metodologías utilizadas en el estudio de los manglares y así fortalecer la capacidad de monitorear los manglares de México.

Esta obra incluye la presentación de una serie de métodos y técnicas de gabinete y de campo relacionados con la caracterización de la estructura de la vegetación, y de-

sarrolla las principales variables ambientales que ayudan a explicar las diversas expresiones del ecosistema. Además se presentan diversas consideraciones sobre el diseño del estudio y el establecimiento de las unidades de muestreo, así como su vinculación con el uso de sistemas de información geográfica y técnicas de percepción remota. Se espera que el conjunto de estos elementos oriente al lector en la toma de decisiones durante su investigación.

Esta obra recoge décadas de experiencia individual de coautores y muchas otras personas (un total de 59 expertos); de ellas, 42 aportaron ideas en los diversos talleres participativos que dieron pie a esta obra, así como la participación de 25 instituciones nacionales y siete internacionales. Resulta valioso que este grupo haya logrado reconocer, por una parte, la necesidad de homologar los métodos de estudio de los manglares, y por otra, de uniformar el registro de datos, con el propósito de compartirlos en bases de datos para un análisis cada vez más complejo e integrador del ecosistema a diferentes escalas.

En definitiva, es importante este paso hacia la homologación de métodos, técnicas y unidades de medición para un mejor entendimiento del ecosistema, sin dejar de considerar la diversidad de temas y de formas de investigación en los manglares de México.

Dr. José Sarukhán

Coordinador Nacional de la CONABIO

Introducción

Los ecosistemas de manglar cubren 13 776 000 hectáreas (ha) a nivel mundial y representan menos de 1% de la superficie terrestre (Giri *et al.* 2010; Mcleod *et al.* 2011). A pesar de esa restringida distribución geográfica, son de los ecosistemas más productivos de todo el mundo (cerca de $2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; Mcleod *et al.* 2011) que funcionan como importantes sumideros de gases de efecto invernadero (IPCC 2003; Donato *et al.* 2011). Entre otros servicios ecosistémicos, los manglares soportan las pesquerías locales y globales (Jennerjahn e Ittekkot 2002; Dittmar *et al.* 2006), brindan protección contra fenómenos meteorológicos extremos (Dahdouh-Guebas *et al.* 2005; Alongi 2008), son hábitat para diferentes especies de plantas, animales y comunidades humanas (Walters *et al.* 2008) y favorecen la regulación hídrica y de contaminantes (Wolanski *et al.* 2004; Lewis *et al.* 2011). Sin embargo, son vulnerables al incremento de la temperatura y del nivel medio del mar, así como al cambio de uso del suelo y la contaminación (Mcleod *et al.* 2011; Pendleton *et al.* 2012; Kirwan y Megonigal 2013).

México es el cuarto país del mundo con la mayor extensión de manglares: 775 555 ha (Valderrama *et al.* 2017). Debido a su relevancia, se han implementado diferentes estrategias para su conservación, manejo y monitoreo, desde investigaciones a corto y mediano plazo, a nivel local y regional, realizadas por instituciones académicas y organizaciones de la sociedad civil

(Flores-Verdugo *et al.* 1992; Valdez-Hernández 2002, 2004; Arreola-Lizárraga *et al.* 2004; Aké-Castillo *et al.* 2006; Agraz-Hernández *et al.* 2011; Adame *et al.* 2013, 2015; Ezcurra *et al.* 2016; Pronatura Sur 2016), hasta programas de monitoreo nacional a largo plazo a cargo de instituciones de gobierno y agencias intergubernamentales (Valderrama *et al.* 2017; CONAFOR 2015, 2015b; CEC 2016). Sin embargo, a menudo se carece de los criterios mínimos para homologar los métodos y las estrategias de monitoreo, lo que haría que los resultados fueran comparables e interoperables a diferentes escalas espaciales y temporales.

Con el fin de mejorar el monitoreo de los manglares de México, un conjunto de instituciones de gobierno, de la academia y organizaciones de la sociedad civil se organizaron para compilar y documentar métodos y estrategias para el muestreo y análisis que consideren la integración entre diferentes escalas espaciales. Este libro es el resultado de esa colaboración. Sus objetivos son: 1) proporcionar un panorama de los métodos de colecta y análisis de datos más usados en el país para el monitoreo de manglares, 2) definir criterios mínimos para avanzar en la homologación de métodos y diseños de muestreo, y 3) orientar sobre la integración de los datos de variables estructurales y ambientales colectados en los manglares, a partir de una perspectiva de análisis a diferentes niveles.

Esta obra ha sido diseñada, discutida e implementada en campo con el apoyo y

supervisión de especialistas en manglar. Puede ser consultada por grupos académicos, asociaciones civiles y personal técnico que cuenten con conocimiento básico o intermedio sobre los ecosistemas de manglar y con experiencia en mediciones de variables estructurales, ambientales y espaciales. También puede ser un referente para los tomadores de decisiones en cuanto a la identificación de los requerimientos mínimos del monitoreo en los manglares.

Este libro se organiza en ocho capítulos. El primero presenta un marco de referencia para la integración y análisis de los manglares de México basado en aspectos geográficos, fisiográficos y fisonómicos de los manglares. A partir de ese marco se propone la organización de la información de los estudios de monitoreo o las colectas de datos de campo en los manglares. Por lo tanto, es el capítulo que establece la estructura general de esta obra. Los siguientes dos capítulos tratan aspectos que deben considerarse antes de la colecta de datos de campo y que sirven de referencia durante el proceso de análisis. El capítulo 2 muestra los principales diseños de muestreo empleados en los manglares mexicanos, los requerimientos estadísticos mínimos para su implementación y las diferentes fuentes de incertidumbre. El capítulo 3 describe varios aspectos para el establecimiento de unidades de muestreo en campo, considerando los requerimientos mencionados en el capítulo 2 y el empleo de Sistemas de Posicionamiento Global, para una mejor referencia espacial de las unidades de muestreo.

Los capítulos 4 y 5 son la parte esencial de este libro: identifican las principales variables a considerar en campo y su empleo para la caracterización de los manglares

a diferentes niveles espaciales. El capítulo 6 menciona la relevancia de los manglares en el ciclo del carbono y los métodos más empleados y homologados a nivel internacional para la estimación de almacenes y flujos en estos ecosistemas.

El capítulo 7 describe el empleo de diferentes fuentes de información espacial para la caracterización y estudio de los manglares, considerando los requerimientos geográficos mínimos para la realización de este tipo de investigaciones y la presentación de los resultados. El último capítulo orienta la integración y síntesis de datos de manglares generados a diferentes escalas espaciales para ayudar a explicar procesos ecológicos cada vez más complejos.

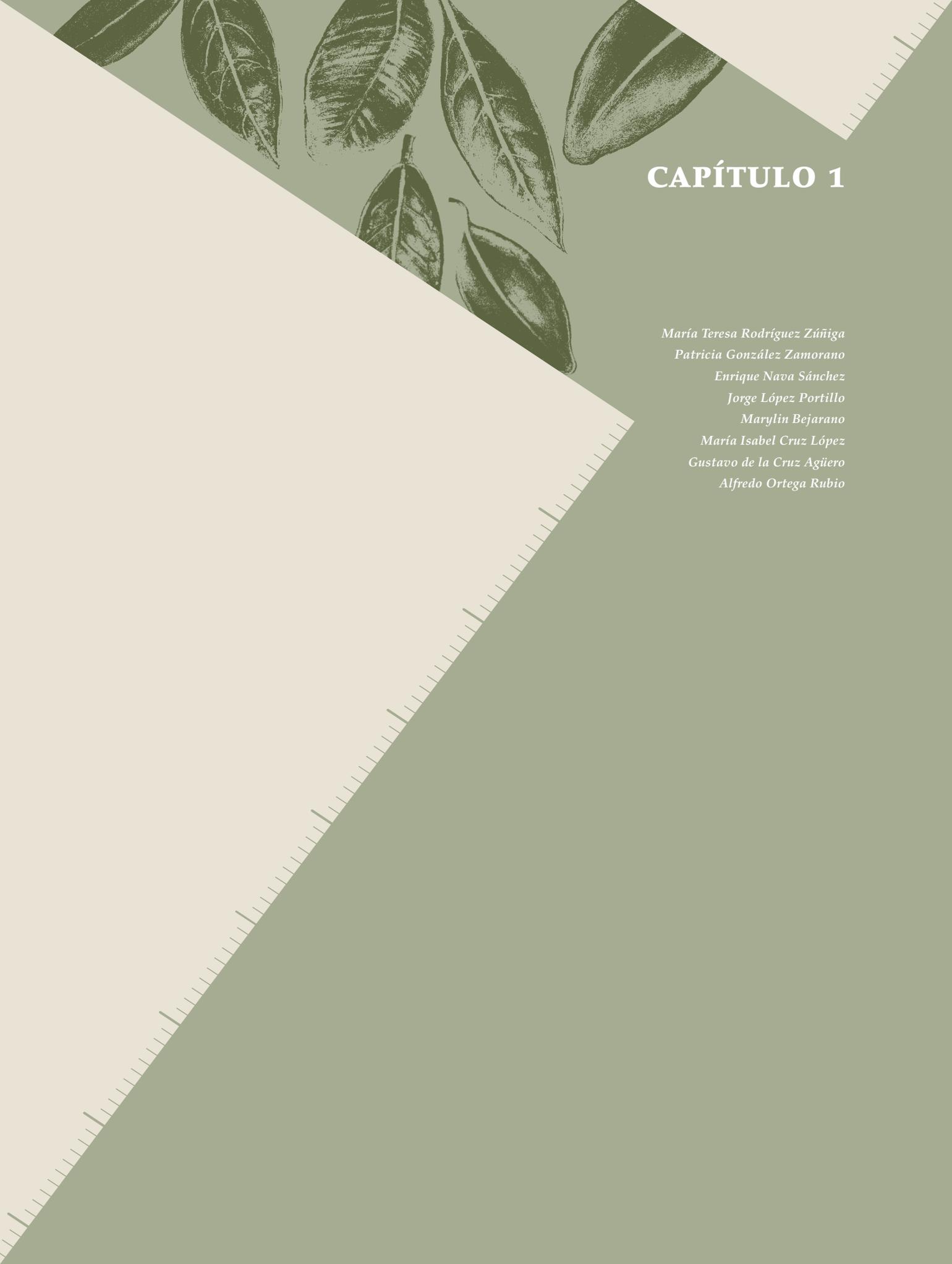
Un tema común a la mayoría de los capítulos son los procedimientos de control de calidad en la toma de datos, su procesamiento y los productos generados. Así se busca que, sin importar el método o el nivel de estudio, la información generada cumpla con criterios de calidad que sirvan para identificar los momentos o procesos en los que hay que poner mayor atención en futuras colectas (CONAFOR 2015; Mex-SMIC 2016). El cumplimiento de estos procedimientos servirá para transparentar los métodos de colecta, análisis estadístico y nivel de confianza de la información generada, y para establecer el alcance de su uso en la toma de decisiones (ISO 1994; IPCC 2003, 2006).

Sabemos que este esfuerzo es perfectible y que su aplicación dependerá de los objetivos de estudio de cada grupo de trabajo. Aun así, esperamos que el libro y sus recomendaciones mejoren el conocimiento de la dinámica de estos ecosistemas, y así se fortalezca la conservación, monitoreo y manejo de los manglares en el país.

Referencias bibliográficas

- Adame, M.F., J.B. Kauffman, I. Medina *et al.* 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS One* 8 (2): e56569.
- Adame, M.F., N.S. Santini, C. Tovilla *et al.* 2015. Carbon Stocks and Soil Sequestration Rates of Tropical Riverine Wetlands. *Biogeosciences* 12: 3805–3818.
- Agraz-Hernández, C.M., C. García-Zaragoza, S. Iriarte-Vivar *et al.* 2011. Forest Structure, Productivity and Species Phenology of Mangroves in the La Mancha Lagoon in the Atlantic Coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management* 19 (3): 273–293.
- Aké-Castillo, J.A., G. Vézquez, y J. López-Portillo. 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia* 559 (1): 101–111.
- Alongi, D. 2008. Mangrove Forests: Resilience, Protection from Tsunamis, and Responses to Global Climate Change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76 (1): 1–13.
- Arreola-Lizárraga, J.A., F.J. Flores-Verdugo y A. Ortega-Rubio. 2004. Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, Mexico. *Aquatic Botany* 79: 137–143.
- CEC. Commission for Environmental Cooperation. 2016. *North America's Blue Carbon: Assessing Seagrass, Salt Marsh and Mangrove Distribution and Carbon Sinks*. CEC, Canadá.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2015. *Sistema de aseguramiento y control de calidad (SACC) en los proyectos de inventario forestal y de suelos de la Comisión Nacional Forestal. Manual de procedimientos V15.5*. CONAFOR, México.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2015b. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Procedimientos de muestreo*. CONAFOR, México.
- Dahdouh-Guebas, F., L.P. Jayatissa, D. Di Nitto *et al.* 2005. How Effective Were Mangroves as a Defence against the Recent Tsunami? *Current Biology* 15 (12): R443–47.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner y R.J. Lara. 2006. Mangroves, a Major Source of Dissolved Organic Carbon to the Oceans. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (1): GB1012.
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, D. Murdiyarso *et al.* 2011. Mangroves among the Most Carbon-Rich Forests in the Tropics. *Nature Geoscience* 4 (5): 293–297.
- Ezcurra, P., E. Ezcurra, P.P. Garcillán *et al.* 2016. Coastal Landforms and Accumulation of Mangrove Peat Increase Carbon Sequestration and Storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (16): 4404–4409.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, D.S. Zamorano y P. Ramírez-García. 1992. Mangrove ecosystems of the Pacific coast of Mexico: distribution, structure, litterfall and detritus dynamics. *Coastal plant communities of Latin America* 17: 269–288.
- Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen *et al.* 2010. Status and Distribution of Mangrove Forests of the World Using Earth Observation Satellite Data. *Global Ecology and Biogeography* 20 (1): 154–59.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IGES, Japón.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IGES, Japón.
- ISO. International Organization for Standardization. 1994. Air Quality, Determination of Performance Characteristics of Measurement Methods. ISO 9196: 1994. En: *Relevance of Mangroves for the Production and Deposition of Organic Matter along Tropical Continental Margins*. T.C. Jennerjahn, T.C. y V. Ittekkot. *Die Naturwissenschaften* 1 (89): 23–30.

- Jennerjahn, T.C. y V. Ittekkot. 2002. Relevance of Mangroves for the Production and Deposition of Organic Matter along Tropical Continental Margins. *Die Naturwissenschaften* 89 (1): 23–30.
- Kirwan, M.L. y J.P. Megonigal. 2013. Tidal Wetland Stability in the Face of Human Impacts and Sea-Level Rise. *Nature* 504 (7478): 53–60.
- Lewis, M., R. Pryor y L. Wilking. 2011. Fate and Effects of Anthropogenic Chemicals in Mangrove Ecosystems: A Review. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987) 159 (10): 2328–2346.
- McLeod, E., G.L. Chmura, S. Bouillon *et al.* 2011. A Blueprint for Blue Carbon: Toward an Improved Understanding of the Role of Vegetated Coastal Habitats in Sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (10): 552–60.
- Mex-SMIC. Red Mexicana de Sitios de Monitoreo Intensivo del Carbono. 2016. *Protocolo para la estimación de la dinámica del carbono forestal en sitios de medición intensiva: un enfoque multi-escala*. Mex-SMIC, México.
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray *et al.* 2012. Estimating Global 'Blue Carbon' Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS One* 7 (9): e43542.
- Pronatura Sur. 2016. En: <http://www.pronatura-sur.org> (Última consulta: 25/06/2016).
- Valderrama-Landeros L. H., M.T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, *et al.* 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 pp.
- Valdez-Hernández, J. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, número especial: 129–145.
- Valdez-Hernández, J. 2004. Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Madera y Bosques*, número especial (10): 93–104.
- Walters, B.B., P. Rönnbäck. 2008. Ethnobiology, Socio-Economics and Management of Mangrove Forests: A Review. *Aquatic Botany* 89 (2): 220–236.
- Wolanski, E., L.A. Boorman, L. Chícharo *et al.* 2004. Ecohydrology as a New Tool for Sustainable Management of Estuaries and Coastal Waters. *Wetlands Ecology and Management* 12 (4): 235–276.



CAPÍTULO 1

María Teresa Rodríguez Zúñiga

Patricia González Zamorano

Enrique Nava Sánchez

Jorge López Portillo

Marilyn Bejarano

María Isabel Cruz López

Gustavo de la Cruz Agüero

Alfredo Ortega Rubio

Marco de referencia para la integración y análisis de los manglares de México

INTRODUCCIÓN

Los ambientes de manglar y las especies que los constituyen son el resultado de la interacción de diferentes factores y procesos cuya importancia varía espacial y temporalmente (Thom 1984; Twilley *et al.* 1998; Duke *et al.* 1998; Christian *et al.* 2000; Woodroffe 2002). En esa variación hay cuatro factores clave principales: 1) el marco geofísico general: historia de la superficie terrestre, del nivel medio del mar, el clima y las mareas; 2) el control geomorfológico: sedimentación, erosión, dominancia de procesos costeros y microtopografía; 3) el factor hidrológico: hidroperiodo, aporte y calidad de agua, y 4) el factor biológico: individuos (adaptación), poblaciones (migración y extinción local) y comunidades (interacciones inter e intraespecíficas) (Thom 1984; Duke *et al.* 1998). Esos factores tienen efectos en los procesos de dispersión, viabilidad y establecimiento de propágulos (Rico-Gray 1993; De Lange y De Lange 1994; Tomlinson 1994; Duke *et al.* 1998). Los factores físicos tendrán mayor peso a escala global y regional, los factores biológicos pueden tener mayor influencia a escala local, al interior del bosque (Arita y Rodríguez 2001), pero el factor hidrológico tendrá efectos en todas las escalas.

Los ecosistemas de manglar se desarrollan en una amplia variedad de ambientes como resultado de la combinación de los factores antes mencionados; en consecuencia, las características estructurales de la vegetación, los procesos ecológicos y sus funciones asociadas son heterogéneos (Thom 1982; Thom 1984; Woodroffe 1992; Ewel *et al.* 1998; Twilley *et al.* 1998; Schaeffer-Novelli *et al.* 2000; Schaeffer-Novelli *et al.* 2005). Los bienes y servicios que proveen los manglares están asociados al tipo fisonómico (Lugo y Snedaker 1974) y al tipo de ambiente en el que se desarrollan (Woodroffe 1992; Ewel *et al.* 1998). Reconocer diferentes comunidades de manglar en ambientes muy variados representa un paso fundamental para establecer estrategias de manejo específicas (Woodroffe 1992; Golley 1993; Ewel *et al.* 1998; Oyama y Castillo 2006).

Con el propósito de reconocer esas diferencias entre los manglares y organizar paulatinamente la información generada por diversos grupos de investigadores, se propone identificar los diferentes sistemas de clasificación en uso para distinguir las escalas de trabajo y sus ámbitos de aplicación. Se espera que la integración ordenada de la información obtenida permita profundizar

cada vez más en los análisis de los procesos que suceden en los manglares, desde escalas locales hasta nacionales o globales.

Si los diversos grupos de trabajo relacionados con el estudio de los manglares mexicanos logramos organizar y sistematizar la información dentro de esos sistemas de clasificación y ello se registra en bases de datos compartidas, avanzaremos en los análisis de las propiedades de los manglares clase por clase, identificando similitudes entre sitios e incluso detectando oportunamente situaciones irregulares, para atenderlas a tiempo y así evitar la degradación del ecosistema.

El objetivo de este capítulo es presentar el marco de referencia de diferentes sistemas de clasificación de los ambientes donde se desarrollan los manglares o bien de sus características fisonómicas, para promover que los diferentes estudios que se realizan en México puedan asociar su información con una perspectiva de análisis a diferentes niveles.

Cabe señalar que este es un primer paso hacia la búsqueda de un sistema de anidamiento útil para México y que reconocemos el reto y la complejidad de este intento por integrar criterios climáticos, geo-

morfológicos, hidrológicos y ecológicos. Por tanto, esperamos que sea analizado, probado y discutido entre los usuarios de este libro para un mejor entendimiento de los procesos que suceden en el ecosistema.

En este capítulo se presentan primero los niveles de aproximación a los estudios de manglar, tomando como referencia la propuesta de Twilley *et al.* (1998). Enseguida, de la escala global a la escala local se muestran diferentes sistemas de clasificación que pueden involucrar tanto cuestiones geopolíticas como una regionalización costera, considerando criterios geológicos, hidrológicos, geomorfológicos, climáticos y morfohidrográficos, así como aspectos de fisonomía de los bosques de manglar que podrán ser aplicados en escalas más locales. En la planeación y el análisis de resultados se podría considerar el uso de un solo sistema de clasificación y también complementar entre sistemas, buscando un enfoque más integral. En el anexo 1 (disponible en la página web de la CONABIO, en la sección de Manglares de México) se presentan tres ejemplos de caracterización de sitios en donde se aplican las regionalizaciones y clasificaciones mostradas en este capítulo.

1.1 NIVELES DE APROXIMACIÓN

Una de las propuestas más trascendentales para entender los diferentes niveles de aproximación al estudio y análisis de los manglares es la de Twilley *et al.* (1998), quienes proponen un esquema jerárquico de organización para describir los patrones de estructura y función de los manglares con base en: *a)* la distribución global o regional, *b)* el tipo de ambiente geomorfológico, *c)* el tipo ecológico, donde se considera tanto la comunidad vegetal en el contexto geomorfológico, y *d)* las unidades de hábitat (fig. 1.1).

Como se observa en el esquema mencionado, la distribución global de los manglares está regulada por la temperatura; en tanto que a un nivel inferior, los diferentes tipos de ambientes geomorfológicos, determinarán las características del ecosistema en función del origen del sedimento y de los procesos costeros y continentales que, regulados por la hidrología, contribuyen al transporte, deposición y acumulación o erosión de los sedimentos (Thom 1984; Duke 1998). Cada ambiente geomorfológico tiene características distintivas relacionadas con procesos costeros y zonas de mezcla de agua marina y continental en donde se forman deltas, lagunas y estuarios. En esos ambientes se conforman diferentes comunidades de especies que conforman tipos ecológicos de acuerdo con la interacción entre la hidrología y la topografía, y en cada tipo ecológico se forman unidades de hábitat asociadas al tipo de suelo, la disponibilidad de nutrientes y los factores que causan estrés ambiental, como la salinidad y el tiempo de exposición a la sequía o a la frecuencia de inundación (el hidoperiodo). Finalmente, los procesos poblacionales y las interacciones intra e interespecíficas confieren a las comunidades su fisonomía, estructura y función.

La revisión y comprensión de este esquema conceptual (fig. 1.1) es fundamental para la investigación sobre manglares porque los ubica en el nivel de estudio y análisis correspondiente; eso permite identificar los principales aspectos a evaluar para resolver preguntas concretas de investigación.

1.2 REGIONALIZACIÓN COSTERA

Existen varias clasificaciones de las costas con distintos enfoques, criterios y escalas de estudio (Lankford 1977; Thom 1984; Ortiz-Pérez y De la Lanza 2006; De la Lanza y Ortiz-Pérez 2013; Balke y Fries 2016). Cada propuesta permite analizar y sintetizar la información para su consideración en el diseño de muestreo, la validación de campo, el análisis estadístico y la representación espacial de los resultados. A continuación se presentan diferentes clasificaciones o regionalizaciones útiles para el estudio de los manglares.

A. Regionalización geopolítica

Esta regionalización es la base geográfica del Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM), que genera periódicamente estadísticas

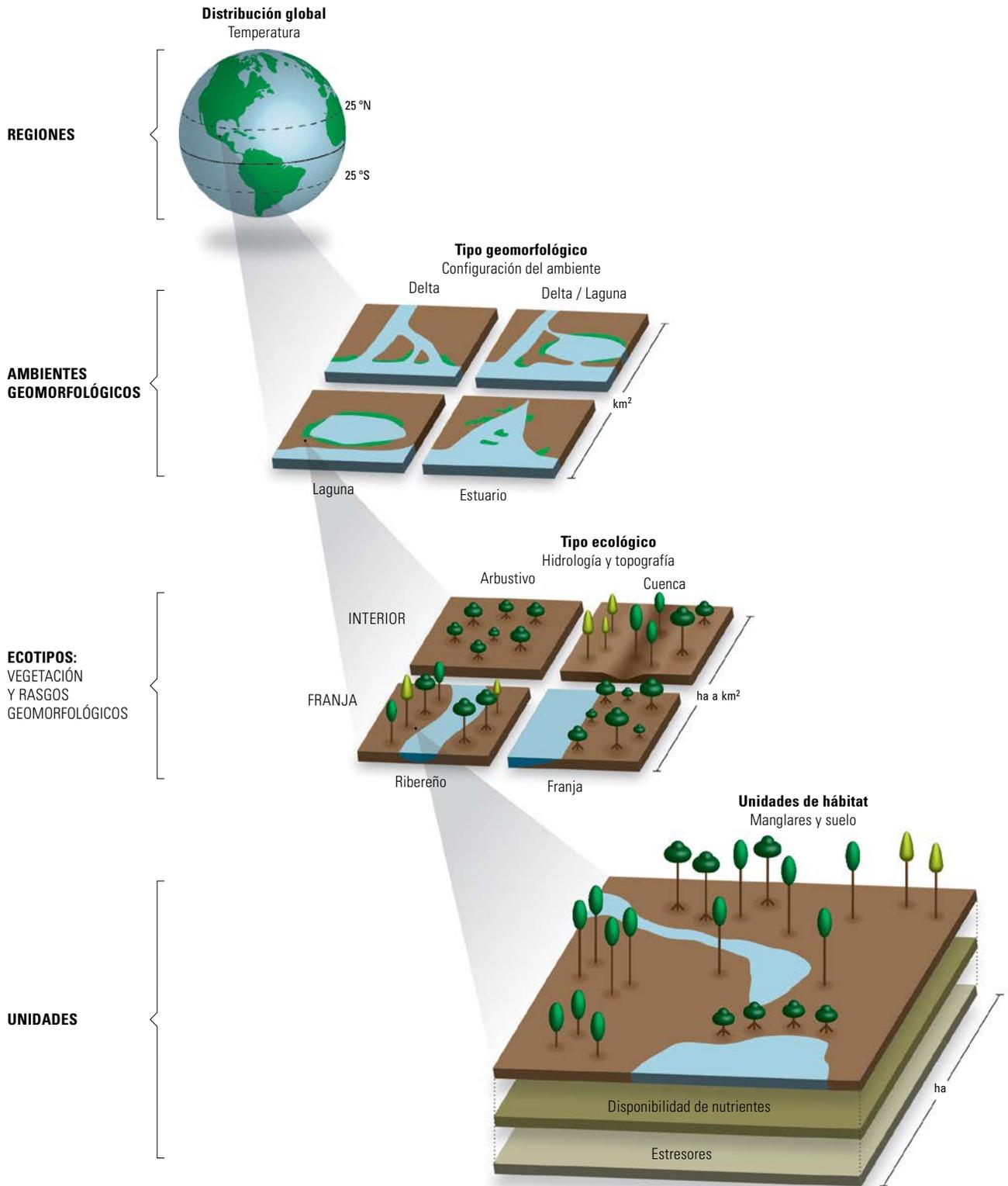


FIGURA 1.1

Diferentes niveles de aproximación al estudio de los manglares y los principales factores que regulan dicho nivel (modificado de Twilley *et al.* 1998).

regionales y estatales sobre la extensión, pérdida, ganancia de los manglares y también la caracterización de los cambios de uso del suelo en el ecosistema. Esta regionalización se acordó entre especialistas mexicanos en el II Taller sobre la problemática de los ecosistemas de manglar, en donde se establecieron las siguientes regiones (CONABIO/USAID 2005; Rodríguez-Zúñiga 2013):

- 1) Pacífico norte (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit)
- 2) Pacífico centro (Jalisco, Colima y Michoacán)
- 3) Pacífico sur (Guerrero, Oaxaca y Chiapas)
- 4) Golfo de México (Tamaulipas, Veracruz y Tabasco)
- 5) Península de Yucatán (Campeche, Yucatán y Quintana Roo)

Esta regionalización cuenta ya con un primer orden de análisis y generación de datos relacionados con la extensión y distribución de los manglares mexicanos y con cartografía a escala 1:50 000 generada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ahora es importante complementarla con una regionalización basada en otros factores fundamentales que condicionan el establecimiento y desarrollo de los bosques de manglar. Por ejemplo, en la región de la península de Yucatán, los estados de Yucatán y Quintana Roo se ubican en una provincia cárstica, pero Campeche está constituido por una sección cárstica y otra terrígeno-sedimentaria derivada del delta del Grijalva-Usumacinta, lo que se refleja en las importantes diferencias estructurales en la vegetación, tipo de suelo y profundidad de los sedimentos orgánicos (Yañez-Correa 1971; Ortiz-Pérez 1992).

La regionalización geopolítica permite, entre otras cosas, reconocer similitudes en los agentes de cambio de uso de suelo entre componentes vegetales, incluyendo los manglares. En este sentido, las regiones propuestas pueden funcionar como unidades de planeación para la toma de decisiones, para la formulación de políticas públicas y para priorizar acciones y oportunidades para la conservación y uso sustentable de los manglares.

B. Regionalización natural

El trabajo de Balke y Fries (2016) fue realizado para el ámbito global y está basado en la literatura y datos mundiales derivados de sensores remotos. Con base en una clasificación geomorfológica global de los ambientes de manglar en función del rango de marea, materia orgánica del suelo y materia total suspendida, Balke y Fries (2016) proponen que los manglares pueden ser incluidos en tres grupos:

- 1) Minerogénicos con alta amplitud de mareas
- 2) Minerogénicos con baja amplitud de mareas
- 3) Organogénicos con baja amplitud de mareas

Ese estudio deja clara la relevancia del conocimiento geomorfológico para la restauración exitosa de manglares, porque facilita la selección adecuada tanto de los sitios a restaurar como de los métodos a utilizar.

Para México se han realizado diversos intentos por clasificar la alta diversidad de paisajes costeros (Lankford 1977; Ortiz-Pérez y De la Lanza 2013), pero cada uno de ellos toma como base diferentes aspectos de la geomorfología costera. Lankford (1977), por ejemplo, formuló una regionalización de las costas mexicanas a partir de la historia del nivel medio del mar, la geología, la fisiografía, el clima y la oceanografía, que son determinantes para el establecimiento y desarrollo de los manglares y otros humedales costeros. Las regiones propuestas se muestran en el cuadro 1.1.

CUADRO 1.1

Regiones propuestas por Lankford (1977) y su distribución geográfica a lo largo de las costas de la República Mexicana.

Región	Nombre
A	Costa Pacífico. De la península de Baja California a Cabo San Lucas
B	Golfo de California. De la península de Baja California a Cabo San Lucas
C	Golfo de California. Del río Colorado a Mazatlán
D	Costa Pacífico. De Mazatlán a Centroamérica
E	Golfo de México. De la costa de Estados Unidos de América a la plataforma de Yucatán
F	Golfo de México. De la plataforma de Yucatán a Cabo Catoche
G	Costa del Caribe. De Cabo Catoche a Centroamérica

Como se ve, algunas de las regiones son muy amplias, como la Costa Pacífico; además, los límites entre ellas no cuentan con precisión geográfica. Por ello, en este capítulo se presenta un ajuste a los límites a partir de un análisis cartográfico, de imágenes de satélite y del conocimiento previo en campo. Para este ajuste de delimitación se consideró la geología, geomorfología, fisiografía, climatología y vulnerabilidad costera (Raisz 1964; Quiñones 1984; García *et al.* 1992; Lugo-Hubp y Córdova 1992; Ferrari-Pedraglio *et al.* 2007; Nava *et al.* 2012). Los límites ajustados se presentan en el cuadro 1.2.

CUADRO 1.2

Ajustes a los límites de regionalización propuestos por Lankford (1977).

Región	Límites
Costa Pacífica de Baja California	De Tijuana (B.C.) a Punta Gorda (B.C.S.)
Costa occidental del golfo de California	De Punta Gorda (B.C.S.) a Puertecitos (B.C.)
Costa oriental del golfo de California	De Puertecitos (B.C.) a Mazatlán (Sin.)
Costa centro-sur del Pacífico	De Mazatlán (Sin.) al río Suchiate (Chis.)
Costa del golfo de México	Del río Bravo (Tamps.) a Seybaplaya (Camp.)
Costa de Petenes-Yucatán	De Seybaplaya (Camp.) a cabo Catoche (Q.R.)
Costa del Caribe	De Cabo Catoche (Q.R.) a río Hondo (Q.R.)

Otra regionalización es la propuesta por Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006) y De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013), cuyo objetivo fue establecer un orden de clasificación como una guía en un proceso de regionalización natural. En la identificación de las regiones los autores tomaron como base criterios geológicos, hidrológicos, geomorfología de la costa, clima y arreglo morfohidrográfico. Esta regionalización consta de 14 regiones, nueve para la costa del Pacífico y cinco para el golfo de México y mar Caribe (cuadro 1.3).

CUADRO 1.3

Regiones costeras propuestas por Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006) y De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013).

Litoral	Región	Nombre	Límites
Pacífico mexicano	1	Región noroccidental de la península de California	De Tijuana a Cerro San Javier (B.C.)
	2	Región suroccidental de la península de California	De Cerro San Javier (B.C.) a Punta Palmillas (B.C.S.)
	3	Región de la costa oriental de la península de California	De Punta Palmillas (B.C.S.) a El Barril (B.C.)
	4	Región del Alto Golfo	De El Barril (B.C.) a Bahía Kino (Son.)
	5	Región costa oriental del golfo de California (sur de Sonora y norte de Sinaloa)	De Bahía Kino (Son.) a Mazatlán (Sin.)
	6	Región occidental del Pacífico (sur de Sinaloa y Nayarit)	De Mazatlán (Sin.) a Punta Mita (Jal.)
	7	Región suroccidental del Pacífico (Jalisco, Colima, Guerrero y el noreste de Oaxaca)	De Punta Mita (Jal.) a Mazunte (Oax.)
Pacífico mexicano	8	Región del golfo de Tehuantepec	De Mazunte (Oax.) a Boca del Cielo (Chis.)
	9	Región costa meridional del Pacífico mexicano (Chiapas)	De Boca del Cielo al río Suchiate (Chis.)
Golfo de México y mar Caribe	10	Región nororiental (Tamaulipas)	Del río Bravo a Barra del Tordo (Tamps.)
	11	Región centro (Veracruz)	De Barra del Tordo (Tamps.) a Punta San Juan (Ver.)
	12	Región suroriental (Veracruz-Tabasco y Campeche)	De Punta San Juan (Ver.) a Seybaplaya (Camp.)
	13	Región occidental y norte de la península de Yucatán	De Seybaplaya (Camp.) a cabo Catoche (Q.R.)
	14	Región del mar Caribe (Quintana Roo)	De cabo Catoche a río Hondo (Q.R.)

Con el propósito de entregar a los usuarios de este libro los insumos necesarios para generar análisis espaciales que integren diversos tipos de cartografías útiles en la separación de grupos de manglares, se generó el archivo vectorial de las 14 regiones (fig. 1.2 y recuadro 1.1) a partir de la propuesta de Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006) y De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013) (por su grado de detalle) y de las adecuaciones en los límites propuestos por Lankford (1977); los archivos y sus metadatos se encuentran en la página web de la CONABIO, en la sección de Manglares de México y en el geoportal de la misma institución.¹

RECUADRO 1.1

Generación del archivo vectorial del mapa de regiones costeras propuestas por Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006) y De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013).

Para el establecimiento de las fronteras entre las regiones se empleó:

- La curva de nivel de los 30 msnm a partir de un modelo digital de elevación (MDE) con tamaño de celda de 30 m, producido por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), con base en cartas topográficas escala 1:50 000.
- Puntos de referencia establecidos por Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006).
- Distribución de los manglares en México en 1970-1980 (CONABIO 2013), considerándola como la extensión máxima de este ecosistema a una escala de 1:50 000.
- Para extender y marcar los límites tierra adentro hasta los 30 msnm, se consideró la topografía usando como referencia el sistema de Google Earth.

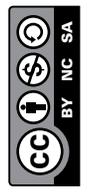
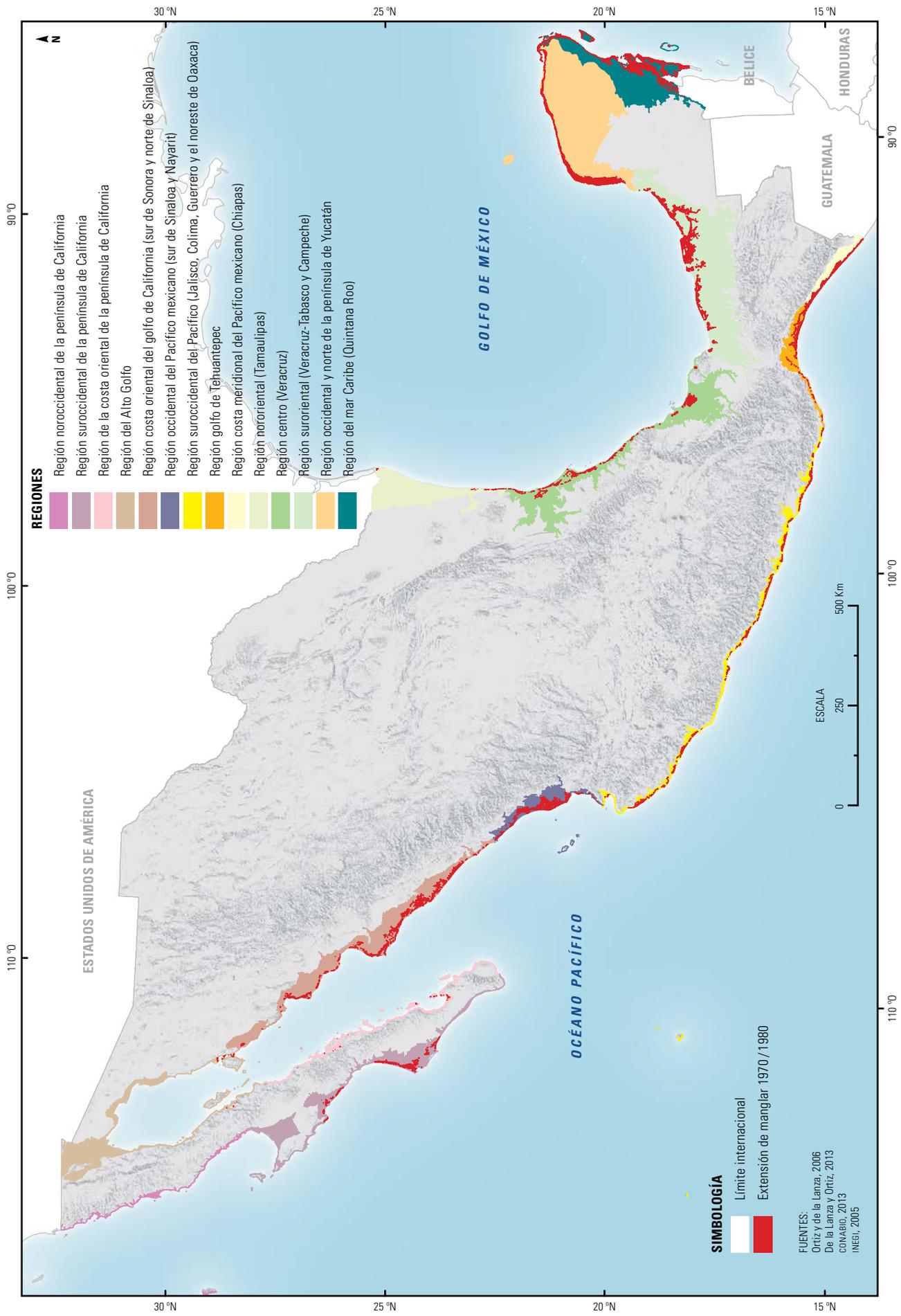
Por lo anterior, los límites varían ligeramente entre el trabajo original y lo que aquí se presenta. Para establecer fronteras más específicas (como las que los autores proporcionan para las regiones del litoral del Pacífico) entre las regiones del litoral del golfo de México, se consideró el cambio de la extensión de los manglares tierra adentro hasta la cota de los 30 msnm. Por ejemplo, el límite oriental de la región Costa centro-sur del golfo de México se define ahora en Seybaplaya, Campeche; los nombres de las regiones se presentan de acuerdo con De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013).

1.3 CLASIFICACIÓN GEOMORFOLÓGICA DE AMBIENTES COSTEROS

El sistema propuesto por Thom (1984) reconoce que los manglares se desarrollan en ambientes recurrentes que pueden ser clasificados en función de: el origen del sedimento, el proceso costero dominante y la geoforma inicial. Este sistema considera dos grupos principales: el terrígeno (alóctono) y el carbonatado (autóctono). Las geoformas recurrentes son deltas y valles de río inundado (estuarios); el proceso costero tiende a diferir sobre ellas, estableciendo así ocho configuraciones (fig. 1.3).

Es importante considerar que puede existir una intergradación entre las configuraciones (Woodroffe 1992). Por ejemplo, algunas geoformas

¹ <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>



CONABIO. 2016. Regiones costeras, propuesta base para la regionalización de los manglares en México, escala 1:50 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

PROYECCIÓN:
 Cónica Conforme de Lambert
DATUM:
 WGS 1984

FIGURA 1.2
 Regionalización costera de Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006) y De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013), propuesta base para la regionalización de los manglares en México. Separa los grupos de manglar usando criterios geológicos, hidrologicos, geomorfología de la costa, clima y de arreglo morfohidrográfico.

clasificadas como terrígenas en el golfo de California cuentan con manglar sobre sedimentos carbonatados, como ocurre en los valles de río inundado del archipiélago de Espíritu Santo-La Partida (Halfar *et al.* 2000; Niparaja 2005). Por ello, es importante considerar la escala a la que se aplica este sistema de clasificación, ya que en este caso se trata de afloramientos aislados de sedimentos carbonatados.

	Origen del sedimento	Proceso costero	Geoformas
Terrígeno (alóctono)		I. Fluvial Dominado por ríos, con rango de marea bajo	Ambiente deltaico
		II. Marea Dominado por marea, con oleaje bajo	Ambiente deltaico
		III. Oleaje Dominado por el oleaje de alta energía, con baja descarga fluvial	Laguna de barrera con delta al interior
		IV. Mixto Alta energía del oleaje y alta descarga del río	Ambientes deltaicos con laguna(s) costera(s)
		V. Mixto Fluvial y marea	Valles de río inundado abierto (estuarios)
Carbonatado (autóctono)		VI. Mixto Oleaje y marea de baja intensidad	Plataformas carbonatadas
		VII. Mixto Oleaje y marea de baja intensidad	Ambientes detrás de barrera móvil: arena, guijarros, terraplén de detritus de coral
		VIII. Mixto Oleaje y marea de baja intensidad	Bahías con o sin barrera

Grupo terrígeno

El sedimento es incorporado a través de los ríos; las geoformas dominantes son deltas y valles de río inundado (estuarios).

Grupo carbonatado

El suministro de sedimento terrígeno es escaso o ausente. Domina la producción biógena (p. ej., conchas de moluscos, rodolitos, briozoarios y corales) o se desarrolla sobre turba derivada de las raíces de los propios mangles o de hojarasca (Woodroffe 1992); las geoformas son plataformas carbonatadas y cuerpos someros protegidos.

FIGURA 1.3

Configuración geomorfológica propuesta por Thom (1984) tomando en consideración el origen del sedimento y el régimen hidrológico dominante.

1.4 SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MANGLAR

A. Clasificación por fisonomía

Lugo y Snedaker (1974) identificaron las comunidades de manglar basándose en sus características estructurales, producción de hojarasca, tasa de

degradación y exportación de detritus. En su análisis relacionaron la fisonomía de los bosques con la topografía, patrones locales de marea y drenaje terrestre superficial y lograron diferenciar cinco tipos ecológicos:

- 1) Bosque ribereño (*Riverine forest*)
- 2) Bosque de franja (*Fringe forest*)
- 3) Bosque sobreinundado (*Overwash forest*)
- 4) Bosque de cuenca (*Basin forest*)
- 5) Bosque enano (*Dwarf forest*)

Esta propuesta se generó en el contexto de los manglares del sur de Florida y de Puerto Rico, pero es muy utilizada debido a su relativa sencillez y a la relación de cada tipo fisonómico con la complejidad del ambiente biofísico (Pool *et al.* 1977; Twilley *et al.* 1996). Como se menciona más adelante, los rasgos geomorfológicos de esta clasificación fueron considerados por Woodroffe (2002), quien conjunta en un triángulo el tipo de sedimento, la contribución relativa de agua marina y continental y la fisonomía del manglar (fig. 1.4).

B. Clasificación por régimen de inundación

Uno de los criterios más importantes para clasificar y describir los tipos de manglar de acuerdo con su régimen de inundación es el hidroperiodo, que se refiere a la profundidad o nivel del agua, duración y frecuencia de la inundación, y a las fuentes de agua que se presentan en el sitio, es decir, los aportes originados por la precipitación, el agua superficial y subterránea y el ingreso de agua por movimientos de la marea u oleaje. Cintrón *et al.* (1985) redujeron la clasificación de Lugo y Snedaker (1974) a tres tipos: franja, ribereño y cuenca, y Schaeffer-Novelli *et al.* (2000) la redujeron a dos principales: borde e interior (*fringe* y *basin*, respectivamente, por sus nombres en inglés), en el contexto de ese trabajo, porque consideran que son casos especiales de los otros tipos o porque no tienen ambientes cársticos en donde pueden encontrarse petenes; esta clasificación fue desarrollada en el contexto de los manglares de Brasil.

C. Clasificación por estrato de la vegetación

Esta propuesta se originó en 2006 en un grupo de trabajo multiinstitucional formado por la CONABIO, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC, antes Instituto Nacional de Ecología), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Sólo considera la altura promedio del dosel y su aplicación tiene ventajas operativas (véase cap. 4). Propone las siguientes categorías: manglar arbóreo alto (> 30 m), manglar arbóreo medio (15–30 m), manglar arbóreo bajo (4–15 m) y manglar arbustivo (< 4 m). Esas categorías se revisaron en 2015 como parte de las actividades para la generación de esta obra, para reflejar con mayor precisión los estratos que pueden encontrarse en los manglares mexicanos, quedando de la siguiente forma (cuadro 1.4):

CUADRO 1.4

Tipos de manglar en México clasificados por altura promedio del dosel y subtipos de manglar tipo arbóreo.

Tipo de manglar por estrato	Criterio de altura (m)	Subtipo	Altura promedio (m)
Arbustivo	≤ 2		
Arbóreo	> 2	Bajo	$> 2 < 10$
		Mediano	$\geq 10 < 20$
		Alto	≥ 20

1.5 CLASIFICACIÓN DE ECOTIPOS: AMBIENTE COSTERO-COMUNIDAD DE MANGLAR

Como se ha descrito en este capítulo, existen diferentes clasificaciones que pueden ser usadas en los estudios de manglar. Su uso dependerá de la escala de observación del fenómeno. Sin embargo, podemos considerar como un buen punto de referencia la propuesta conceptual de Woodroffe (1992), en donde representa la relación entre el aporte y tipo de sedimentos, la contribución relativa de agua continental y marina y las especies y tipos fisiológicos de manglar siguiendo la clasificación de Lugo y Snedaker (1974).

La relevancia de este esquema (fig. 1.4) es que permite reconocer que el funcionamiento y los bienes y servicios de los bosques es distinto según el tipo de ambiente en el que estos se desarrollan, lo que representa un paso fundamental para establecer estrategias de manejo y conservación específicas (Woodroffe 1992; Ewel *et al.* 1998; Golley 1993; Oyama y Castillo 2006).

De esta manera, los ambientes dominados por procesos fluviales (flujo unidireccional) se caracterizarán por una alta afluencia de nutrientes y fuerte exportación del manglar hacia sistemas adyacentes, mientras que los ambientes dominados por marea, caracterizados por flujos bidireccionales de agua y de material suspendido, presentarán poca exportación e incluso una importación neta de material (Alongi *et al.* 1992; Robertson *et al.* 1992; Woodroffe 1992; Ewel *et al.* 1998). En contraste, los sistemas aislados de procesos fluviales o de marea que ocurren tierra adentro o en depresiones con una inundación poco frecuente, pero con largos tiempos de residencia, estarán más asociados a factores climáticos, escurrimientos y evaporación (Wolanski *et al.* 1992).

1.6 INTEGRACIÓN DE LA INFORMACIÓN

Con el propósito de propiciar la integración de la información que diversos grupos de estudio colectan sobre los manglares de México, en el anexo 1 se

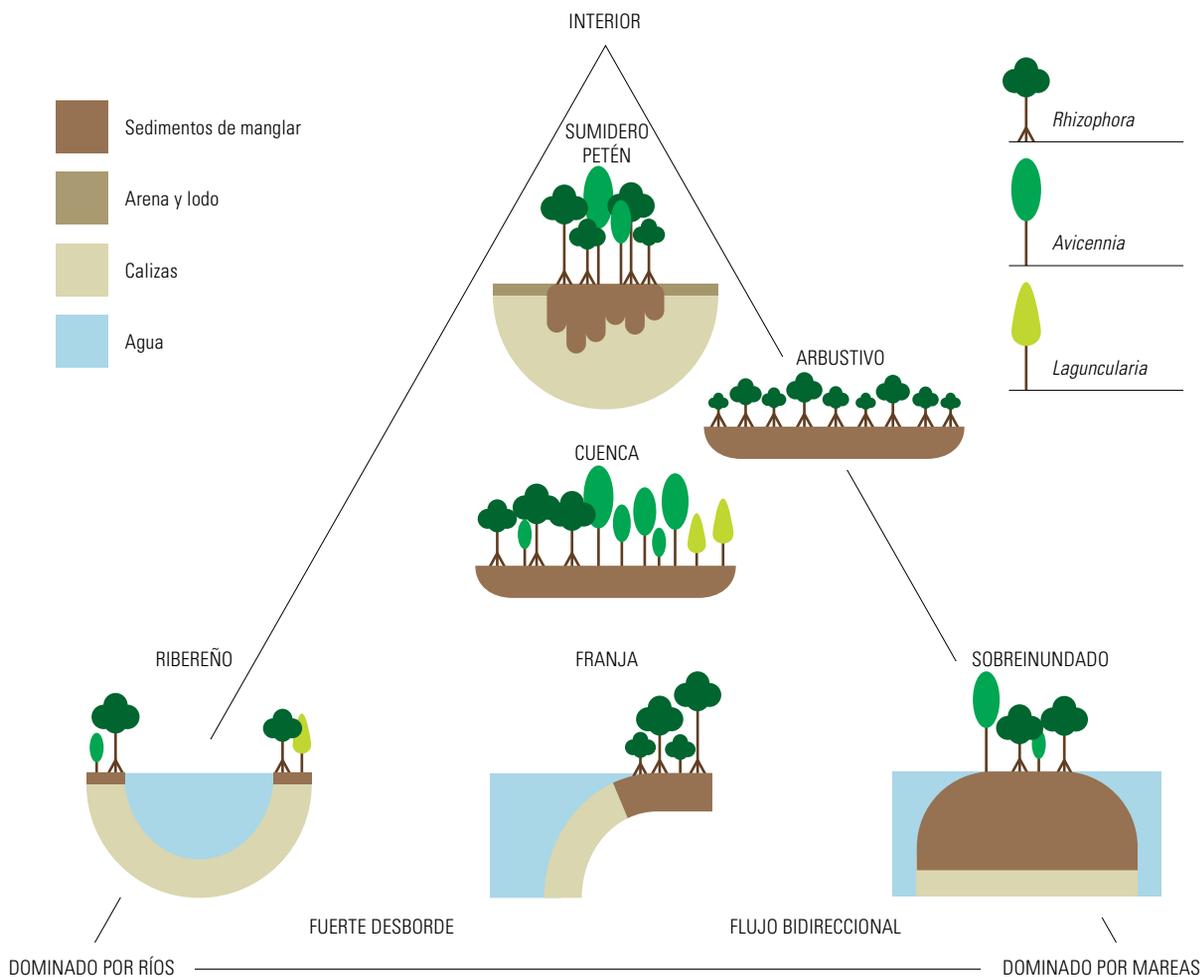


FIGURA 1.4

Enfoque integrador de la interacción entre cada uno de los componentes que actúan sobre las características de los manglares (modificado de Woodroffe 1992).

presentan tres ejemplos para la asignación de la categoría correspondiente en cada una de las clasificaciones consideradas como punto de partida de las búsquedas o consultas. Asimismo, en los capítulos 4 y 5 se describen las variables estructurales y fisicoquímicas que comúnmente se colectan en el ecosistema, se indica el nivel al que se sugiere sea registrado, así como el tipo de manglar y su carácter de variable, ya sea básica o complementaria.

Para el ámbito de esta obra, entiéndase como variables básicas aquellas que, independientemente de la escala del estudio o del tipo de manglar, deben registrarse porque aportan información de gran utilidad para generar la síntesis ecológica del ecosistema (véase cap. 8); en tanto que las variables complementarias dependen de los objetivos del trabajo y de los niveles de aplicación (fig. 1.5).

**FIGURA 1.5**

Niveles de aplicación, tipo de manglar y tipo de variable.

CONSIDERACIONES FINALES

Los manglares se desarrollan en una amplia variedad de ambientes costeros, las especies que los componen y su arreglo en un sitio en particular responden a factores y procesos cuya importancia varía espacial y temporalmente. De forma general, los estudiosos de los manglares reconocen cuatro factores principales que afectan esa variación: el marco geofísico general, el control geomorfológico, el factor hidrológico y el factor biológico. La combinación de estos factores da como resultado la expresión, en muchos casos heterogénea, de las características estructurales de la vegetación y de los procesos ecológicos que en estos ecosistemas suceden. Con el propósito de reconocer esas diferencias entre los manglares, a nivel mundial se han realizado diferentes esfuerzos de regionalización o clasificación de estos ambientes, algunas de ellas aplicables sólo a ciertos espacios geográficos.

Retomando esos esfuerzos y conjuntándolos con los realizados para México (en términos de regionalización ya sea de la distribución de los manglares o de los ambientes costeros donde se distribuyen),

en este capítulo se identificaron esos sistemas de clasificación, para distinguir las escalas de trabajo y sus ámbitos de aplicación, se presentaron los principales sistemas de clasificación de los ambientes de manglar y las regionalizaciones costeras que pueden considerarse en los estudios de este ecosistema reconociendo la importancia de identificar la escala de los trabajos y sus principales factores explicativos. Se propuso partir de la propuesta de Ortiz-Pérez y De la Lanza (2006) y De la Lanza y Ortiz-Pérez (2013) por su grado de detalle.

Éste es un primer paso hacia la búsqueda de un sistema geográfico y funcional de anidamiento que integre criterios climáticos, geomorfológicos, hidrológicos y ecológicos del ecosistema. Si bien el proceso de investigación es un asunto libre, la difusión, el conocimiento y el manejo de los manglares mexicanos avanzarán a mayor velocidad si los diferentes grupos de trabajo homologamos nuestra información en bases de datos compartidas para integrarlas y generar análisis en los diferentes niveles de estudio, así como en escalas espaciales y temporales.

Referencias bibliográficas

- Alongi, D.M., P. Christoffersen, F. Tirendi y A.I. Robertson. 1992. The influence of freshwater and material export on sedimentary facies and benthic processes within the Fly Delta and adjacent Gulf of Papua (Papua New Guinea). *Continental Shelf Research* 12 (2–3): 287–326.
- Arita, H. y P. Rodríguez. 2001. Ecología geográfica y macroecología. En: *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. J. Llorente y J. Morrone (eds.). Las Prensas de Ciencias, UNAM, México, pp. 63–80.
- Balke T. y D.A. Fries. 2016. *Geomorphic knowledge for mangrove restoration: a pan-tropical categorization*. *Earth Surface Processes and Landforms* 41 (2): 231–239.
- Bird E. 2001. *Coastal Geomorphology. An Introduction*. John Wiley Sons, Ltd, Inglaterra.
- Cahoon, D.R., P.R. Hensel, J. Rybczyk *et al.* 2003. *Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras after Hurricane Mitch*. *Journal of Ecology* 91: 1093–1105.
- Carbajal-Pérez, J.L. 2003. *Análisis sobre la delimitación y tamaño de los sistemas costeros mexicanos con base en sus geoformas, así como la cuantificación de la flora más representativa*. Tesis de maestría en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Castañeda, O. y F. Contreras. 2003. *Ecosistemas costeros mexicanos, una actualización*. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, México. En: <http://investigacion.izt.uam.mx/ocl/mapa.html> (Fecha de acceso: 28/04/2016).
- Chapell, J. y J. Grindrod. 1984. Chenier plain formation in northern Australia. En: *Coastal Geomorphology in Australia*. B.G. Thom (ed.). Academic Press, Sydney, pp. 197–232.
- Christian, R.R., L. Stasavich, C. Thomas y M.M Brinson. 2000. Reference is a moving target in sea-level controlled wetlands. En: *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. M. P. Weinstein y D. A. Kreeger (eds.). Kluwer Press, Holanda, pp. 805–825.
- Cintrón, G., A.E. Lugo y R. Martínez. 1985. Structural and functional properties of mangrove forests. En: *The Botany and Natural History of Panama: La Botánica e Historia Natural de Panamá*. Monographs in systematic botany from the Missouri Botanical Garden. W.G. D'Arcy y M.O. Correa (eds.). CRC Press. Saint Luis, Missouri, pp. 53–66.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2008. *Manglares de México: extensión y distribución*. 2a. ed. CONABIO. México.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2009. *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. CONABIO. México. En: <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/sitiosPrioritarios.html> (Fecha de acceso: 3/08/2017).
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2013. *Distribución de los manglares en México*. En: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Última consulta: 28/04/2016).
- CONABIO/USAID. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. 2005. II Taller sobre la problemática de los ecosistemas de Manglar. Puerto Vallarta.
- Cooper, J.A. 1994. Lagoons and microtidal coast. En: *Coastal Evolution: Late Quaternary Shoreline Morphodynamics*. R.W.G. Carter y C.D. Woodroffe (eds.). Cambridge University Press, Gran Bretaña, pp. 219–266.

- Duke, N.C., M.C. Ball y J.C. Ellison. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 27–47.
- Duke, N.C., J.O. Meynecke y S. Dittman *et al.* 2007. A world without mangroves. *Science* 317: 41–42.
- Ellison, A.M. 2002. Macroecology of mangroves: large-scale patterns and processes in tropical coastal forests. *Trees* 16: 181–194.
- Ellison, A.M. 2008. Mangrove ecology—applications in forestry and coastal zone management. *Aquatic Botany* 89: 78–79.
- Ellison, A.M. y E.J. Farnsworth. 1998. Antropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: Past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica* 28: 549–565.
- Ewel, K.C., R.R. Twilley y J.E. Ong. 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 83–94.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2007. *The world's mangroves, 1980–2005. A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO, Italia.
- Ferrari-Pedraglio L., D. Mora-Zenteno y E.A. González-Torres. 2007. Mapa Geológico, escala 1: 16 000 000. En: Atlas Nacional de México. Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto Nacional de Geografía, México.
- García, E., R. Vidal y E. Hernández. 1992. Regiones climáticas, a escala 1: 16 000 000. En: *Atlas Nacional de México*. Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto Nacional de Geografía, México.
- Golley, F.B. 1993. *A history of the ecosystem concept in ecology: more than the sum of the parts*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- González-Zamorano, P., S. Lluch-Cota y E. Nava-Sánchez. 2012. Relation between the Structure of Mangrove Forests and Geomorphic Types of Lagoons of the Baja California Peninsula. *Journal of Coastal Research* 29 (1): 173–181.
- Halfar J., L. Godínez-Orta y J.I. Ingle. 2000. Microfacies analysis of recent carbonate environments in the southern Gulf of California, Mexico—A model for warm-temperate to subtropical carbonate formation. *Palaios* 15 (4): 323–342.
- Herrera-Silveira J., A. Camacho Rico, E. Pech *et al.* 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34: 61–72.
- Lanza, G. de la, M.A. Ortiz-Pérez y J.L. Carbajal. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del mar Caribe. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, UNAM 81: 33–50.
- Lange W.P. de y P.J. de Lange. 1994. An Appraisal of Factors Controlling the Latitudinal Distribution of Mangrove (*Avicennia marina* var. *resinifera*) in New Zealand. *Journal of Coastal Research* 10 (3): 539–548.
- Lankford, R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. En: *Estuarine Processes*. M.L. Wiley (ed.). Academic Press, Nueva York, pp. 189–215.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*. Número especial: 27–51.
- Lot Helgueras A., C. Vázquez Yanes y F.L. Menéndez 1975. Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf Coast of Mexico. En: *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. G.E. Walsh, S.C. Snedaker y H.J. Teas (eds.). East-West Centre, Honolulu, Hawaii. Institute of Food and Agricultural Sciences. University of Florida, Gainesville, Florida, pp. 52–61.

- Lugo, A.E. 1981. The inland mangrove of Inagua. *Journal of Natural History* 15: 845–852.
- Lugo, A.E. y S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review Ecology and Systematics* 5: 39–64.
- Lugo-Hubp, J. y C. Córdova-Fernández de Arteaga. 1992. *Regionalización geomorfológica de la República Mexicana*. Investigaciones Geográficas 25: 25–63.
- Murillo, J.M. y D.S. Gorsline. 2000. Holocene and modern dune morphology for the Magdalena Coastal Plain and islands, Baja California Sur, Mexico. *Journal of Coastal Research* 16 (3): 915–925.
- Nava-Sánchez, E.H., G. Martínez-Flores, J. Murillo-Jiménez, *et al.* 2012. Vulnerabilidad y evaluación de riesgos en la zona costera mexicana. En: *Dinámica ambiental de ecosistemas acuáticos costeros. Elementos y ejemplos prácticos de diagnóstico*. H. Ramírez-León, J.M. Navarro-Pineda y H.A. Barrios-Piña (coords.). Instituto Politécnico Nacional, México, pp. 139–156.
- Niparaja, A.C. 2005. Propuesta de creación del Parque Marino Espíritu Santo. Estudio previo justificativo. México, vol. 1, 90 pp. En: <https://issuu.com/niparajaac/docs/estudio-justificativopnes> (Fecha de acceso: 28/04/2016).
- Ortiz-Pérez, M. A. 1992. Retroceso reciente de la línea de costa del frente deltaico del río San Pedro, Campeche-Tabasco. Investigaciones geográficas 25: 7–23.
- Ortiz-Pérez, M.A. y G. de la Lanza Espino. 2006. *Diferenciación del espacio costero de México: un inventario regional*. Serie Textos Universitarios. Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Geografía, México.
- Ortiz-Pérez, M.A. y L.M. Espinoza-Rodríguez. 2007. Mapa de tipo de costas. Escala 1: 8 000 000 (Geomorfología, 2). En: *Nuevo Atlas Nacional de México*. Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto Nacional de Geografía, México.
- Oyama K. y A. Castillo. 2006. Ciencia para el manejo sustentable de los ecosistemas (uso, conservación y restauración). Introducción. En: *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales*. K. Oyama y A. Castillo (eds.). Siglo XXI, UNAM-Centro de Investigaciones en Ecosistemas, México, pp. 9-25.
- Pérez-Ruzafa, A., M.C. Mompeán y C. Marcos. 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hidrobiología* 577: 107–125.
- Polidoro, B.A., K.E. Carpenter, L. Collins *et al.* 2010. The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS One* 5 (4): 1–10.
- Pool, D.J., S.C. Snedaker y A.E. Lugo. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica* 9: 195–212.
- Quiñónez G.H. 1984. Mapa de provincias, subprovincias y discontinuidades fisiográficas, escala 1: 16 000 000. En: IG-UNAM. 1992. Atlas Nacional de México. Clasificación de regiones naturales de México 1. Regionalización física IV.10.1
- Raisz, E. 1964. Mapa de provincias fisiográficas, escala 1: 16 000 000. En: IG-UNAM. 1992. Atlas Nacional de México. Clasificación de regiones naturales de México 1. Regionalización física IV.10.1
- Rico-Gray, V. 1993. Origen y rutas de dispersión de los manglares: una revisión con énfasis en las especies de América. *Acta Botánica Mexicana* 25: 1–3.
- Robertson, A.I. 1992. Concluding remarks: research and mangrove conservation. En: *Tropical mangrove ecosystems*. A. Robertson y D.M. Alongi (eds.). Coastal and Estuarine Studies (Series). American Geophysical Union, Estados Unidos de América, pp. 327–329.

- Rodríguez-Zúñiga, M.T., C. Troche-Souza, A.D. Vázquez-Lule, *et al.* 2013. *Manglares de México/Extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 128 pp.
- Roy, P.S., B.G. Thom y L.D. Wright. 1980. Holocene sequences on an embayed high energy coast: an evolutionary model. *Sedimentary Geology* 26: 1–19.
- Roy, P.S., R.J. Williams, A.R. Jones *et al.* 2001. Structure and function of south east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 351–384.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Saintilan, N. 2004. Relationships between estuarine geomorphology, wetland extent and fish landing in New South Wales estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 591–601.
- Schaeffer-Novelli, Y., G. Cintrón-Molero, M.L. Soares y T. de Rosa. 2000. Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3: 261–570.
- Schaeffer-Novelli Y, G. Cintrón-Molero, M.C. Lignon y C. Coelho-Jr. 2005. A conceptual hierarchical framework for marine coastal management and conservation: a Janus-like approach. *Journal of Coastal Research Número especial* 42: 191–197.
- Semeniuk, V. 1983. Mangrove distribution in Northwestern Australia in relationship to regional and local freshwater seepage. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 53: 11–31.
- Semeniuk, V. 1985 a. Mangrove environments of Port Darwin, Northern Territory: the physical framework and habitats. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 67: 81–97.
- Semeniuk, V. 1985 b. Development of mangrove habitats along ria shorelines in north and north-western tropical Australia. *Vegetation* 60: 3–23.
- Shepard, F.P. 1976. Coastal classification and changing coastlines. *Geoscience and Man* 14: 53–64.
- Thom, B.G. 1982. Mangrove ecology-A geomorphological perspective. En: *Mangrove ecosystems in Australia*. B.F. Clough (ed.). Australian Institute of Marine Sciences and Australian National University Press. Canberra, pp. 3–17.
- Thom, B.G. 1984. Coastal landforms and geomorphic processes. En: *The mangrove Ecosystem: Research Methods*. S.C. Snedaker y J.G. Snedaker (eds.). UNESCO, París, pp. 3–17.
- Tomlinson, P.B. 1994. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Washington, DC.
- Twilley R.R., R.R. Gottfried, V.H. Rivera-Monroy *et al.* 1998. An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constraints of environmental quality in the Guayas River estuary, Ecuador. *Environmental Science & Policy* 1: 271–288.
- Twilley, R.R., S.C. Snedaker, A. Yáñez-Arancibia y E. Medina. 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives on mangroves ecosystems. En: *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. H.A. Mooney, S.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala y E.D. Schultze (eds.). John Wiley & Sons Ltd, Nueva York, pp. 327–370.
- Valderrama, L., C. Troche, Rodríguez M.T. *et al.* 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands* 14 (4): 747–758.
- Wolanski, E., L.A. Booman, L. Chicharo *et al.* 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12: 235–276.
- Wolanski, E., Y. Mazda y P.V. Ridd. 1992. Mangrove hydrodynamics. En: *Tropical Mangrove Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies 41. A.I. Robertson y D.M. Alongi (eds.). American Geophysical Union, Washington, D.C., pp. 43–62.

- Woodroffe, C.D. 1987. Pacific Island mangroves: distribution and environmental settings. *Pacific Science* 41: 166–185.
- Woodroffe, C.D. 1992. Mangrove sediments and geomorphology. En: *Tropical mangrove ecosystem*. A.I. Robertson, D. Alongi (eds.). American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 7–41.
- Woodroffe, C.D. 2002. *Coasts: form, process and evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wright, L.D., J.M. Coleman y M.W. Erickson. 1974. *Analysis of Major River Systems and Their Deltas: Morphologic and Process Comparisons*. Coastal Studies Institute Louisiana State University Press (Tech. Report 156), Baton Rouge, 114 pp.



CAPÍTULO 2

Marilyn Bejarano

Marcela Olguín

Oswaldo Carrillo

Componentes del diseño de muestreo y del análisis de los datos

INTRODUCCIÓN

El análisis adecuado de los datos va de la mano con un diseño de muestreo y un diseño experimental apropiados. Si hay errores o problemas serios, incluyendo de conceptualización, en el momento del estudio o en la recopilación de los datos, rara vez será posible reparar estas complicaciones posteriormente. Por el contrario, si el estudio está diseñado y ejecutado correctamente, los datos a menudo pueden analizarse de diferentes maneras para responder diferentes preguntas (Gotelli y Ellison 2004), e incluso pueden aportar información para otros grupos de investigación, contribuyendo así a estudios de síntesis ecológica del ecosistema (véase cap. 8). El muestreo es una herramienta de la investigación científica, que involucra un proceso de seleccionar un conjunto de individuos de una población con el fin de estudiarlos y poder caracterizar el total de la población, por lo que obtener una muestra adecuada significa lograr una versión simplificada de la población, que reproduzca de algún modo sus rasgos básicos, por lo tanto su adecuada selección es crucial en la obtención de datos representativos.

Los censos e inventarios son las técnicas de muestreo más utilizadas para la caracterización, monitoreo y estudio de los

ecosistemas forestales. Sin embargo, ambos difieren en el método de aproximación a la población objeto de estudio. Mientras en el censo, los parámetros estadísticos se toman de los datos de la variable de interés para todos los individuos de la población, en el inventario se infieren a partir de una muestra (Schreuder *et al.* 2006). El empleo de censos para caracterizar o monitorear manglares suele ser inoperante debido a que éstos tienen una amplia variación y distribución, lo que incrementa los costos de la toma de datos.

En este capítulo se resumen los conceptos básicos del muestreo que permitirán al planificador elegir el diseño y la unidad de muestreo que mejor se ajuste a las características del manglar y al objetivo planteado. Después se presentan aspectos clave para el registro de datos, el análisis estadístico, la reducción de la incertidumbre y el control de calidad de datos, elementos esenciales para asegurar que las estimaciones generadas (a partir de la síntesis de datos provenientes de diferentes protocolos o métodos) tengan la menor incertidumbre posible. Por último, se presentan algunas características de los protocolos de colecta de datos más utilizados en los manglares de México.

2.1 CONCEPTOS BÁSICOS DEL MUESTREO

La planeación del levantamiento de datos debe considerar cuatro elementos: 1) la población estadística objeto de estudio, 2) el diseño de muestreo, 3) la temporalidad de la unidad de muestreo (UM) y el tipo de UM y 4) el tamaño y número de UM. A continuación se presenta una breve revisión de cada componente.

2.1.1 Población estadística objeto de estudio

En el contexto del libro, este concepto alude a la agrupación forestal, por lo general expresada en hectáreas, cuyo levantamiento de datos de una parte de sus componentes permitirá realizar inferencias estadísticas acerca de ésta. Lo más recomendable es que se defina dentro de límites geográficos o ambientales espacialmente explícitos; si esto no es posible, debe ser definida por un experto conocedor del área de trabajo (McRoberts *et al.* 2006).

2.1.2 Diseño de muestreo

Es el método de selección de las unidades de muestreo que serán estudiadas de acuerdo con el objetivo del proyecto, la escala de trabajo y el conocimiento que el planificador de la toma de datos tenga de la población objetivo. Existen tres tipos generales:

- 1) Sistemático: en este tipo se colectan datos en todas las unidades de muestreo que se integran en una malla de puntos. Es común en inventarios nacionales o estatales que abarcan extensas áreas y que tienen asignados fondos económicos para levantar información en todos los puntos (fig. 2.1 A).
- 2) Aleatorio: se colectan datos en algunas unidades seleccionadas al azar dentro de la malla de puntos (fig. 2.1 B). Se recomienda para estudios a escala regional o local en los que el número de unidades de muestreo está condicionado por el presupuesto.
- 3) Dirigido: las unidades de muestreo se establecen de acuerdo con criterios de un experto (p. ej., accesibilidad al área de estudio). Sólo describe con precisión las características de las unidades muestreadas, es decir, no representa a la población objeto de estudio (McRoberts *et al.* 2006).

Se considera que el muestreo sistemático y el aleatorio son diseños probabilísticos porque seleccionan muestras representativas de acuerdo con su frecuencia en el área de trabajo. Estos diseños se ajustan a reglas matemáticas precisas que permiten inferir los parámetros de una población a partir de la probabilidad de selección de una muestra (McRoberts *et al.* 2006). La diferencia entre el diseño sistemático y el aleatorio es que en este último, la selección al azar de las unidades de muestreo garantiza una aproximación

costo-eficiente que además cumple con los supuestos probabilísticos que permitirán escalar la información del muestreo a la población.

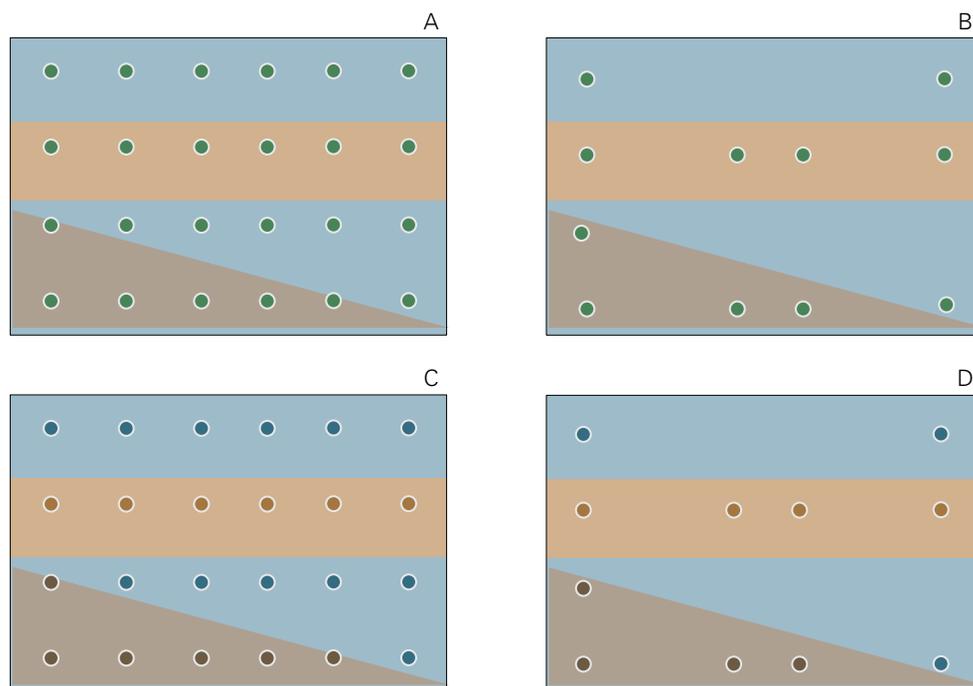


FIGURA 2.1

Las franjas de colores representan los estratos o unidades homogéneas de vegetación. A-B: los puntos verdes representan la distribución probabilística de las unidades de muestreo bajo el diseño sistemático y aleatorio, respectivamente. C-D: los puntos del mismo color que la franja representan la disposición de las unidades de muestreo del diseño sistemático estratificado y aleatorio estratificado, respectivamente.

Dentro de los diseños de muestreo probabilístico se puede optar por un arreglo de estratos, que son unidades de vegetación homogénea entre sí y claramente diferenciables de otras (fig. 2.1 C-D). Este diseño se recomienda para estudios con una población objetivo con alta heterogeneidad espacial. Cuando la toma de datos se ejecuta una sola vez, se puede realizar una preestratificación de la población. Sin embargo, si el diseño de muestreo contempla uno o varios ciclos de toma de datos (parcelas permanentes), se recomienda una posestratificación, que implica seleccionar las UM por cualquiera de los diseños de muestreo probabilístico y después etiquetarlas de acuerdo con las categorías que permitan abarcar o cumplir con los objetivos planteados en el estudio. En Saborowski y Cancino (2007) se resumen las ventajas estadísticas de la posestratificación.

El cuadro 2.1 presenta una síntesis de las ventajas y desventajas de los tipos de diseño. Se incluye el diseño estratificado como un caso especial dentro de los diseños probabilísticos de muestreo. La sección 2.5 de este capítulo presenta los diseños de muestreo utilizados para los manglares de México.

CUADRO 2.1

Resumen de las ventajas y desventajas de los principales tipos de diseño de muestreo.

Ventajas	Desventajas
<i>Diseño probabilístico (incluye sistemático y aleatorio)</i>	
<p>Permite muestrear el área de estudio aun cuando se desconoce <i>a priori</i> el comportamiento de las variables de interés (Pearson <i>et al.</i> 2005).</p> <p>Permite escalar las estimaciones desde unidades de muestro hasta la población objeto de estudio.</p>	<p>La accesibilidad a los manglares implica un reto debido a que las UM pueden caer en lugares cuyo difícil acceso vuelve ineficiente el muestreo.</p>
<i>Sistemático</i>	
<p>Los tipos de vegetación son muestreados proporcionalmente a su representatividad en el paisaje (Bradford <i>et al.</i> 2008); con ello se reduce el sesgo de muestreo sobre los datos "atípicos" o con "baja representatividad". Se recomienda para grandes extensiones forestales debido a que las UM están distribuidas ampliamente dentro de la población de interés (Kleinn y Morales 2001).</p>	<p>La varianza de los estimadores es sesgada y por lo tanto se tiene que recurrir a aproximaciones (Velasco 2004).</p> <p>Es un diseño más complicado de implementar porque se debe respetar una malla regular.</p>
<i>Aleatorio</i>	
<p>Este tipo de diseño resulta igual al diseño sistemático cuando se pueden muestrear todas las unidades.</p>	<p>Es más sensible a muestrear valores atípicos que el diseño de muestreo sistemático, por lo que se recomienda para masas forestales cuya homogeneidad se ha reconocido previamente.</p>
<i>Estratificado (sistemático o aleatorio)</i>	
<p>La estratificación incrementa la eficiencia del muestreo. Reduce el costo al dividir la población en áreas homogéneas y reduce el número de réplicas necesarias para alcanzar mayores niveles de certidumbre (Bradford <i>et al.</i> 2008). Se pueden obtener estimadores de los estratos que conforman la población y estimadores de la población.</p> <p>Permite contestar preguntas de investigación acerca de cómo varían los procesos entre los diferentes estratos, así como las variables que los controlan.</p>	<p>Cuando el estudio es realizado a nivel local, la estratificación debe considerar la opinión de un experto conocedor del área de estudio u otros datos preexistentes. Cuando el estudio es realizado a nivel regional o nacional, la estratificación debe considerar información que permita la clara identificación de los estratos (p. ej., herramientas de percepción remota, información de la distribución climática, geomorfología, régimen de inundación).</p>
<i>Dirigido</i>	
<p>El muestreo se puede direccionar a un modelo de estudio de interés o a lugares fácilmente accesibles.</p> <p>Es costo-efectivo cuando se quieren entender procesos y no necesariamente escalar a la población.</p>	<p>No permite hacer una estadística inferencial de la población a partir de la muestra: los parámetros reportados sólo describen las unidades muestreadas.</p>

En la práctica, acceder a un punto seleccionado por alguno de los enfoques probabilísticos en el ecosistema de manglar implica un alto costo en términos de tiempo y esfuerzo, por lo que es común que se prefiera un diseño de muestreo dirigido. Para tener un balance entre un enfoque probabilístico y un diseño costo-efectivo, se recomienda planear un diseño probabilístico delimitando un área de amortiguamiento alrededor de las rutas de acceso (como cuerpos de agua, caminos, carreteras) por ejemplo, entre 300–600 m y distribuir las UM dentro de ésta. El supuesto de este enfoque es que las áreas circundantes a los puntos de acceso no varían respecto de las áreas inaccesibles, por lo tanto, los parámetros de las variables estimadas inferidos en el área accesible son aplicables al área inaccesible. Este enfoque ha sido utilizado en diferentes inventarios (Stringer *et al.* 2015; Bejarano *et al.* 2015).

Además, la elección del diseño de muestreo debe considerar las siguientes características (Schreduder *et al.* 2006):

- a) Simpleza, para facilitar el proceso de análisis.
- b) Flexibilidad, para atender nuevos temas de investigación o de manejo, así como el uso de nuevas tecnologías, sin afectar la consistencia en el muestreo.
- c) Compatibilidad con métodos similares, de manera que el muestreo se pueda intensificar en tiempo y espacio.
- d) Permisivo al remplazo de parcelas experimentales para atender daños causados por el proceso de medición (p. ej., pisoteo y muestreo destructivo) o para el tratamiento de datos perdidos (parcelas inaccesibles).

2.1.3 Temporalidad y tipos de la unidad de muestreo (UM)

De acuerdo con su permanencia, las UM pueden ser temporales (cuando son medidas durante un único episodio) o permanentes (cuando son marcadas o referenciadas para remuestreos posteriores). Ambos tipos pueden usarse en manglares, pero la temporalidad de las UM debe ser seleccionada de acuerdo con el objetivo del estudio y los recursos financieros y logísticos.

Las UM temporales arrojan información “instantánea” para caracterizar al manglar; también suelen ser empleadas para caracterizar un proceso tiempo-dependiente cuando las UM representan estadios o fases secuenciales del proceso. En este caso, para asegurar que los resultados obtenidos reflejen el proceso que se quiere describir, es importante que las UM presenten condiciones ambientales (p. ej., tipo de sedimento, hidroperiodo, variables fisicoquímicas) y biológicas (p. ej., distribución de especies) similares; un ejemplo de esta aproximación se puede encontrar en Osland *et al.* (2012).

En cambio, las UM permanentes son más recomendables cuando el objetivo de estudio es entender el comportamiento o correlación de unas variables con otras a lo largo del tiempo (Ravindranath y Ostwald 2008), porque disminuyen el error asociado a las variaciones entre UM temporales

que representan diferentes estadios y que no pueden ser percibidas por el investigador (Hoover 2008). En el caso de las UM permanentes, el poder de prueba de hipótesis y de análisis estadístico incrementa cuando se asignan identificadores únicos a los individuos de la UM. Además, los análisis pueden integrar la dependencia temporal de los valores utilizando análisis de series de tiempo o análisis de medidas repetidas, entre otras técnicas estadísticas (Shumway y Stoffer 2011).

De acuerdo con su composición y distribución, el diseño puede ser por unidad de muestreo única (cuando el área es continua) o por conglomerados (cuando el área total de la UM es dividida en varios conglomerados distribuidos a lo largo de un área superior a la de la UM). En el cuadro 2.2 se presenta un resumen del tipo de unidades de muestreo y su denominación a lo largo de esta obra.

CUADRO 2.2

Tipo (composición y distribución) de las unidades de muestreo en ecosistemas forestales y su denominación en esta obra.

Tipo	Distribución para conglomerados / Forma para únicas	Forma de subconglomerado	Denominación en este libro	Ejemplo y esquema*
Única	Parcela: ángulos rectos. Relación entre los lados: 1 a 1	n.a.	UM única tipo parcela	CONABIO (2013), adaptado de Valdéz (2002) 
	Transecto: ángulos rectos. Relación entre los lados largos y cortos: mayor que 2 a 1	n.a.	UM única tipo transecto	
Conglomerados	Lineal	Circular	UM conglomerado tipo Kauffman	Kauffman <i>et al.</i> (2012) 
	No lineal	Circular	UM conglomerado tipo "Y" invertida	CONAFOR (2014) 

*Los esquemas no representan la proporción entre cada una de las UM. Las líneas punteadas representan una de las UM secundarias anidadas empleadas en cada diseño de muestreo.

Las UM únicas se recomiendan cuando los manglares son homogéneos (p. ej., manglares monoespecíficos con la misma edad) en cuanto a las variables de interés (Walker *et al.* 2008). En cambio, el empleo de conglomerados se recomienda para manglares heterogéneos, en donde se desea reducir el costo y tiempo de traslado en campo mientras se capta la máxima heterogeneidad posible entre los subconglomerados (Scott 1993; Scheaffer *et al.* 2007). Por ejemplo, los subconglomerados de la UM tipo Kauffman están distribuidos a lo largo de una línea (véase cuadro 2.2); este tipo de UM es recomendado para áreas donde la variable que se está midiendo depende de gradientes ambientales (Chen *et al.* 1992). Es importante tener claro que las variables estimadas en los subconglomerados de una misma UM son pseudorreplicas (p. ej., variables relacionadas entre sí, en este caso espacialmente) y requieren técnicas especiales de análisis estadístico.

Al interior de las UM primarias (únicas o por conglomerados) se pueden tomar a la vez otras variables en UM secundarias que tienen un área menor de muestreo que las UM primarias. Las UM secundarias facilitan la caracterización de variables con menor variabilidad espacial y reducen el desplazamiento de la brigada para la colecta de datos, haciendo más eficiente el muestreo (Rossi *et al.* 1992). Las UM secundarias más comunes son las anidadas (p. ej., unidades de diferente tamaño pero con la misma forma y superpuestas entre sí a partir de un mismo eje).

2.1.4 Tamaño y número de UM

El tamaño de la UM debe ser un balance entre el esfuerzo de muestreo, la certidumbre deseada (Pearson *et al.* 2005) y el número de UM que es posible trabajar. Por lo general, a mayor heterogeneidad existente o esperada se recomienda un enfoque costo-efectivo que incremente el número de UM pero que disminuya el área total muestreada. Como se mencionó antes, la heterogeneidad es incorporada por medio de mayores distancias entre los subconglomerados, lo que reduce la variación estadística entre ellos (menor dispersión estadística) y, por lo tanto, el número de unidades de muestreo necesario para alcanzar mayor certidumbre (MacDicken 1997).

Cuando no es posible utilizar las áreas de los tipos de UM comúnmente utilizadas en México (véase sección 2.5), se puede calcular el área ideal de la UM graficando el coeficiente de variación de una variable dada colectada en diferentes UM que difieren en su área total. El criterio de decisión del área final depende del grado de variación y de certidumbre deseada (Walker *et al.* 2012). Si el estudio tiene varios estratos (véase sección 2.1), se puede homogeneizar el área ideal de la UM al área ideal estimada para el estrato más heterogéneo (Pearson *et al.* 2005).

El número de unidades de muestreo se planea de acuerdo con los fondos disponibles para el estudio y el nivel de certidumbre con el que se pretenda reportar los resultados. Cuando los fondos económicos son limitados, se recomienda tener al menos cinco réplicas de la población objeto de estudio

o dentro de cada uno de los estratos definidos. Cuando hay más fondos, se sugiere realizar el muestreo en dos fases. En la primera se levanta información para la variable en la que se espera mayor variación en 10 UM por estrato o para toda la población (Kauffman *et al.* 2013). Esta información se analiza para determinar la variación existente y calcular el número de UM para alcanzar el nivel de certidumbre deseado. En el recuadro 2.1 se presentan los conceptos asociados a este cálculo, y en el anexo 2.1, las fórmulas para calcular el número de réplicas necesarias. La segunda fase se realiza en el número de UM recomendadas por el análisis estadístico de la fase 1.

RECUADRO 2.1

Conceptos básicos del muestreo y para el análisis estadístico de los datos colectados.

Parámetro poblacional: constante de interés para caracterizar los atributos de una población basándose en los valores estimados de un número definido de unidades de muestreo (Schreuder *et al.* 2006).

Estimador muestral: es la expresión estadística para obtener los valores de la población con base en los valores estimados para la muestra.

Exactitud: diferencia entre el valor real del parámetro poblacional y el promedio de las estimaciones de muestreo. Una medición o predicción exacta carece de sesgo y errores sistemáticos (IPCC 2006).

Sesgo: es la falta de exactitud; se puede producir por una falla en la captura de los procesos incluidos, porque los datos disponibles no sean representativos de todas las situaciones reales o por un error de los instrumentos de medición (IPCC 2006).

Eficiencia de un estimador: estadísticamente, los estimadores de la muestra son eficientes cuando son insesgados respecto de los parámetros de la población y tienen la menor varianza posible. Sin embargo, debido a que en la práctica el parámetro poblacional suele ser desconocido, la selección del mejor estimador se realiza con base en las características de la población y en el diseño de muestreo elegido para caracterizar la muestra (Cochran 1997).

2.2 REGISTRO DE DATOS

En la colecta y almacenamiento de datos es importante considerar el registro de los metadatos (“datos de los datos”), que son la información estructurada alrededor del dato de interés. Los metadatos describen las principales características de los datos respecto a cómo y cuándo fueron medidos, en qué unidades o referencia espacial, el propósito de la colecta, cuál es su calidad, quién es el autor, entre otros (NISO 2004; IPCC 2006). El capítulo 8 presenta más información sobre metadatos y un ejemplo para los manglares de México.

Existen numerosos ejemplos de bases de datos con requisitos específicos sobre los metadatos. Por ejemplo, el IPCC (2014) menciona los siguientes para el monitoreo de los humedales y su contribución en las emisiones del carbono a escala regional y global: 1) la Convención Ramsar de

Humedales,¹ con información relevante respecto a datos colectados sobre tipos de humedal, áreas, elevación, salinidad, tipo de suelo, etc.; 2) FAOSTAT, de la Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación,² con información de los datos sobre estimación de emisiones de carbono en diversos usos del suelo a nivel país, y 3) Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación,³ que describen datos geoespaciales de la ubicación de los humedales y otra información relacionada con su conservación. Es importante reconocer que los metadatos no sólo proveen información clave para que los datos sean empleados en el futuro, sino que además favorecen que los datos originales sean compartidos e integrados en nuevos análisis o con una gran diversidad de enfoques o preguntas de investigación (NISO 2004; IPCC 2006).

Es importante establecer claramente entre los miembros del grupo de trabajo los valores que se manejarán en el registro de algunos tipos de datos. En el recuadro 2.2 se muestran los valores o consignas asociadas a los datos que se registran en el Sistema de Monitoreo de los Manglares de México que coordina la CONABIO.

RECUADRO 2.2

Consideraciones en el registro de los datos.

Utilizar NA (no aplica) cuando el dato no esté considerado en el diseño del estudio o no aplique por el tipo de información u organismo que se está registrando.

Utilizar ND (no disponible) cuando el dato fue establecido como parte del diseño del estudio pero no se encontró en la fuente de origen de la información o hubo imprevistos en su estimación (p. ej., la imposibilidad de tomar una muestra de agua intersticial para estimar los datos fisicoquímicos, cuando es imposible extraer una muestra adecuada).

Utilizar 0 para las variables que representen cero como valor.

2.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO Y FUENTES DE INCERTIDUMBRE

La selección del diseño de muestro idóneo garantiza un muestreo costo-eficiente de las variables. Además, contar con la claridad del diseño de muestreo escogido durante el protocolo de levantamiento de datos permite identificar el análisis estadístico más robusto de los datos. Un análisis cuantitativo es robusto cuando describe a la población (p. ej., media, mediana) con el menor nivel de incertidumbre asociada (p. ej., varianza, intervalos de confianza).

1 <http://www.ramsar.org/>

2 <http://faostat3.fao.org/home/index.html>

3 https://www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/148/original/wetlands_metadata_websummary.pdf?1398692143

En el anexo 2.2 se presenta una comparación de los estimadores no sesgados para los diseños de muestreo más empleados en los manglares mexicanos. Para conocer el desarrollo teórico de los estimadores y ejemplos prácticos en sus cálculos se recomienda consultar a Scheaffer *et al.* (2007) y Cochran (1997). Un ejemplo de su aplicación se puede encontrar en el anexo 2.3 “Estimadores.xlsx”, en la página web de la CONABIO, en la sección de Manglares de México.

Otro elemento estadístico importante para reportar es la incertidumbre asociada, es decir, la falta de conocimiento sobre el valor verdadero de una variable o incompreensión del sistema que se investiga (IPCC 2006; Wu *et al.* 2006). Para ello es importante identificar las diversas fuentes de incertidumbre durante las etapas del estudio (p. ej., levantamiento de datos o su análisis), lo que a su vez permitirá incorporar estrategias para disminuirlas durante la colecta y el análisis de datos.

La incertidumbre total de una estimación es la suma de las siguientes fuentes de incertidumbre: 1) la heterogeneidad natural de la variable, 2) los errores en los aparatos de medición, 3) la indefinición de los criterios homologados para realizar la estimación, 4) el uso de datos externos no representativos y 5) el sesgo hacia valores diferentes a cero o a valores nulos (IPCC 2006).

Se puede reducir la incertidumbre asociada a los cambios naturales de la variable si se incrementa el esfuerzo de muestreo sobre las variables que mayor heterogeneidad presentan en estudios similares (p. ej., varianza, desviación estándar o error estándar). En caso de que no se cuente con esta información, la incertidumbre se puede reducir con un diseño de muestreo en dos fases (véase sección anterior). Otra opción es seleccionar un diseño probabilístico estratificado, en el que los estratos son considerados como unidades de vegetación con menor variación estadística.

La incertidumbre generada por la inexactitud en los instrumentos de medida se puede reducir utilizando protocolos para comprobar el funcionamiento correcto antes de la toma de datos en campo. Por ejemplo, las cintas diamétricas deberán tener las marcas visibles, los instrumentos de medición de las variables fisicoquímicas deberán calibrarse periódicamente con soluciones patrón, etc. En el caso de que el instrumento registre el valor de incertidumbre en la estimación, éste deberá ser registrado como un metadato asociado al dato principal (p. ej., precisión de la ubicación de una coordenada en el sistema GPS).

La incertidumbre asociada a la ausencia de criterios homologados durante la toma de datos (p. ej., altura del pecho a la que se estima el diámetro normal entre personas de diferente altura) se puede reducir si se asigna la misma tarea a una sola persona, de modo que el error asociado a la toma del dato será siempre el mismo (Walker *et al.* 2012). Cuando esto es inoperante, otra alternativa es usar protocolos de colecta de datos con instrucciones precisas para la medición. En este sentido, el objetivo de esta obra es reducir este tipo de incertidumbre en la síntesis de datos generados por diferentes instituciones o grupos de trabajo.

La incertidumbre asociada al uso de datos externos no representativos es una de las más difíciles de reducir porque depende de la generación

de información a escala regional o local. Por *dato externo* se entiende los valores usados como insumos secundarios para la estimación de una variable (IPCC 2003). Un ejemplo del uso de datos externos no representativos es el empleo de una ecuación alométrica con datos de un área geográfica que difiere en las condiciones ambientales en la que fue generada (véase cap. 6). Un dato externo es representativo cuando es el promedio ponderado de todas las posibles variaciones que se encuentran en la realidad (IPCC 2006) y, por lo tanto, en la población objeto de estudio.

2.4 CONTROL DE CALIDAD

Un aspecto crucial de cualquier sistema de monitoreo o colecta única de datos es la implementación de procedimientos de control de calidad en la toma y análisis de los datos. A continuación se presentan definiciones y recomendaciones para la construcción de rutinas de control de calidad, elaboradas a partir de estándares de calidad como las series ISO 9000 (ISO 1994), los lineamientos para la entrega de datos y productos de percepción remota,⁴ parcelas en campo (CONAFOR 2015; Mex-SMIC 2016) y las guías de Buenas Prácticas para la realización de inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero (como las publicadas por el grupo de expertos del Panel Intergubernamental de Cambio Climático: IPCC 1997, 2003, 2006).

Control de calidad: se refiere a un sistema de rutinas para las actividades que realiza el personal al coleccionar y procesar los datos. Su fin es evaluar y mantener la calidad de la información compilada (IPCC 2006). Las actividades pueden incluir revisiones técnicas o de la precisión de los datos, así como el uso de métodos estandarizados para la medición o cálculo específico del tema de estudio (p. ej., cobertura vegetal, emisiones de bióxido de carbono a la atmósfera, etc.). El conjunto de rutinas permite revisar y documentar la integridad, consistencia y completitud de los datos; identificar y reducir errores y omisiones, y facilita los procesos de revisión interna y externa (IPCC 1997, 2003, 2006).

Verificación: conjunto de actividades y procedimientos que se implementan en las fases de planeación y desarrollo, o después de analizar los datos coleccionados. La verificación ayuda a establecer la confiabilidad que tienen los datos para sus diferentes usos. Las actividades de verificación incluyen la comparación de los resultados del sistema con otros resultados obtenidos a partir de datos independientes o métodos diferentes (IPCC 1997).

Componentes en la evaluación de la calidad de datos. En términos generales, el uso de rutinas para el control de la calidad de datos y la verificación incluye los siguientes componentes (IPCC 2006; CONAFOR 2015):

4 http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/pdf/instructivos/LineamientosPR_paginax.pdf

- a) Establecimiento de un plan por escrito (“escribir lo que se hace”). El plan incluye una descripción de los aspectos más relevantes del muestreo, como los objetivos, cantidad de datos, área a cubrir y la escala de trabajo. Se recomienda que antes de iniciar la colecta de datos, se definan y documenten las actividades que serán ejecutadas en todas las fases de la colecta y procesamiento de la información. El plan debe contener una estructura organizacional (p. ej., funciones y nivel de responsabilidad de los participantes) y un cronograma. Este plan puede servir como material de referencia en revisiones internas o externas.
- b) Dependiendo de la naturaleza y la cantidad de datos, las revisiones pueden hacerse como una inspección general de los registros o incluso mediante el recálculo de las estimaciones. Sin embargo, cuando son bases de datos extensas, es recomendable combinar la inspección manual junto con un sistema de revisión automatizada. Por ejemplo, se pueden generar códigos en el programa “R”⁵ para identificar los datos cuyos valores quedan fuera de un intervalo considerado “adecuado” (p. ej., mayor a X número de desviaciones estándar) respecto del valor promedio de la variable de estudio (Mex-SMIC 2016).
- c) Implementación del plan (“hacer lo que se escribe”). En esta etapa se acuerda qué técnicas de control de calidad se emplearán, en qué momento, sobre qué formatos (p. ej., hojas de campo, bases de datos, análisis estadísticos, reportes digitales/impresos, etc.) y sobre qué variables de medición según los objetivos de la investigación (p. ej., altura y diámetro del arbolado, profundidad del suelo, etc.). Para priorizar esfuerzos, los acuerdos se definen tanto por aspectos técnicos como prácticos. Por ejemplo, es recomendable poner mayor atención cuando los nuevos métodos son adoptados o se les han hecho actualizaciones. Sin embargo, no tiene sentido considerar muchas actividades de control o dedicar demasiado tiempo y recursos humanos en los componentes que no han cambiado desde la última revisión del sistema y que menos repercusión tienen sobre la confiabilidad de los datos.
- d) Documentación y reporte de las actividades (“poder demostrarlo”). Es la información escrita que resulta de la implementación de los controles y revisiones de los datos. La información incluye el documento físico de las actividades que sí se incluyeron en el plan, las hojas de cálculo y reportes que se usaron para implementar las actividades de control de calidad, la información sobre cuándo y quién hizo las revisiones y la documentación sobre cualquier modificación que resulte después de la actividad de control de calidad. Según los objetivos del muestreo, la documentación puede servir para reportes internos o externos. En este último caso, sólo se comparten los resultados más relevantes del control y revisión de datos, así como un resumen de los problemas encontrados, su efecto sobre la calidad de la información

5 <https://www.r-project.org/>

y, según el caso, la documentación de su solución. Por último, es importante archivar estos documentos de modo que estén disponibles para aclaración de dudas o auditorías. No deben existir diversas versiones de los archivos que deriven en una confusión en su uso. Se recomienda incluir en los documentos la versión con el objetivo de minimizar las confusiones.

En los siguientes capítulos de esta obra se proveen ejemplos de criterios de control de calidad en los métodos empleados para el estudio del ecosistema de manglar, desde los enfocados a la medición fina de variables hidrológicas, fisicoquímicas y sedimentarias (véase cap. 5), hasta el monitoreo nacional de la cobertura vegetal con técnicas de percepción remota (véase cap. 7).

2.5 EJEMPLOS DE PROTOCOLOS DE MUESTREO EMPLEADOS EN LOS MANGLARES MEXICANOS

No existen publicaciones que analicen el efecto de la forma, tamaño y distribución de los diferentes tipos de UM empleadas sobre los estimadores de los parámetros muestrales y poblacionales en el estudio de los manglares (véase anexo 2.2). Contar con esa información permitiría sintetizar los datos recabados con criterios similares (p. ej., diámetro normal) pero que difieren en los elementos asociados al levantamiento de datos en campo.

En esta sección se presentan las diferencias entre los diseños de muestreo empleados por el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFYS) (CONAFOR 2014), el Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM) (CONABIO 2013), adaptado de Valdéz 2002 y el publicado por Kauffman *et al.* (2012) para la estimación de carbono ecosistémico en manglares. Estos protocolos difieren tanto en la forma y el área de las UM como en la forma y tipo de la UM (cuadro 2.3).

CUADRO 2.3 (Parte 1)

Principales características de las UM utilizadas en el levantamiento de campo de las variables estructurales en los manglares de México.

Fuente	CONAFOR (2014)*	CONABIO 2013, adaptado de Valdéz (2002)	Kauffman <i>et al.</i> (2012)
Objetivo	Generar estadísticas de los bosques y los suelos de México	Generar información estructural y ambiental para relacionarla con datos satelitales	Estimar el carbono ecosistémico de los manglares

CUADRO 2.3 (Parte 2)

Principales características de las UM utilizadas en el levantamiento de campo de las variables estructurales en los manglares de México.

Fuente	CONAFOR (2014)*	CONABIO 2013, adaptado de Valdéz (2002)	Kauffman <i>et al.</i> (2012)
Escala de trabajo	Nacional	Nacional-regional-local	Regional-local
Tipos de manglar estudiados	Arbustivos y arbóreos	Arbustivos y arbóreos	Arbustivos y arbóreos
Tipos de unidades de muestreo			
Temporalidad	Permanente, con marcaje del individuo central y reubicación de la UM con respecto a éste	Permanente, con marcaje o ubicación de individuos	Temporal
Tipo	Conglomerado tipo "Y" invertida	Única tipo parcela	Conglomerado tipo Kauffman
Distancia de influencia**	112 m	20 m	125 m
Orientación	Norte magnético	Dirigido	Perpendicular al cuerpo de agua
Área total	1 600 m ² 4 UM secundarias de 400 m ²	400 m ²	923 m ² 6 UM secundarias de 154 m ²

* La forma de las subunidades en el inventario del INFYS 2009–2014; el remuestreo 2014 modificó la forma de las UM secundarias: de rectangular a circular; el área se conserva igual.

** La distancia de influencia es la máxima longitud de la unidad de muestreo y se relaciona con la capacidad del diseño de muestreo de incluir la heterogeneidad ambiental existente a lo largo del gradiente borde/ribera a cuenca.

En el anexo 2.2 se presenta una comparación de los estimadores no sesgados para los diseños de muestreo más comúnmente empleados en los manglares mexicanos y el anexo 2.3 se da un ejemplo del cálculo de estos estimadores de acuerdo a cada uno de los diseños de muestreo presentados en el capítulo. Para conocer el desarrollo teórico de los estimadores y ejemplos prácticos en sus cálculos se recomienda consultar a Cochran (1997) y Scheaffer *et al.* (2007).

CONSIDERACIONES FINALES

Cuando el objetivo del trabajo es inferir la información de las UM a la población estadística objeto de estudio, el diseño de muestreo probabilístico (p. ej., unidades de muestreo ubicadas aleatoriamente), con criterios de control de calidad en su implementación, permite obtener datos de manera costo-efectiva reduciendo la incertidumbre en las estimaciones generadas. En este sentido, el tipo de diseño probabilístico más idóneo dependerá de la escala de trabajo, el conocimiento previo de la población objeto de estudio y la disponibilidad de recursos financieros y logísticos para realizar el levantamiento de datos en campo. Se recomienda el muestreo sistemático a escala nacional cuando se tiene poca información de la población y se cuenta con suficientes recursos; en cambio, se recomienda el muestreo aleatorio para estudios a escala regional o local en los que la población objeto de estudio es relativamente homogénea (p. ej., se puede preestratificar por tipos de vegetación) y los recursos son limitados para cubrir todos los puntos de una malla equidistante.

Una de las decisiones más importantes en el levantamiento de información en manglares es la elección de un diseño de muestreo probabilístico que permita extrapolar los datos de las UM a la población objeto de estudio y además garantice el acceso costo-eficiente a los puntos. Un enfoque que compensa esos dos aspectos es la creación de áreas de influencia a partir de cuerpos de agua navegables o de vías de acceso terrestre, y a continuación asignar la distribución de las UM a través de un enfoque probabilístico. Por su parte, el muestreo dirigido sólo es recomendado cuando el objetivo es describir procesos ecológicos pero no escalarlos a la población objeto de estudio; ejemplos de estos procesos ecológicos son la sucesión, la dinámica de nutrientes, la subsidencia, los flujos verticales de carbono, entre muchos otros.

Otro aspecto necesario para un buen diseño de muestreo es la elección de los estimadores estadísticos con menor sesgo; en este capítulo se esbozaron las bases estadísticas de los estimadores y se incluyó un ejemplo práctico (véase anexo 2.3 “Estimadores.xlsx”, disponible en la página web de la CONABIO, en la sección de manglares de México). La presentación de esta información técnica con un enfoque práctico es relevante para la implementación de mejores prácticas de análisis estadístico en el monitoreo y caracterización de los manglares de México.

En este capítulo se presentaron las principales características de los diseños de muestreo y UM más utilizados en el levantamiento de campo de las variables estructurales en los manglares mexicanos. Aunque se recomienda emplear esos protocolos en futuros muestreos, la elección de las características de la UM (forma, tamaño, temporalidad y distribución) debe basarse en las características y retos operativos de los manglares estudiados.

Por último, existen múltiples beneficios asociados a la implementación de actividades sobre control de calidad y verificación de los datos generados por un sistema de monitoreo. Además de dar a conocer el nivel de confiabilidad de la información generada, la implementación de un control de calidad favorece la eficiencia en el trabajo, permite identificar y estar preparado ante posibles riesgos de error durante la obtención de resultados y aumenta los alcances de los productos generados (pues así estos cumplen con requerimientos de regulación, manejo, documentación y reporte, estandarizados a niveles nacional e internacional). Por todo lo anterior, el objetivo último de un buen diseño de muestreo, de la elección de UM y del uso de protocolos de calidad de datos, es aumentar la precisión de la información generada, reducir la incertidumbre y lograr un balance adecuado en su costo-efectividad.

Referencias bibliográficas

- Bejarano, M., J. Herrera-Silveira, O. Carrillo. 2015. Inventario de carbono en los manglares del corredor Chiapas-Oaxaca. Informe técnico no publicado presentado a Pronatura Sur, A.C.
- Bradford, J.B., P.A. Weishampel, M.L. Smith *et al.* 2008. Landscape-scale sampling strategy-lessons learned. En: *Field measurements for forest carbon monitoring*. C.M. Hoover (ed.). Springer, Nueva York, pp. 227-238.
- CDM. Clean Development Mechanism. 2006. Guidebook for the formulation of afforestation and reforestation projects under the clean development mechanism. International Tropical Timber Organization. En: http://thereddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2012/ar_cdm_guide_book.pdf (Última consulta: 18/04/2016).
- Chen, J., J.F. Franklin, T.A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2: 387–396.
- Cochran, W. 1997. *Sampling techniques*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2013. Convocatoria para presentar proyectos enfocados a la elaboración de programas de monitoreo de la estructura de la comunidad de manglar y su caracterización ambiental en México. En: <http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/convocatorias.html> (Última consulta: 18/04/2016).
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2009. *Inventario nacional forestal y de suelos 2004–2009*. CONAFOR. México.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2015. *Sistema de aseguramiento y control de calidad (SACC) en los proyectos de inventario forestal y de suelos de la Comisión Nacional Forestal. Manual de procedimientos V15.5*. CONAFOR. México.
- Gotelli N. J., A.M. Ellison. 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Hoover, C. 2008. *Field measurements for forest carbon monitoring. A Landscape-scale approach*. Springer, Londres.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 1997. *Revised 1996 ipcc Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volumes 1, 2 and 3*. IPCC/OECD/IEA. Francia.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IGES. Japón.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IGES. Japón.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. *2013 Supplement to the 2006 ipcc Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. IPCC. Suiza.
- ISO. International Organization for Standardization. 1994. Air quality, determination of performance characteristics of measurement methods. ISO 9196: 1994. ISO. Suiza.
- Kauffman, J., D. Donato, M. Adame. 2013. *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. CIFOR. Bogor.
- Kleinn, K., D. Morales, C. Ramírez. 2001. Large area inventory of tree resources outside the forest: what is the problem? En: *Proceedings of IUFRO 4.11 Conference "Forestry Biometry, Modelling and Information Science"*. University of Greenwich, Londres.
- MacDicken, K.G. 1997. *A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects*. Springer, Londres.

- McRoberts, R., O. Erkki, E. Tompopo, R. Czaplewski. 2006. *Diseños de muestreo de las evaluaciones forestales nacionales. Antología de conocimiento para la evaluación de los recursos forestales nacionales*. FAO. Roma.
- Mex-SMIC. Red Mexicana de Sitios de Monitoreo Intensivo del Carbono. 2016. *Protocolo para la estimación de la dinámica del carbono forestal en sitios de medición intensiva: un enfoque multi-escala*. Mex-SMIC. México.
- NISO. National Information Standards Organization. 2004. *Understanding metadata*. Bethesda, MD, Estados Unidos de América.
- Osland, M.J., A.C. Spivak, J.A. Nestlerode *et al.* 2012. Ecosystem development after mangrove wetland creation: Plant-soil change across a 20-year chronosequence. *Ecosystems* 15: 848–866.
- Pearson, T, S. Walker, S. Brown. 2005. *Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects*. Winrock International, World Bank, Washington.
- Pearson, T., S. Brown, N. Ravindranath. 2005. *Integrating carbon benefit estimates into GEF projects*. UNDP-Global Environment Facility, Roma.
- Ravindranath, N., M. Ostwald. 2008. *Carbon Inventory Methods. Handbook for greenhouse gas inventory, carbon mitigation and roundwood production projects*. Springer, Londres.
- Rossi, R., D. Mulla, A. Journel, E. Franz. 1992. Geostatistical Tools for Modeling and Interpreting Ecological Spatial Dependence. *Ecological Monographs* 62: 277–289.
- Saborowski, J., J. Cansino. 2007. About the benefits of postratification in forest inventories. *Journal of forest science* 4: 139–148.
- Scheaffer, R., W. Mendenhall, R. Ott. 2007. *Elementos del muestreo*. Thomson, Madrid.
- Schreuder, H., R. Ernst, H. Ramírez-Maldonado. 2006. *Técnicas estadísticas para evaluación y monitoreo de recursos naturales*. Universidad Autónoma de Chapingo, Texcoco.
- Scott, C. 1993. Optimal design of a plot cluster for monitoring. En: *The optimal design of forest experiments and forest survey*. K. Renolls y G. Gertner. University of Greenwich, Londres, pp. 233–242.
- Shumway, R., D. Stoffer. 2011. *Time series analysis and its applications with R examples*. En: <http://doi.org/10.1007/978-1-4419-7865-3> (Última consulta: 18/04/2016).
- Stringer, CE, C.C. Trettin, T.G. Jones *et al.* 2015. Mangrove carbon stock inventory: field methods. Informe técnico. USAID. USFS. Blue Ventures. DE&L.
- Valdéz Hernández, J.I. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*. Número especial: 129–145.
- Velasco E., S. Moreno, R. Rodríguez. 2004. Comparación de diseños de unidades de muestreo secundarias en inventarios forestales. *Revista de Ciencias Forestales en México* 27: 29–51.
- Walker, S., T. Pearson, T.F. Casarim *et al.* 2012. *Standard Operating Procedures for Terrestrial Carbon Measurement*. Winrock International, sin ciudad.
- Walker, S., T. Pearson, T.P. Munishi, S. Petrova. 2008. *Carbon markets opportunities for the forestry sector of Africa*. FAO-Winrock, sin ciudad.
- Wu, J., K.B. Jones, H. Li, O.L. Loucks (eds.). 2006. *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology: Methods and Applications*. Springer, Dordrecht.



CAPÍTULO 3

*Edgar Villeda Chávez
Rafael Flores*

Establecimiento de las unidades de muestreo en campo

INTRODUCCIÓN

La ubicación de las unidades de muestreo (UM) tiene implicaciones en el muestreo, la cuantificación, el monitoreo, el escalamiento, el intercambio y la síntesis de información. La correcta ubicación y referenciación de las UM en el espacio optimiza el esfuerzo del muestreo, disminuye la incertidumbre asociada y garantiza la representatividad estadística necesaria de las variables estructurales o propiedades fisicoquímicas (Bautista-Zúñiga *et al.* 2004).

La definición del límite del área de estudio y el establecimiento de las UM dependen de la extensión y los objetivos del proyecto. Las UM pueden estar determinadas por la escala espacial y temporal del análisis, las propiedades físicas y químicas de los sedimentos, la hidrología e hidroperiodo, los tipos de manglar (arbóreo o arbustivo), los tipos fisiológicos (cuenca, ribereño, franja, sobreinundado, enano), etcétera.

En las áreas de manglar hay diferentes tipos y estructuras forestales que suelen estar compuestos por mosaicos heterogéneos de individuos de tipo arbóreo o arbustivo, incluso es posible encontrar asociaciones

con otros tipos de vegetación halófila o hidrófila (Kauffman 2013). Esas composiciones dependen en gran medida de la microtopografía y dinámica hídrica de la región, de manera que incluso los cambios pequeños en la elevación topográfica pueden resultar en variaciones importantes en la frecuencia de la inundación de la marea, lo que a su vez se refleja en cambios en la composición del bosque, la biomasa de los árboles y la profundidad del suelo, factores que influyen en la variabilidad de los datos a coleccionar (Agraz *et al.* 2012) (véase caps. 4 y 5). En muchos estudios de manglar, el objetivo del establecimiento de las UM es considerar esas variaciones.

En el capítulo 2 se describieron los conceptos básicos del diseño de muestreo y los criterios para seleccionar las UM. El objetivo de este capítulo es describir los pasos de la implementación de las UM desde un punto de vista práctico que permita la asociación adecuada de los datos coleccionados en campo y su correcta ubicación espacial, para su integración con otro tipo de insumos y análisis.

3.1 ESTABLECIMIENTO DE LAS UM

Una vez definido el diseño de muestreo (véase cap. 2), es necesario tomar en cuenta los siguientes puntos:

- Es importante que las UM se distribuyan según un diagnóstico previo de la zona de estudio que incluya la visita a los sitios potenciales donde se establecerán las UM y una evaluación de la factibilidad del esfuerzo de muestreo y accesibilidad (esto es, una evaluación del tamaño, forma, exactitud y precisión de las UM frente al tiempo y costo que requerirá su establecimiento y monitoreo) (Pearson *et al.* 2005). El diagnóstico permitirá escoger los criterios más convenientes en sentido operacional y ofrecerá la información necesaria para el análisis de los datos y el cumplimiento de los objetivos (Kauffman *et al.* 2013). Hay que tomar en cuenta dentro del sitio de estudio que la variación del mismo tipo de manglar suele ser menor en cuanto a los valores de estructura y mayor en las características fisicoquímicas, por lo que nuevamente el objetivo determinará la cantidad de UM a establecer.
- Después de identificar los sitios donde se establecerán las UM, hay que considerar las bases de georreferenciación y geoposicionamiento, para minimizar los errores. La georreferenciación y ubicación de las UM se realiza con diferentes técnicas. En este capítulo se describen dos métodos que usan instrumentos de geoposicionamiento. Primero se propone el uso de un receptor del sistema global de navegación por satélite (GNSS, por sus siglas en inglés), que incluye el uso del sistema de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés) y una brújula como elemento complementario para el trazo, ya que para la georreferenciación de una UM siempre será necesario al menos tener una coordenada capturada con el receptor satelital.
- La *georreferenciación* es el proceso de obtener y asignar coordenadas geográficas a objetos espaciales (puntos, líneas o polígonos) que carecen de ellas (Moreno 2008), en este caso, las UM; por su parte, el *geoposicionamiento* asigna a las UM que ya poseen propiedades cartográficas (coordenadas), una localización en el espacio con determinados parámetros geográficos o marco de referencia geodésico (Moreno 2008) (véase cap. 7).

3.1.1 Trazo de la UM con brújula

Además de los receptores GNSS, para el registro de las coordenadas de las UM lo más recomendable es el uso de la brújula, para trazar azimuts y distancias. A continuación se describen los elementos que conforman la brújula y que permiten su uso adecuado en el campo (fig. 3.1).

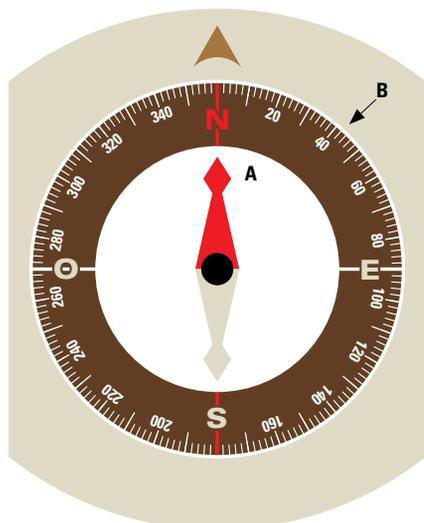


FIGURA 3.1

Componentes de la brújula. A: la flecha roja indica la dirección en que debe caminar el usuario para el trazo de una línea en la UM. B: disco giratorio con escala en grados. Se hace coincidir el azimut o el rumbo con la flecha de dirección (A).

El *rumbo* de una línea es el ángulo horizontal agudo ($< 90^\circ$) que forma con un meridiano de referencia; por lo general se toma como rumbo una línea norte-sur (Silva *et al.* 2006) (fig. 3.2). El *azimut* de una línea es el ángulo horizontal medido en el sentido de las manecillas del reloj a partir de un meridiano de referencia. Lo más usual es medir el azimut desde el norte como referencia. Los azimuts van de 0 a 360° y no se requiere indicar el cuadrante que ocupa la línea observada (Silva *et al.* 2006) (fig. 3.2).

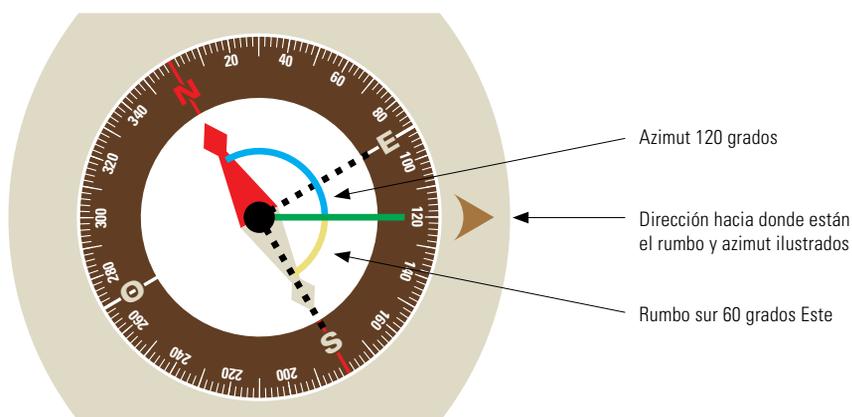


FIGURA 3.2

Azimut y rumbo en una brújula.

Este método tiene como finalidad obtener coordenadas de puntos aislados del terreno con una brújula, determinándolos a partir de coordenadas conocidas (o coordenadas de referencia, tomadas al menos con un punto proveniente de un receptor del sistema GNSS) (García *et al.* 1994).

Se debe colocar la brújula en forma horizontal y si es posible sobre un objeto plano para evitar inclinaciones (fig. 3.3); hay que dejar que la aguja gire libremente, y una vez que se detenga, hacer coincidir la aguja con el número 0 o 360. En el ejemplo de la figura 3.2, la letra *N* indica el norte, pero en otros modelos de brújula ese punto está señalado con una flecha que suele ser roja.



FIGURA 3.3

Orientación y posición correcta de la brújula. Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) Kaxil Kiuic, Yucatán. FOTO: VM.

Por ejemplo, para UM cuadradas o rectangulares, se establece un primer vértice que deberá ser obtenido con un receptor GPS porque será el punto de referencia principal de toda la UM. El segundo vértice se establece a partir del primero a 0, 90, 180 o 270°, que corresponden al norte, este, sur u oeste (se usan estos grados porque se requieren ángulos rectos); luego se establece un punto de referencia con buena visibilidad (árbol, árbol juvenil, raíz de *R. mangle*, estaca, persona parada en el punto, etc.), que ayudará a disminuir la desviación al momento de medir la distancia.

Por otra parte, el contra-azimut es el punto observado desde uno de los extremos de una línea imaginaria trazada sobre el terreno. La línea "oa" de la figura 3.4 tiene un azimut de 30°. Si el azimut de una línea es menor o igual a 180°, el contra-azimut en la brújula se calcula sumándole 180° al azimut. En el caso de la línea "oa", el contra-azimut es de 210°. Si el azimut es mayor de 180°, el contra-azimut se calcula restándole 180° al azimut. En la figura 3.4, la línea "ob" es un ejemplo de este último caso.

El contra-azimut es necesario para verificar que una línea esté bien trazada en campo. En el punto de partida de la línea (punto "o" de la fig. 3.4)

se fija una baliza.¹ Una persona traza el azimut y otra el contra-azimut desde el punto final de la línea (punto "a" de la fig. 3.4) y entierra una baliza (que puede moverse para alinearla con la del punto "o"). Con el azimut y el contra-azimut configurados en la brújula, ambas personas deben ver una sola baliza desde la mirilla de sus respectivas brújulas. El uso de la baliza es una manera práctica de asegurar que la línea esté bien trazada (fig. 3.5).

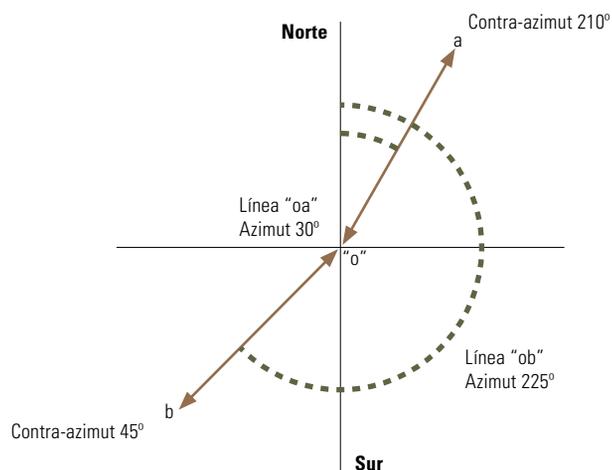


FIGURA 3.4

Contra-azimut en dos líneas imaginarias trazadas con brújula en campo.

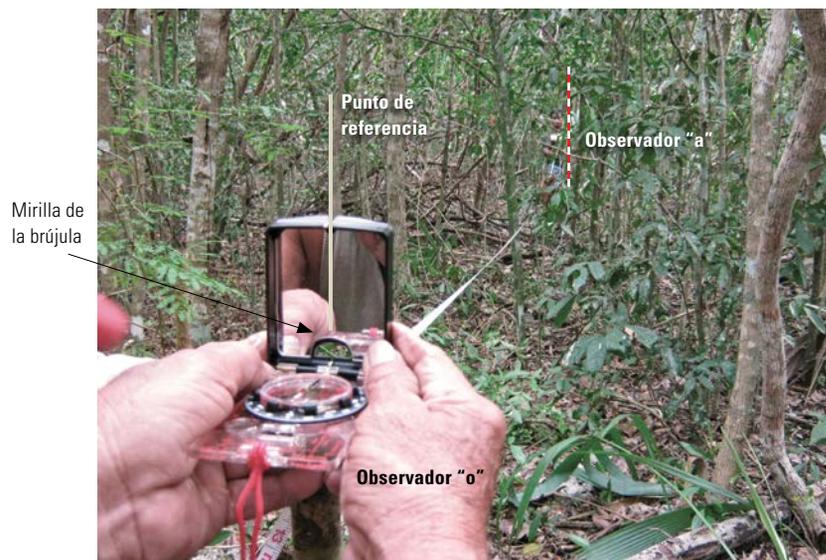


FIGURA 3.5

Uso de azimut y contra-azimut en campo. SMIC Quintana Roo. FOTO: GSS.

¹ Se puede hacer con ramas derechas de alguna planta que esté fuera de la parcela de estudio, pintadas con un color fluorescente, para diferenciar la baliza de la vegetación.

Cuando la línea imaginaria del trazo con brújula de un azimut o rumbo se intersecte con el tallo de una planta, se marca el punto en el tallo que se ve desde la mirilla y se traza una línea imaginaria que atraviese el tallo y mantenga la dirección del azimut o rumbo de interés (fig. 3.6).

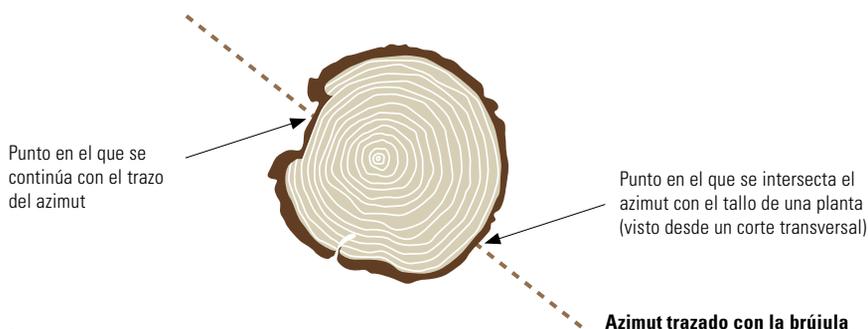


FIGURA 3.6

Trazo de azimut cuando se intersecta con el tronco de un individuo o tallo de una planta.

Se recomienda que los vértices de la unidad de muestreo (en caso de ser cuadrada, por ejemplo) tengan un orden consecutivo, de preferencia en sentido de las manecillas del reloj, para evitar confusiones al generar las bases de datos, siguiendo una lógica similar a la del ejemplo de la figura 3.8.

Como se observa en la figura 3.7, es posible determinar en la unidad de muestreo la ubicación de los vértices al establecer con una cinta métrica (o en su defecto una cuerda con la medida establecida) la distancia entre cada uno de ellos (p. ej., 20 m UM tipo CONABIO).



FIGURA 3.7

Medición entre vértices de la unidad de muestreo entre manglares arbóreos en Veracruz. FOTO: ALLD.

En la figura 3.8 se ejemplifica que a partir del vértice 1, se debe ubicar el vértice 2 en un ángulo de 90° en cualquier dirección (N, S, E, O), en este caso, dirección Norte a Sur (azimut 180°) y se determina la distancia (20 metros para UM únicas cuadradas) para determinar la posición del segundo punto. A partir del vértice 2, se determina una vez más un ángulo de 90° pero en dirección Este a Oeste (punto 2–3 Azimut 270°) para ubicar la dirección en la que se ubicará el tercer punto. Para determinar la posición del cuarto vértice se establece de nuevo un ángulo de 90° en el sentido de la orientación Sur a Norte (azimut 360°). De esta manera el tercer segmento de la unidad de muestreo, busca el cierre del polígono al unir el vértice final con el primero. En cada uno de los vértices se usa la cinta, la cuerda o el flexómetro para medir los metros a los que se debe establecer el siguiente vértice, verificando en cada uno la misma medida (Ruiz 2013).

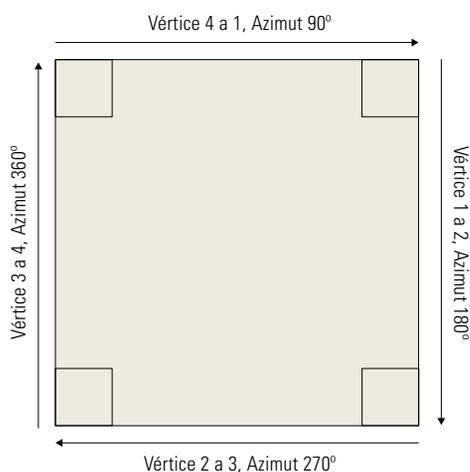


FIGURA 3.8

Orden secuencial del establecimiento de vértices en una UM cuadrada.

Para orientar una UM de tipo transecto, primero se identifica el gradiente ecológico, geomorfológico o estructural según los objetivos del estudio. Para ello, como en el ejemplo anterior, se marca un punto, que será el de referencia, y a partir de él se fija el rumbo que se desea y se anota; para este caso, la distancia determinará las subunidades del transecto, es decir, se marca una UM cada cierta distancia, como en el caso de las UM de tipo Kauffman, y se marcan seis puntos cada 25 m (véase cap. 2), lo mismo sucede con las UM circulares (anexo 3.1).

3.1.2 Sistemas satelitales de navegación global (GNSS)

A. Conceptos básicos de navegadores

En la actualidad existen diversos sistemas para la georreferencia de las UM en campo y su despliegue en un sistema de información geográfica, por lo que se explicarán brevemente esos sistemas.

Los sistemas satelitales de navegación global (GNSS) tienen como principal función proporcionar parámetros para el posicionamiento espacial puntual, tomando como referencia constelaciones de satélites artificiales que orbitan la Tierra y a elementos de control en la superficie terrestre. Los GNSS están compuestos por tres segmentos que definen su funcionamiento y operatividad: el segmento satelital, el segmento de usuario y el segmento de control (Jeffrey 2010); en el recuadro 3.1 se explican esos elementos.

RECUADRO 3.1

Recepción de los GNSS.

Cada GNSS posee en el primer segmento un conjunto de satélites (comúnmente entre 24 y 30) distribuidos en diferentes planos orbitales alrededor de la Tierra que proporcionan comunicación con los dos segmentos en la superficie en todo momento y garantizan una cobertura global de la señal utilizada para el posicionamiento. El segmento de usuario se refiere a los aparatos receptores empleados para obtener el posicionamiento del punto donde estos se encuentren. Las características de los aparatos y su precisión varían según su compatibilidad con diferentes GNSS, la frecuencia con que reciben la señal de los satélites y su sincronización con los sistemas de aumentación (sistemas de mejoramiento del desempeño en la navegación del instrumento). Por último, el segmento de control posee elementos que mejoran la precisión del posicionamiento y proporcionan parámetros para realizar correcciones; este segmento suele tener como referencia satélites en órbitas superiores a las de las constelaciones GNSS, estaciones de control en tierra y, en algunos casos, parámetros de posición de aeronaves (Jeffrey 2010).

Actualmente, los dos GNSS más usados son el sistema NAVSTAR GPS (*Global Positioning System*), operado por Estados Unidos de América, y el sistema GLONASS (*Global Navigation Satellite System*), de Rusia. Existen otros sistemas que se encuentran en fase de implementación, como Galileo, de la Unión Europea, y COMPASS, de China. El sistema NAVSTAR GPS es el más conocido y utilizado en la actualidad; fue implementado en 1970 por el Departamento de Defensa estadounidense y hoy tiene una constelación de 24 a 32 satélites con cobertura global (recuadro 3.2). El sistema GLONASS consta de 24 satélites. Muchos receptores del segmento de usuario ya son compatibles con ambos GNSS, lo que les permite combinar las señales para mejorar la precisión del posicionamiento (Jeffrey 2010).

RECUADRO 3.2

Consideraciones en los GNSS.

Comúnmente se utiliza el acrónimo GPS para referirse a los instrumentos electrónicos de geoposicionamiento, pero se debe aclarar que los GNSS son los receptores que conforman el segmento de usuario en los sistemas de posicionamiento como GPS y GLONASS. Los GNSS permiten la navegación y posicionamiento puntuales para determinar la ubicación de un objeto o punto de interés sobre la superficie terrestre.

Para una mejor caracterización espacial de los manglares se recomienda adquirir nuevas tecnologías, por ejemplo, como un avance de los sistemas descritos, se han desarrollado receptores diferenciales o DGPS (*Differential GPS*, por sus siglas en inglés), que proporcionan mayor precisión en el cálculo de la posición. Las correcciones que realizan los DGPS están en función de coordenadas definidas por una estación base en tierra: se reciben señales de los satélites y se calcula la posición de la estación a partir de los datos recibidos; después, se calcula el error entre la posición verdadera y la proporcionada por los satélites (recuadro 3.3), se estima el error con cada satélite y se envían las correcciones al receptor a través de un posproceso por internet (generalmente en la página del proveedor).

RECUADRO 3.3

Grado de error de los receptores.

Todos los receptores tienen un grado de error estimado que puede variar de 30 cm a 30 m (en las características proporcionadas por el fabricante se encuentra la exactitud del receptor), según el instrumento y los errores de las órbitas satelitales que reciben y envían las señales (Verbyla 1995; MAE 2012). El grado de error puede aumentar en los manglares por las características de la vegetación (dosel denso y cerrado) y las condiciones ambientales que afectan las lecturas de los instrumentos (sobre todo la humedad). Esta información es necesaria para el análisis posterior de los datos, por lo tanto, en la tabla de colecta de datos (anexo 3.2) se debe registrar la precisión con todos los decimales que muestre el instrumento al momento de la lectura de las coordenadas.

B. Toma de datos con receptor satelital

El primer paso es identificar el centro de la UM conforme a la representatividad del sitio para los fines u objetivos del trabajo; esto es fundamental porque sirve de base para definir los límites de la UM. Es indispensable registrar las coordenadas del centro de la UM porque ese punto será la referencia para orientar el resto de los vértices o componentes de la UM (fig. 3.9).

En el recuadro 3.4 se presenta una guía rápida para el levantamiento de puntos con receptor satelital.

La humedad es una de las limitantes físicas para tomar puntos con el receptor. En el manglar éste es un rasgo evidente, incluso cuando el sitio no esté inundado. Por ello, antes de marcar el punto hay que permanecer sin moverse durante el tiempo que tarde el receptor en estabilizar la señal (la mayoría de los receptores requieren al menos 4 minutos, pero dependerá de la marca y el modelo). Esto se verifica en la pantalla del receptor, cuando muestra que ha recibido el número mínimo de satélites requeridos para la geolocalización (fig. 3.10).

C. Remuestreo de la UM

Para localizar en campo una UM que será remuestreada es necesario dirigirse a la coordenada central de la misma; es importante que los dígitos en el receptor coincidan con el registro (recuadro 3.6).



FIGURA 3.9

Se discute la representatividad de la UM en Celestún, Yucatán, donde se observa la orientación de los vértices. A: centro de la UM marcado con *flaggin*. B-D: marcas para la orientación de las subunidades del conglomerado. FOTO: EV.

RECUADRO 3.4

Guía rápida para el levantamiento de puntos con receptor satelital.

- 1) Encender el receptor y configurar el Datum (anexo 3.3), se recomienda el Datum WGS84 por ser el más usado en instituciones que generan información en México, de modo que facilita la integración y análisis de los datos. Lo siguiente es elegir la proyección deseada (utilizar UTM para regiones o áreas locales) y utilizar sistema de coordenadas geográficas para escalas nacionales (véase acápite 7.1.3).
- 2) Antes de registrar el punto, esperar la recepción mínima de satélites según el modelo del receptor (al menos 4).
- 3) Considerar la precisión en manglar (al ser la humedad un factor determinante en la recepción satelital) y reportarla como se muestra en el instrumento.
- 4) Marcar el punto georreferenciado (enter, mark point, grab point, etc.) (fig. 3.11).
- 5) Tomar un segundo punto para asegurar la captura; es importante llevar un registro de los ID marcados, para después construir el polígono (véase acápite 7.1.1).
- 6) Asegurarse de que los puntos han sido grabados en la memoria del receptor o en la memoria externa (que suele ser de tipo micro SD).
- 7) Una vez marcado el punto, hay que registrarlo y guardarlo en la memoria del receptor. También se recomienda registrar siempre las coordenadas en papel, para contar con un respaldo en caso de falla o pérdida del equipo (fig. 3.11).

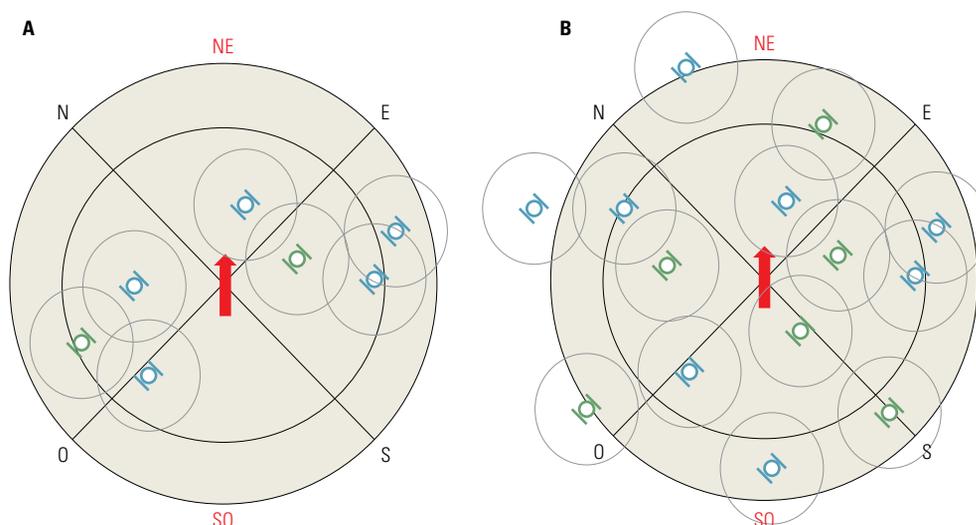


FIGURA 3.10

Pantalla de un receptor al mostrar los satélites en recepción.

En algunos modelos los colores de los satélites representan las diferentes constelaciones (en este caso, en azul los de GPS y en verde los de GLONASS). A: orientación al noreste con poca recepción de satélites pero suficientes para registrar la señal y marcar la coordenada. B: un receptor con buena cantidad de satélites ofrece mayor precisión (recuadro 3.5).

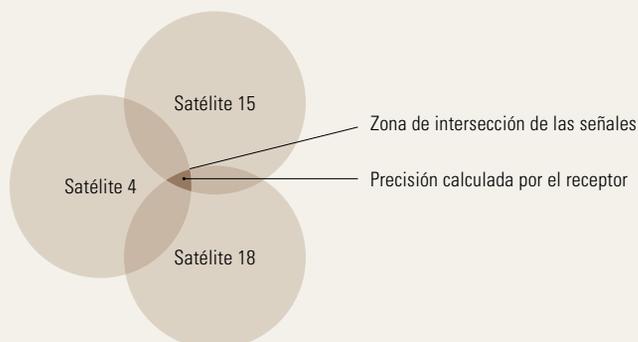
RECUADRO 3.5

Funcionamiento del receptor GPS.

Cuando el instrumento receptor recibe la distancia y posición de al menos tres satélites, es posible trazar un círculo dentro del cual se encuentra obligatoriamente el receptor.

Con la recepción de cuatro o más señales de otros satélites de la red GNSS, ya sea de la constelación GPS, GLONASS o COMPASS, el chip integrado en el receptor calcula la intersección de tres círculos (cada uno establecido por la señal de un satélite distinto) y establece las coordenadas de latitud y longitud. La señal del cuarto satélite permite obtener la altitud.

La precisión en la determinación de las coordenadas terrestres depende de varios factores (p. ej., presencia de elementos electromagnéticos, como antenas o metales), pero sobre todo de la humedad y la fiabilidad del reloj del receptor: un error de 1 nano segundo puede provocar un error de 30 m en el cálculo de la posición; esto casi siempre estará condicionado por el costo-calidad del receptor o navegador.



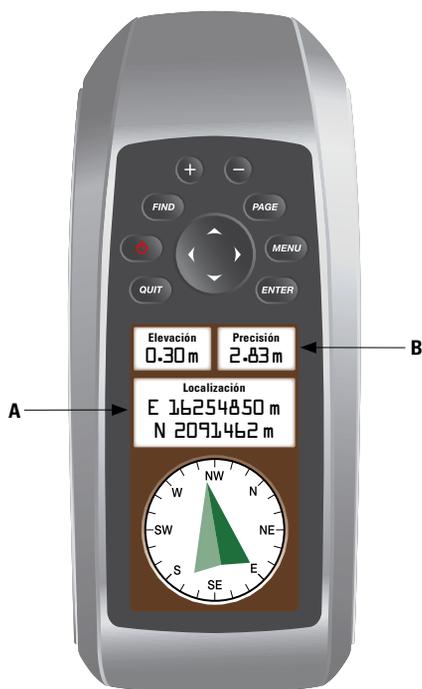


FIGURA 3.11

El navegador GPS se puede configurar para alertar mediante un sonido la aproximación hacia la coordenada de interés. Como se mencionó, se debe esperar la estabilización de las coordenadas (de 3 a 5 min, según la marca y el modelo) y ver en la pantalla del receptor GPS que exista de 0 a 3 m de precisión: B (o el rango especificado por el fabricante) (Jeffrey 2010).

RECUADRO 3.6

Ejemplo de verificación de coordenadas en un remuestreo.

Coordenada UTM: E 16 254850–N 2091462, designada como centro de una UM. Después de almacenarla en el GPS y navegar para encontrarla en campo (fig. 3.11A), es necesario considerar que la diferencia entre la coordenada “E” (a la que se hace referencia en el ejemplo) y la que marque el receptor durante la navegación debe ser de un dígito para que el centro de la UM no esté desplazado (Sánchez *et al.* 2016).

Coordenada almacenada en el GPS (Datum WGS84)	Coordenada marcada en campo	Comentario
E 16254850	E 16254849	Las cifras marcan la diferencia de la coordenada marcada en campo y la almacenada en el GPS. En este caso, la diferencia significa un desplazamiento de un metro en el terreno.
N 2091462	N 2091462	En el ejemplo no se registra desplazamiento en el norte

Libreta Trabajo: **Estero Pargo**

Vértice	Rumbo	B	C	Dist.	Respecto
①	200° 50' 180" (1-4)	20.2	②		
②	20° 14' (190° 30' 2-1)	16.5	③		
③	300° 16' (270° 30' 3-2)	15.1	④		
④	240° 50' (170° 50' 4-3)	20.1	①		

DAP	Altura	Sp	
1	142.0	12.0	Rm
2	143.0	16.0	Ag
3	26.0	8	Rm
4	33.8	11	Rm
5	41.0	12.0	Lr
6	55	2.5	Ag
7	50	20	Ag
8	0	1.5	Rm
9	32.0	19.0	Rm
10	27	16.0	Lr
11	4	1.6	Rm
12	40.5	16.2	Rm
13	33.5	9.2	Rm
14	23.5	8.1	Rm
15	49.0	10.0	Ag
16	26.5	8.5	Rm
17	39.5	13.2	Ag
18	7.2	16.0	Rm

① N 465349.529852 E 464809.623604
 ② N 465348.233501 E 464809.302294
 ③ N 465349.242089 E 464809.260254
 ④ N 465349.353827 E 464809.422552

FIGURA 3.12

El recuadro rojo muestra el nombre de la UM. A: número de vértice tomado con la brújula. B: rumbo. C: distancia entre cada vértice (véase apartado 3.1.1). D: anotación de las coordenadas para cada uno de los vértices tomados por el receptor; nótese que se registran todos los decimales que presenta la pantalla del equipo. E: variables de estructura anotadas para esta UM (DN o DAP, altura y especie).

3.2 HERRAMIENTAS DE REFERENCIA GEOESPACIAL (GEONAVEGADORES)

La disponibilidad de información para el estudio de los ecosistemas ha crecido a prisa, tanto que el sector público y el privado ofrecen mayor acceso a datos de tipo espacial, como mapas, modelos de estimación, fotografías aéreas, imágenes satelitales u otros productos. No obstante, se trata de materiales auxiliares y de ninguna manera suplen el trabajo en campo para la colecta de datos y la ubicación espacial de las UM.

Los insumos de apoyo cartográfico generados por la iniciativa privada como Google Maps,² Google Earth@,³ Bing Maps@,⁴ Open StreetMap (fig. 3.13),⁵ MapBox@,⁶ son de libre acceso y amigables con el usuario. La iniciativa privada ofrece además otro tipo de materiales, como los mapas base de ESRI (se debe contar con una licencia de ArcGIS©) (recuadro 3.7).

2 <https://maps.google.com.mx>

3 <https://earth.google.com/web>

4 <https://www.bing.com/maps>

5 <https://www.openstreetmap.org>

6 <https://www.mapbox.com/maps>

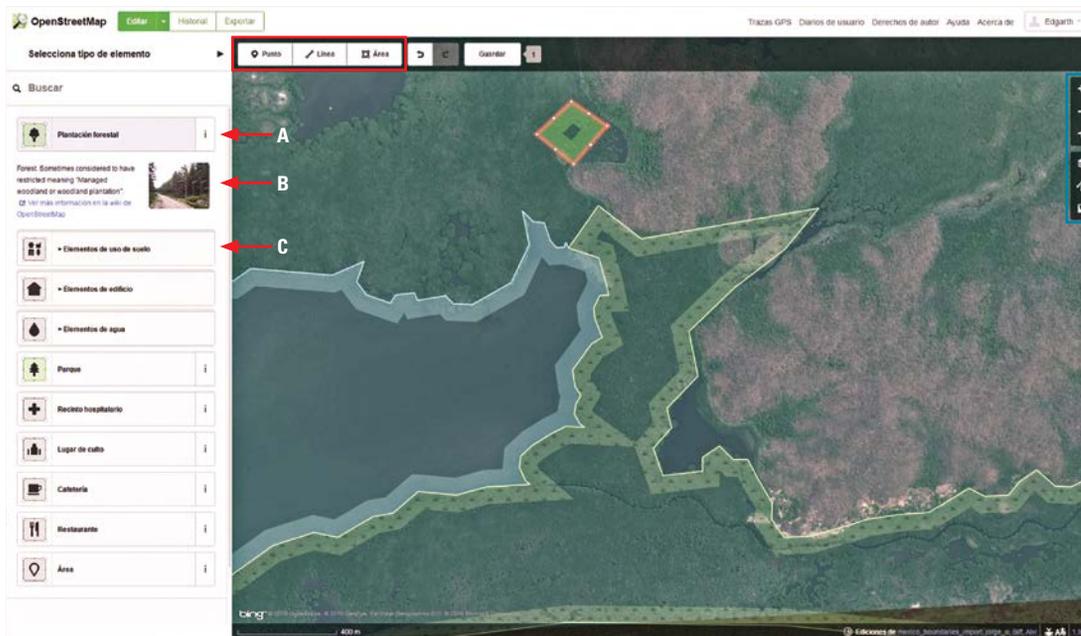


FIGURA 3.13

Sistema Open Street Map. Recuadro rojo (parte superior): herramientas de digitalización. A: etiqueta de la UM digitalizada. B: descripción y fotografía de la UM. C: símbolos cartográficos nativos de la aplicación. Recuadro azul (derecha): herramientas de navegación.

RECUADRO 3.7

Consideraciones sobre el uso de las fuentes cartográficas de apoyo.

Es importante considerar la confiabilidad geométrica, espacial y temporal, para no incrementar el grado de error y los sesgos espaciales y temporales que pueda haber entre la ubicación “real” de las UM y la información que se derive de las fuentes cartográficas. En el ejemplo se observa una UM ubicada en dos diferentes fuentes cartográficas: una imagen de ESRI corroborada con ortofotos del INEGI (A) y otra en Google Earth® (B) en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada (Chiapas), donde la UM ubicada en Google Earth® presenta un desplazamiento respecto de la ubicación real. Las UM en verde (A) corresponden a las unidades de muestreo correctamente localizadas. En B, las UM de color rojo corresponden al geonavegador con error en la georreferenciación; en la ampliación del área (esquina superior derecha) se observa un desplazamiento de 21.46 m marcados en el rectángulo rojo.



3.3 FUENTES CARTOGRÁFICAS

Otro tipo de insumos complementarios son los de acceso libre generados por el sector público, como los mapas de uso de suelo y vegetación del INEGI,⁷ los mapas temáticos de hidrología de la CONAGUA⁸ y la plataforma SCINCE del INEGI,⁹ que cuenta con información geográfica como relieve, rasgos hidrográficos o fotografía aérea para caracterizar la zona de estudio (fig. 3.14).

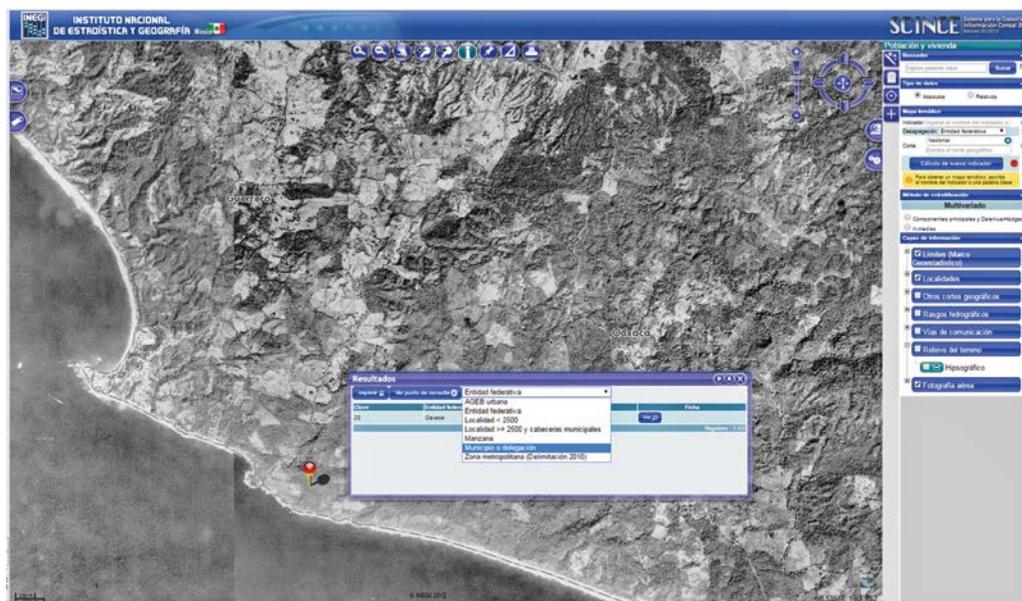


FIGURA 3.14

Portal SCINCE, consulta de ortofotos entre los estados de Oaxaca y Guerrero. En la ventana se muestra la información de las ortofotos referente a una marca de posición (pin) en rojo en la parte baja de la imagen.

Por otra parte, la figura 3.15 muestra el geoportal de la CONABIO,¹⁰ que ofrece, entre otros insumos, mapas de distribución de especies y de ecosistemas (como los de manglares, desarrollados por la CONABIO). Es importante que la selección de estas fuentes se haga de acuerdo con los objetivos de cada estudio y se considere la escala adecuada para los propósitos del proyecto. En el capítulo 7 (sección 7.1.5) se explica el uso congruente de la escala de esos productos.

7 <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/usosuelo/>

8 <http://siga.cna.gob.mx/vector/mapas%20interactivos.aspx>

9 <https://gaia.inegi.org.mx/scince2/viewer.html>

10 <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

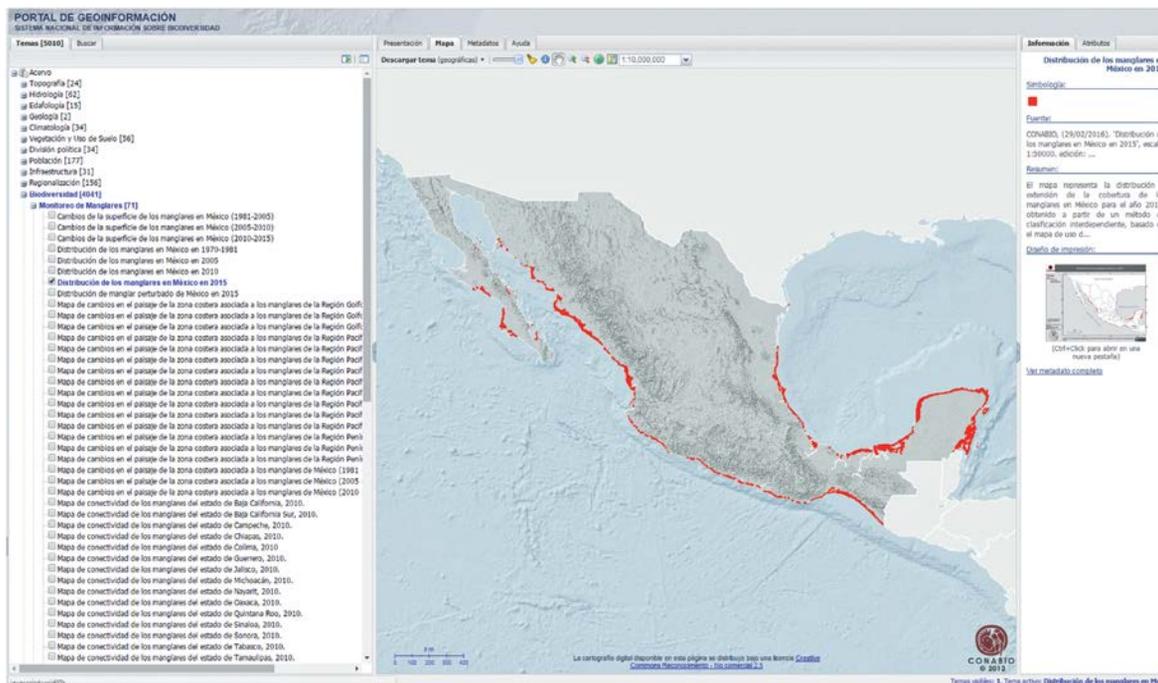


FIGURA 3.15

Todos los insumos desplegados en el geoportal de la CONABIO pueden ser descargados. En este caso, en azul se muestra la distribución de manglares en México 2015, desplegada en el mapa en color rojo.

3.4 REGISTRO Y REPORTE DE COORDENADAS

Con el propósito de facilitar la captura de información y su posterior manejo e integración en bases de datos, en el anexo 3.2 se presenta una propuesta para capturar las coordenadas de las UM establecidas en campo considerando unidades de muestreo cuadradas (fig. 3.16) o rectangulares, circulares, transectos o tipo INFYS. Este sistema ha facilitado a la CONABIO la organización de la información proveniente de diversos proyectos de monitoreo del ecosistema de manglar.

Es de suma importancia asignar a las UM un identificador único que sea usado para asociar los valores de los registros durante todo el estudio; por ejemplo, las tablas de valores estructurales y las de valores fisicoquímicos deben poseer el mismo identificador (ID).

Otra consideración a tomar en cuenta es el orden de los vértices: estos deben registrarse en orden consecutivo (ya sea en una UM con área o bien la coordenada de inicio y el rumbo en una UM lineal como el transecto) con el objetivo de construir correctamente los archivos vectoriales en el Sistema de Información Geográfica (SIG) (anexo 3.4).

Cuando en la UM se colecta información geográfica de carácter estructural, se debe asignar un identificador por árbol; éste debe ser el mismo durante todo el proyecto, incluso si el individuo deja de registrarse en el monitoreo (por haber sido cortado o estar muerto), con la finalidad de tener un seguimiento ecológico de la estructura.

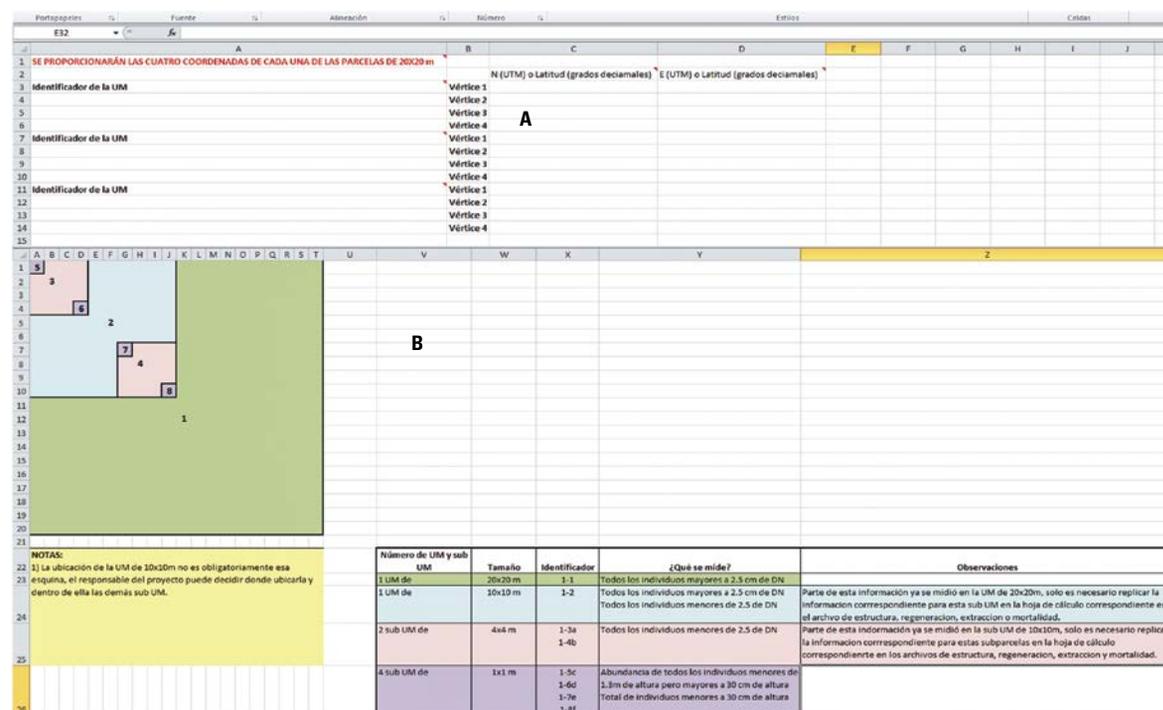


FIGURA 3.16

Formas de capturar la información de una UM. Ejemplo de una UM cuadrada. A: orden del identificador de los vértices. B: anidación de subunidades para la colecta de las variables.

El uso de los decimales en todo el estudio debe mantenerse estandarizado y acordado entre el equipo de trabajo, de modo que a lo largo del estudio se registre siempre la misma cantidad de decimales en los instrumentos de medición (receptor GNSS, cintas métricas y diamétricas, vernier, multiparamétricos, etc.). Esta precaución se reflejará en un mejor uso de los datos en la fase de análisis del estudio. Además, se deben utilizar las mismas unidades de medida al coleccionar los datos (p. ej., no se debe registrar 50 centímetros y luego 0.5 m) porque las variaciones podrían derivar en errores graves en el análisis de datos. Para mayor información, en el capítulo 7 (acápites 7.1.2 y 7.1.4) se mencionan con detalle las consideraciones que se deben tomar en cuenta al ingresar los datos de campo en el estudio.

CONSIDERACIONES FINALES

Al igual que en el diseño de muestreo, se recomienda que se tome en cuenta la estimación y disponibilidad de recursos (monetarios, humanos y tiempo) para ejecutar el estudio en campo. Parte de las decisiones al establecer las UM descansa en el tipo de estudio, por lo que se recomienda un premuestreo o visita previa a la zona para precisar el diseño o si se va a emplear un protocolo preestablecido para comparar y replicar los resultados con trabajos previos.

También se sugiere revisar los objetivos y las preguntas planteadas en el diseño de la investigación (véase cap. 2), ya que la correcta localización de las UM será

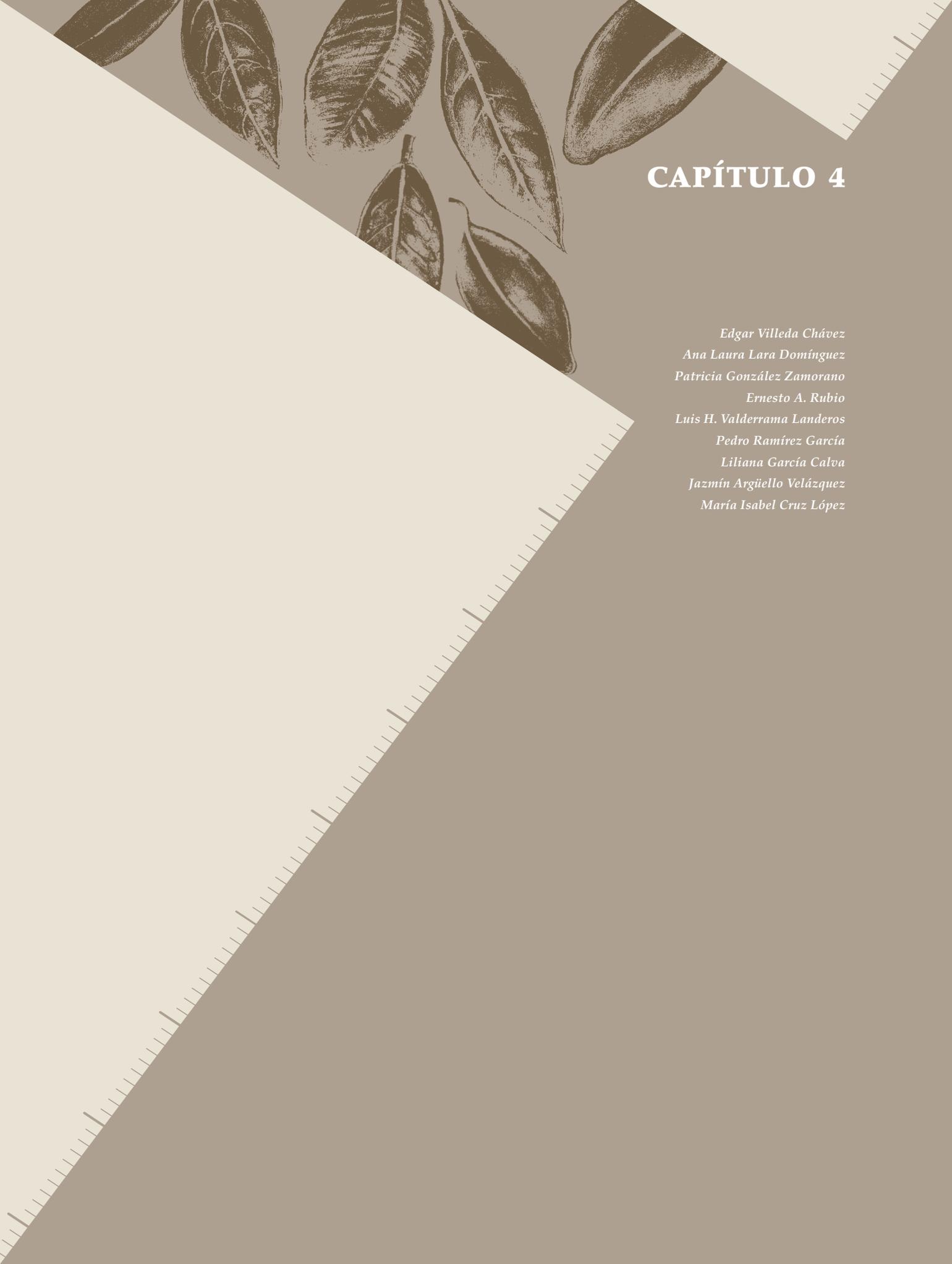
la base del muestreo y se reflejará en los resultados y análisis del estudio. Durante el establecimiento de las UM es importante el conocimiento y uso correcto del equipo o instrumentos a utilizar (Vallejo *et al.* 2005).

Todos los elementos anteriores son el soporte para un establecimiento adecuado de las UM, la correcta asociación de los datos de las variables colectadas y el reporte ordenado y eficiente de sus coordenadas. Su consideración permitirá replicar la toma de datos y documentar los métodos y metadatos para estudios similares o de integración multiescala.

Referencias bibliográficas

- Agraz, H., C.M., J. Osti, C.A. Chan *et al.* 2012. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del golfo de México y Caribe mexicano: Campeche. Universidad Autónoma de Campeche/Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto FN010. México.
- Bautista-Zúñiga, F., H.D. González., J.L. Palacio y M.C. Delgado. 2004. *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. Universidad Nacional Autónoma de México/ Universidad Autónoma de Yucatán/Consejo Nacional para la Ciencia y Tecnología/Instituto Nacional de Ecología. México.
- Brown, J.H. 2003. *Macroecología*. Fondo de Cultura Económica, Chicago/México, pp. 118, 233–238.
- Chuvieco, E. 2002. *Teledetección ambiental*. Ed. Ariel Ciencia, Madrid, pp. 48, 87–97, 162, 168–170, 232, 323–326.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. 2013. Convocatoria para presentar proyectos enfocados a la elaboración de programas de monitoreo de la estructura de la comunidad de manglar y su caracterización ambiental en México. En: <http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/convocatorias.html> (Última consulta: 18/04/2016).
- Jeffrey, C. 2010. *An introduction to GNSS, GPS, GLONASS, Galileo and other global navigation satellite systems*. NovAtel Inc. Estados Unidos.
- Kauffman, J.B., D.C. Donato y M.F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. CIFOR. Bogor.
- Lopez, R.D., J.G. Lyon., L.K. Lyon y D.K. Lopez. 2013. *Wetland Landscape Characterization*. 2a. ed. CRC Press, Boca Raton.

- MAE. Ministerio del Ambiente de Ecuador. 2012. *Manual de campo: manglares y moretales*. Proyecto Evaluación Nacional Forestal ENF del Ministerio del Ambiente del Ecuador bajo la cooperación del programa Manejo Forestal Sostenible ante el Cambio Climático FAO y del Programa ONU REDD.
- Moreno, J. 2008. *Sistemas de análisis de la información geográfica. Manual de autoaprendizaje con ArcGIS*. 2a. ed. Editorial Alfaomega Ra-Ma. Madrid.
- O'Neill, R.V., D.L. de Angelis, J.B. Waide y T.F.H. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems. Monographs in Population Biology No. 23*. Princeton University Press. Princeton.
- Pearson, T.S., W. Brown y S. Brown. 2005. *Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects*. Report from BioCF and Winrock International. En: <http://www.winrock.org/ecosystems/tools.asp?BU=9086> (Última consulta: 29/04/2016).
- Ramírez-Padilla, B.R. 1995. *Principios y métodos en ecología vegetal*. Universidad del Cauca. Popayán.
- Sánchez, G., J.A. Arreola, D. López *et al.* 2016. Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono en Quintana Roo. SEMARNAT-CONAFOR. México.
- Silva, R.C., R.C. Mendoza y M.E. Campos. 2006. *Elementos de cartografía geológica*. UNAM, Facultad de Ingeniería. México.
- Valderrama, L., C. Troche, M.T. Rodríguez *et al.* 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands* 34: 747–758.
- Vallejo, J., M.I. Londoño, A.C. Vega *et al.* 2005. *Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia volumen I*. Serie: Métodos para estudios ecológicos a largo plazo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.
- Vallejo, M.I., A.C. Joyas, V.R. Londoño *et al.* 2005. *Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia volumen I*. Serie: Métodos para estudios ecológicos a largo plazo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Verbyla, D.L. 1995. *Satellite Remote Sensing of Natural Resources*. Lewis Publishers. Boca Raton.
- Villavicencio, G.R., A. Espinosa, Á.E. Hernández *et al.* 2009. *Medición forestal*. Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas, Departamento de Producción Forestal. México.

The background features a dark brown color with a diagonal white ruler-like line running from the bottom left towards the top right. In the upper left corner, there are several detailed illustrations of green leaves with prominent veins, overlapping the ruler line.

CAPÍTULO 4

Edgar Villeda Chávez
Ana Laura Lara Domínguez
Patricia González Zamorano
Ernesto A. Rubio
Luis H. Valderrama Landeros
Pedro Ramírez García
Liliana García Calva
Jazmín Argüello Velázquez
María Isabel Cruz López

Muestreo de variables estructurales

INTRODUCCIÓN

Los manglares mexicanos son ecosistemas estructuralmente heterogéneos debido a la amplia gama de características ambientales de los lugares donde se desarrollan, resultado de la combinación de factores climáticos, biofísicos, geomorfológicos, hidrológicos y biológicos. Esa variabilidad de las condiciones ambientales ha originado el desarrollo de diferentes métodos y técnicas para su estudio, como caracterizaciones de paisajes, mapas de coberturas relacionados con variables de estructura, estudios de biomasa local y regional, capitales de carbono, estudios de composición y estructura y análisis multitemporales, entre otros. La heterogeneidad también representa una oportunidad para formar grupos de investigadores a escala regional y abordar de forma consensuada estudios bajo una estrategia metodológica interoperable (Herrera-Silveira *et al.* 2016). La documentación y homologación en la estimación de variables estructurales y en el monitoreo de largo plazo son esenciales para la conservación del ecosistema y su manejo a diferentes escalas (Ezcurra *et al.* 2009).

La homologación en la colecta de datos para la estimación de las variables estructurales de los manglares mexicanos es un

reto nacional debido a la heterogeneidad de los ecosistemas de manglar, las diferentes escalas de estudio, las consideraciones sobre el diseño de muestreo (p. ej., unidades de muestreo [UM]) y los métodos asociados para su estimación. Rodríguez-Zúñiga *et al.* (2013) revisaron el directorio de especialistas en manglares de México¹ y concluyeron, la existencia de huecos en la información sobre estructura y parámetros fisicoquímicos en buena parte del Pacífico norte, centro y una pequeña porción del Pacífico sur, que hacía falta información básica sobre los bosques de manglares en diversos estados.

La replicación de metodologías es difícil porque los métodos para la toma de variables y el uso y manejo de los datos no están homologados; para estudiar la composición y estructura de las comunidades de manglar y comprender su ecología a distintas escalas, es necesario obtener correctamente los datos (López-Portillo y Ezcurra 2002). El trabajo de Herrera-Silveira *et al.* (2016), que trata sobre la dinámica de carbono, proporciona evidencias sobre la falta de reportes de datos y sitios de

1 <http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/directorio.cgi>

trabajo en el Pacífico centro, la península de Baja California y el Pacífico sur en menor medida. Existen múltiples referencias sobre estructura y regeneración: para Colima, Téllez-García y Valdez (2012); la costa del Pacífico norte, Flores-Verdugo *et al.* (1992); Tabasco, Corella *et al.* (2001); estructura forestal y repoblación natural en Nayarit, Valdez (2002); estructura de la vegetación en Yucatán, Zaldívar *et al.* (2004); estructura forestal para Oaxaca y Chiapas, Tovilla *et al.* (2013); caracterización de manglares en Campeche, Agraz *et al.* (2012), y caracterización y monitoreo del manglar en el golfo de México y el Caribe Mexicano, López-Portillo (2012), entre otros más.

El objetivo de este capítulo es describir los principales métodos de las variables de caracterización estructural que aplican a los ecosistemas de manglar, clasificándolas en variables básicas y complementarias (cuadro 4.1), y proponer la homologación de metodologías en la colecta y en el manejo de datos. En el contexto de este libro se entiende por *variables básicas* aquellas que deben ser estimadas independientemente del objetivo perseguido porque brindan información básica del manglar, y por *variables complementarias*, las que deben ser seleccionadas de acuerdo con el objetivo del estudio.

CUADRO 4.1

Resumen de las variables descritas en este capítulo.

Grupo de variables	Variables	Básica	Complementaria
Variables estructurales muestreadas	Especies de manglar	•	
	Diámetro normal	•	
	Altura total, del fuste y del tocón	•	
	Área de copa		•
	Densidad y altura de neumatóforos		•
Variables estructurales estimadas	Área basal (AB) y dominancia	•	
	Densidad de árboles		•
	Frecuencia de especies		•
Índices ecológicos	Índice de área foliar (LAI)		•
	Índice de valor de importancia ecológica (IVI o IVIE)		•
	Índice de valor forestal (IVF)		•
	Índice de complejidad estructural de Holdridge (C)		•
Variables indicadoras de procesos ecológicos	Mortalidad y extracción		•
	Replamamiento	•	
	Dinámica de crecimiento de plántulas y brinzales		•
	Producción de hojarasca		•
	Productividad de raíces		•
	Material leñoso caído (MLC) y estimación de necromasa		•

4.1 VARIABLES ESTRUCTURALES MUESTREADAS

A continuación se describen las metodologías para las variables a considerar para una caracterización estructural del manglar, con el fin de identificar características que sirvan de soporte para cualquier estudio o programa de monitoreo a diferentes escalas. Esas variables darán continuidad o complementarán proyectos de composición y funcionamiento estructural, repoblamiento, productividad de raíces, productividad de hojarasca y necromasa, entre otros.

4.1.1 Especies de manglar



En el mundo se reportan alrededor de 70 especies de manglar, incluidas en al menos 16 familias (Spalding *et al.* 2010); la inconsistencia de este número entre diferentes autores, deriva de la alta variabilidad entre las poblaciones de algunas especies. De los géneros distribuidos en México, Chapman (1975) indica que *Rhizophora* y *Avicennia* presentan la mayor distribución actual, ya que se originaron primero y pudieron cruzar el antiguo mar de Tethys, lo cual tiene un buen respaldo paleobotánico. Mientras que *Laguncularia* y *Conocarpus* son géneros reportados sólo en la región del Nuevo Mundo-Oeste de África. Un dato relevante es que los estudios palinológicos del Eoceno al Mioceno temprano, muestran claramente que desde el Eoceno tardío, había varias palinofloras que representaban una mezcla de elementos neotropicales entre ellos el género *Pelliceria* (en Chiapas), su reducción en el área de distribución puede deberse a un complejo de factores que involucran disminución de la temperatura, fluctuación del nivel de marea, orogénesis, zonación y al parecer una fuerte competencia con el género *Rhizophora* (Langenheim *et al.* 1967; Tomlinson 1986).

***Rhizophora mangle* L. / *Rhizophora harrisonii*. Leech**Familia: *Rhizophoraceae*Nombre común: mangle rojo para *R. mangle*y mangle caballero o mangle amarillo para *R. harrisonii*

Estas especies (figs. 4.1 y 4.2) se encuentran en las condiciones de mayor inmersión del suelo y menor salinidad (Cintrón *et al.* 1978; Teas 1979); se consideran especies pioneras en los límites terrestres y marinos. También se desarrollan en las desembocaduras de los ríos donde se forman lagunas someras con aguas salobres sujetas a actividad de las mareas. Las dos especies tienen un mecanismo de exclusión de sales, así como lenticelas en las raíces adventicias para captar el oxígeno atmosférico. La principal característica, como se observa en la figura 4.1A, es que tienen raíces zancudas (más bajas y amplias en *R. harrisonii* como se ve en la fig. 4.2A); las estípulas son de 4 a 5 cm de largo; tienen hojas glabras sin glándulas excretoras de sal;



A



B



C



D



E



F

FIGURA 4.1

Rhizophora mangle. A: dos individuos adultos, en forma arbustiva y arbórea. B: forma de las hojas y su arreglo en una rama y arreglo de la inflorescencia. C: patrón de la corteza. D: propágulo maduro. E: forma y color de las flores (inflorescencia de dos a tres flores). F: hipocotilo de la semilla vivípara (propágulo). ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

la semilla es vivípara con un hipocotilo de hasta 40 cm de longitud, que germina aun adherido al árbol; la corteza es lisa, grisácea, rojiza a pardo rojiza; su lámina foliar va de elíptica a oblonga, de 8 a 13 cm de largo, 4 a 5.5 cm de ancho y ápice agudo (Tomlinson 1986). La inflorescencia de *R. mangle* va de dos a tres flores (fig. 4.1E), mientras que la de *R. harrisonii* tiene más de cinco (fig. 4.2B). *R. mangle* se encuentra en formaciones arbustivas y arbóreas en las costas del Pacífico (desde el sur de Baja California y Sonora hasta Chiapas) y el golfo de México (desde Laguna Madre, Tamaulipas, hasta Quintana Roo, en la península de Yucatán); *R. harrisonii* tiene una distribución limitada en la costa de Chiapas.

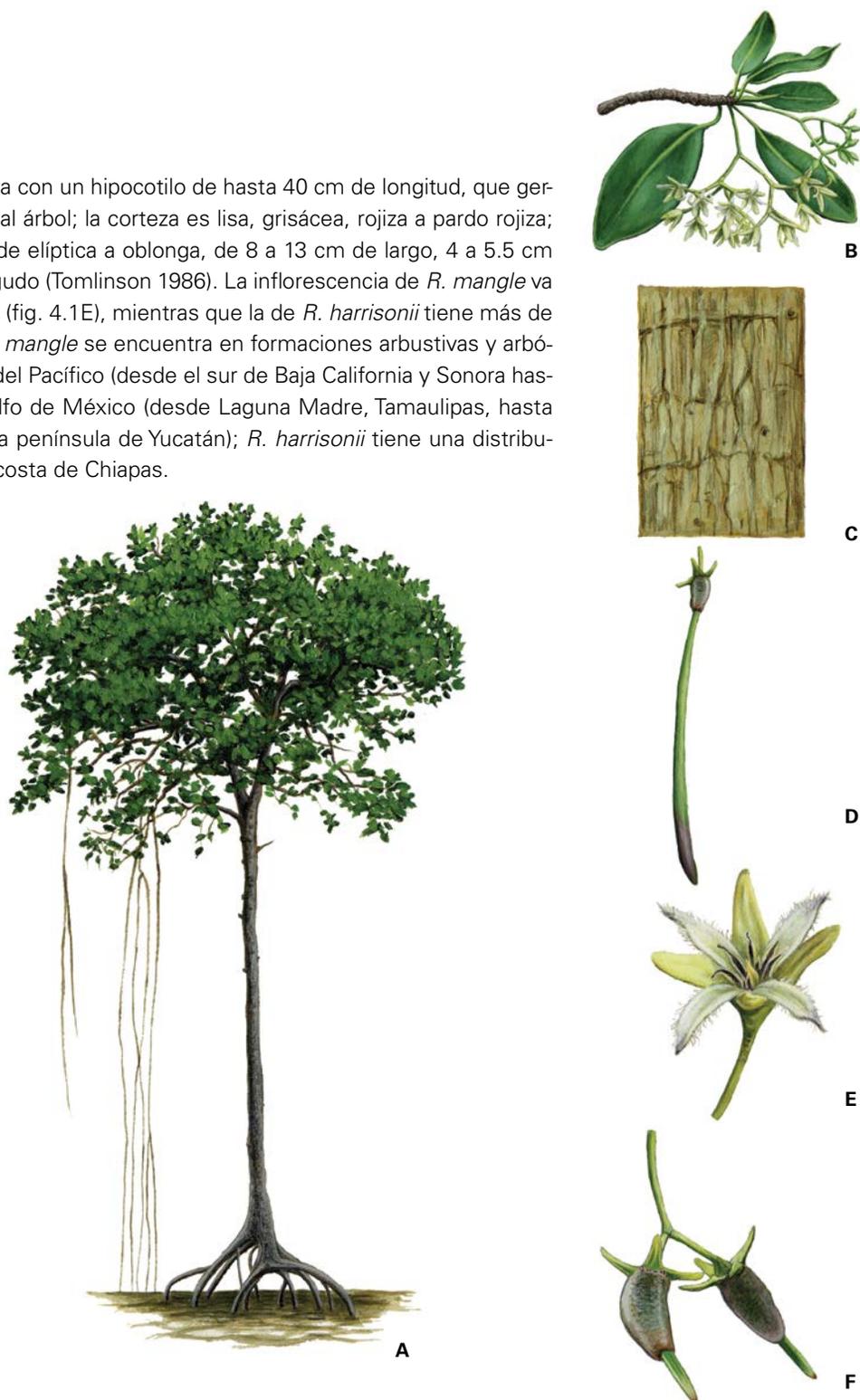


FIGURA 4.2

Rhizophora harrisonii. A: individuo adulto en forma arbórea. B: forma de las hojas y su arreglo en una rama; arreglo de la inflorescencia, generalmente de más de cinco flores. C: patrón de la corteza. D: propágulo maduro. E: forma y color de una flor. F: hipocotilo de la semilla vivípara (propágulo).

ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

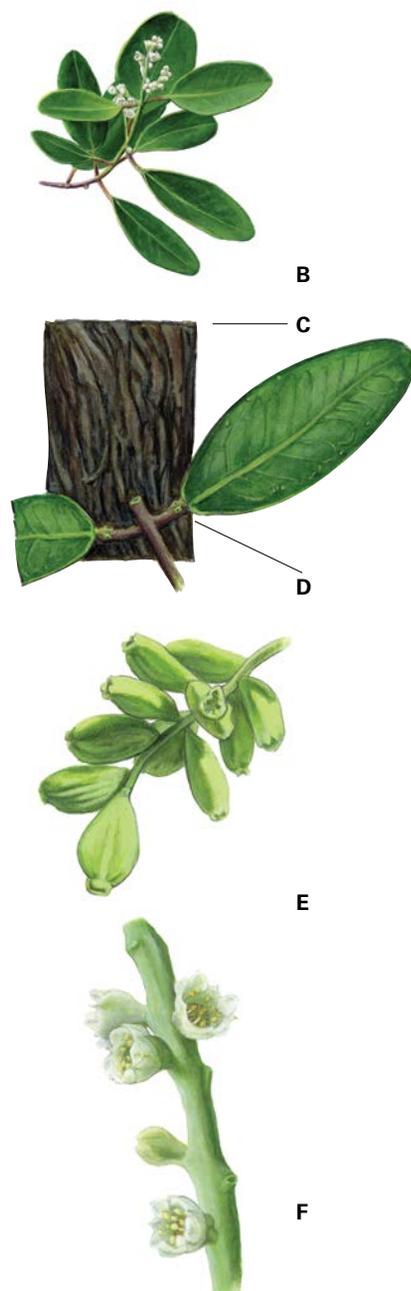
***Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn**Familia: *Combretaceae*

Nombre común: mangle blanco

L. racemosa (fig. 4.3) se encuentra en las condiciones de mayor inmersión del suelo, tiempo de residencia del agua y de menor salinidad (Jiménez 1994). Suele presentar neumatóforos, aunque en algunas condiciones están ausentes, así como lenticelas en los mismos, que sirven para captar el oxígeno atmosférico. Son árboles sin raíces zancudas. Los árboles son dioicos o hermafroditas; el tronco es poco o abundantemente ramificado; la corteza es fisurada, rugosa, de grisácea a café; los tallos y peciolo se tornan rojizos y ramas teretes. Casi siempre presenta estípulas, aunque puede no tenerlas o presentarlas caducas. Las hojas son simples, decusadas, con la lámina foliar elíptica a oblarga, de 5 a 8 cm de largo, 3 a 5 de ancho, ápice redondeado o a veces algo emarginado, base truncada, glabra a ligeramente redondeada; los peciolo van de 10 a 20 mm de largo; estas hojas van de finamente puberulentas a glabras, con glándulas excretoras de sal en la base, característica principal de la especie; el peciolo mide 10 a 20 mm de largo y tiene dos glándulas excretoras de néctar en la parte superior próxima a la lámina foliar. Las inflorescencias son espigadas, arregladas en panículas terminales y de color blanco-verdoso (Tomlinson 1986 y Agraz *et al.* 2006).



A



B

C

D

E

F

FIGURA 4.3

Laguncularia racemosa. A: individuo adulto de tipo arbóreo. B: forma y arreglo de las hojas y la inflorescencia. C: patrón de la corteza del tronco. D: glándulas excretoras. E: arreglo de las semillas en la rama. F: forma de las flores. ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

***Avicennia germinans* L.**

Familia: *Acanthaceae*, antes considerada *Verbenaceae* (Nash y Nee 1984)

Nombre común: mangle negro o madre de sal

La especie *A. germinans* (fig. 4.4) se encuentra en las condiciones de menor inmersión del suelo, sólo en las mareas más altas y de mayor salinidad (McKee 1995a). Presenta mecanismos de excreción (glándulas), exclusión y acumulación de las sales, así como lenticelas en los neumatóforos para captar el oxígeno atmosférico (Tomlinson 1986; Agraz *et al.* 2006). Son árboles con neumatóforos (estructuras modificadas a partir de la raíz con geotropismo negativo, es decir, que crecen en dirección opuesta al suelo y su función es facilitar el intercambio de gases), sin estípulas; las hojas van de finamente puberulentas a glabras, con glándulas excretoras de sal; las hojas son opuestas, sin glándulas en la base de la lámina foliar o en las axilas; el envés va de glabro a finamente puberulento. La radícula de la semilla no llega a los 40 cm de longitud. Los neumatóforos suelen ser abundantes; las ramas y troncos son tetraédricos, color café claro pero oscurecido por la presencia de hojas opuestas. La corteza suele estar levemente fisurada en placas. Las inflorescencias se encuentran en las puntas de las ramas formando panículas cortas; las flores son verdosas, crema o blanquecinas; la corola es de consistencia seríceas. El fruto es una cápsula verde pálida, comprimida lateralmente, de hasta 4 cm de longitud en la madurez (Tomlinson 1986; Agraz *et al.* 2006).

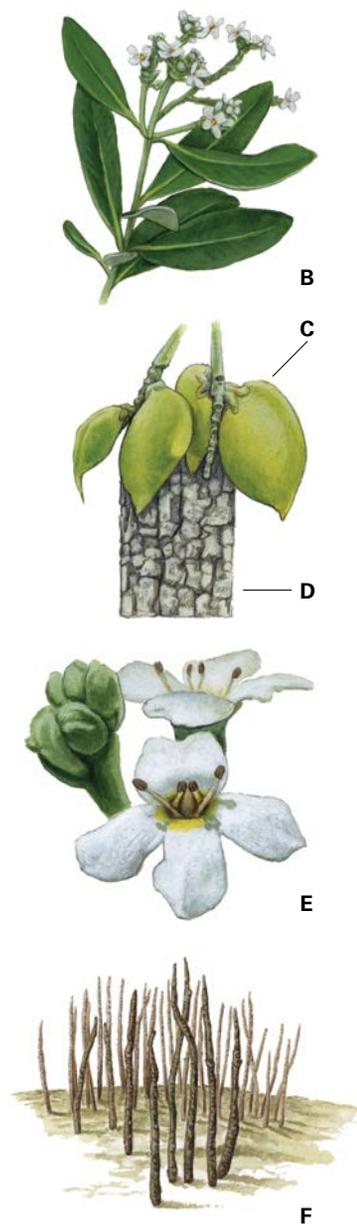
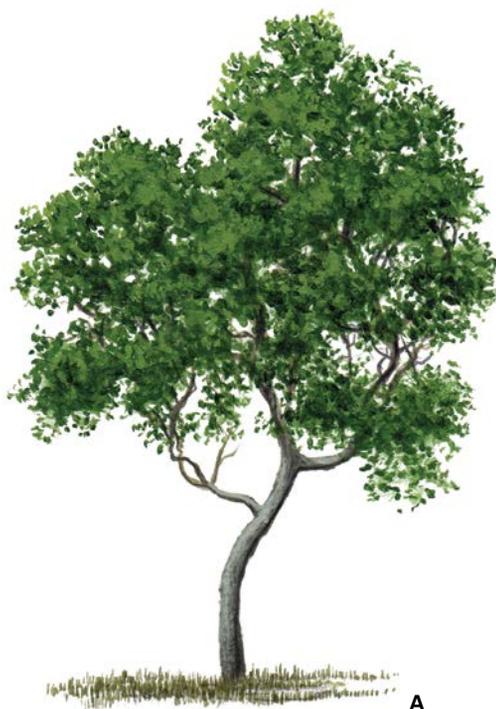


FIGURA 4.4

Avicennia germinans. A: individuo maduro. B: forma de las hojas y su arreglo en una rama; arreglo de las flores. C: forma de las semillas. D: patrón de la corteza. E: características de la flor. F: forma de los neumatóforos. ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

Avicennia bicolor (Jiménez, 1994)Familia: *Acanthaceae*Nombre común: mangle salado (y, aún más común, mangle negro por su aspecto parecido al de *A. germinans*)

A. bicolor se distribuye específicamente en la costa de Chiapas (fig. 4.5) (Nettel *et al.* 2008; Santamaría 2014). Al igual que *A. germinans*, se encuentra en las condiciones de menor inmersión del suelo, sólo en las mareas más altas y de mayor salinidad (McKee 1995). También presenta un mecanismo de excreción (glándulas), exclusión y acumulación de sales, así como lenticelas en los neumatóforos para captar el oxígeno atmosférico (Tomlinson 1986; Agraz *et al.* 2006). Los árboles pueden o no tener neumatóforos; no presenta estípulas. Se encontró específicamente para las poblaciones de México que las hojas son más puntiagudas (o aflechadas); van de finamente puberulentas a glabras, con glándulas excretoras de sal con diminutos cristales de sal sobre la vena media; el haz es gris a verdoso, con el envés pálido; el pecíolo mide 2 a 10 mm de largo. La semilla es vivípara, y la radícula no llega a 40 mm de longitud. Al igual que *A. germinans*, los neumatóforos son abundantes; sus ramas y troncos jóvenes son tetrágonos; el color es café claro pero está oscurecido por la presencia de hojas

**FIGURA 4.5** (Parte 1)*Avicennia bicolor*. Individuos adultos en forma arbustiva y arbórea.

ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

opuestas. Los ensambles paniculados de las flores se presentan en pares distantes a los mismos ejes florales (Tomlinson 1986).

A continuación se mencionan las diferencias anatómicas más evidentes entre estas dos especies: *A. germinans* tiene una corteza fragmentada en placas, mientras que la de *A. bicolor* es menos rugosa. La hoja de *A. germinans* es lanceolada, sin contraste marcado, en tanto que la hoja de *A. bicolor* es ovalada, con un evidente contraste de colores entre el haz y envés. En *A. germinans* sus flores son distintivamente zigomórficas y con pubescencia en el interior de los pétalos, por lo que lucen más pequeñas (apenas de 5 a 6 mm de diámetro) y expandidas, mientras que la flor de *A. bicolor* muestra una corola blanca cuya parte interna posee una garganta con un tono de amarillo distinto al resto de la flor (de aquí el nombre de la especie), aunque en algunas poblaciones puede ser toda de un solo color y sus estambres se insertan al mismo nivel de la flor.

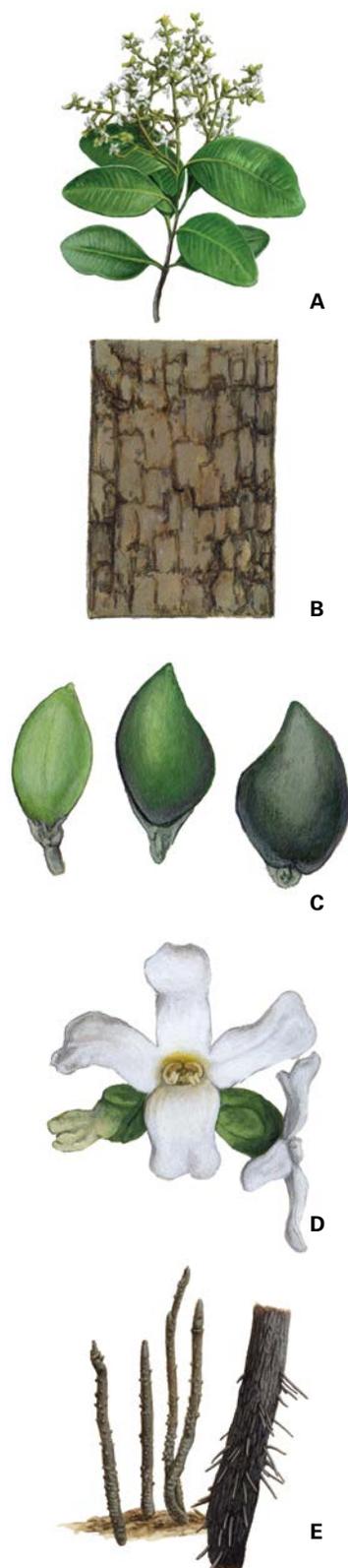


FIGURA 4.5 (Parte 2)

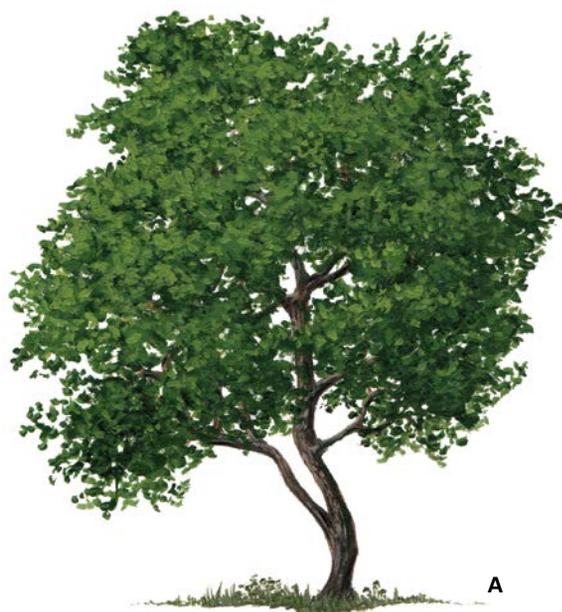
Avicennia bicolor. A: forma y arreglo de hojas y flores. B: patrón de la corteza del tronco. C: forma de la semilla en distintas coloraciones según la madurez. D: forma de la flor. E: neumatóforos en el suelo y el tronco.

ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

***Conocarpus erectus* L.**Familia: *Combretaceae*

Nombre común: mangle botoncillo

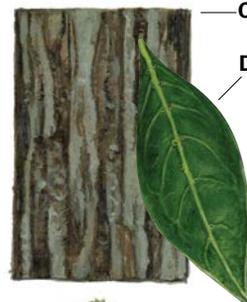
La especie *Conocarpus erectus* (fig. 4.6) suele ser considerada un mangle "verdadero", pero botánicamente no lo es porque carece de cualquiera de las características morfológicas y biológicas (como neumatóforos y viviparidad) de los verdaderos mangles; además, se localiza en las comunidades del interior bajo concentraciones de salinidad altas (Tomlinson 1986). Sin embargo, suele considerarse un manglar porque ecológicamente está asociado al ecosistema. Puede o no presentar estípulas en las hojas, mismas que van de finamente puberulentas a glabras, con glándulas excretoras de sal; se arreglan de forma alterna o en ocasiones congestionadas en las puntas de las ramas formando verticilos; las hojas tienen un par de glándulas en la base de la lámina foliar y en la axila (formada por la vena primaria y las secundarias en el envés). Generalmente las hojas son de color verde brillante en ambos lados; carecen de estípulas; los peciolo miden hasta 10 mm de largo. La lámina foliar es ovada a lanceolada, de 4 a 9 cm de largo y 2 a 3 de ancho; el ápice va de agudo hasta acuminado; la base es cuneada, con un par de glándulas; por lo general los nervios son evidentes, en el envés con glándulas en las axilas formadas por la nervadura media y las nervaduras secundarias. Son árboles dioicos: con corteza fisurada y rugosa; profusa e irregularmente ramificados. La inflorescencia está arreglada en panículas terminales integradas por cabezuelas globosas (Tomlinson 1986; Agraz *et al.* 2006).



A



B



C

D



E



F



G

FIGURA 4.6

Conocarpus erectus. A: individuo adulto de tipo arbóreo. B: forma y arreglo de las hojas y distribución de las inflorescencias. C: patrón de la corteza del tronco. D: hoja, glándulas excretoras de sal sobre la nervadura principal. E: flor masculina. F: flor femenina. G: fruto. ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

Conocarpus erectus variedad *sericeus*. Grisebach

Familia: *Combretaceae*

Nombre común: mangle plateado o mangle cenizo

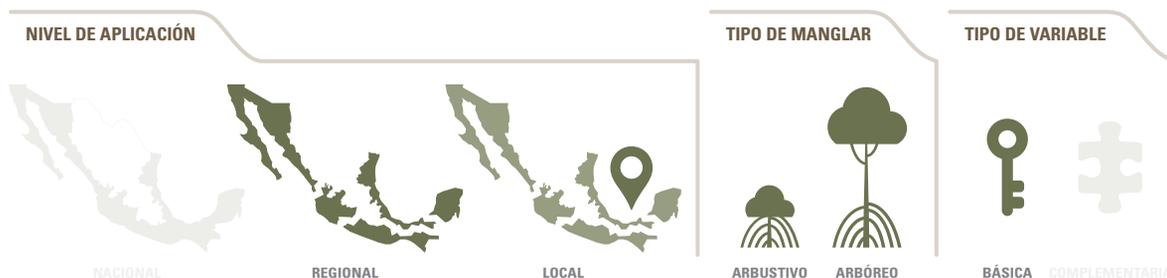
Para *C. erectus* también se identifica el mangle botoncillo cenizo o mangle plateado, que corresponde a la variedad *sericeus* y tiene una distribución limitada en la península de Yucatán y algunas áreas de Oaxaca y Chiapas (fig. 4.7). Las condiciones en las que se desarrolla esta variedad son las mismas que para *C. erectus*: ocasionalmente en condiciones de inmersión del suelo y bajo concentraciones de salinidad altas. Al igual que la especie, esta variedad presenta un mecanismo de excreción (glándulas) de sal. Los árboles son dioicos, con la corteza fisurada y rugosa; son profusa e irregularmente ramificados. Tienen hojas simples, alternas o en ocasiones congestionadas en las puntas de las ramas; no presentan raíces zancudas ni neumatóforos; pueden o no tener estípulas. Las hojas van de finamente puberulentas a glabras, son alternas o en ocasiones congestionadas formando verticilos, como en *C. erectus*; tienen un par de glándulas en la base de la lámina foliar y en la axila formada por la vena primaria y las secundarias en el envés. La base de la lámina foliar es cuneada, verde brillante, lustrosa y glabra en ambas superficies, lo que marca la diferencia con *C. erectus*, pues en ésta la lámina foliar decurrente va de verde a gris y es puberulenta en ambas superficies, lo que le da un color cenizo o plata.



FIGURA 4.7

Conocarpus erectus var. *sericeus*. A: individuo adulto que muestra la diferencia de color respecto de *C. erectus*. B: forma, color, arreglo de las hojas y distribución de las inflorescencias. C: hoja con glándulas excretoras. D: patrón de la corteza del tronco. E: fruto. F: flores femeninas. G: flores masculinas. ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ

4.1.2 Diámetro normal



El diámetro normal (DN), también conocido como diámetro a la altura del pecho (DAP), es una variable básica en UM temporales o permanentes. Esta variable permite estimar el área basal de las especies, así como su dominancia en las comunidades de estudio; es fundamental para calcular tasas de crecimiento de los individuos, el almacenamiento de carbono (véase cap. 6) y para inferir la biomasa (CONAFOR 2012).

Dentro de las variables estructurales, el DN es una de las más importantes. Las variables derivadas del DN son descriptoras sustanciales de la estructura del manglar; analizadas con datos contextuales de otros manglares en la región o en la localidad, suelen ser indicadores indirectos del estado de conservación del manglar estudiado. La frecuencia de la medición de esta variable varía, pero para UM permanentes se recomienda que sea al menos una vez por año.

La medición del DN consiste en determinar la longitud de la recta que pasa por el centro del círculo y termina en los puntos que tocan toda la circunferencia. Estas mediciones son siempre en centímetros y sus decimales si este fuera el caso; sólo se usan milímetros cuando se mide repoblación o dinámica de plántulas (véase acápite 4.4.2 y 4.4.3). La altura para medir el diámetro varía según la edad del individuo, su forma de crecimiento y el objetivo del estudio (Khatry *et al.* 1996; Cancino 2006; Kauffman y Donato 2012).

La altura depende de la altura promedio del dosel; en comunidades menores a 2 m (manglares de tipo arbustivo) se mide a 30 cm (D30), y en comunidades mayores a 2 m (manglares de tipo arbóreo), a 130 cm (D130) (fig. 4.10 y recuadro 4.1). En cualquiera de los casos, esta variable permite calcular la biomasa por medio de ecuaciones alométricas; además, se estima la tasa de crecimiento en unidades permanentes y también el área basal, entre otros índices ecológicos (Ross *et al.* 2001; Kauffman y Donato 2012; Murturi *et al.* 2012; Howard *et al.* 2014; Kauffman *et al.* 2014; Okello *et al.* 2014).

En manglares arbóreos, el DN mínimo más considerado es a partir de 2.5 cm (Pool *et al.* 1977; Schaeffer-Novelli y Cintrón 1986; Day *et al.* 1987; Valdez 2000) y sólo algunos autores lo consideran de 5 cm (Adame *et al.* 2013; Kauffman *et al.* 2014). La principal consecuencia de usar estos límites mínimos en el muestreo es el desplazamiento del promedio estimado y la modificación de los valores en las variables derivadas. En este libro se sugiere usar 2.5 cm para manglares de tipo arbóreo, debido a que en México es alta la frecuencia de individuos reproductivos entre la categoría de 2.5 a 5 cm de diámetro. La principal recomendación al tomar los datos de esta variable es considerar todas las variaciones posibles y los métodos para tratarlas durante la medición (fig. 4.11 y 4.12).

RECUADRO 4.1

Consideraciones al medir el DN.

Utilizar el mismo instrumento para las mediciones; se recomienda que sea la misma persona la que realice las mediciones durante todo el estudio, para disminuir o estandarizar el error en la toma de datos.

El método más recomendado para medir el DN en UM permanentes es enterrar un clavo inoxidable de profundidad corta 10 cm arriba de donde se realiza la primera medición, para dejar una marca de la altura a la que se harán las mediciones en el futuro. Se recomienda tomar dos medidas durante los re-muestreos, una arriba y otra por debajo a la misma distancia, y sacar el promedio (con ello se evita el sesgo por posibles deformaciones en el tronco).

Sobre todo en el caso de las UM permanentes, se recomienda registrar los individuos con un identificador único o código serial y que se utilicen métodos para marcar el punto de medición según la cantidad de recursos económicos y el nivel de certidumbre que se quiere alcanzar (fig. 4.8). En el recuadro 4.2 se hacen algunas recomendaciones de uso.

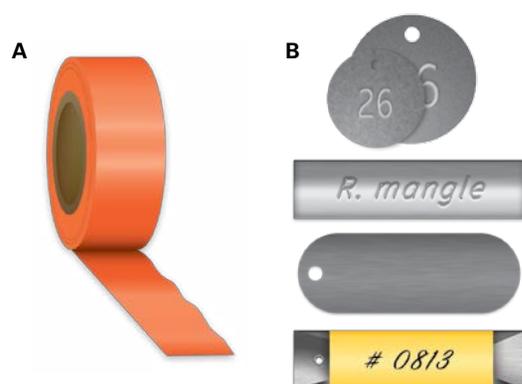


FIGURA 4.8

Materiales para marcar a los individuos. A: cinta *flagging*. B: láminas de diferentes metales y formas.

RECUADRO 4.2

Recomendaciones sobre los materiales para marcaje.

No se recomienda usar *flagging* en UM permanentes o de monitoreo porque los expertos consideran que el material tiende a aflojarse, caerse o perderse. En cambio, se recomiendan las etiquetas de lámina por su durabilidad, aunque el costo es elevado si se colocarán en una gran cantidad de individuos. En su lugar se recomienda hacer etiquetas propias de papel aluminio de un buen grosor (aluminio para repujado).

En cuanto a la certidumbre, se debe considerar que las etiquetas de fabricación tienden a mantener más tiempo el identificador marcado, al contrario de las personalizadas. Esta situación se resuelve remarcando las etiquetas en cada visita a la UM.

La cinta diamétrica es el instrumento recomendado para medir el diámetro porque se obtiene la medida directamente (fig. 4.9A). Aunque la cinta métrica es una opción más económica, se debe estimar el diámetro a partir del perímetro tomado en campo (fig. 4.9B y recuadro 4.3). Otra opción son las bandas dendrométricas (fig. 4.9C), método recomendado cuando se quiere estimar la tasa de crecimiento de diámetro con buen nivel de precisión en estudios de monitoreo, aunque su costo es muy alto si se quiere comprar una banda para cada individuo. En UM con manglares de tipo arbustivo y para la categoría brinzales se puede medir el diámetro con un vernier, un instrumento bastante funcional al trabajar con este tipo de diámetros (fig. 4.9D).

RECUADRO 4.3

Consideraciones en el uso de la cinta métrica.

Cuando se emplea una cinta métrica para medir la circunferencia de los árboles, se debe realizar la conversión a diámetro por medio de la siguiente fórmula:

$$DN = \frac{\text{Circunferencia}}{\pi}$$

donde:

DN = diámetro normal o diámetro a la altura del pecho en cm

$Circunferencia$ = circunferencia del tronco en cm

$\pi = 3.1416$

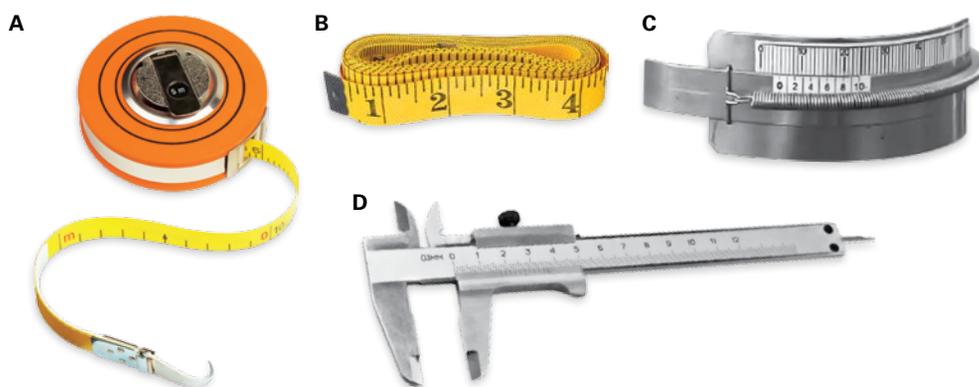


FIGURA 4.9

Ejemplo de instrumentos para el registro del DN. A, cinta diamétrica; B, cinta métrica; C, banda dendrométrica y D, vernier.

Es importante considerar la correcta colocación de los instrumentos de medición, tanto en manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo (fig. 4.10) (recuadro 4.4).



FIGURA 4.10

Forma correcta de colocar la cinta para medir el DN.

RECUADRO 4.4

Recomendación sobre los materiales de marcaje.

Para tomar la medida, los instrumentos deben mantenerse en una posición que corte perpendicularmente el eje del fuste limpio a la altura de interés. No se debe estirar la cinta con la que se está midiendo.

Un grupo de trabajo multinstitucional (CONABIO, CONAFOR, CONAGUA, INEGI e INE, ahora INECC) estableció en 2006 las categorías *manglar tipo arbóreo* y *manglar tipo arbustivo* con base en una altura de 4 m para separar las categorías. En 2015, como parte de las actividades para generar este libro, se revisaron esas categorías para reflejar con mayor precisión los estratos que pueden encontrarse en los manglares mexicanos y se estableció una altura de 2 m para la separación, debido a que en algunas regiones como en las penínsulas, las comunidades de manglar no alcanzan los 4 m, teniendo en promedio alturas menores a 2 m (cuadro 4.1 y fig. 4.11) (véase cap. 1).

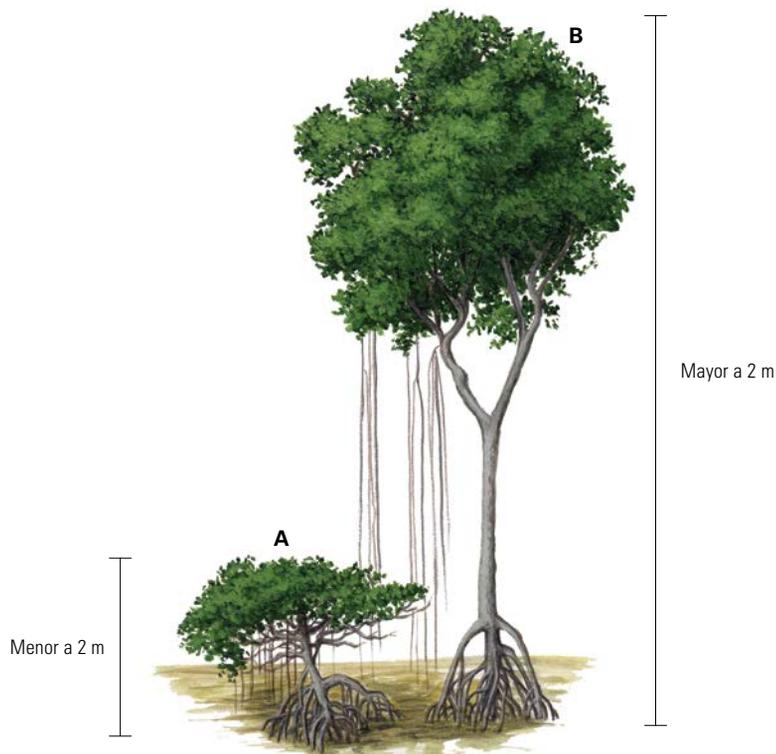
Aunque biológicamente se define como un individuo arbustivo aquel que desarrolla ramas desde la base de su crecimiento, en el contexto de este libro y para el manejo de datos, se tomará el criterio de ≤ 2 y > 2 m. Sin embargo, en campo y dependiendo una vez más de los objetivos del estudio, este criterio puede ser modificado tomando siempre en cuenta que para separar los individuos se debe considerar que sean adultos, es decir, que se encuentren en una etapa reproductiva con la capacidad de generar propágulos o semillas.

CUADRO 4.1

Muestra los dos tipos de manglar en México, clasificados por altura promedio del dosel y los subtipos considerados dentro del manglar tipo arbóreo.

Tipo de manglar por estrato	Criterio de altura (m)	Subtipo	Altura promedio (m)
Arbustivo	≤ 2		
Arbóreo	> 2	Bajo	$> 2 < 10$
		Mediano	$\geq 10 < 20$
		Alto	≥ 20

Para medir el diámetro correctamente, los principales criterios a considerar son: 1) las características del fuste: limpio, no se debe medir sobre un nudo; 2) las particularidades de cada especie y forma del individuo (fig. 4.12) (poner especial atención para *Rhizophora*).

**FIGURA 4.11**

A: individuo de manglar adulto tipo arbustivo. B: manglar adulto tipo arbóreo. ILUSTRACIÓN: ALDO DOMÍNGUEZ.

En manglares de tipo arbóreo (mayores a 2 m de altura), 2.5 cm es el DN mínimo que deben tener los individuos adultos para ser incluidos en los registros del estrato arbóreo en las UM (Pool *et al.* 1977; Cintrón y Schaeffer-Novelli

1981; Schaeffer-Novelli y Cintrón 1986; Day *et al.* 1987; Valdez 2000). Las figuras 4.12 y 4.13 presentan los puntos sugeridos para registrar el diámetro de manglares tipo arbóreo y arbustivo en caso de que el fuste esté inclinado, presente bifurcaciones o irregularidades y pertenezca a *R. mangle* o *R. harrisoni*. Cuando los individuos están inclinados, la medición se hace de manera perpendicular respecto de la inclinación (fig. 4.12. B y D).

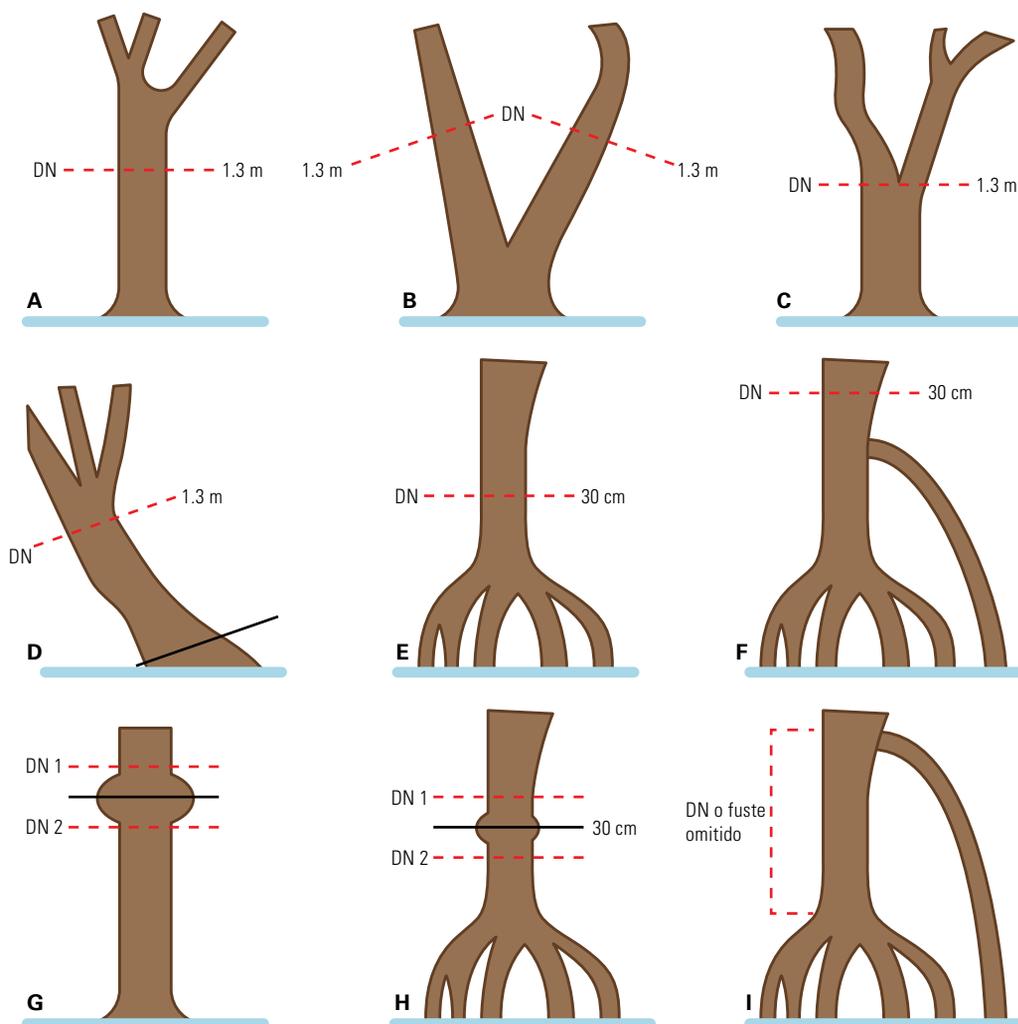


FIGURA 4.12

Ajustes al registro del DN según las variaciones en los manglares de tipo arbóreo. A: lugar donde medir un individuo que no sea *R. mangle*. B: posición correcta para medir un árbol bifurcado antes del DN130. C: caso contrario: la medición se hace una vez antes de la bifurcación si ésta se presenta después del DN1.30. D: árbol inclinado: se mide con la cinta perpendicular a la inclinación. E: DN30 después del nodo principal de raíces de *R. mangle*. F: el DN30 se mide después de la última raíz que se inserte en el suelo. G, H e I: manera correcta de colocar la cinta si existiera un nodo o protuberancia de ramas.

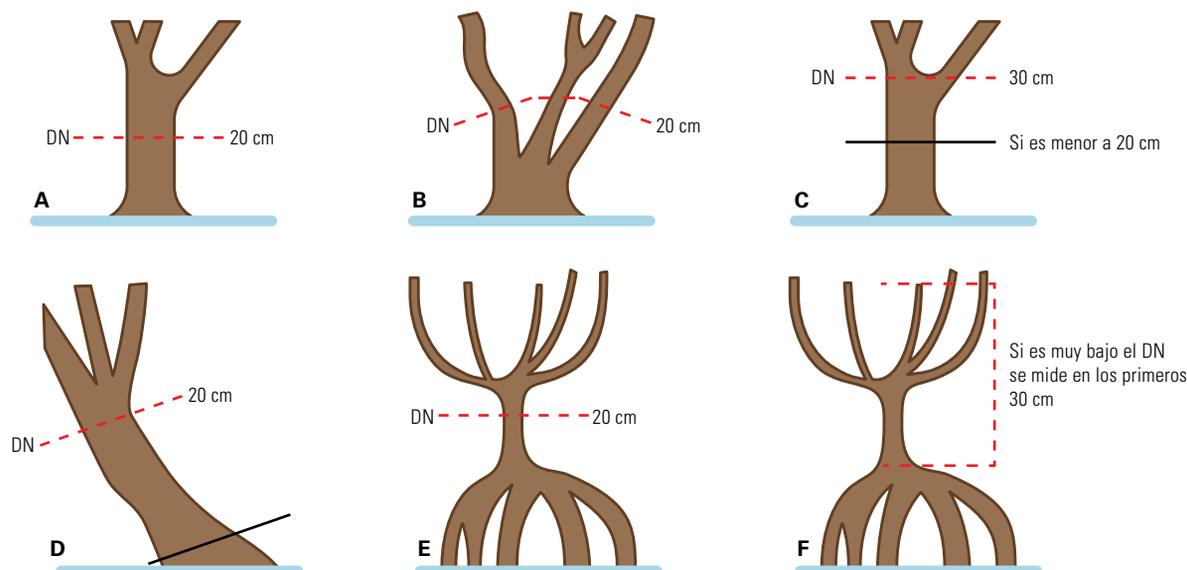


FIGURA 4.13

A: ajustes en el registro del DN según las variaciones posibles encontradas en los individuos tipo arbustivo; el DN20 aplica de la misma forma para individuos distintos de *R. mangle*. B: forma de medir los tres troncos en un individuo cuya bifurcación está antes del DN20; las mediciones se suman y promedian para obtener el DN del individuo (p. ej., $DN = DN1 + DN2 + DN3 / 3$). C: lugar donde colocar la cinta si el individuo tiene bifurcación después de DN30 o antes de DN30. D y E: mismos casos para árboles inclinados y *R. mangle* con nudo de raíces. F: individuo demasiado pequeño (existen muchos en el norte del país y en la península de Yucatán): se mide el DN en los primeros 30 cm del tronco principal.

Debido a la plasticidad de adaptación de las especies de manglar a su entorno, diversos individuos de manglar no siempre presentan una forma o patrón de crecimiento común como los descritos en este acápite, sobre todo de individuos de *Rhizophora* o bien individuos en manglares perturbados por causas de origen antrópico o hidrometeorológico. Por ejemplo, habitualmente se considera para obtener el DN en *R. mangle* de tipo arbóreo 30 cm después de la última raíz que se inserta en el suelo, sin embargo, a veces esa última raíz se inserta varios metros arriba del fuste, dejando espacios considerables de fuste en el individuo que podrían sesgar el DN o bien por cuestiones de logística son alturas difíciles de alcanzar; por ello, basados en la experiencia de los participantes de este libro, se recomienda hacer uso del criterio, conocimiento y percepción del colector en campo, tomando en cuenta el objetivo del muestreo; en este caso, la medición del DN y de forma general a las demás variables. En esos casos, se recomienda medir el DN a partir de la última raíz perteneciente al nudo principal de raíces y de igual forma cuando el objetivo sea medir el fuste limpio en *Rhizophora*, ya que de otra forma se estaría subestimando el cálculo de biomasa (figura 4.12 I).

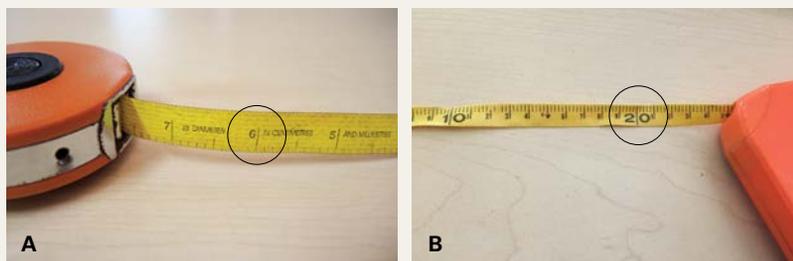
A continuación, se mencionan algunas recomendaciones sobre la medición del DN:

- Si se emplea cinta diamétrica o métrica, hay que asegurarse de que permanezca en el mismo plano horizontal y esté bien ajustada (no estirada) alrededor del tronco en una posición perpendicular. Nada debe evitar el contacto directo de la cinta y la corteza.

RECUADRO 4.5

Consideraciones en la medición del DN.

La precisión de un instrumento radica en la escala adoptada; la medición de unidades de un instrumento se basa en el error gráfico que se puede tener al medir, es decir, la apreciación aproximada del ojo humano es 0.25 mm, lo que significa que, en promedio, el error máximo en la medición podría ser de +/- 0.25 mm.



A: grado de apreciación en una cinta diamétrica. B: flexómetro o longímetro. La escala en A es más fina y de mayor precisión, mientras que en B, que está en cm, la escala es más gruesa y el nivel de apreciación pudiera no ser tan estricto.



FIGURA 4.14

Medición del DN en un individuo con masa de raíces alta: se procura medir 30 cm por arriba de la última raíz. FOTO: CTS.

- En el caso de *R. mangle* arbóreos, el diámetro se mide siempre a 30 cm por encima de la masa principal de raíces (fig. 4.14).
- En el caso exclusivo de *R. mangle* o *R. harrisonii*, el diámetro se mide siempre a 30 cm por encima de la masa principal de raíces si es que corresponde a un diámetro mayor a 2.5 cm (fig. 4.12E). Sin embargo, en manglares de la península de Yucatán (p. ej., en Sian Ka'an) existen individuos adultos con DN menores a 2.5 cm en los que se aplica una excepción: el DN se mide en los primeros 30 cm del fuste después de las raíces (fig. 4.13F).
- En árboles inclinados, la altura del tronco se mide donde la base y el terreno forman un ángulo (fig. 4.12D).
- En manglares tipo arbustivo, todos los tallos se miden por separado, se suman los diámetros y al final se obtiene el promedio (fig. 4.12.A-F).
- En árboles vivos caídos o partidos, el DN se mide a 30 cm desde el punto de transición entre la raíz y el tronco. Si la parte rota está antes de *a* o *b*, se toma el DN en esas secciones (fig. 4.15A); si el árbol sigue vivo pero desanclado al suelo, se mide a 1.3 m desde la raíz (fig. 4.15B).
- Otro ejemplo de individuos caídos es cuando el árbol (de tipo arbóreo generalmente) cae pero sigue vivo y a lo largo de los años desarrolla fustes sobre el horizontal. En este caso, aplica la recomendación de tomar en cuenta el objetivo del muestreo. En la figura 4.15C se observa que para fines de caracterización estructural y si el tronco principal es más grueso, se mide el DN 1.3 m desde la inserción en el suelo. Cuando el objetivo es la biomasa, se miden los fustes verticales con D30 si el individuo es menor de 1.3 m. Cuando es mayor a 1.3 m se mide D130. Una manera más generalizada de medir estos casos es el de tomar el DN a una altura donde el tronco sea uniforme u homogéneo sin deformaciones. Al final, para efectos de estructura, se suman los DN y se promedian entre el número de subindividuos medidos.

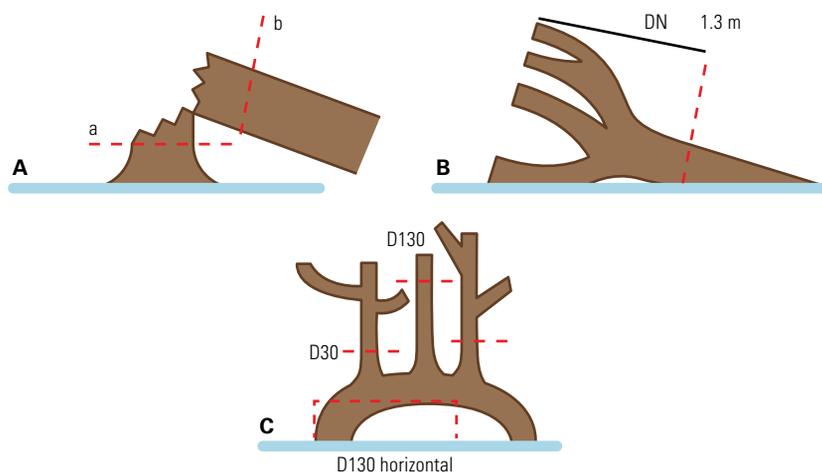
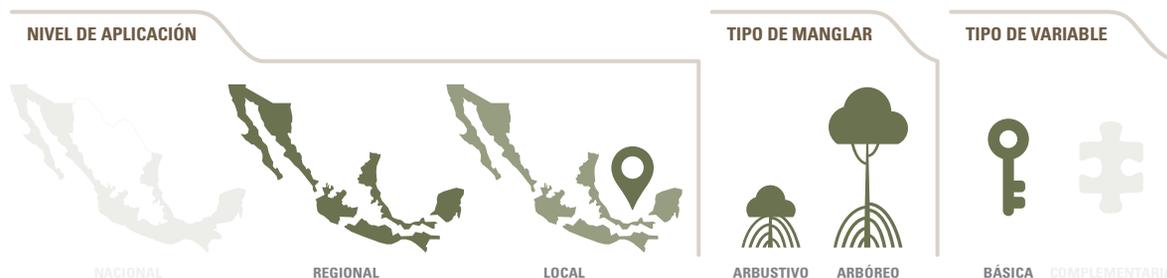


FIGURA 4.15

Ajustes en el registro del diámetro normal según las variaciones de los árboles caídos. A: individuo trozado pero que al momento del muestreo podría estar vivo. B: individuo expuesto a algún evento climático; presenta todas las raíces expuestas, pero al igual que A, se considera vivo al momento del muestreo.

4.1.3 Altura total, del fuste limpio y del tocón



La *altura* es una variable estructural básica que debe ser estimada en los dos tipos estructurales de manglar, en las UM permanentes y en las temporales. Debido al esfuerzo de muestreo de esta variable, se recomienda estimarla con una frecuencia mínima de una vez cada dos años en UM permanentes. En áreas de restauración o UM que tengan como objetivo estimar la tasa de crecimiento o repoblación natural, se recomienda medir la altura mínimo cada tres meses y máximo cada año.

La altura es una variable empleada en diversos índices ecológicos (p. ej., índice de Holdridge; véase acápite 4.3.4) para estimar la biomasa (Komiyama *et al.* 2005) y en la caracterización de la estructura (Valdez-Hernández 2012).

Las estimaciones de la altura en manglares son: altura total, del fuste limpio y del tocón. La *altura total* es la longitud de la línea recta que va desde el nivel del suelo (en el caso de *R. mangle*, incluyendo raíces aéreas) hasta la terminación de la copa (fig. 4.16.A-B). Es una variable importante en los estudios de tipo ecológico porque es un indicador proximal de la productividad del ecosistema. De acuerdo con la posición del árbol respecto del plano del suelo, la altura total puede estimarse siguiendo diferentes recomendaciones (FAO 2004). Cuando en un individuo se presentan dos fustes, se recomienda primero verificar si su bifurcación está antes de 1.30 m (fig. 4.12B); si es así, se mide la altura de los dos fustes y se registra como dos individuos y dos DN (véase apartado de DN); esto es muy frecuente en básicamente todas las especies y ocasionalmente *Rhizophora*.

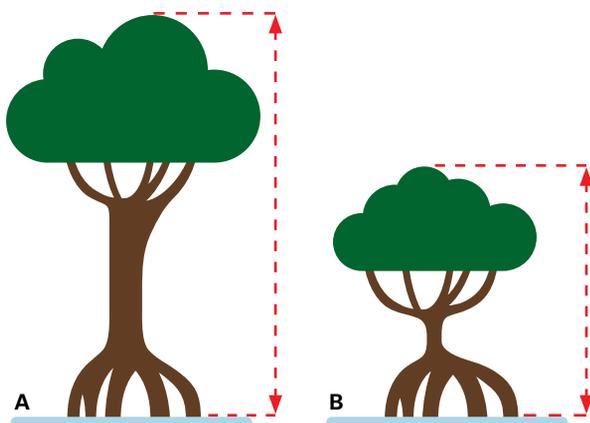


FIGURA 4.16

Altura total en individuos tipo arbóreo (A) y tipo arbustivo (B).

La *altura del fuste limpio*, junto con el DN, son variables que al ser integradas permiten calcular la biomasa de una determinada UM para fines de análisis ecológicos. Se estima la altura del fuste limpio para *A. germinans*, *A. bicolor*, *C. erectus*, *C. erectus* var. *sericeus* y *L. racemosa* cuando el objetivo del estudio es calcular la biomasa que aporta cada especie o evaluar la estructura forestal: se mide entre el nivel del suelo y la porción del fuste donde se insertan las ramas (vivas o muertas), es decir, donde comienza la copa. Esta medición se toma en *R. mangle* a partir de la última raíz que se inserta en el suelo; no se consideran las raíces adventicias que no tocan el suelo (fig. 4.17 E y F).

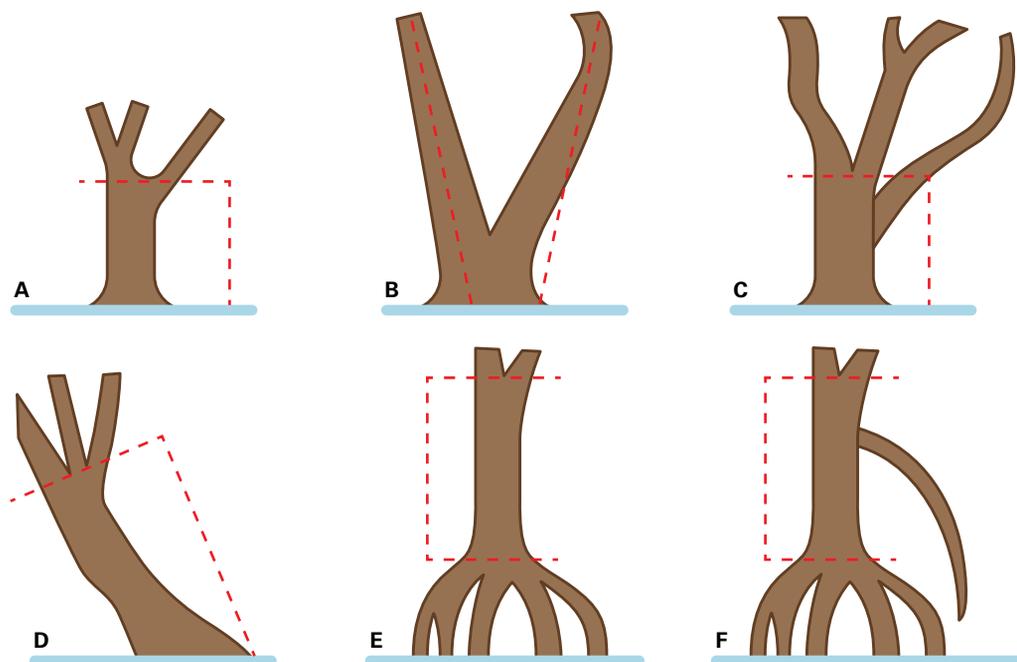


FIGURA 4.17

Altura de fuste limpio en diferentes variaciones de individuos adultos. A: individuo de tipo arbustivo distinto de *R. mangle*. B: forma de medir un individuo con bifurcación. C: medición de un individuo con bifurcación antes de las ramas. D: forma de medir un árbol inclinado. E y F: medición en *R. mangle* sin y con raíz adventicia que no se inserta en el suelo. Para todos los casos de esta variable, el DN no tiene implicación porque lo que se quiere estimar es la mayor cantidad de biomasa del tronco principal.

La *altura del tocón* es la altura del segmento del individuo que quedó inserto en el suelo después de su corte. Se mide entre el nivel del suelo y la posición donde fue cortado el árbol (Imaña-Encinas 1998; Cancino 2006) (fig. 4.18). Esta variable suele ser considerada en estudios de monitoreo como una variable proximal de la tala y las características de los árboles que se extraen; en el caso de la estimación ecosistémica de carbono, esta variable permite calcular el carbono en madera muerta en pie (Kauffman *et al.* 2012).

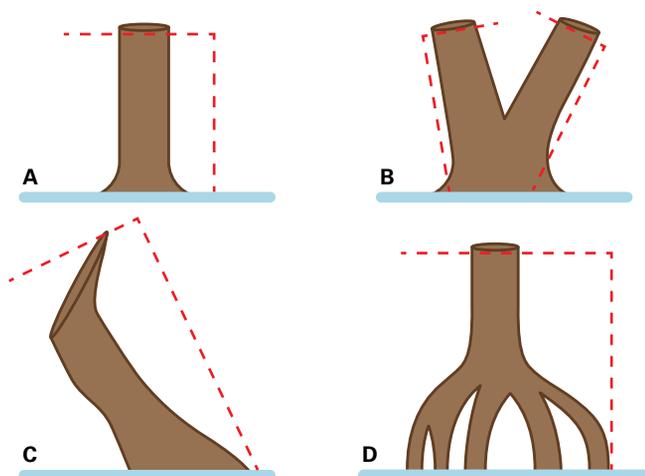


FIGURA 4.18

Altura del tocón en distintos individuos adultos. A: tocón cortado horizontalmente. B: tocón bifurcado. C: tocón inclinado pero mostrando un corte irregular. D: tocón de *R. mangle*: no se toma en cuenta el DN y la altura se estima desde donde se insertan las raíces en el suelo.

Entre los tres tipos de altura, se recomienda estimar prioritariamente la altura total del individuo; la elección de las otras estimaciones dependerá de los objetivos del estudio. Sin importar el tipo de altura que se esté registrando, y a excepción de los manglares de tipo arbustivo o en los proyectos de restauración y de estimación de la repoblación natural en los que no existe un diámetro mínimo de estimación, la altura debe ser medida en todos los individuos que son considerados adultos ($DN_{130} > 2.5$ cm) (fig. 4.19).



FIGURA 4.19

Medición de la altura total de un individuo de manglar en Celestún, Yucatán. FOTO: EV.

En manglares de tipo arbustivo o en individuos juveniles se puede medir cualquiera de las alturas con flexómetros, cintas métricas o varas telescópicas, ya que funcionan mejor en individuos menores a 2 m (aunque también se pueden usar en árboles de mayor altura). La medición de los manglares tipo arbóreo (mayores a 2 m) se realiza indirectamente, con instrumentos ópticos denominados hipsómetros, que miden alturas basándose en las relaciones matemáticas existentes entre las longitudes de los lados (hipsómetros Christen y Merritt) o en las tangentes de ángulos (hipsómetros *Haga*, *Blume-Leiss* y Clinómetro *Suunto*). Otros instrumentos de medición indirecta son los clinómetros digitales y el *Vertex* (fig. 4.20).

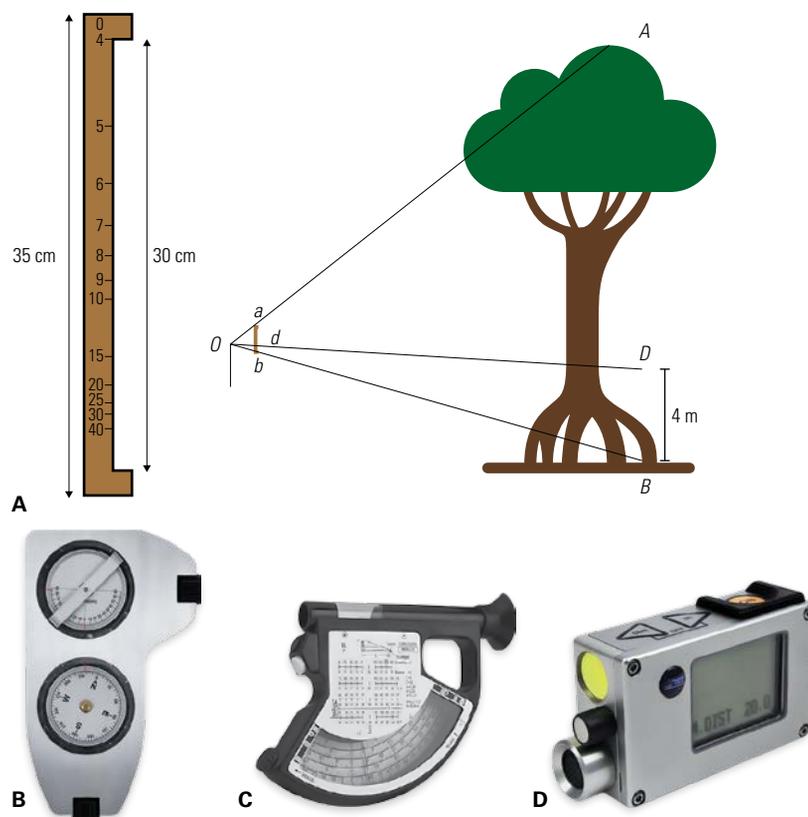


FIGURA 4.20

A: hipsómetro de *Christen* y esquema que ejemplifica la medición de la altura de un árbol. B: clinómetro con brújula de *Suunto*. C: hipsómetro para medir alturas por principio trigonométrico *Blume-Leiss*. D: clinómetro *Vertex* basado en sonido ultrasónico y principios trigonométricos (una de las mejores opciones para medir la altura).

Se sugiere que al medir el observador se ubique a una distancia desde la base del individuo similar a la altura que se va a estimar, donde además tenga una clara visibilidad de la base y el punto cuya altura se estimará

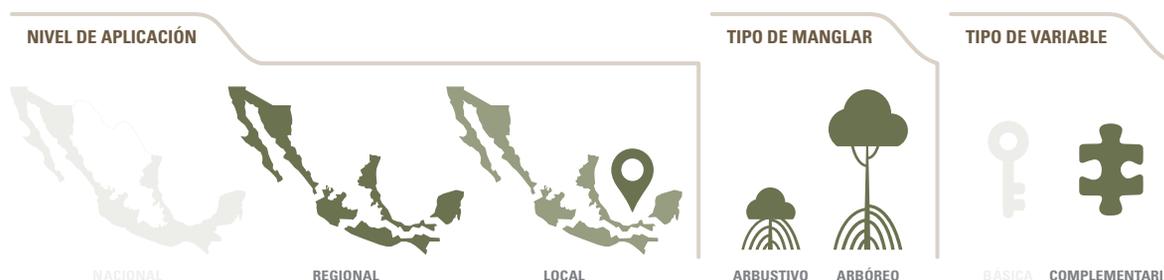
(recuadro 4.6). Para ambos puntos se calcula el ángulo (en grados) o la inclinación (en porcentaje) respecto de la horizontal de visión del tomador de la medida (Imaña-Encinas 1998; Cancino 2006).

RECUADRO 4.6

Consideraciones para la medición de la altura.

Una fuente de incertidumbre al estimar cualquiera de los tipos de altura es la variación de la altura de la persona que mide, por lo que se recomienda que el dato sea tomado siempre por el mismo colector (para conservar el mismo error de muestreo) o que se registre sistemáticamente la altura de la horizontal de visión de cada uno de quienes colectan los datos y que a este valor se asocien los datos tomados.

4.1.4 Área de copa



El área de copa es una variable complementaria y puede ser estimada en UM temporales o permanentes (cuando se estima en estas últimas, permite monitorear y caracterizar la estructura del manglar). Su variación en el tiempo puede deberse a tormentas tropicales, cambios en el uso del suelo o efectos a largo plazo. La cobertura de la copa también puede servir para interpretar imágenes de satélite y monitorear la condición del bosque durante un periodo (Kaufman *et al.* 2012). En muestreos permanentes, se recomienda estimar esta variable con una frecuencia anual, aunque ello dependerá del objetivo del monitoreo (suele ser estimada en un rango de uno a cinco años; CONAFOR 2012).

El área de la copa es un indicador general del tejido potencialmente fotosintético, la salud del individuo, su vigor y crecimiento (Bechtold *et al.* 2002). Aunque existen diversas técnicas para calcular el área de la copa, la estimación ocular de los dos diámetros mayores es el método de campo más costo-eficiente (Bechtold *et al.* 2002): se miden los dos ejes más largos de la copa de manera perpendicular (eje mayor y eje menor) a partir del centro del fuste de cada individuo. Aunque la medición de ambos ejes para un estudio a escala local se puede realizar sin importar el ángulo u orientación de un eje respecto al otro, en estudios cuyos datos serán usados en estudios a mayor nivel (p. ej., regional o nacional) se recomienda utilizar una orientación

perpendicular del segundo eje respecto del de mayor extensión (fig. 4.21). La orientación cardinal y sistemática potencia la utilidad de los datos, para relacionarlos con información espacial (cap. 7) o con la biomasa del individuo.

Ross *et al.* (2001) y Cintrón y Shaeffer-Novelli (1984) desarrollaron ecuaciones para la estimación de biomasa en manglares tipo arbustivo. La ecuación de Ross *et al.* utiliza el DN del tronco a 30 cm del suelo y el volumen de la copa para obtener la biomasa; la ecuación de Cintrón y Shaeffer-Novelli utiliza la altura del árbol y el diámetro del tronco. Estas ecuaciones alométricas se obtienen a partir de la relación entre el diámetro de la copa, volumen de la copa, área de la copa y/o del diámetro del tronco (variables independientes) y la biomasa aérea (variable dependiente) (fig. 4.21).

De acuerdo con Villavicencio *et al.* (2009) para mediciones de campo que determinan la biomasa de manglares tipo arbustivo se toma en cuenta el diámetro de copa y el área del elipsoide de la copa o área de copa es decir:

$$DC = \frac{W1+W2}{2}$$

donde:

DC = diámetro de copa

$W1$ = longitud máxima de la copa cruzando por el centro en m

$W2$ = ancho de la copa, perpendicular a $W1$ en m

La estimación del área de copa es la medición en m^2 de la proyección vertical de la copa de cada individuo sobre el suelo. Se obtiene a partir del diámetro de la copa con la siguiente ecuación:

$$AC = \frac{\pi}{4} (DC)^2$$

donde:

AC = área de copa en m^2

π = 3.1416

DC = diámetro de copa en m

Entonces, el volumen de copa equivale al área del elipsoide multiplicado por la profundidad de copa. La altura se mide desde la superficie del suelo hasta el punto más alto de la copa (véase acápite 4.1.3).

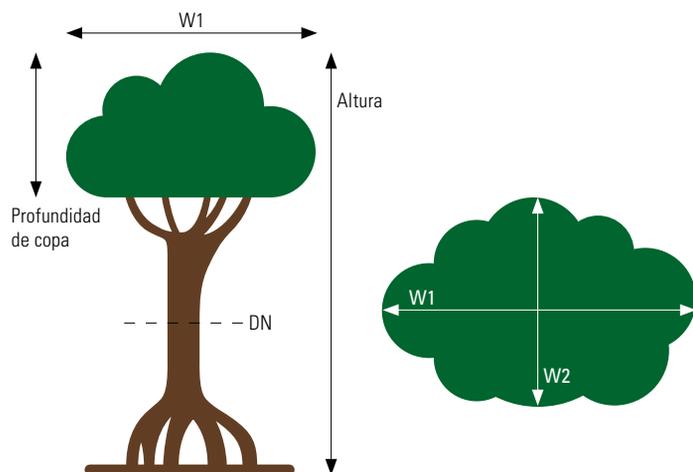
$$VC = AC * PC$$

donde:

VC = volumen de copa en m^3

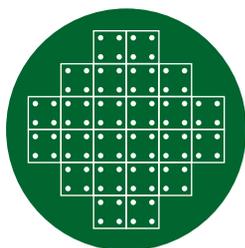
AC = área de copa en m^2

PC = profundidad de copa en m

**FIGURA 4.21**

Modificado de Kauffman *et al.* 2013. La biomasa aérea de los manglares tipo arbustivo se calcula a partir de ecuaciones alométricas en las que la biomasa es la variable dependiente, y el diámetro, altura, área o volumen de la copa, la variable independiente.

Otro método de medición de esta variable es el uso del densitómetro (que se recomienda para copas cerradas) y el hipsómetro (láser o sónico). El densitómetro de Brown-Blanket, o método de rejilla, es un espejo convexo con una cuadrícula sobrepuesta (fig. 4.22) que sirve para medir la cobertura de la copa de forma efectiva y a bajo costo. El densitómetro se coloca a 30 o 40 cm frente al cuerpo a la altura de los codos, de modo que no se refleje la cabeza de la persona que realiza la medición. El instrumento se nivela utilizando la burbuja. Se imagina que cada uno de los cuadrados está a su vez subdividido en cuatro cuadros, cada uno con un punto en el centro. Se cuenta sistemáticamente el número de puntos que no están ocupados por la copa, es decir, los puntos en los que puede verse el reflejo del cielo. En cada UM deberán tomarse esas mediciones en varios puntos, realizando cuatro lecturas en cada punto de muestreo (fig. 4.22). Se recomienda establecer puntos permanentes al centro y las cuatro esquinas de la UM si es cuadrada; si es un conglomerado, se toma un punto en el centro de la subunidad destinada a esta variable y los cuatro puntos cardinales marcados en el perímetro de la subunidad.

**FIGURA 4.22**

Esquema de un densitómetro con cuatro puntos en cada cuadro. Tomado de Kauffman *et al.* 2013.

4.1.5 Densidad y altura de neumatóforos



Esta es una variable complementaria que se recomienda estimar a escala local para las especies de *A. germinans*, *A. bicolor* y en *L. racemosa*, en UM temporales o permanentes.

La densidad y altura de los neumatóforos está relacionada con adaptaciones ecofisiológicas y variables ambientales como el hidroperiodo o la microtopografía, y brinda una aproximación general de los niveles de inundación en el sitio. La estimación de la densidad y altura de neumatóforos puede realizarse en subunidades de las UM principales.

La densidad de neumatóforos se estima con el conteo total de cada uno de ellos en la UM anidada (p. ej., 1 m²); este dato puede ser estimado en hectáreas si se extrapola el área de la UM anidada al área deseada (fig. 4.23).



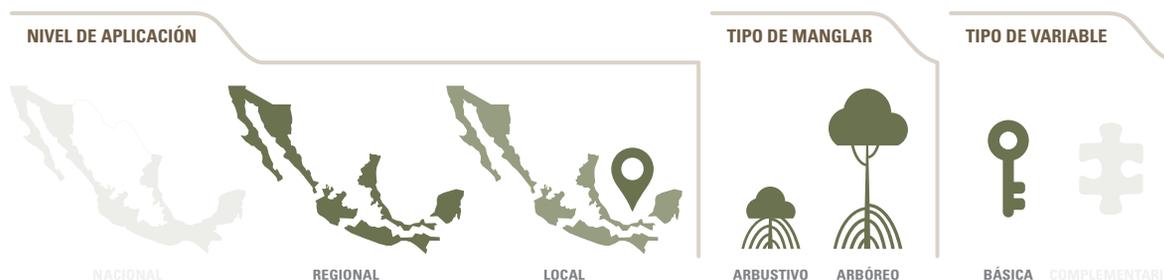
FIGURA 4.23

Unidad de muestreo anidada delimitada para el muestreo de neumatóforos. FOTO: JLP.

En cuanto a la altura de los neumatóforos, es posible estimar la altura mediante una regla o cinta métrica y el diámetro mediante un vernier, en el mismo sitio donde se estime la densidad con el fin de obtener su biomasa. La biomasa promedio de los neumatóforos puede utilizarse para calcular la masa total dentro de una UM anidada. Sin embargo, este cálculo requiere de la toma destructiva de muestras (hay que cortarlos). Como alternativa puede desarrollarse una fórmula alométrica para determinar la biomasa de los neumatóforos a partir de su altura y diámetro, como sucede con los árboles. La fórmula podría ser de gran importancia para medir la biomasa de los neumatóforos en UM permanentes que pudieran instalarse en las subunidades de muestreo o UM anidadas con neumatóforos de talla conocida (Kauffman *et al.* 2013). El capítulo 6 presenta una síntesis de los métodos utilizados para estimar la densidad y la biomasa y el carbono asociado del ecosistema en este subalmacén.

4.2 VARIABLES ESTRUCTURALES ESTIMADAS

4.2.1 Área basal y dominancia



El área basal (AB) es una variable básica para describir cuestiones elementales de ecología de comunidades. Deriva de las estimaciones del DN y debe ser registrada en cualquiera de los tipos estructurales de manglar en UM temporales o permanentes. Es una variable importante para los estudios de estructura, aprovechamiento forestal y productividad del manglar.

El AB expresa la *dominancia* de los diferentes diámetros o de las especies en una comunidad. Se define como la proporción del espacio que cubre la proyección perpendicular de un tronco sobre el suelo. Esta estimación se obtiene a partir de la medición en las UM del diámetro de todos los árboles o sus clases. Se expresa en m^2 por el área de la UM en hectáreas (Muller-Dombois y Ellenberg 1974; Schaeffer-Novelli y Cintrón 1986) para cada uno de los individuos de la UM primaria; se calcula con la siguiente ecuación:

$$AB = \frac{\pi}{4} \left(\left(\frac{DN}{100} \right)^2 \right)$$

donde:

AB = área basal en m^2

π = 3.1416

DN = diámetro normal en cm

A partir del AB es posible estimar la dominancia absoluta de las especies de manglar con la siguiente ecuación:

$$\text{Dominancia} = \frac{AB \text{ de una especie}}{AB \text{ de todas las especies}}$$

donde:

Dominancia = dominancia de una especie

AB = área basal

A partir de esta última ecuación es posible obtener la dominancia relativa en porcentaje multiplicando el resultado por 100.

4.2.2 Densidad de árboles



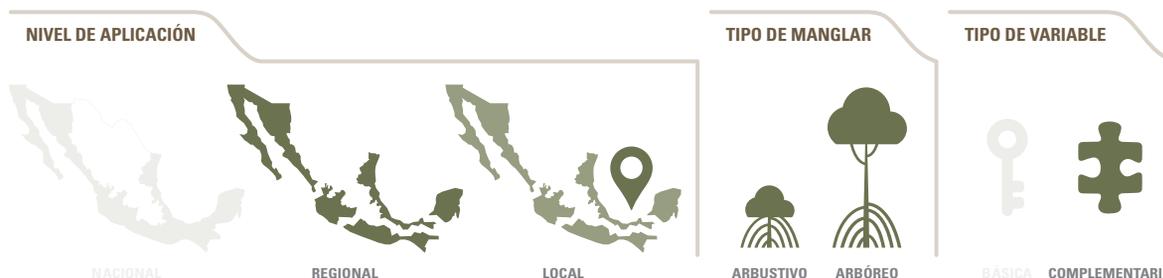
La *densidad* es una variable básica en cualquiera de los tipos estructurales de manglar, UM y escalas de trabajo. Se define como el número de árboles adultos por unidad de área y se expresa en términos de individuos por hectárea (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974):

$$\text{Densidad} = \frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Número total de individuos de todas las especies}}$$

La suma de la densidad de cada especie dará como resultado la densidad de árboles adultos por hectárea y se expresa en individuos por hectárea.

Para UM con tamaños de área específicos, es posible estimar la frecuencia a partir de la densidad de los individuos y las especies. La frecuencia de la especie se define como el número de veces que los individuos de una especie se presentan por unidad de área (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974).

4.2.3 Frecuencia de especies



Esta es una variable complementaria que se deriva de la densidad de los individuos. Puede estimarse en cualquiera de los tipos estructurales de manglar, en UM temporales y permanentes. En las primeras se recomienda estimarla al menos cada cinco años, considerando el cambio de frecuencia de las especies (Tovilla *et al.* 2009).

Cuando se trata de un proyecto de restauración, es importante calcular esta variable con una frecuencia mínima de un año debido a que existe un periodo para que la configuración de las especies de una comunidad se estabilice según las condiciones ambientales. La distribución de las frecuencias es importante para evaluar la dinámica del ecosistema (Southwood 1995).

Por lo general, la *frecuencia* sirve para evaluar la contribución de cada especie a la biomasa estimada para un tipo o formación de manglar. Se recomienda expresar el resultado en porcentaje (frecuencia relativa) respecto del total de individuos existentes dentro de la UM (Barbour *et al.* 1999).

La frecuencia no sólo explica la distribución de las especies sino también la densidad. La distribución y densidad son importantes en estudios de monitoreo de manglar porque este ecosistema tiene un comportamiento de gradiente que responde a condiciones ecológicas propias de cada una de las especies. La frecuencia puede combinarse con otros parámetros estructurales (como diámetro, área basal, altura o cobertura de copa) para caracterizar la estructura y la composición del manglar. En cada UM se registran las especies sin considerar su cantidad o número de individuos y se obtiene la frecuencia de acuerdo con la siguiente fórmula (Ramírez-Padilla 1995):

$$\text{Frecuencia} = \frac{\text{Número de UM en las que se presenta la especie}}{\text{Número total de UM}}$$

donde:

Frecuencia = número de veces que aparece una especie en una UM

Número de UM = número de UM en que aparece una especie

Número total de UM = número total de UM

a) Frecuencia absoluta

Por lo general este valor es representado por f_i , que se refiere a la suma de las frecuencias registradas en la UM, lo que es igual al total del número de datos ($f_1 + f_2 + f_3 \dots = N$) (Zarco-Espinosa *et al.* 2010). La *frecuencia absoluta* es el número de árboles por unidad de área. Es importante calcular esta variable debido a que diferentes disturbios (p. ej., perturbaciones antrópicas y meteorológicas) cambian el número y composición de los individuos a lo largo del tiempo. Cuando se realiza un estudio a nivel local, la distribución de las frecuencias es importante para evaluar la trayectoria de las UM y, por lo tanto, para el monitoreo del ecosistema (Southwood 1995).

b) Frecuencia relativa

La *frecuencia relativa* de una especie expresa en ecología el porcentaje de presencia de la especie sobre el total de unidades de muestreo; a diferencia de las variables anteriores, es independiente de los registros de otras especies. El uso de la frecuencia relativa es importante para calcular el índice de valor de importancia (IVI) y tiene en cuenta todas las especies en el sistema (Ramírez 2006). Esta variable permite tener estimaciones para las especies observadas en el manglar que no pueden ser expresadas en densidad por área o alguna otra unidad de muestreo (Southwood 1995). La fórmula para calcular la frecuencia relativa es (Zarco-Espinosa *et al.* 2010):

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

donde:

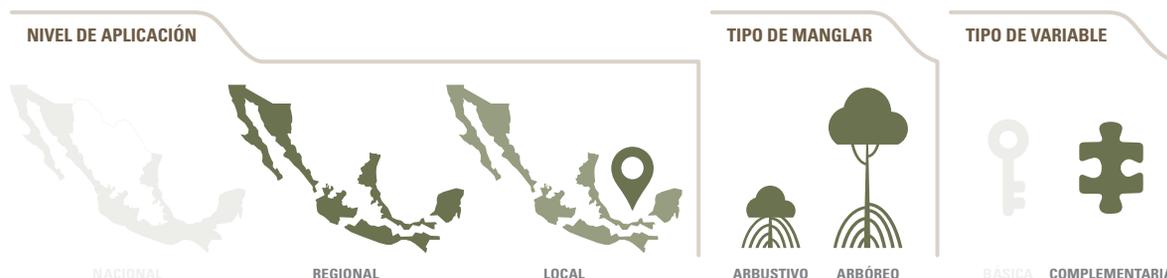
Frecuencia relativa = porcentaje de presencia de la especie sobre el total de UM

Frecuencia absoluta por especie = número de unidades de muestreo donde se presenta cada especie

Frecuencia absoluta de todas las especies = número total de todas las especies dentro de la UM

4.3 ÍNDICES ECOLÓGICOS

4.3.1 Índice de área foliar (LAI)



El LAI (*Leaf Area Index*) es una variable complementaria que se puede estimar en UM temporales o permanentes. Es una variable biofísica que depende de la estructura de la vegetación. Se define como el área foliar funcional (dosel verde) por área unitaria de terreno expresada en las mismas unidades; por tal razón, es una variable adimensional (Coombs *et al.* 1988) y se calcula con la siguiente fórmula:

$$LAI = \frac{S_f}{S_t}$$

donde:

S_f = sumatoria total de la superficie de las hojas (superficie foliar funcional verde)

S_t = superficie de terreno total expresada en m^2

Este índice es una variable proximal a la productividad del ecosistema y a su tasa de crecimiento debido a que las hojas fotosintéticamente activas realizan el intercambio de gases con la atmósfera. Asimismo, su monitoreo a lo largo de las estaciones climáticas permite describir la fenología foliar de la hoja (variaciones de producción temporal). El LAI también es una variable sensible a situaciones de disturbio o degradación natural o antrópica, así que su monitoreo en UM temporales puede evidenciar cambios en la fracción del dosel.

Los procesos de intercambio de gases resultan sumamente útiles en modelos de crecimiento, estimación de productividad y para describir los patrones fenológicos de cada tipo de manglar. La fenología se refiere a las relaciones entre el crecimiento biótico y el ambiente, lo que hace al LAI relevante para trabajos de monitoreo a mediano y largo plazo, para estudiar situaciones de disturbio o efectos de cambio climático y para analizar la resiliencia de los manglares.

Para estimar esta variable se sugiere que se tome una medición cercana a cada uno de los vértices en UM tipo parcela o único cuadrangular, o en el centro en UM tipo Kauffman o INFYS (Inventario Nacional Forestal y de Suelos) cuando los subconglomerados son circulares.

Existen dos grupos de métodos para estimar el LAI a nivel de terreno: los destructivos y los no destructivos. Por lo regular, la precisión de los segundos se comprueba con mediciones simultáneas de los métodos destructivos.

El método destructivo determina el valor del LAI cosechando todos los elementos foliares sobre un área determinada. Su aplicación es restringida debido a la dificultad y sus implicaciones sobre el objeto de estudio, pero es con este tipo de datos que se han validado otros métodos de carácter indirecto (Coombs *et al.* 1988).

Los métodos no destructivos se dividen en directos e indirectos. Los primeros utilizan dispositivos mecánicos análogos equipados con agujas que se elevan hacia el dosel; el LAI se obtiene contando las agujas que entran en contacto con las hojas. Los métodos indirectos utilizan dispositivos ópticos que estiman la transmisión de luz a través de la cobertura de hojas por medio de sensores; estos métodos estiman el LAI en áreas más grandes que los métodos directos (Jonckheere *et al.* 2004). Una forma común para estimar el LAI es el uso de fotografías hemisféricas (cámaras con lente *fisheye*); en el anexo 4.1, Valderrama en 2014 describe su uso. Finalmente, otra opción es el ceptómetro o *Accupar*®, un instrumento que compara niveles de luz debajo del dosel de la UM con los de un área totalmente abierta; la comparación se realiza en tiempo real (fig. 4.24).



FIGURA 4.24

Imagen del ceptómetro o *Accupar*®, utilizado para la estimación del LAI.

4.3.2 Índice de valor de importancia ecológica (IVI o IVIE)



El IVI de las especies fue desarrollado por Curtis y McIntosh (1951) y aplicado por Pool *et al.* (1977), Cox (1981), Cintrón y Schaeffer-Novelli (1983) y

Corella *et al.* (2001). Es un índice sintético estructural, desarrollado sobre todo para jerarquizar la dominancia de cada especie en las UM (Zarco-Espinosa *et al.* 2010). Es una variable complementaria que se obtiene por la suma de los parámetros de la estructura horizontal mediante el empleo de la siguiente fórmula:

$$IVI = \text{densidad relativa} + \text{dominancia relativa} + \text{frecuencia relativa}$$

El cálculo de cada uno de los componentes se ha mencionado en las secciones anteriores.

RECUADRO 4.7

Consideraciones en el uso del IVI o IVIE.

Es importante mencionar que esta variable sólo podrá ser estimada en manglares cuyos individuos exhiben un tronco principal (ya que se requiere del valor de AB) y, por lo tanto, pueden ser contabilizados. Además, el IVI pondera de manera doble las abundancias de las especies: primero en la densidad y luego al área promedio de un tronco por el número de individuos. Esto significa que el uso de este índice debe ser evaluado de acuerdo con los objetivos del proyecto.

Se sugiere estimar el IVI en UM permanentes con una frecuencia de tres a cinco años en manglares maduros, y en manglares con procesos de repoblación cada año o de acuerdo con los objetivos del estudio.

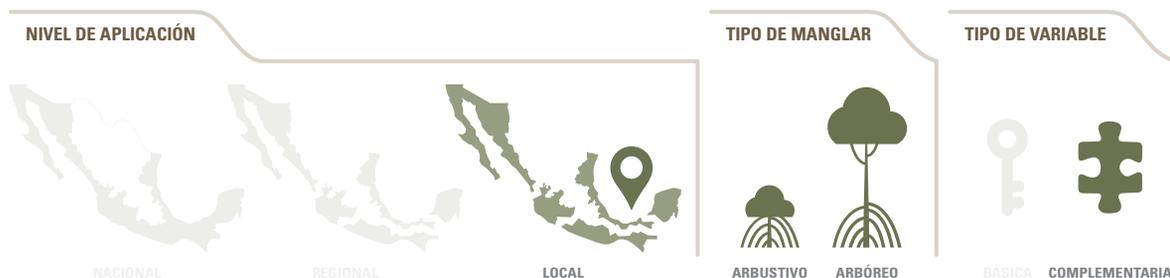
Debido a que se usan valores relativos como insumos para calcular este índice, es imposible definir si la densidad, el área basal, la cobertura o la diversidad en el manglar son altos o bajos (recuadro 4.7). Por ejemplo, en un *fustal*² de *R. mangle* con baja densidad, el valor de IVI puede ser mayor que en un *latizal*³ de alta densidad de la misma especie (p. ej., comunidad con diámetro 10 y 20 cm), lo que dificulta la interpretación a lo largo del tiempo de las comparaciones entre diferentes UM o incluso en el mismo ecosistema (Ramírez 2006).

Así, un análisis más acertado de la comunidad de manglar se basa en comparaciones entre densidades o áreas basales expresadas en valores netos y no relativos. Los cálculos sobre valores relativos complementan el análisis, pero son los valores netos los que aportan la información más importante.

2 Fustal. Etapa de desarrollo de un rodal (área con ejemplares de la misma clase de edad) en que se alcanza la madurez de los individuos. La altura de los ejemplares supera los 20 m y el diámetro normal varía entre 30 y 50 cm (Villavicencio *et al.* 2009).

3 Latizal. Etapa de desarrollo de un rodal en que se alcanza el máximo crecimiento en altura. Se inicia la diferenciación de copas. Existe latizal bajo, donde los individuos alcanzan 8 a 15 m de altura y 10 a 20 cm de diámetro, y latizal alto, donde se aprecian alturas medias de 15 a 20 m y diámetros entre 20 y 30 cm (Villavicencio *et al.* 2009).

4.3.3 Índice de valor forestal (IVF)



El IVF es un índice que se estima a partir del DN y la altura de las especies. Se aplica para evaluar la estructura bidimensional de la vegetación arbórea en los manglares considerando tres medidas: 1) al nivel del estrato inferior en el plano horizontal (diámetro normal), 2) al nivel de los estratos inferior y superior en el plano vertical (altura), y 3) al nivel del estrato superior en el plano horizontal (área de cobertura) (Zarco-Espinosa *et al.* 2010).

Un propósito más del IVF es considerar la altura de todos los individuos medidos, así como la densidad de cobertura de dosel, para ofrecer un panorama general de la estructura en la caracterización de la UM. Los valores de IVF se obtienen mediante la fórmula utilizada por Corella *et al.* (2001), en la que cada uno de los valores se multiplica por 100 para obtener un resultado en porcentaje:

$$IVF = DNr + Ar + Cr$$

donde:

IVF = índice de valor forestal (%)

DNr = diámetro relativo a la altura del pecho (%)

Ar = altura relativa (%)

Cr = cobertura relativa (%)

El diámetro relativo se obtiene mediante la fórmula (Zarco *et al.* 2010):

$$\text{Diámetro relativo} = \frac{\text{diámetro absoluto de cada especie}}{\text{diámetro absoluto de todas las especies}} \times 100$$

donde:

$$\text{Diámetro absoluto} = \frac{\text{diámetro de una especie}}{\text{área muestreada}}$$

La altura relativa se obtiene mediante la fórmula:

$$\text{Altura relativa} = \frac{\text{altura absoluta de cada especie}}{\text{altura absoluta de todas las especies}} \times 100$$

donde:

$$\text{Altura absoluta} = \frac{\text{altura (promedio) de una especie}}{\text{área muestreada}}$$

La cobertura relativa se obtiene mediante la fórmula (Zarco *et al.* 2010):

$$\text{Cobertura relativa} = \frac{\text{cobertura absoluta de cada especie}}{\text{cobertura absoluta de todas las especies}} \times 100$$

donde:

$$\text{Cobertura absoluta} = \frac{\text{cobertura de una especie}}{\text{área muestreada}}$$

La cobertura se estima mediante la fórmula descrita en el apartado 4.1.4.

$$AC = \frac{\pi}{4} (DC^2)$$

4.3.4 Índice de complejidad estructural de Holdridge (C)



Esta variable complementaria se puede estimar en UM temporales o permanentes. En manglares maduros se sugiere una estimación con una frecuencia de entre tres a cinco años; en manglares en repoblación natural o en un proceso de restauración, la estimación podría realizarse anualmente o de acuerdo con los objetivos del estudio.

Para cuantificar un ecosistema más allá de la simple observación, Holdridge (*et al.* 1971) propusieron, además de un Sistema de Zonas de Vida, un índice objetivo usando parámetros ecológicos y forestales estandarizados. Percibieron que la altura de los árboles, el área basal, la densidad y el número de especies pueden ser combinados para generar un valor numérico que concuerde con las evaluaciones subjetivas de la fisonomía de la vegetación. El C propuesto por Holdridge y colaboradores tiene el objetivo de usar parámetros ecológicos y forestales estandarizados para generar un valor numérico subjetivo de la fisonomía de la vegetación. El C de individuos

adultos (véase el criterio en el acápite 4.1.2) se calcula con la siguiente fórmula (Rodríguez-Zúñiga 2002):

$$C = HBDS/1000$$

donde:

C = índice de complejidad para un área de 0.1 ha

H = altura del área de muestreo (m), obtenida por la suma de las alturas de los árboles más altos por cada 0.1 ha, dividida entre el número de áreas de muestreo (al menos 3 áreas)

B = promedio del área basal total (m² por 0.1 ha)

D = promedio de la densidad (número promedio de árboles por 0.1 ha)

S = núm. promedio de especies de árboles presentes en 0.1 ha

Según la metodología, sólo los árboles con DN mayor o igual a 10 cm pueden ser incluidos en los cálculos. Sin embargo, para que esto sea coherente con los métodos propuestos en este libro, se recomienda que los criterios sean modificados a individuos con DN de más de 2.5 cm y cuya altura sea superior a 1.30. Se recomienda que el IC se estime en al menos tres UM de 0.1 ha para obtener un promedio para cada componente del índice (se debe tener en cuenta el área a ponderar).

4.4 VARIABLES INDICADORAS DE PROCESOS ECOLÓGICOS

4.4.1 Mortalidad y extracción



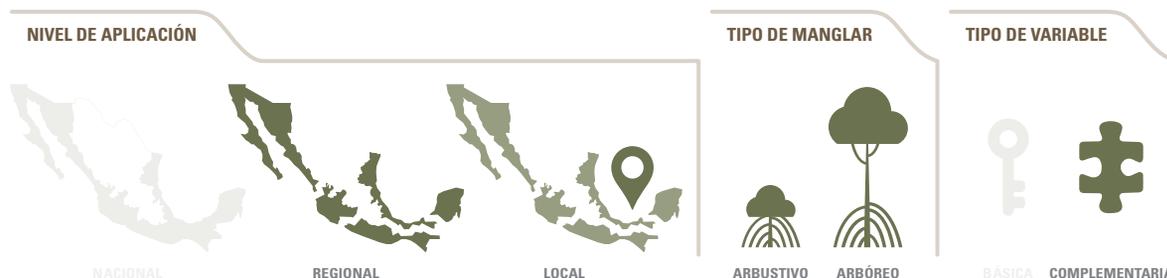
La tasa de mortalidad y la extracción son variables que pueden complementar el análisis sobre la salud y trayectoria de recuperación del ecosistema. Lo recomendable es consultar estudios previos o documentación sobre el sitio para conocer con anterioridad los valores que indican los estados de degradación o conservación. Estas variables aplican para manglares tipo arbóreo y arbustivo en UM permanentes. La estimación de la mortalidad demanda marcar los individuos en las UM permanentes y clasificarlos en diferentes estados de decaimiento. Se sugiere registrar la especie del individuo, su DN y cualquier señal de enfermedad o disturbio (fuego, enfermedad, viento).

Cuando se requiere estimar la tasa de mortalidad en un bosque maduro, la escala temporal puede ser anual; en cambio, en áreas de repoblación natural o restauración la escala temporal debe ser trimestral, lo que permitirá establecer con mayor detalle la dinámica de supervivencia y relacionarla con factores ambientales tomados paralelamente.

La cuantificación de la extracción puede ser casual o selectiva, y es paralela a la obtención del DN de las especies en las UM. La cuantificación de la extracción hace referencia a la tala de árboles, que en el caso particular de los manglares resulta en una alteración local importante de los factores físicos y químicos. Esa manipulación puede afectar las poblaciones de macrofauna, y esto a su vez reflejarse en el control de la abundancia y distribución de las especies vegetales (Fondo y Martens 1998). La tala de manglares también cambia la dinámica de las poblaciones debido a la presencia de huecos en el dosel y a la alteración de la interacción de la luz con los individuos (Whelan 2005). Con esto se observa que la tala de manglares responde a situaciones específicas locales, ya que son diversos los usos que se dan a cada especie y componente de los individuos.

Tanto la mortalidad como la extracción pueden estimarse de manera estadística y ambos son considerados como mortalidad acumulada. Se registra la especie de mangle, el diámetro normal del individuo, la categoría de mortalidad (individuos completos cortados, caídos o en pie, quemados, tocones, quebrados o desarraigados) y se especifica la formación correspondiente (manglar de tipo arbustivo o arbóreo). La descripción de las categorías explicaría el contexto de degradación al que se encuentra sujeta la zona de estudio. Para complementar la caracterización y ofrecer más información sobre la mortalidad, se recomienda registrar el daño por plagas, rayos o viento (véase anexo 4.2).

4.4.2 Repoblamiento



Esta variable aplica a manglares de tipo arbóreo y tipo arbustivo, sobre todo en UM permanentes o de monitoreo, aunque también en UM temporales si se busca obtener una primera aproximación de la repoblación en ese momento. El repoblamiento suele estudiarse a nivel regional y local porque obtener datos a nivel nacional requiere un esfuerzo robusto de muestreo y de distribución de las UM. La repoblación es un indicador de la salud del ecosistema porque integra la producción de propágulos, la conectividad ecológica para su dispersión y la existencia de las condiciones ambientales favorables.

Para estimar la tasa de repoblación en individuos juveniles o brinzales, se recomienda establecer una subunidad dentro de las unidades de muestreo principales. En manglares de tipo arbóreo, los juveniles son definidos como los individuos con alturas menores a 1.30 m y DN menores a 2.5 cm. Se sugiere considerar dos estratos: en el primero, registrar la abundancia de individuos con alturas menores a 1.3 m de altura pero mayores a 30 cm de altura, y en el segundo, registrar la abundancia de todos los individuos menores a 30 cm de altura (CONABIO 2013).

En manglares de tipo arbustivo se sugiere registrar todos los individuos juveniles, es decir, con alturas menores o iguales a 0.5 m, considerando además que deben haber iniciado su crecimiento foliar (cuatro hojas o más) y radicular (raíces jóvenes). El desarrollo de raíces adventicias o neumatóforos puede suceder incluso en individuos menores de 0.5 m, ya que ese desarrollo está en función de las necesidades de anclaje y captación de oxígeno atmosférico, así que lo pueden presentar individuos juveniles en condiciones de eutrofización del agua intersticial. Si los individuos muestran estas características y además presentan estructuras reproductivas, se les considera individuos adultos, sin importar su altura (Agraz 2015; Herrera-Silveira *et al.* 2014 y Herrera-Silveira 2015, com. pers.).

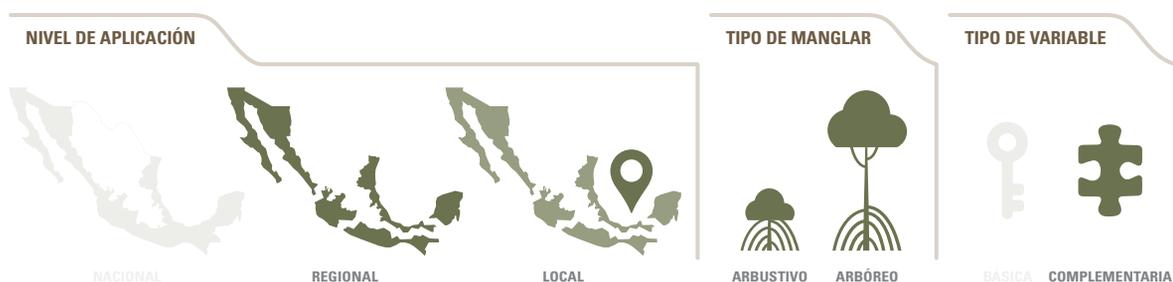
Para estimar la tasa de repoblación de plántulas, se recomienda establecer una subunidad anidada de 1 m² y marcar dentro de ésta cada individuo contado con *flagging* o algún otro marcador (recuadro 4.8).

RECUADRO 4.8

Consideraciones durante el muestreo de la repoblación en UM anidadas.

Cuando la UM primaria es de tipo parcela, se recomienda hacer el conteo desde una esquina, para evitar que las plántulas sean pisadas o maltratadas durante la colecta de las demás variables. Para los otros tipos de UM primarias (p. ej., conglomerados con diversas distribuciones de UM anidadas), se propone hacer el conteo al inicio del de las mediciones.

4.4.3 Dinámica de crecimiento de plántulas y brinzales



La *dinámica de crecimiento* de las plántulas de manglar y de los brinzales es una variable que puede aplicarse a manglares tipo arbóreo y tipo arbustivo, ya que en ambos se presentan las dos clases de crecimiento. De manera

común, se recomienda el muestreo en UM permanentes, aunque según los objetivos podrían tomarse datos en UM temporales si sólo se requiere una sola caracterización del repoblamiento inicial. Estos valores suelen explicar muy bien las dinámicas de crecimiento a nivel local y en menor medida a nivel regional. Sin embargo, si se harán extrapolaciones a nivel nacional, se requiere un mayor esfuerzo de muestreo y distribución de las UM.

La supervivencia y el crecimiento de individuos en etapas tempranas de repoblación (producción y establecimiento de los propágulos) dependen de la variabilidad de la luz y los nutrientes (McKee 1995a; Ball 2002), de factores fisicoquímicos estrechamente relacionados entre sí [como régimen de mareas (Ellison y Farnsworth 1996), salinidad (Ball 2002), potencial *redox* (McKee 1993), concentración de sulfitos en el agua intersticial (McKee 1993, 1995b, 1996; Youssef y Saenger 1998) y erosión del suelo (Ellison y Farnsworth 1996), entre otros], y de las interacciones biológicas a las que están sujetos (Smith 1987).

Las tasas de crecimiento pueden afectar la estructura de la comunidad en una variedad de formas, por ejemplo, determinando la dominancia, la riqueza de especies o la abundancia. Asimismo, este factor, junto con la producción primaria, influye en las características estructurales, como el área basal, la altura y la cobertura del dosel (Gurevitch *et al.* 2006).

Su seguimiento permite entender cómo se desarrollan los manglares y cómo son afectados por diversos factores de origen ambiental e incluso antropogénicos (Arnaud-Haond *et al.* 2009). Asimismo, el conocimiento de la dinámica de poblaciones del manglar es esencial para predecir su resiliencia y resistencia a las perturbaciones (Ha *et al.* 2003). Por ejemplo, en escenarios de cambio climático el conocimiento de la dinámica de crecimiento de los mangles permite proyectar la capacidad de resiliencia y con ello implementar planes y prácticas de manejo que aseguren la continuidad (Clarke y Myerscough 1993; Gilman *et al.* 2008).

En esta sección se explica el método para estudiar la dinámica de crecimiento de plántulas y brinzales (que implica conocer las tasas de crecimiento y la edad) (Argüello 2012). Para calcular el crecimiento de plántulas se utilizan cuatro variables: diámetro del tallo (cm); longitud del tallo principal (cm); elongación internodal (cm por internodo por plántula); producción de nodos (número de nodos por plántula) y producción foliar (g de peso seco por individuo) (fig. 4.25).

Se utilizan estas variables porque *R. mangle* tiende a producir nodos aglomerados. Por ello, se obtendrán diferentes respuestas en las variables de crecimiento estudiadas según la estrategia de crecimiento de las especies; por lo tanto, una sola variable es insuficiente para evaluar el crecimiento total (Gill y Tomlinson 1971; McKee 1995a).

Para poner en práctica este método se necesita una regla de 30 cm y vernier, cinta métrica (flexómetro), etiquetas y cinchos de plástico. Las cantidades estarán en función de los cuadros que se pretendan estudiar y del número de individuos.

En los estudios fisonómicos de manglar se recomienda usar UM anidadas de 2 × 2 m (Ramos *et al.* 2004; en este libro se sugiere realizar estas mediciones en la subunidad de muestreo de 1 m², donde se realiza la evaluación de la repoblación) y marcar los individuos juveniles o brinzales presentes para el estudio de la dinámica de crecimiento; sin embargo,

cuando el número por UM es mayor a 50 individuos, se puede seleccionar una submuestra de 20%. Se marcan las plántulas con una etiqueta y se numeran sucesivamente; la etiqueta se sujeta con un pequeño cincho de plástico en el extremo distal del ápice de crecimiento (sin ajustarlo para evitar dañar al individuo) o por arriba del primer nudo (correspondiente a los cotiledones) (fig. 4.26).



FIGURA 4.25

Variables de medición en una plántula. FOTO: ALLD.

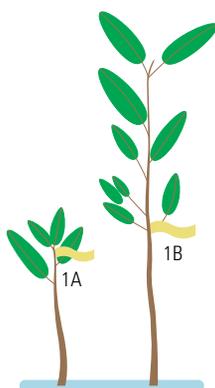


FIGURA 4.26

Manera ideal de colocar una etiqueta en la marcación de plántulas (A) e individuos juveniles (B).

En la hoja de campo se anota la especie, la longitud de la plántula, el número de nodos presentes, la longitud entre nodos y el nodo en que se coloca la etiqueta, que se recomienda sea siempre el primero (escisión de los cotiledones). El diámetro del tallo principal de la plántula o brinzal (individuo juvenil) se mide con un vernier por arriba del primer nudo de la plántula (correspondiente al par de cotiledones); sin embargo, en brinzales o árboles jóvenes la medida se hace a la mitad de la distancia de su altura (fig. 4.27).

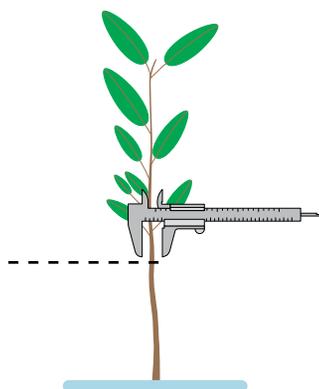


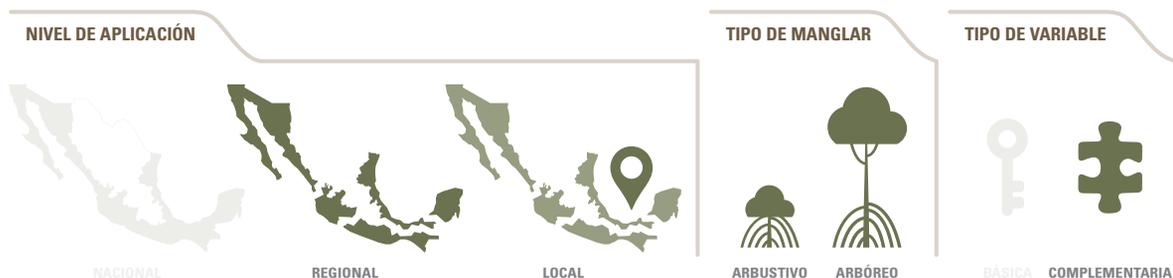
FIGURA 4.27

Altura para registrar el diámetro, en este caso, en un individuo juvenil.

Se recomienda medir plántulas mayores a 10 o 15 cm de altura porque los juveniles de menor tamaño suelen confundirse con otras especies de plantas pertenecientes al sotobosque y además porque resultan sensiblemente afectados al medirse y etiquetarse, por lo que se recomienda tener especial cuidado; se recomienda medir brinzales que no rebasen los 3 m de altura porque los entrenudos suelen disiparse en el leño. El registro periódico en la medición de los individuos puede ser trimestral o cuatrimestral (Duarte *et al.* 1999). Además de contabilizar el número total de plántulas por cuadro o subunidad, se debe anotar en los formatos de registro, si existen plántulas muertas, rotas por efectos mecánicos, degradadas por herbivoría, tocónes, etc. Con el objetivo de documentar el repoblamiento, en cada periodo de observación también se deben registrar las plántulas nuevas del cuadro.

Debido a la dinámica de crecimiento y mortalidad de las plántulas, se recomienda marcar las nuevas que se identifiquen en cada visita, para mantener un tamaño de muestra representativo y obtener variables demográficas como natalidad, mortalidad y reclutamiento dentro de la misma UM secundaria. Además de esto, se deben revisar y sustituir los marcajes que se han perdido o degradado o bien si es necesario también restablecer la delimitación, es importante tener cuidado en el manejo tanto del identificador de la subunidad como del individuo, ya que de esto depende el correcto registro de los datos y del seguimiento de este proceso ecológico.

4.4.4 Producción de hojarasca



Esta variable aplica tanto a manglares de tipo arbóreo como arbustivo debido a que la estimación suele realizarse considerando la estacionalidad. La estimación debe hacerse en UM permanentes. Los datos generados suelen servir para análisis locales, aunque también serían útiles para un análisis regional si se cuenta con una buena distribución de UM. La estimación de la producción de la hojarasca es un indicador de la producción primaria, la fenología foliar y reproductiva, la intensidad del esfuerzo reproductivo, entre otros factores. La importancia de la variable depende de los objetivos del estudio. Su registro toma cada vez mayor relevancia para la estimación de la biomasa, lo que ofrece interpretaciones de contenido de almacenamiento de carbono.

Como *hojarasca* se considera las hojas muertas, flores, frutos, propágulos, pedazos de corteza, ramas y otros elementos de diferentes especies de manglar. La estimación de la cantidad de hojarasca que producen los manglares se realiza colocando trampas debajo del dosel a una altura aproximada de 1.30 m del suelo, en el caso de manglares tipo arbóreo, o debajo del dosel, en el caso de manglares tipo arbustivo. Se recomienda evitar espejos de agua, pasos de ganado, caminos y esteros (fig. 4.28). En manglares más abiertos se pueden colocar las trampas tensadas por hilo resistente, como cáñamo o hilo de pesca de algún plástico o polímero resistente (fig. 4.29). Las hojas y el material muerto quedan atrapados en ellas antes de caer al suelo y son colectados periódicamente. Para tener datos proximales de la productividad del manglar estudiado, se recomienda colectar cada mes durante el primer año (Day *et al.* 1988). Los datos de hojarasca se pueden presentar como productividad en valores anuales ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$), mensuales ($g\ m^{-2}\ mes^{-1}$) o diarios ($g\ m^{-2}\ día^{-1}$); o producción ($g\ m^{-2}$).

Los métodos para construir trampas de hojarasca, realizar colectas y analizar datos de comunidades de manglares se pueden consultar a detalle en Infante-Mata y Moreno-Casasola (2009) (recuadro 4.9).

Las consideraciones principales al tomar estos valores son: conservar y estandarizar el mismo método durante todo el estudio, por ejemplo el tamaño de las canastas, que incluye el área de colecta y la profundidad de la canasta (se recomienda mayor a 15 cm), la altura a la que se coloca, la frecuencia con la que se colecta (mensual, trimestral, etc.) y el número de canastas por UM; por ejemplo, algunos estudios tienen cinco trampas o canastas por unidad de muestreo de 20x20 m o 10 a 20 canastas por hectárea, dependiendo del

objetivo del estudio. Otro criterio importante a considerar es que estas trampas o canastas deben ser construidas con material de bajo valor económico y poco visible, ya que debido a los efectos meteorológicos o de carácter social, pueden llegar a ser destruidas o robadas y el recambio es constante en la mayoría de las UM. En algunos casos ha funcionado mejor colgarlas que fijarlas al suelo (Infante-Mata y Moreno-Casasola 2009).



FIGURA 4.28

Colocación correcta de la trampa de hojarasca debajo del dosel a 1.30 m de altura, en manglares de El Tobarí, Sonora. FOTO: CR.



FIGURA 4.29

Uso de hilo para la colocación de la trampa de hojarasca debajo del dosel, en manglares de Veracruz. FOTO: ALLD.

RECUADRO 4.9

Consideraciones en la fabricación de las canastas de hojarasca.

Se recomienda fabricar las canastas con materiales de larga duración. Es común utilizar tubos de PVC de ½ o 1" para fabricar la estructura de la canasta. Para el cuerpo de la canasta se recomienda usar malla mosquitera con máximo 66% de apertura (número de aperturas por pulgada), para garantizar que en la caída del material no se perderán ni las flores, que son tan pequeñas (p. ej., las de *A. germinans* y *L. racemosa*). Para colgarlas se recomienda hilo para pescar o hilo cáñamo. Los materiales menos recomendables (a menos que se tenga un monitoreo intensivo de los sitios) son los palos de madera o las ramas adquiridas en el mismo sitio, mientras que el cuerpo seguirá siendo de malla mosquitera de plástico económica.

Como consideración importante, hay que mencionar que las UM siempre están expuestas a vandalismo o robo de materiales, útiles para actividades de pesca; por ello es importante llevar en cada visita materiales de repuesto para reparar o reconstruir las canastas. Una vez que se termina el estudio hay que retirar todos los materiales que hayan sido utilizados para medir esta variable.

4.4.5 Productividad de las raíces

La productividad de las raíces es una variable que suele complementar las caracterizaciones estructurales. Se estima tanto en manglares arbóreos como arbustivos y es aplicable sólo a UM permanentes o de constante monitoreo. Debido a que la estimación suele realizarse para ciclos ecológicos (p. ej., comúnmente estaciones o anuales), la de producción de raíces finas puede ofrecer mejor información en niveles locales. Sin embargo, si la distribución de las UM es amplia y numerosa, podría, dependiendo del área de estudio, hacerse un análisis regional.

Para estimar la producción de raíces finas, se hace la colecta de contenedores colocados de manera directa en el sistema. En el primer método se extrae un perfil de suelo de al menos 40 cm de profundidad (fig. 4.30).

Se recomiendan 40 cm de profundidad porque es ahí donde se encuentra la mayor densidad de raíces finas, aunque se han registrado hasta en 1 m de profundidad (Adame *et al.* 2013). A continuación, en el espacio del perfil extraído se instala el contenedor (fig. 4.31), formado por un polímero resistente y relleno de material inerte, como *peat moss*, arena o mismo suelo cernido y libre de material orgánico.

**FIGURA 4.30**

Perfil de suelo a 40 cm en una UM en Veracruz. FOTO: MCMG.

**FIGURA 4.31**

Contenedor de malla colocado en el perfil. FOTO: ALLD.

Para la evaluación de la biomasa en este perfil es considerada el tiempo cero o inicio de la fase experimental (Adame *et al.* 2014). Los contenedores permiten cuantificar la producción de raíces durante el tiempo que permanecen en campo y delimitar un volumen específico sin impedir

el crecimiento de las raíces (Sanquetta y Balbinot 2004; Infante-Mata y Moreno-Casasola 2009). Se recomienda cosechar las raíces cada seis, ocho o 12 meses, después de iniciado el experimento, aunque algunos estudios lo hacen cada dos meses (Adame *et al.* 2014). Una colecta en un tiempo menor podría no arrojar datos suficientes de cambio o crecimiento en las raíces. Debido a que la producción de raíces depende de las variables asociadas al sedimento, y éste suele tener una alta heterogeneidad, se recomienda instalar al menos cinco contenedores en UM diferentes; la instalación de varios contenedores en la misma UM se considera una seudorréplica, que limita las posibilidades de análisis estadísticos. También es posible obtener curvas de productividad de raíces a lo largo del tiempo cuando se instalan varios contenedores en una misma UM y estos son colectados en diferentes acciones de muestreo; en este caso, los datos de las seudorréplicas deben ser analizados con métodos estadísticos de autocorrelación temporal.

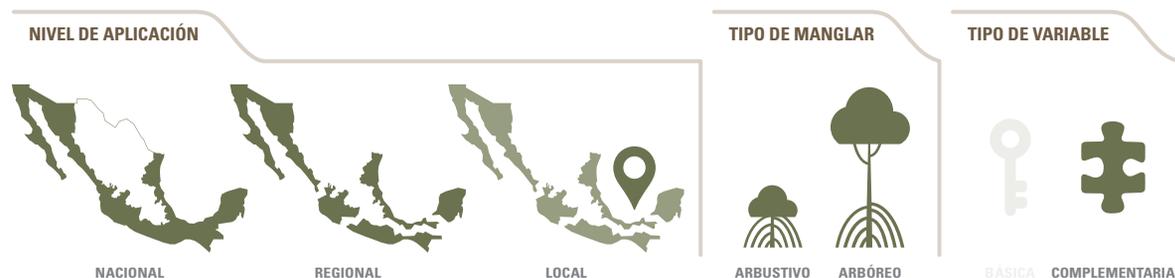
Una vez colectado cada contenedor, la estimación de las raíces finas en laboratorio consiste en separarlas en categorías que permitan ponderaciones. El método más común es separar por diámetros: de 2 mm (finas), de 2 a 5 mm (medianas) y de 5 a 20 mm (gruesas). Una vez separadas, hay que secarlas a peso constante⁴ y temperatura de 70 °C, y se debe estimar el peso acumulado de las clases diamétricas para cada contenedor. La productividad total se estima dividiendo el peso en gramos de cada clase entre el tiempo de crecimiento de raíces (p. ej., número de días que el contenedor fue dejado en campo) (véase cap. 6).

En el segundo método, que es la estimación sin contenedor, se toma un perfil de hasta 1 m de profundidad, se separan las mismas categorías de raíces (finas, medianas y gruesas) cada 5 cm del perfil y se estiman por secado (70 °C) en bolsas de plástico o aluminio. El tamizado de las raíces debe ser estandarizado siempre con el mismo grosor del instrumento, ya que el grosor puede estar asociado al tamaño de la muestra. Después se pesa cada muestra y se extrapola la porción estimada a gramos sobre gramos, gramos por hectárea y megagramos de carbono por hectárea (Adame *et al.* 2014).

Se recomienda que los contenedores se distribuyan de manera homogénea a lo largo de la UM; también se debe tomar en cuenta el gradiente, si es que se tienen unidades de repetición, unidades de muestreo testigo o unidades geomorfológicas, por gradiente de microtopografía, de estructura asociada como de borde e internas o donde existan unidades de muestreo sistemático lineal o diagonal.

4 Las muestras sólidas que son estables térmicamente y húmedas de agua se pueden secar en una estufa eléctrica con regulador de temperatura. Una vez pulverizadas finamente, se colocan en un vidrio de reloj y se calientan a 105 °C, a menos que la composición especial de la muestra lo impida, hasta obtener *peso constante*.

4.4.6 Material leñoso caído (MLC) y estimación de necromasa



La presencia de madera muerta en el suelo, material leñoso caído (MLC) o piezas leñosas es un indicador de la frecuencia e intensidad de las perturbaciones (Kauffman y Donato 2012), así como de la vulnerabilidad a incendios forestales en el caso de manglares que permanecen sin columna de agua durante algunos meses del año; por ello esta variable complementa las descripciones de la estructura de los sitios de estudio. Además, el MLC sirve para estimar reservas de carbono. El cálculo de madera muerta en el suelo se realiza con la técnica de línea-intercepto (Van Wagner 1968) adaptada para manglares (Kauffman y Donato 2012). Se recomienda que el muestreo sea planeado tomando en cuenta la estacionalidad, el horario (marea alta o baja) o el grado de inundación; es preferible registrar los datos durante la marea baja, o en el caso de unidades temporales, durante la época de menor inundación.

La estimación de madera muerta en el suelo por medio de la técnica de línea-intercepto (Van Wagner 1968) adaptada para manglares (Kauffman y Donato 2012) es una adecuación de la línea de Canfield (1941), en la que se traza una línea horizontal, de longitud conocida, y se realiza el conteo del MLC. Esta línea atraviesa el material como si fuese una guillotina (Brown 1974) (fig. 4.32).



FIG. 4.32 Esquema de muestreo línea de Canfield (1941) del plano vertical para muestreo de MLC. Modificado de Brown 1974. FOTO: RF.

Se registran entre 50 y 100 piezas leñosas (Kauffman *et al.* 2013), dependiendo del tamaño y estructura de la UM. Las piezas se clasifican por grosor en finas (0 a 0.6 cm de diámetro), ligeras (0.6 a 2.5 cm), medianas (2.5 a 7.5 cm) y pesadas (> 7.5 cm); las últimas se subdividen en firmes y descompuestas. Además de considerarse un indicador de la perturbación, estas piezas indican la vulnerabilidad a los incendios porque funcionan como combustibles (y se clasifican de acuerdo con el diámetro y tiempo de retardación; cuadro 4.2).

CUADRO 4.2

Ejemplo del registro del MLC en un transecto.

Grosor	Firmes	Descompuestas	Tiempo de retardación (h)	Núm. total de muestras
Finas (0-0.6 cm)	13	21	1	
Ligeras (0.6-2.5 cm)	12	18	10	
Medianas (2.5-7.5 cm)	25	6	100	
Pesadas (>7.5 cm)	1	4	1000	
Total	51	49		100

Para el levantamiento de datos, se localiza el centro de la UM y a partir de ahí se instalan los transectos de colecta con cuerdas o cintas; la dirección se determina por ángulos de máximo 30° (Brown 1974). Los transectos de colecta no deben cruzarse y pueden ser de tres o más metros. El número de transectos dentro de la UM depende del tamaño y estructura de ésta (fig. 4.33).

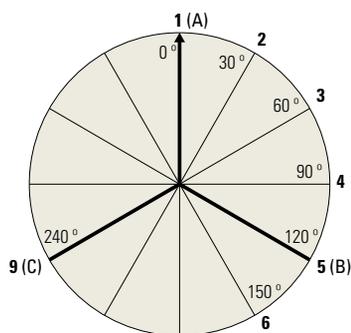


FIGURA 4.33

Esquema del método de línea intercepto; explica las secciones del transecto y las clases diamétricas medidas en cada sección. Modificado de Kauffman y Donato 2012.

Los transectos de muestreo de intercepción pueden ser de diferentes longitudes según la UM. Por ejemplo, Kauffman y Donato (2012) usan transectos de 12 m de largo con forma de "Y" invertida cuyo centro se considera el centro del sitio de muestreo. Cada transecto tiene una orientación distinta (con el fin de captar la variabilidad en la disposición del MLC): el transecto

A tiene la dirección norte o 0° de azimut; el B, 120° , y el C, 240° (fig. 4.33). Para instalar el transecto norte, se ancla la cuerda de 12 m y con ayuda de la brújula se dirige hacia la dirección norte franco o cero grados (recuadro 4.10).

RECUADRO 4.10

Consideraciones en el muestreo de MLC.

La colocación de las cuerdas sobre el MLC debe hacerse con precaución, cruzando de manera recta árboles o raíces y manteniendo lo más posible una recta. No se recomienda remover el MLC, lo que haría que alguna pieza salga o entre al muestreo.

Considerar que por la naturaleza de la distribución y densidad del MLC, las piezas leñosas se miden a distintas longitudes. Las finas y ligeras se miden a distancias más cortas, entre 1 y 6 m; esto es, entre más baja la densidad, mayor será la longitud de la línea de muestreo (Brown 1974; Brown *et al.* 1981), aunque lo recomendable es tomar en cuenta el porcentaje del error estadístico permitido.

El centro del sitio de muestreo se establece con una varilla metálica o estaca de madera que debe quedar a una profundidad adecuada porque ahí se anclarán las cuerdas marcadas.

En las secciones se colecta el diámetro de todos los troncos atravesados por la cuerda; en este caso, es más fácil tomar la medida con un vernier. Cuando el objetivo del muestreo es estimar las reservas de carbono en el piso forestal, se puede apuntar además en cada sección el estado de decaimiento de los troncos encontrados en el transecto. Las categorías más utilizadas son “duro” (cuando el cuchillo con el que se golpea la madera rebota o se hunde ligeramente) o “podrido” (cuando el cuchillo se hunde considerablemente o la madera se deshace al contacto) (Kauffman y Donato 2012). Estas categorías pueden ser asociadas a densidades específicas de algunas muestras y hacer más exactas las estimaciones. Kauffman *et al.* (2014) describen con más detalle la técnica y las consideraciones a tener en cuenta durante las mediciones.

En el muestreo se comienza con los MLC medianos (> 2.6 a 7.5 cm) y pesados (> 7.5 cm) y se miden a lo largo de toda la línea de muestreo (12 m). De cada uno de los que atravesase la cuerda se mide el diámetro; además, se debe definir si son firmes o descompuestos (fig. 4.34).

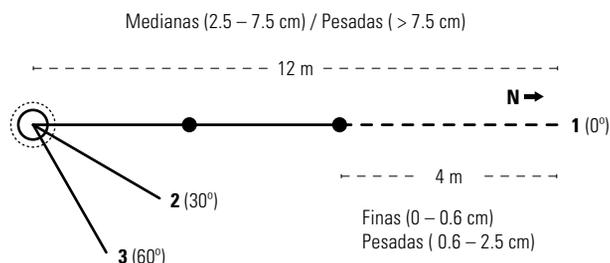


FIGURA 4.34

Esquema del método de línea intercepto explicando las diferentes secciones de colecta y las clases diamétricas medidas en cada una de las secciones. Modificado de Kauffman y Donato 2012.

A continuación, se toma el muestreo de los combustibles finos (0 a 0.6 cm) y ligeros (0.6 a 2.5 cm). Se registran en los últimos 4 m de la línea de muestreo (fig. 4.33), para lo que se recomienda utilizar un calibrador, en el que se establecen los diámetros. Los calibradores se pueden encontrar en Forestry Suppliers® o se pueden fabricar con láminas de plástico o algún material resistente al agua (fig. 4.35) (Flores-Garnica *et al.* 2008).

La estimación de las cargas de necromasa en MLC, se realiza con base en la estimación del volumen de las piezas leñosas. El volumen se puede convertir a biomasa mediante la adición de la gravedad específica de la madera. Para ello se utiliza la siguiente fórmula (Van Wagner 1968, 1982):

$$B = \left(G * \frac{K}{L} \right) \sum d^2 c$$

donde:

B = biomasa en megagramos por hectárea (Mg ha⁻¹)

G = gravedad específica

K = constante (1.234)

L = longitud de los transectos

d = diámetro promedio

c = factor de corrección de pendiente



FIGURA 4.35

Forma de incluir las piezas de MLC a lo largo del transecto. FOTO: RF.

Para definir la gravedad específica es necesario contar con información previa. Es posible obtener algunos datos de Kauffman y Donato (2012), pero lo recomendable es determinar la gravedad específica o densidad del MLC del área que se va a muestrear. Para ello, un método simple consiste en tomar muestras de las distintas categorías de MLC (± 30 por tipo de categoría) y determinar su gravedad específica como lo hacen Morfin-Ríos *et al.* (2012).

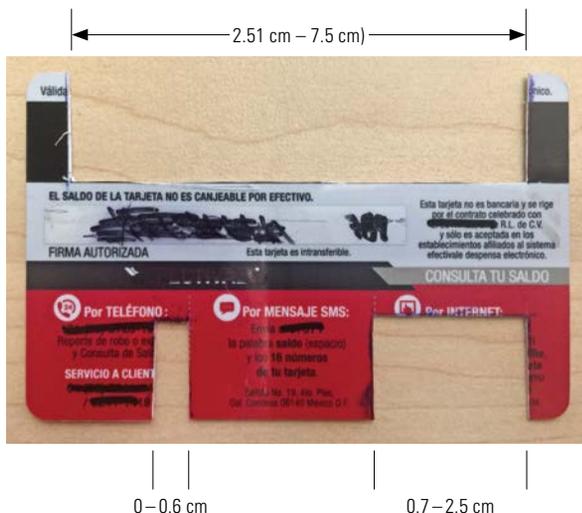


FIGURA 4.36

Calibrador forestal elaborado con una tarjeta plástica. FOTO: EVC.

CONSIDERACIONES FINALES

En este capítulo se describieron 18 variables asociadas a la estructura del manglar. Fueron clasificadas en cuatro grupos de acuerdo al orden de la obtención y estimación de los datos: variables estructurales muestreadas, variables estructurales estimadas, índices ecológicos y variables indicadoras de procesos ecológicos. Además, se indicó cuáles son las variables básicas y cuáles las complementarias; las primeras deberán ser medidas independientemente del objetivo del estudio porque aportan información para un mejor conocimiento del ecosistema a diferentes niveles. Las complementarias, como su nombre lo indica, son datos que ayudan a explicar de mejor manera las mediciones básicas así como a la caracterización de procesos ecológicos de las UM; la toma o registro de estas variables dependerá de las necesidades y objetivos de cada proyecto.

Sin embargo, sin importar el grupo al que pertenezca cada variable, es necesario cumplir con los mínimos requerimientos ex-

presados con anterioridad si se busca garantizar la calidad de los datos para que puedan ser utilizados en otros análisis (véase cap. 8). Además, es importante recordar que todas las mediciones hechas en campo deben tomar en cuenta los siguientes puntos: preferentemente una visita de diagnóstico previo a la zona donde se pretende establecer la UM, el registro correcto de la localización espacial de la UM, fecha de la toma, la marcación adecuada de los individuos medidos y la relación entre el identificador de la parcela, el identificador del individuo y las variables medidas. Es indispensable que el registro de los datos sea sistemático, usando una libreta de campo y hojas con formatos específicos para cada categoría de variable. De ser posible, las mediciones de una misma variable deben ser realizadas por la misma persona. Es elemental generar una tabla o documento en el que se documente la metodología, todo como parte de un metadato de los datos muestreados, estimados y calculados.

Referencias bibliográficas

- Adame, M.F., J.B. Kauffman, I. Medina *et al.* 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *Plos One* 8: e56569.
- Adame, M.F., C. Teutli, N.S. Santini *et al.* 2014. Root biomass and production in mangroves surrounding a karstic oligotrophic coastal lagoon. *Wetlands*. 34: 479–488.
- Agraz, H.C.M. 2015. Profesor-Investigador Titular “C” en el Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México de la Universidad Autónoma de Campeche. Comunicación personal, junio.
- Agraz, H.C.M., J. Osti, K. Chan *et al.* 2012. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto FN010. México, D.F.
- Agraz-Hernández, C., R. Noriega-Trejo, J. López-Portillo *et al.* 2006. *Guía de campo. Identificación de los manglares en México*. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche.
- Argüello, V.J.A. 2012. *Dominancia en manglares mediada por tasas diferenciales de crecimiento y producción primaria en Alvarado, Veracruz*. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Arnaud-Haond, S., C. M. Duarte, S. Teixeira *et al.* 2009. Genetic recolonization of mangrove: genetic diversity still increasing in the Mekong Delta 30 years after Agent Orange. *Marine Ecology Progress Series* 390: 129–135.
- Ball, M.C. 2002. Interactive effect of salinity and irradiance of growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees* 16: 126–139.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Zinder y J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2a. ed. EPA 841-B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- Bechtold, W.A., M. Mielke y S.J. Zarnoch. 2002. Comparison of field methods and models to estimate mean crown diameter. *Northern Journal of Applied Forestry* 19 (4): 177–182.
- Brown, J.K., R.D. Oberheu y C.M. Johnston. 1981. Handbook for inventory surface fuels and biomass in the interior west. General Technical Report. USDA-Forest Service. INT-16. Interm. Res. Stn., Ogden. Estados Unidos.
- Brown, J.K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-16. Interm. Res. Stn., Ogden, Utah.
- Cancino, J. 2006. *Dendrometría básica*. Universidad de Concepción, Concepción.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line-interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*. 39: 192–194.
- Chapman V. J. 1975. Mangrove biogeography. En: G. E. Walsh, S.C. Snedaker y H.S. Teas (eds.). *Proceedings of International Symposium on Biology and management of mangroves*. University of Florida. pp. 1: 3–22.
- Cintrón, G. M., Y. Schaeffer-Novelli. 1981. Roteiro para estudio dos recursos de marismas e manguezais. *Boletín Instituto Oceanográfico de Sao Paulo*. 10: 1–13.
- Cintrón, G.M., Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar UNESCO. Montevideo.
- Cintrón, G.M., A.E. Lugo, D.J. Pool y D. Morris. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica* 10: 110–212.

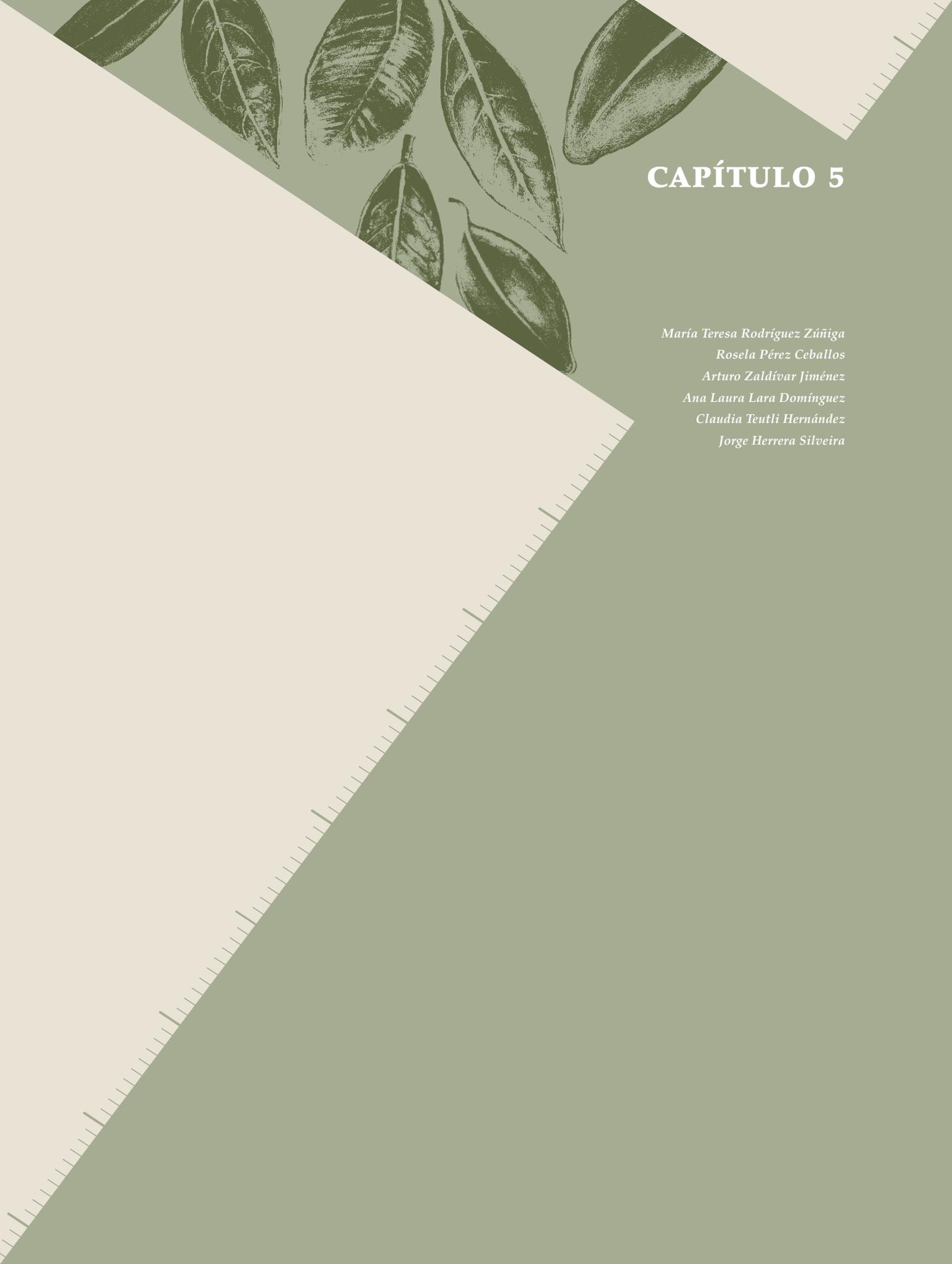
- Clarke, P.J., P.J. Myerscough. 1993. The intertidal distribution of the grey mangrove (*Avicennia marina*) in southeastern Australia: The effects of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment and survival. *Australian Journal of Ecology* 18: 307–315.
- Corella, J.F., H.J.I. Valdez, A.V.M. Cetina *et al.* 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México* 26 (90): 73–102.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. 2013. Convocatoria para presentar proyectos enfocados a la elaboración de programas de monitoreo de la estructura de la comunidad de manglar y su caracterización ambiental en México. En: <http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/convocatorias.html> (Última consulta: 18/04/2016).
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Anexo gráfico de campo, re-muestreo. Zapopan, Jalisco.
- Coombs, J., D.O. Hall, S.P. Long y J.M. Scurlock. 1988. *Técnicas en fotosíntesis y bioproductividad*. Colegio de Posgraduados. Chapingo.
- Cox, W.G. 1981. *Laboratory manual of general ecology*. William C. Brown Co. Publishers, Iowa.
- Curtis, J. y R. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest region of Wisconsin. *Ecology* 32 (3): 476–496.
- Day, J.W., W.H. Conner, F. Ley-Lou *et al.* 1988. Productivity and composition of mangrove forests at Boca Chica and Estero Pargo. En: *Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Términos Lagoon Region*. A. Yáñez y J.D. Day Jr. (eds.). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México/Coastal Ecology Institute-Louisiana State University/Editorial Universitaria, México, D.F.
- Day, J.W., W.H. Conner, F. Ley-Lou, R.H. Day y A. Machado-Navarro. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany* 27: 267–284.
- Duarte, C.M., U. Thampanya, J. Terrados *et al.* 1999. The determination of the age and growth of SE Asian mangrove seedlings from internodal counts. *Mangroves and Salt Marshes* 3: 251–257.
- Ezcurra, E., O. Aburto y L. Rosenzweig. 2009. Los riñones del mundo: ¿por qué debemos proteger los manglares de México? Investigación ambiental 1 (2). *Investigación ambiental* 1 (2): 202–206.
- Ellison, A.M. y E.J. Farnsworth. 1996. Spatial and temporal variability in growth of *Rhizophora mangle* saplings on coral cays: links with variation in insolation, herbivory, and local sedimentation rate. *Journal of Ecology* 84: 717–731.
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la agricultura. 2004. National Forest Inventory-Field Manual Template. Forest Resources Assessment Programme of FAO. Roma (documento de trabajo).
- Flores-Garnica, J.G., O.G. Rodríguez-Chávez, M. Meléndez-Gómez y O.G. Rosas-Aceves. 2008. Sitios de muestreo para el monitoreo de combustibles forestales SIMMCOF. Tepetitlan, Jalisco.
- Flores-Verdugo, F., F. González, F.D. Segura y P. Ramírez. 1992. Mangrove ecosystems of the Pacific Coast of Mexico: distribution, structure, litterfall and detritus dynamics. En: *Coastal Plant Communities in Latin America*. U. Seeliger (ed.). Academic Press, Nueva York.

- Fondo E.N. y E.E. Martens. 1998. Effects of mangrove deforestation on macrofaunal densities, Gazi Bay, Kenia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 75–83.
- Gurevitch, J., S.M. Scheiner, G.A. Fox. 2006. *The Ecology of Plants*. Sinauer, Sunderland.
- Gilman, E.L., J. Ellison, N.C. Duke *et al.* 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany* 89: 237–250.
- Gill, A.M. y P.B. Tomlinson. 1971. Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) 3. Phenology of the shoot. *Biotropica* 3: 109–124.
- Ha, H.T., C.M. Duarte, N.H. Tri *et al.* 2003. Growth and population dynamics during early stages of the mangrove *Kandelia candel* in Halong Bay, North Viet Nam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 435–444.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho, E. Pech *et al.* 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34: 61–72.
- Herrera-Silveira, J.A. 2015. Profesor-Investigador del CINVESTAV-Instituto Politécnico Nacional, Mérida CINVESTAV, 3C (titular). Comunicación personal, junio.
- Herrera-Silveira, J.A., C. Teutli-Hernández., A. Zaldívar-Jiménez *et al.* 2014. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. FN009. México, D.F.
- Holdridge, L.R., W.C. Grenke, W.H. Hatheway *et al.* 1971. *Forest Environments in tropical life zones: A pilot study*. Pergamon Press Ltd., Londres.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon y M. Telszewski. 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and sea grass meadows. In: *Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*. International Union for Conservation of Nature, Arlington.
- Imaña-Encinas, J. 1998. *Dasometría práctica*. Editora Universidade de Brasília, Brasília.
- Infante-Mata, D. y P. Moreno-Casasola. 2009. Biomasa y productividad vegetal. En: *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. P. Moreno-Casasola y B. Warner (eds.). Serie Costa Sustentable 1. Ramsar/Instituto de Ecología, A.C./CONANP/US Fish and Wildlife Service/US State Department, Xalapa, pp. 249–264.
- Jiménez, J.A. 1999. Ambiente, distribución y características estructurales en los Manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos. En: *Ecosistemas de manglar en América tropical*. A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). Instituto de Ecología, A.C./UICN-ORMA, NOAA/NMFS Silver Spring, México, Costa Rica, MD USA, pp. 51–70.
- Jiménez, J.A. 1994. Los mangles del Pacífico Centroamericano. Universidad Nacional, Instituto Nacional de Biodiversidad UNA, Heredia.
- Jonckheere, I., S. Fleck, K. Nackaerts *et al.* 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination. *Agricultural and Forest Meteorology* 121 (1-2): 19–35.
- Kauffman, J. y D. Donato. 2012. Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest. Working Paper 86. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia.
- Kauffman, J., D. Donato y M. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. CIFOR. Bogor.
- Kauffman, J., C. Heider, J. Norfolk. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emission arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications* 3: 518–527.
- Khatry, C.D. y G. Fowler. 1996. Estimating diameter at breast height and basal diameter of trees from stump measurements in Nepal's lower temperate broad-leaved forests. *Forest Ecology and Management* 81 (1-3): 75–84.

- Komiyama, P.K., A. Komiyama y S.K. Pongpan. 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology* 21: 471–477.
- Langenheim, J. B., B. L. Hackner, A. Bartlett. 1967. Mangrove pollen at the depositional site of Oligo-Miocene amber from Chiapas, Mexico. *Botanical Museum leaflets, Harvard University*. 21: 289–324.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* (número especial): 27–51.
- López-Portillo, J. 2012. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: inicio de una red multi-institucional. Veracruz. Instituto de Ecología A.C. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. FN007. México D.F.
- McKee, K.L. 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects. *Journal of Ecology* 81: 477–487.
- McKee, K.L. 1995a. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of Neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany* 82: 299–307.
- McKee, K.L. 1995b. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia* 101: 448–460.
- McKee, K.L. 1996. Growth and physiological responses of mangrove seedlings to root zone anoxia. *Tree Physiology* 16: 883–889.
- Morfin-Ríos, J.E., E.J. Jardel-Peláez, E. Alvarado-Celestino y J.M. Michel-Fuentes. 2012. *Caracterización y cuantificación de combustibles forestales*. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara, Guadalajara.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Nettel, A., R.S. Dodd, Z. Afzal-Rafii y C. Tovilla-Hernández. 2008. Genetic diversity enhanced by ancient introgression and secondary contact in East Pacific black mangroves. *Molecular Ecology* 17 (11): 2680–2690.
- Pool, D.J., S.C. Snedaker y A.E. Lugo. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica* 9: 195–212.
- Ramírez, S. R. 2006. *Efecto de la aplicación de dos métodos de regeneración sobre la estructura, diversidad y composición de un bosque de pino encino en la Sierra Juárez de Oaxaca, México*. Tesis de maestría. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Ramírez-Padilla, R.B. 1995. *Principios y métodos en ecología vegetal*. Universidad del Cauca. Popayán.
- Ramos, D.F., A. Quiroz, P. Ramírez-García y A. Lot 2004. Manual de hidrobotánica: procedimientos de muestreo y técnicas analíticas para el estudio de la vegetación acuática. AGT Editores.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., C. Troche-Souza, A.D. Vázquez-Lule *et al.* 2013. Manglares de México. Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T. 2002. *Manglares del sistema lagunar de Alvarado, Ver. México: influencia de algunos procesos físicos, biológicos y antropogénicos en su distribución y estructura*. Tesis de maestría en ciencias biológica (biología ambiental). Facultad de Ciencias, Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Ross, M.S., P.L. Ruiz, G.J. Telesnicki y J.F. Meeder. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of Biscayne National Park, Florida (EU). *Wetlands Ecology and Management* 9: 27–37.

- Sanquetta, C.R. y R. Balbinot. 2004. Metodologías para la determinación de biomasa forestal. En: Simpósio Latino Americano sobre fixação de carbono, 2, 2004. Curitiba. Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas. Curitiba: 2004. Parte 5, pp. 77–93.
- Santamaría, S. 2014. *Caracterización estructural y cambios en la cobertura del manglar en el sistema lagunar Los Patos Sólo Dios, Pijijiapan, Chiapas*. Tesis de maestría en ciencias en recursos naturales y desarrollo rural. Laboratorio de Ecología de Manglares y Zona Costera, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula.
- Schaeffer-Novelli y G. Cintrón. 1986. *Guía para estudio de áreas de manguezal. Estructura, función e flora*. Caribbean Ecological Research, São Paulo.
- Smith, T.J. 1987. Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology* 68: 266–273.
- Southwood, T. R. E. 1995. Ecological processes and sustainability. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 2; 4: 229–39.
- Spalding, M., M. Kainuma, L. Collins. 2010. *World Atlas of Mangroves*. London, UK and Washington, DC, USA: Earthscan.
- Teas, H.J. 1979. Ecology and restoration of mangrove shoreline in Florida. *Environmental Conservation* 4: 51–58.
- Téllez-García, C.P. y J.I. ValdezHernández. 2012. Caracterización estructural del manglar en el estero Palo Verde, Laguna de Cuyutlán, Colima. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 3: 395–408.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. Cambridge University Press, Melbourne.
- Tovilla-Hernández, C., F. Ovalle-Estrada, C. de la Presa-Pérez *et al.* 2013. Estado actual del bosque de mangle en laguna Mecoacán Tabasco: Implicaciones socioeconómicas del uso del recurso (en prensa).
- Tovilla, H.C., D. Orihuela, D.E. Belmonte y R.L. Salas. 2009. Estructura, composición y extracción de madera de los bosques de manglar. En: *El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidente del Mar Caribe*. J. Espinoza-Avalos, G.A. Islebe y H.A. Hernández-Arana (eds.). ECOSUR. Xalapa.
- Valderrama, L., C. Troche, M.T. Rodríguez *et al.* 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands* 34: 747–758.
- Valdez, J.I. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques* (número especial): 129–145.
- Valdez, J. I. 2000. *The management of a mangrove forest in Mexico for the commercial production of wood*. Tesis de doctorado en filosofía. The University of Queensland, Queensland.
- Van Wagner, C.E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Chalk River, Ontario, Canada. En: <http://www.for.gov.bc.ca/hre/deadwood/practcl.pdf> (Última consulta: 24/07/2017).
- Van Wagner, C.E., 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Sci* 14: 20–26.
- Villavicencio, G.R., E. García, J. Aréchiga, E. Hernández *et al.* 2009. *Medición Forestal*. Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de Ciencias Biológicas, Departamento de Producción Forestal.
- Whelan, K.R.T. 2005. *The successional dynamics of lighting-initiated canopy gaps in the mangrove forests of Shark River, Everglades National Park, USA*. Tesis de doctorado. Florida International University, Florida.

- Yáñez-Arancibia A. y A.L. Lara-Domínguez. 1999. Ecosistemas de manglar en América tropical. Instituto de Ecología, A.C./UICN-ORMA/NOAA-NMFS Silver Spring, México/San José/MD USA.
- Youssef, T. y P. Saenger. 1998. Photosynthetic gas exchange and accumulation of phytotoxins in mangrove seedlings in response to soil physico-chemical characteristics associated with waterlogging. *Tree Physiology* 18: 317–324.
- Zaldívar, J.A., S.J. Herrera, M.C. Coronado y P.D. Alonzo. 2004. Estructura y productividad de los manglares en la reserva de biosfera Ría Celestún, Yucatán, México. *Madera y Bosques* (número especial) 2: 25–35.
- Zarco-Espinosa, V.M., J.I. Valdez-Hernández, G. Ángeles-Pérez y O. Castillo-Acosta. 2010. Structure and diversity of arboreal vegetation in the Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. Programa Forestal Colegio de Postgraduados División Académica de Ciencias Biológicas, UJAT.



CAPÍTULO 5

María Teresa Rodríguez Zúñiga

Rosela Pérez Ceballos

Arturo Zaldívar Jiménez

Ana Laura Lara Domínguez

Claudia Teutli Hernández

Jorge Herrera Silveira

Muestreo de variables hidrológicas, fisicoquímicas y del sedimento

INTRODUCCIÓN

El ecosistema de manglar está distribuido en la zona intermareal. De forma general, su distribución, composición y fisonomía están influidas por los cambios latitudinales de la temperatura y la precipitación. Sin embargo, localmente están adaptados a una amplia variedad de escenarios ambientales, por lo que su expresión depende de las características particulares del sitio. Se reconocen tres componentes básicos que combinados entre sí determinan las características específicas de la vegetación: los recursos (p. ej., nutrientes en el suelo), los reguladores (p. ej., salinidad, pH, potencial óxido-reducción) y el hidroperiodo, entendido éste como la frecuencia, duración y nivel de inundación (López-Portillo y Ezcurra 2002; Twilley y Rivera-Monroy 2005; Flores Verdugo *et al.* 2007).

La microtopografía, por ejemplo, es uno de los principales controladores del hidroperiodo, que a su vez regula la existencia de gradientes de salinidad, disponibilidad de oxígeno y los procesos ecológicos asociados (p. ej., productividad, ciclos biogeoquímicos en la columna del agua y en el sedimento) (Alongi 2009; Twilley y Rivera-Monroy 2009; Feller *et al.* 2010; Reddy *et al.* 2013). Los cambios

abruptos en el hidroperiodo pueden desencadenar la degradación de las áreas de manglar y disminuir la salud del ecosistema hasta su muerte.

El objetivo de este capítulo es presentar las variables que se consideran básicas y complementarias a estimar en el agua y los sedimentos del ecosistema de manglar y presentar los métodos más utilizados para su medición. Se presentan recomendaciones que permitirán homogeneizar los criterios para la colecta de las muestras entre los diferentes grupos de investigación. El monitoreo y análisis de las variables que se presentan permite la toma de decisiones informadas para planear la conservación y rehabilitación de los manglares, por ejemplo, ante los escenarios del cambio climático (Ward *et al.* 2016).

El capítulo se divide en tres secciones: la primera, sobre las variables hidrológicas, la segunda, sobre las variables fisicoquímicas, y la tercera, sobre las variables asociadas con los sedimentos del manglar. En cada una se indica si la variable es básica o complementaria (cuadro 5.1), aunque como ya se ha mencionado, ello dependerá de los objetivos del estudio.

CUADRO 5.1

Resumen de las variables descritas en este capítulo.

Grupo de variables	Variables	Básica	Complementaria
Hidrológicas	Hidroperiodo	•	
	Hidrodinámica	•	
	Fuentes de agua	•	
Fisicoquímicas	Salinidad	•	
	Temperatura	•	
	Potencial de hidrógeno (pH)	•	
	Potencial redox (Eh)	•	
	Sulfuros		•
	Nitrógeno y fósforo	•	
De los sedimentos	Microtopografía	•	
	Textura		•
	Densidad aparente		•
	Relación acreción vertical/elevación/subsidencia		•

5.1 VARIABLES HIDROLÓGICAS

Uno de los parámetros físicos que regula los procesos biogeoquímicos en el manglar es la hidrología, pero la determinación de los patrones hidrológicos es compleja (Gosselink y Turner 1978; Cole y Kentula 2006). Su estudio aporta información muy valiosa para la explicación de diversos procesos del ecosistema.

Para definir el patrón hidrológico de un manglar hay que caracterizar tres aspectos:

- El hidroperiodo o régimen hidrológico: se refiere a la profundidad o nivel del agua y a la duración y frecuencia de la inundación.
- La hidrodinámica: caracterización de la dirección y velocidad del movimiento del agua, incluida la que proviene de las entradas de oleaje o marea y de los ríos.
- Las fuentes de agua: los aportes originados por la precipitación, el agua superficial y subterránea y el ingreso de agua por movimientos de la marea o el oleaje.

A continuación se describen las tres variables a caracterizar para describir el patrón hidrológico de un sitio de manglar.

5.1.1 Hidroperiodo



El hidroperiodo es una variable básica en múltiples estudios a nivel local, tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo, ya que su análisis proporciona información valiosa sobre diversos procesos ecológicos del ecosistema.

El hidroperiodo o régimen hidrológico del manglar es resultado del balance entre las entradas y salidas de agua; se define como el nivel del agua, frecuencia y duración de la inundación. A una escala regional, el hidroperiodo depende de la geomorfología del sitio y las características del suelo (Mitsch y Gosselink 1993); a una escala menor, el hidroperiodo depende de pequeñas variaciones en la microtopografía (Mitsch y Gosselink 1993; Flores-Verdugo *et al.* 2007; Moreno-Casasola e Infante 2009). La microtopografía juega un papel importante al condicionar el hidroperiodo; se ha demostrado que

ligeros cambios en ella pueden originar la degradación y muerte de extensas áreas de manglar (Middleton 1999; Middleton *et al.* 2006; Flores-Verdugo *et al.* 2007).

Se considera fundamental comprender el hidroperiodo de un manglar puesto que éste controla los procesos bacterianos del suelo (anaerobiosis), la acumulación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes, la riqueza y composición de especies, y además participa en la dispersión de propágulos en el manglar. Asimismo, el hidroperiodo interviene en los procesos ecológicos, como la productividad primaria, entre otros (Middleton 1999).

A continuación se describen los tres componentes del hidroperiodo (Twilley y Rivera Monroy 2005):

- 1) Nivel de inundación: es la altura de la columna de agua que se encuentra por encima del nivel del suelo; suele reportarse como promedio mensual en metros.
- 2) Frecuencia de inundación: se refiere al número de días al mes en que una columna de agua está por encima del nivel del suelo.
- 3) Duración de la inundación: es la suma de las horas en que cada mes permanece inundado el suelo del manglar.

Existen dos aproximaciones rápidas para inferir el nivel de inundación en un sitio. La primera utiliza las marcas de agua en la corteza de la vegetación (U.S. Army Corps of Engineers 2010). La segunda recurre a la altura de los neumatóforos, que son fundamentales para que algunas especies de manglar obtengan oxígeno cuando el nivel del agua sube y queda inundado (Moreno-Casasola e Infante 2009), por lo que su altura puede indicar el nivel promedio de las inundaciones estacionales en un sitio (Dahdouh-Guebas *et al.* 2007). Se recomienda que los patrones observados a partir de estas dos aproximaciones se consideren sólo una evaluación rápida para formular una hipótesis acerca del patrón de hidroperiodo en el sitio, ya que las señales de inundación en los troncos pueden deberse a un evento extremo; en el caso de los neumatóforos, existen observaciones que indican que su altura en las especies de *Avicennia* podrían estar más acopladas a la inundación promedio que en el caso de la especie *Laguncularia racemosa*, como sucede en La Encrucijada, Chiapas (Tovilla com. pers. 2016).

El nivel, frecuencia y duración de la inundación se registra mediante un medidor de presión, instrumento que mide la presión hidrostática ejercida por la columna de agua sobre una superficie por unidad de área. El diseño de distribución espacial de los sensores dependerá del presupuesto con que se cuente y del detalle de caracterización y objetivo que se persiga en el estudio.

Para su instalación, los sensores de presión se colocan en tubos de PVC (por sus siglas en inglés polyvinyl chloride) cerrados en la parte superior y se sujetan a la tapa con una cuerda. El tubo de PVC es enterrado en una cavidad y la longitud de la cuerda se ajusta de manera que el sensor flote al nivel del suelo (fig. 5.1). La longitud del PVC que sobresale del suelo

se puede decidir de acuerdo con la información del máximo nivel de inundación durante eventos extremos en el área de trabajo; esa información de los aparatos puede recabarse con la ayuda de los pobladores locales capacitados en su lectura. Cuando el sensor se localiza al nivel del suelo, los datos tomados son estrictamente los asociados al hidroperiodo (nivel, frecuencia y duración de la inundación). Sin embargo, es común que la cavidad en que se instala el sensor tenga una profundidad de 30 cm y éste quede entre los 10–20 cm de profundidad. En este caso, el nivel de la columna de agua se calcula restando el valor de la profundidad a la que está instalado el sensor de la obtenida por la lectura del mismo. El registro de la columna de agua en el intervalo del subsuelo puede aportar información sobre el patrón de flujo de agua intersticial. Es importante la instalación de medidores de nivel de referencia de la presión atmosférica, ya que si no se hace es necesario implementar primero una corrección de las series de tiempo de los cambios de nivel y después calcular los tiempos y frecuencia de inundación.

La configuración del sensor puede ser programada para que registre entre cada una a tres horas la presión hidrostática, que será convertida al nivel del agua (Zaldívar-Jiménez *et al.* 2010). Los datos suelen almacenarse en un dispositivo de registro de datos (*data logger*, nombre en inglés) que cuenta con un programa para la descarga y el análisis. Se recomienda calibrar el tamaño de la memoria y la tasa de almacenamiento de datos durante el primer mes de trabajo; con ello se establecerá el tiempo máximo de descarga de los datos y se minimizará su pérdida. En el recuadro 5.1 se muestra un ejemplo del comportamiento del hidroperiodo en un sitio de manglar a lo largo del año.



FIGURA 5.1

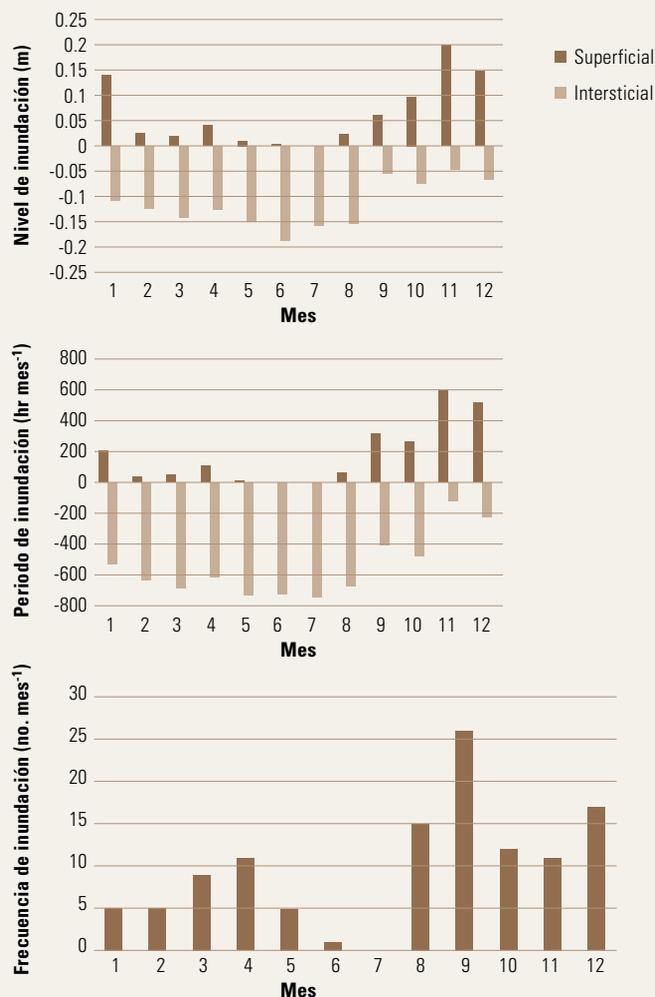
Sensor electrónico de presión y su instalación en campo; Isla del Carmen, Campeche. FOTO: AZJ.

RECUADRO 5.1

Hidroperiodo en un sitio de manglar en Isla del Carmen, Campeche (cortesía de Pérez-Ceballos).

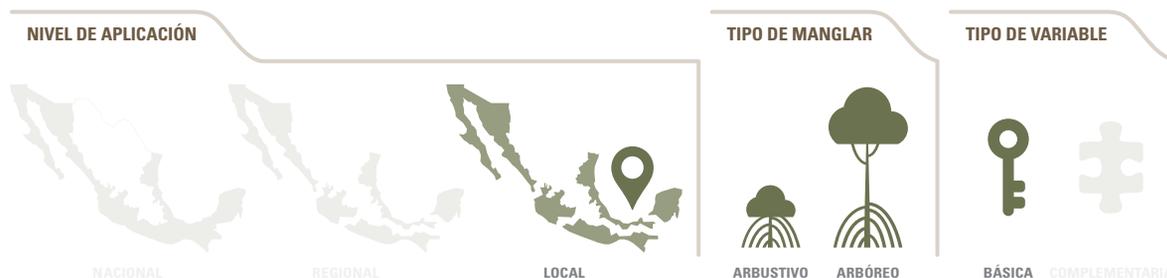
Ejemplo del comportamiento de las variables del hidroperiodo en un manglar de cuenca dominado por *Avicennia germinans*, se muestran sus tres componentes:

- Nivel de inundación
- Periodo de inundación
- Frecuencia de inundación



Los niveles más altos de inundación se registraron en noviembre, diciembre y enero (aprox., 15 a 20 cm el tirante de agua); por el contrario, los más bajos ocurrieron en mayo, junio y julio, por debajo del suelo en -0.15 m. Sobre el periodo de inundación, se observó que los mayores tiempos de inundación se registraron en noviembre y diciembre, mientras que los menores se registraron en mayo, junio y julio. Por último, la mayor frecuencia de inundación corresponde a septiembre, ya que se superaron las 25 inundaciones por mes. Las menores frecuencias de inundación se presentaron en junio y julio: el humedal permaneció sin inundaciones casi en su totalidad por dos meses. El comportamiento hídrico establece que la vegetación permanezca durante varios meses seca, lo que incrementa el estrés hídrico, como en cualquier otro sistema vegetal, pero además el estrés asociado a las condiciones hipersalinas del agua.

5.1.2 Hidrodinámica



La hidrodinámica es una variable básica en estudios que se desarrollan principalmente a nivel local, debido a que los resultados asumen un ámbito espacial de aplicación muy concreto. Se puede generar tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo y su consideración dependerá de los objetivos del estudio.

La hidrodinámica en los manglares es una variable que controla los procesos biogeoquímicos y tiene diversas implicaciones en su establecimiento, desarrollo y condición. Su entendimiento deriva en varias aplicaciones, como la definición de la capacidad de almacenamiento de agua y la dinámica del hidropereodo; incluso provee información en el ámbito administrativo, por ejemplo, al determinar la extensión del humedal (Lewis 2005; Los Huertos y Smith 2013).

La hidrodinámica está definida por el movimiento de agua dentro de un manglar; básicamente está controlada por la geomorfología, la existencia de masas forestales, la inundación provocada por las mareas, el oleaje y otras fuentes de agua (precipitación, corrientes superficiales y subterráneas) (Alongi y Brinkman 2011). La hidrodinámica afecta en especial la dispersión y exportación de materia disuelta o en suspensión, y con ello tiene un efecto directo al determinar los procesos de acreción y subsidencia del suelo, e indirectamente los procesos biogeoquímicos asociados. Dentro de un mosaico espacial, en un ecosistema de mangle se pueden encontrar zonas con alta hidrodinámica, donde la velocidad de la corriente erosiona el suelo y limita el establecimiento de los propágulos de mangle, o pueden presentarse áreas con baja hidrodinámica, en donde el tiempo de inundación y velocidad de corriente puede ser menor y así permitir el establecimiento de plantas pioneras y de manglar (Balke *et al.* 2011). La hidrodinámica es un factor determinante para explicar la colonización y zonación de las especies de manglar (Alongi 2009).

A una escala regional, el motor que define el movimiento del agua es la configuración geomorfológica de la plataforma costera en interacción con el régimen de mareas, del oleaje y de precipitación (esto último, a través de la escorrentía superficial y subterránea) (Mazda *et al.* 2007; Alongi y Brinkman 2011). La marea tiene un efecto diferencial de acuerdo con su flujo y reflujo; por ejemplo, con la marea baja, la velocidad de la corriente de salida es mayor que la de entrada (Wolanski 1992).

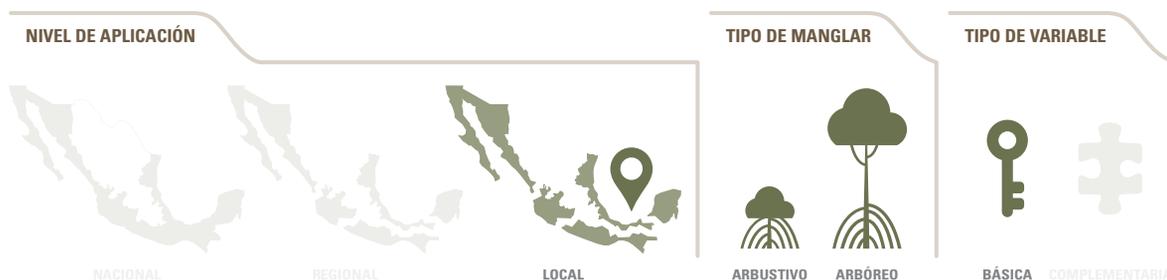
A escala local, el movimiento del agua en los manglares depende de la heterogeneidad microtopográfica; por ejemplo, las pendientes pronunciadas,

las depresiones o las áreas relativamente planas incrementan o reducen la velocidad de movimiento del agua, respectivamente (Wolanski 1992). También las características de la superficie forestal existente, como la estructura de la vegetación y sus raíces adventicias, el mantillo y los neumatóforos, afectan la hidrodinámica horizontal y vertical en los manglares (Wolanski 1992). Por último, el movimiento de agua depende de la forma, amplitud y trayectoria de los canales principales y secundarios, así como en su nivel de conexión con otros canales. El conjunto de esos factores afecta la dispersión y exportación de materia disuelta o en suspensión, lo que determina la tasa de acumulación o de erosión de sedimentos, y a la vez la movilidad de los propágulos (Mazda *et al.* 2007; Alongi y Brinkman 2011).

Los estudios de hidrodinámica en manglares se basan en modelos hidrodinámicos que toman en consideración las variaciones en el nivel de agua y sus fuentes (marea, oleaje, agua superficial, agua subterránea y precipitación) (Mazda *et al.* 2007). Debido a las particularidades de cada sitio es necesario desarrollar modelos de flujo individuales (Mazda *et al.* 2007; Wolanski *et al.* 2007; Mazda y Wolanski 2009). A continuación se describen dos de los principales modelos de flujo:

- 1) Modelos de flujo de agua: se desarrollan a partir de modelos que consideran la marea, el oleaje marino, las aguas subterráneas, la precipitación y los modelos hidrometeorológicos, entre otros (Mazda *et al.* 2007; Wolanski *et al.* 2007; Mazda y Wolanski 2009). Es importante considerar la afectación del modelo por eventos extraordinarios, como huracanes o tsunamis.
- 2) Modelos de transporte de materiales: incluyen modelos de materiales disueltos que deben considerar las peculiaridades de los coeficientes de dispersión, que dependen de la topografía y las características de densidad de la vegetación. Dentro de esta categoría se encuentran los modelos de transporte de materiales suspendidos y de sedimentos de fondo, importantes para entender las tasas de acreción o subsidencia del sedimento en el sitio.

5.1.3 Fuentes de agua



Al igual que la hidrodinámica, la caracterización de las fuentes de agua es una variable básica en estudios sobre todo a nivel local, aunque es compleja la

logística para obtener datos robustos para su determinación. Se puede generar tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo, y su consideración dependerá de los objetivos precisos del estudio.

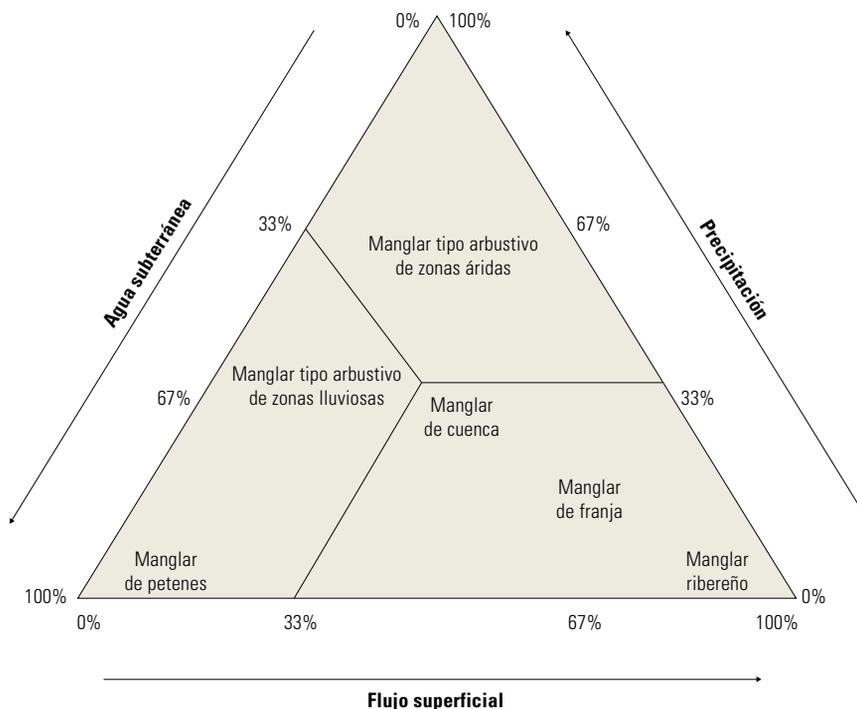
En general, las principales fuentes de agua que ingresan en los manglares son la precipitación, el agua superficial (mareas, escorrentía de ríos o arroyos) y el agua subterránea (Reddy y DeLaune 2008). Por ello, el ambiente de los manglares debe ser entendido como un componente del paisaje total, es decir, comprende la cuenca hidrológica, el río, el estuario y las aguas costeras (Wolanski *et al.* 2007).

Todos los manglares son influidos positivamente por la precipitación, en especial los que crecen en ambientes con alta evapotranspiración. El ingreso de agua por precipitación depende del tipo climático y la ubicación geográfica. El flujo de entrada y salida de agua superficial depende de la configuración geomorfológica y la época del año. La mayor aportación por entrada de agua superficial proviene de las mareas y el oleaje, según donde se encuentre el manglar (Mitsch y Gosselink 2000). El agua subterránea suele ser un aporte importante en sistemas kársticos, como los existentes en la península de Yucatán (Pérez-Ceballos *et al.* 2012).

Además, la contribución de las posibles fuentes de agua en un manglar está relacionada con su tipo fisionómico (fig. 5.2). Por ejemplo, los manglares con inundaciones estacionales y variaciones diarias en las mareas son sobre todo los manglares de tipo ribereño y de franja, respectivamente (Lugo y Snedaker 1974; Mazda *et al.* 2007; Wolanski *et al.* 2007). Esos manglares se caracterizan por tener mayor ingreso de sedimentos, nutrientes y exportación de materiales disueltos y suspendidos (Twilley y Rivera-Monroy 2009). Los manglares de cuenca o internos están influidos principalmente por las mareas; comprenden depresiones de agua parcialmente estancadas y son ambientes estresados, pobres en nutrientes e hipersalinos (Wolanski *et al.* 2007). Los manglares de tipo petén, característicos de la península de Yucatán, son altamente productivos y con buen desarrollo estructural, y están asociados a una fuente puntual de agua subterránea (Zaldívar-Jiménez *et al.* 2010).

En resumen, las contribuciones de cada fuente de agua difieren claramente entre los siguientes tipos funcionales de manglar (Zaldívar-Jiménez *et al.* 2010):

- 1) Manglares dominados por ríos o sistemas estuarinos: son soportados por fuentes de agua que provienen de los ríos y el mar. La contribución relativa de cada uno está determinada por la precipitación local, el flujo de agua subterránea y la hidrodinámica del sitio.
- 2) Sistemas dominados por mareas: en ellos influyen principalmente las inundaciones mareales y la mayoría recibe un suministro de agua dulce.
- 3) Sistemas de cuenca o internos: en gran parte están aislados de la influencia directa de ríos y mareas; son soportados por la lluvia y la inundación de las mareas, así como por el flujo superficial, subsuperficial o las aguas subterráneas.

**FIGURA 5.2**

Relación entre las fuentes de agua y el tipo de manglar (adaptado de la idea original de Brinson 1993).

La heterogeneidad microtopográfica y las variaciones locales del tipo de agua que llega al manglar (p. ej., mantos freáticos o subterráneos de agua dulce) explican la heterogeneidad de los manglares a escala local. Además, los cambios en los flujos de agua de origen antropogénico directo (p. ej., obras de construcción, presas y desviaciones de agua) o indirecto (incremento o disminución del sedimento originado en las cuencas altas) pueden cambiar la proporción de los distintos aportes de agua e incluso de sedimentos. Así, cuando la dirección de cambio trae condiciones ambientales estresantes (p. ej., hipersalinización), se inicia un proceso de degradación que si no es revertido a tiempo, puede causar la muerte masiva de extensas áreas de manglar (Dexler y De Carlo 2002).

Para diferenciar las fuentes de agua que contribuyen al ecosistema de manglar y sus movimientos se usan trazadores hidrológicos,¹ con los que se colecta agua de los ambientes que interactúan en el manglar y se conocen las rutas que siguen. Se puede instalar una red de piezómetros, hechos regularmente de PVC, para coleccionar muestras de agua de manera permanente. Para obtener detalles de la construcción y obtención de muestras de un

¹ Polvos o soluciones concentradas líquidas que permiten hacer resaltar los puntos de origen del agua, los lugares de escorrentía, las conexiones hidráulicas e incluso los riesgos de propagación de contaminantes.

piezómetro, véase Peralta-Peláez *et al.* 2009. Autores como Drexler y De Carlo (2002) colocaron piezómetros a lo largo de los ríos, en los manantiales, dentro del arrecife y en mar abierto; también muestrearon los pozos de agua donde se extrae el agua para beber y utilizaron diferentes concentraciones de silicio y cloro para distinguir las fuentes de agua que llegan y salen del manglar.

5.2 VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Estas variables [salinidad, temperatura, potencial redox (Eh) y potencial de hidrógeno (pH)] se registran y luego se relacionan con las variables biológicas del sitio, sobre todo si el propósito del estudio es el monitoreo. Se recomienda tomar tres mediciones de cada variable como mínimo dentro de la UM primaria; luego se promedian para disminuir el error de muestreo (Pérez-Ceballos *et al.* 2013).

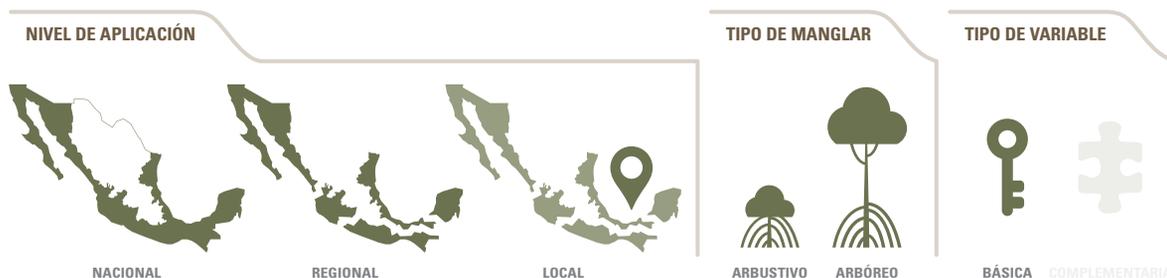
Cuando la colecta de datos es anual, se recomienda realizarla durante la época de secas (si las condiciones del sitio lo permiten), ya que se puede obtener información de las condiciones máximas de estrés de la vegetación. En el caso de múltiples estimaciones, se recomienda planear la toma de las muestras durante los picos máximos y mínimos de la precipitación anual (Pérez-Ceballos *et al.* 2013).

Para el registro de las variables fisicoquímicas es necesario definir en qué almacén, de los que se describen abajo, se tomarán las muestras con base en los objetivos de la investigación (cada almacén proporciona información valiosa sobre los procesos que suceden a ese nivel), o bien realizar las mediciones en los distintos almacenes de agua que se reconozcan específicamente para el sitio. Existen diversas propuestas para la definición de esos almacenes. De forma general, en este libro se consideran los siguientes almacenes (Infante *et al.* 2009):

- Agua superficial: es el agua visible que corre o se estanca sobre el suelo; su presencia y profundidad depende de la época del año.
- Agua intersticial: es la que se encuentra entre los 30 y 40 cm de profundidad y expresa las condiciones hidrológicas más constantes del ecosistema. Se considera que la medición de las variables fisicoquímicas en este almacén proporciona la mayor parte de la información sobre los procesos biogeoquímicos del sitio, ya que es aquí donde se localiza la mayor parte de las raíces y los microorganismos.
- Agua del manto freático: este almacén se encuentra a diferentes profundidades, según la ubicación del sitio y la época del año. En el periodo de lluvias se encuentra cerca de la superficie del suelo, mientras que en época de secas baja a 1 o 2 m de profundidad.

En los siguientes apartados se presentan las variables fisicoquímicas más utilizadas y se comenta la relevancia de su medición.

5.2.1 Salinidad



El registro de la salinidad en el agua de los manglares es una variable básica en estudios que se desarrollan desde el nivel nacional hasta el local, se reconoce que es uno de los controladores más importantes en el establecimiento y desarrollo de los manglares (Ball 2002). Su registro es relativamente sencillo y aporta información valiosa para entender los procesos que ocurren en el ecosistema. Se registra tanto para manglares de tipo arbustivo como tipo arbóreo, y aunque no forme parte fundamental de los objetivos del estudio, su registro y compartición con otros grupos de investigación es relevante.

La salinidad es una medida de la conductividad eléctrica del agua. Se expresa en unidades prácticas de salinidad (ups) y es conceptualizada como la concentración de solutos en forma de sales que contiene el agua; se reconoce como uno de los factores abióticos que más influye en la distribución y abundancia de los manglares. Como referencia, la salinidad promedio del océano es de 35 ups, lo que quiere decir que existen 35 g de sal por litro de solución. Los mayores elementos disueltos en el agua son sodio, cloro, azufre y magnesio; de ellos, el sodio y el cloro corresponden a 86% de los iones (Keddy 2010).

La salinidad intersticial de los manglares (30–40 cm de profundidad) está relacionada, entre otros factores, con la cercanía al mar, el intercambio de las mareas, las fuentes de agua dulce (escurrimientos, influencia de ríos, precipitación) y la microtopografía local, que condiciona el flujo o estancamiento y salinización de un área. Los manglares en las orillas costeras reciben constantemente agua de mar, mientras que los ribereños reciben agua dulce y salobre de los ríos y los canales de marea. La salinidad en los suelos de los manglares adyacentes a los ríos es menor que la salinidad promedio del agua de mar (35 ups). Por otro lado, en los manglares localizados en las orillas de la costa e islas, la salinidad en el suelo es más alta que la del agua de mar debido al proceso de evaporación. En general, la salinidad tiende a aumentar cuando el intercambio con la marea se interrumpe (Mitsch y Gosselink 1993).

Los manglares son plantas halófitas facultativas que pueden crecer a diferentes salinidades (desde dulceacuícolas hasta hipersalinas). Diversos estudios han demostrado que las tasas óptimas de crecimiento del manglar se producen entre los 5 y 50 ups según la especie y etapa de crecimiento (Chapman 1976; Hutchings y Saenger 1987; Ball 1988; Krauss *et al.* 2008; Alongi 2009). En general, la vegetación de manglar es más exuberante en

salinidades bajas. Evidencias experimentales indican que en salinidades altas los manglares gastan más energía para mantener el balance de agua y concentración iónica que para la producción primaria y el crecimiento (Kathiresan y Qasim 2005).

Las diversas especies de manglar tienen diferente grado de tolerancia a las salinidades altas; de las especies que se distribuyen en México, el mangle negro (*Avicennia germinans*) es el más tolerante a ese factor, aunque cuando crece a salinidades elevadas (> 70 ups), se desarrolla como matorral. En términos de tolerancia a la salinidad, a *A. germinans* le siguen el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). Esta última especie tiene preferencia por las salinidades menores a la marina (< 35 ups) (Flores-Verdugo *et al.* 2007). Existen salinidades intersticiales (30–40 cm de profundidad) que provocan la disminución del desarrollo de todas las especies de manglar y que incluso las llevan a la muerte; esos valores varían en cada sitio y para cada especie.

Se puede medir la salinidad intersticial y superficial *in situ* con una sonda multiparamétrica o un refractómetro (fig. 5.3). La medición de la salinidad del agua del manto freático es menos común y dependerá de los objetivos del estudio. Las muestras de agua intersticial se extraen a 30 o 40 cm de profundidad con un sifón y jeringa (consiste en un tubo de acrílico conectado a una jeringa de 60 ml) para su posterior determinación con el equipo (p. ej., refractómetro). Es importante tener en cuenta que en la salinidad superficial influyen las lluvias, las inundaciones y los estancamientos, por lo que su medición e interpretación debe incorporar esa información en el registro, además de la hora de medición. En cambio, el agua intersticial expresa las condiciones hidrológicas más constantes del ecosistema en un tiempo mayor, como épocas del año o años. En el recuadro 5.2 se muestra un ejemplo del comportamiento de la salinidad en un sitio de manglar a lo largo del año.



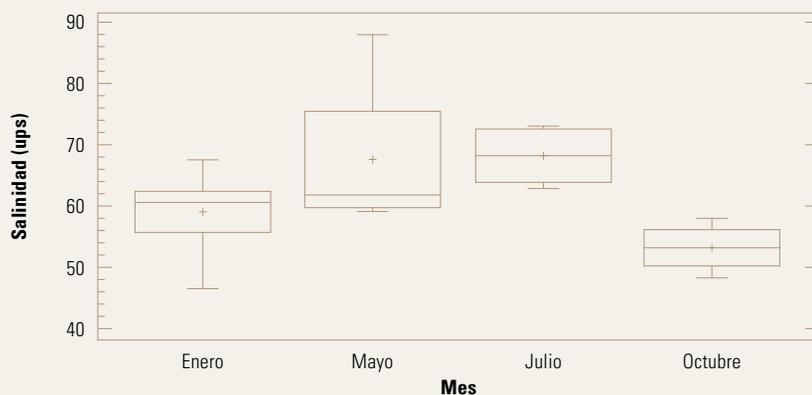
FIGURA 5.3

Toma de muestras de agua intersticial y medición de la salinidad y temperatura. FOTO: RPC.

RECUADRO 5.2

Comportamiento de la salinidad en un sitio de manglares en Laguna de Términos, Campeche (cortesía de Pérez-Ceballos).

Se muestra la salinidad intersticial de un sitio de manglar dominado por *A. germinans*. La gráfica indica que el comportamiento de la salinidad presentó variabilidad a lo largo del año. Los valores más altos se registraron en mayo, con una máxima de 87 ups. La salinidad mínima se registró en octubre; la dispersión de la caja del gráfico también indicó menor variación entre los datos en ese mes. En el ejemplo, octubre corresponde a la época de mayores inundaciones y lluvias; ello demuestra que en la salinidad intersticial influyen los cambios en la hidrología según la época del año.

**5.2.2 Temperatura**

La temperatura también es una variable básica en estudios nacionales o locales. Su registro es relativamente sencillo y aplica tanto para manglares tipo arbóreo como tipo arbustivo.

Existen dos temperaturas que afectan los manglares: la ambiental, que limita su distribución geográfica, y la del agua intersticial, que regula los procesos biológicos (p. ej., microbianos). En cuanto a la temperatura ambiental, se ha visto que los manglares alcanzan su mejor desarrollo bajo condiciones tropicales o subtropicales, donde la temperatura atmosférica en los meses más fríos es superior a los 20 °C y la fluctuación estacional

no excede los 5 °C (Kathiresan y Qasim 2005). Sin embargo, las temperaturas mayores a 38–40 °C son desfavorables porque las hojas de los manglares son sensibles a la temperatura y su capacidad fotosintética disminuye con temperaturas altas (se reduce a cero cuando la temperatura alcanza dichos valores; la temperatura de la hoja óptima para la fotosíntesis es entre 28 y 32 °C). Un pequeño aumento de la temperatura puede cambiar el ciclo de reproducción y alterar la duración entre la floración y la caída de los propágulos maduros (Kathiresan y Qasim 2005).

La temperatura del agua que está relacionada con la ambiental es una variable que responde a las condiciones locales del clima y es el principal regulador en los procesos geoquímicos y biológicos en el manglar. La temperatura influye en el crecimiento, la actividad y sobrevivencia de los organismos; también en las reacciones químicas y enzimáticas reguladoras del proceso de la descomposición de la materia orgánica, ya que la actividad microbiana y la descomposición de la materia orgánica se aceleran con el incremento de la temperatura y ésta modifica la disponibilidad de oxígeno (Reddy y DeLaune 2008).

Los datos de la temperatura ambiental del sitio se pueden obtener a partir de las estaciones meteorológicas del Servicio Meteorológico Nacional,² donde cada Estación Meteorológica Automática (EMA) está conformada por un grupo de sensores que registran y transmiten información meteorológica de forma automática de los sitios donde están estratégicamente colocadas. Su función principal es la recopilación y monitoreo de algunas variables para generar archivos del promedio de cada 10 minutos de todas las variables, esta información es enviada vía satélite en intervalos de 1–3 horas por estación.

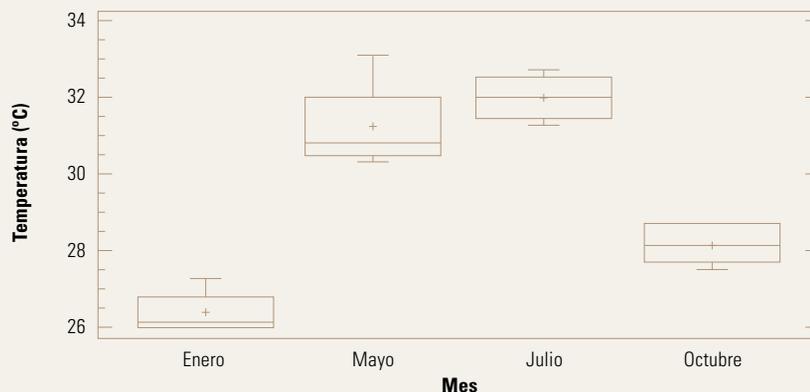
La medición de la temperatura del agua superficial e intersticial puede realizarse con una sonda multiparamétrica o un termómetro de cualquier tipo (p. ej., el electrónico tiene una sonda o cable para transmitir la información desde donde se mide el parámetro). La temperatura se registra en grados Celsius (°C) y se recomienda tomarla y asociarla al almacén de agua muestreado, para poder relacionarla entonces con las otras variables fisicoquímicas con las cuales tiene un efecto directo (p. ej., pH y potencial redox); la medición más relevante es la del almacén intersticial (30–40 cm de profundidad), por las razones que se han comentado en secciones anteriores. En el recuadro 5.3 se muestra un ejemplo del comportamiento de la temperatura del agua intersticial en un sitio de manglar a lo largo del año.

2 <http://smn.cna.gob.mx/emas>

RECUADRO 5.3

Comportamiento de la temperatura del agua intersticial en un sitio de manglares en Laguna de Términos, Campeche (cortesía de Pérez-Ceballos).

Se muestra la variación de la temperatura del agua intersticial. Las menores temperaturas se registraron en enero, con un promedio de 26.1 °C, a consecuencia de los frentes fríos. En mayo y julio se registraron las mayores temperaturas (> 30 °C) como consecuencia de la estacionalidad (época seca, con alta radiación solar y evapotranspiración). Finalmente, cuando inician las lluvias, la temperatura decrece, como en octubre cuando la temperatura promedio fue de 28 °C.

**5.2.3 Potencial de hidrógeno (pH)**

Al igual que la salinidad, el potencial de hidrógeno (pH) en el agua de los manglares es una variable básica en estudios que se desarrollan desde el nivel nacional hasta el local. Su registro es relativamente sencillo y aporta información muy valiosa para comprender los procesos que ocurren en el ecosistema ya que suele determinar la calidad, características, capacidad de absorción y solubilidad de muchas sustancias presentes en el sistema y repercute en el modo en que los nutrientes, metales pesados e incluso pesticidas son eliminados o acumulados tanto en las plantas como en el suelo de los manglares. El pH se registra tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo, y aunque no forme parte fundamental de los objetivos de estudio, su registro y compartición con otros grupos de investigación es relevante.

El pH del agua de los ecosistemas acuáticos se refiere a la concentración de H^+/OH^- (hidrogeniones) en el agua, lo que determina su acidez o alcalinidad. Los valores de pH se miden en una escala que va de 0 (muy

ácido) a 14 (muy alcalino); se considera pH neutro si se encuentra entre 6.7 a 7.2. Existe una relación específica entre el potencial redox y el pH, ya que el primero refleja la medida de la actividad de electrones (e^-), análoga al pH, que mide la actividad del H^+ (Mitsch y Gosselink 1993).

Los suelos orgánicos suelen ser ácidos, mientras que los suelos minerales a menudo tienen condiciones más neutras o alcalinas. Existe una consecuencia general de la inundación en los suelos por largos periodos: la acumulación de sulfuros que causa condiciones de acidez extrema que llegan a causar mortalidades en extensas áreas de manglar (Mitsch y Gosselink 1993). El agua superficial e intersticial de los manglares se encuentra en un amplio rango de pH, pero en general los valores del agua del suelo son ácidos (Suprayogi y Murray 1999).

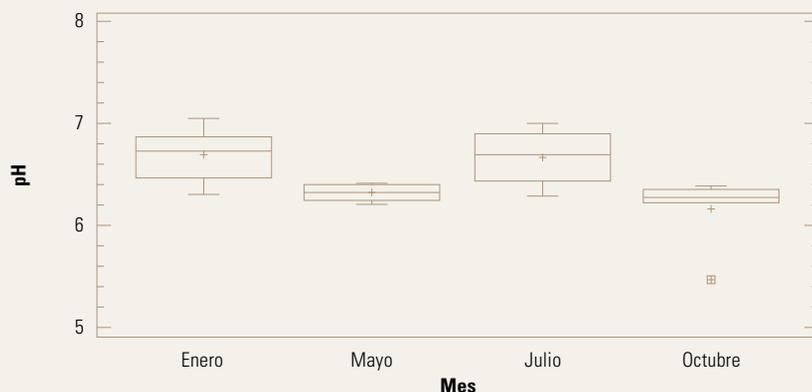
Los cambios de pH en los suelos de los manglares influyen significativamente en el equilibrio de óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfuros, fosfatos y silicatos. Ese equilibrio regula la precipitación y disolución de los sólidos, la adsorción y separación de los iones y las concentraciones de sustancias o iones tales como Al^{+3} , Fe^{+2} , H_2S , H_2CO_3 (Reddy y DeLaune 2008). El pH del suelo disminuye con el aumento de la distancia desde el borde del agua. Se ha observado también que el pH puede afectar los estadios iniciales de crecimiento de las plántulas de manglar (Lim *et al.* 2012).

El pH se mide regularmente mediante un sensor de pH conectado a un potenciómetro o "peachímetro," que mide la diferencia de potencial entre un electrodo de referencia (generalmente de plata/cloruro de plata) y un electrodo de vidrio sensible a la actividad de los iones de hidrógeno. Aunque cada vez menos, este parámetro también se puede registrar con papel indicador pH. En el recuadro 5.4 se muestra un ejemplo del comportamiento del pH en un sitio de manglar a lo largo del año.

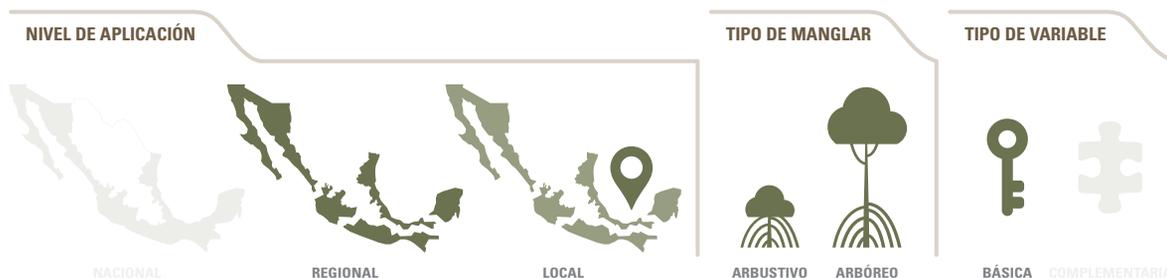
RECUADRO 5.4

Comportamiento del pH del agua intersticial en un sitio de manglares en Laguna de Términos, Campeche (cortesía de Pérez-Ceballos).

Se muestra un ejemplo de la variación anual del pH en un sitio de manglar. Los valores de pH estuvieron en enero, mayo y julio entre 6.2 y 7.1, ligeramente ácidos hasta encontrar la neutralidad. En octubre (lluvias), el pH disminuyó entre 6.4 y 5.5 en algunas estaciones debido a la incorporación del agua de lluvia (cuyo pH es de 5.8 en promedio para la zona).



5.2.4 Potencial redox (Eh)



El registro del potencial redox (Eh) es básico en múltiples estudios que se desarrollan a nivel local o regional, tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo, ya que, su análisis, junto con el del pH, proporciona información valiosa sobre diversos procesos ecológicos que ocurren en el ecosistema.

Las reacciones oxidación-reducción (potencial redox) se caracterizan por la transferencia de electrones de un componente a otro. En cada reacción redox, un componente es reducido (acepta electrones) y el otro es oxidado (dona electrones). La oxidación se produce no sólo durante la absorción del oxígeno, sino también cuando el hidrógeno dona electrones, por lo general cuando un elemento químico cede electrones. La oxidación de compuestos orgánicos es la fuerza motriz en la mayoría de las reacciones redox y resulta en la descomposición de la materia orgánica del suelo (Vasilas 2011).

El potencial redox, o potencial de oxidación-reducción, se mide en milivoltios (mV), medida que indica la capacidad del suelo para oxidar o reducir sustancias. Es un indicador de las condiciones de anaerobiosis a las que están sujetas las estructuras vegetales subterráneas, así como de la profundidad y temporalidad de la inundación en el manglar o humedales en general (Flores-Verdugo *et al.* 2007). Esta variable, aunada al pH, regula muchas de las reacciones biogeoquímicas y determina la estabilidad de los minerales y la regeneración de nutrientes en el suelo y los sedimentos (Reddy y DeLaune 2008).

El intervalo de Eh observado en los suelos de los humedales, incluyendo manglares, es entre +700 a -300 mV. Los valores positivos representan baja actividad de electrones y presencia de condiciones aerobias a condiciones moderadamente anaeróbicas (típicas de zonas de transición en el humedal), lo que favorece las reacciones de oxidación; por su parte, los valores negativos representan alta actividad electrónica y condiciones intensamente anaeróbicas (típicas de suelos permanentemente inundados) que favorecen las reacciones de reducción (Patrick *et al.* 1996; Reddy y DeLaune 2008).

El grado de reducción depende de la duración de la inundación, el porcentaje de materia orgánica y la apertura del ecosistema a flujos de agua dulce y salada. Los flujos de agua superficiales en los suelos de los manglares disminuyen las condiciones reducidas en ellos porque dichas aguas contienen oxígeno disuelto que se difunde hacia los suelos (Mitsch y Gosselink 1993). Los suelos de los manglares soportan una amplia variedad de reacciones redox que son relevantes para áreas de la investigación ambiental, como la pedogénesis, la descomposición de hojarasca, los ciclos de nu-

trientes, la transformación de contaminantes y los procesos de emisiones de gases (Megonigal y Rabenhorst 2013).

En los ambientes anaerobios tienen lugar, en una secuencia predecible, varias transformaciones químicas y biológicas (cuadro 5.2). Una de las primeras reacciones que se producen en los suelos de los humedales es la reducción de NO_3^- (ion nitrato) a NO_2^- (ion nitrito), y en última instancia a N_2O (óxido nitroso) o N_2 (nitrógeno molecular); el nitrato se convierte en un aceptor de electrones a aproximadamente 250 mV. A medida que el potencial redox continúa disminuyendo, el manganeso se transforma de mangánico a los compuestos de manganeso en alrededor de 225 mV. El hierro se transforma de férrico a ferroso a unos 120 mV, mientras que el sulfato se reduce a sulfuros de -75 a -150 mV. Por último, si las condiciones anaerobias o reducidas del suelo en el humedal se mantienen, el carbono de la materia orgánica y del CO_2 (producido por las bacterias) será el aceptor terminal de los electrones, produciéndose metano en un ambiente de -250 mV. (Tomlinson 1986; Misch y Gosselink 1993).

CUADRO 5.2

Formas oxidadas y reducidas de algunos elementos y potencial redox aproximado para su transformación (Fuente: Mitsch y Gosselink 1993).

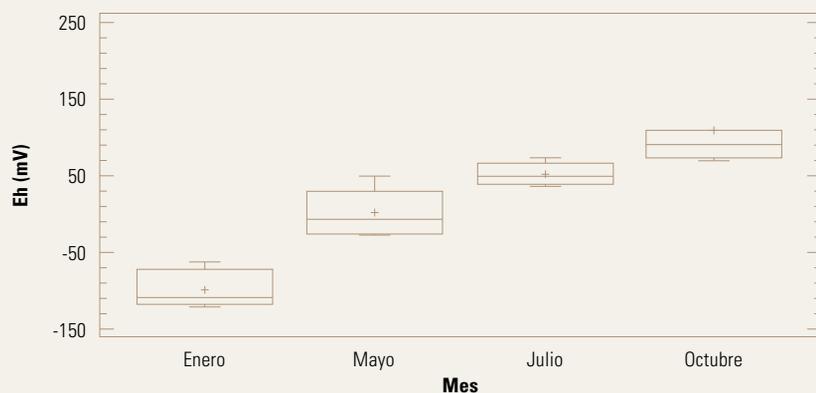
Elemento	Forma oxidada	Forma reducida	Potencial redox para su transformación
Nitrógeno	NO_3^- (nitrato)	N_2O , N_2 , NH_4^+	250
Manganeso	Mn^{4+} (mangánico)	Mn^{2+} (manganoso)	225
Hierro	Fe^{3+} (férrico)	Fe^{2+} (ferroso)	120
Sulfuro	SO_4^- (sulfato)	S^- (sulfuro)	-75 a -150
Carbono	CO_2 (dióxido de carbono)	CH_4 (metano)	-250 a -350

Se puede medir el potencial redox insertando un electrodo de platino inerte en el suelo, referenciado a un electrodo de hidrógeno o calomelanos (Mitsch y Gosselink 1993). La profundidad para la medición es relativa y depende de los objetivos del estudio, ya que como se mencionó antes, el redox interviene en diferentes reacciones químicas que suceden desde el nivel superficial hasta por debajo de 1 m. No obstante, se recomienda que si se registran los demás parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial (30 a 40 cm de profundidad, como se sugiere en este libro), se obtenga el valor de potencial redox a esa misma profundidad; eso dará información relevante e integradora del resto de las variables y de los procesos biogeoquímicos y ecológicos. Al extraer la muestra para la estimación de esta variable es importante evitar el burbujeo porque adiciona oxígeno y afecta la estimación del valor real. En el recuadro 5.5 se muestra un ejemplo del comportamiento del potencial redox en un sitio de manglar a lo largo del año.

RECUADRO 5.5

Comportamiento del potencial redox (Eh) en el suelo en un sitio de manglar en Laguna de Términos, Campeche (cortesía de Pérez-Ceballos).

Se midió el potencial redox (Eh) y se observó un incremento durante el periodo enero-octubre. En enero se encontró un ambiente reducido (-125 mV) debido a que el sitio estuvo inundado en los dos meses anteriores (noviembre y diciembre) durante largos periodos, y los niveles de inundación permanecieron constantes por las entradas de agua superficial, precipitación y por las mareas. Los valores más altos del Eh se registraron en octubre, provocando un ambiente moderadamente reducido.

**5.2.5 Sulfuros**

El registro y análisis de los valores de los sulfuros en un sitio de manglar se considera complementario en estudios que se desarrollan a nivel local, tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo. No obstante, la medición de esta variable se vuelve básica en trabajos de rehabilitación en manglares, ya que la identificación y control de su origen, cuando se trata de fuentes antrópicas, juega un papel fundamental en el éxito de las acciones; su evaluación al inicio proporciona información trascendental sobre la salud del sistema y su monitoreo proporciona datos sobre su recuperación.

El sulfuro es un elemento importante en la biogeoquímica de los humedales; existe en diferentes estados de oxidación (algunos altamente

reactivos con metales), de modo que participa en reacciones clave de procesos microbianos y es importante para la degradación de la materia orgánica. Los humedales obtienen el sulfuro de muchas fuentes naturales y antropogénicas; la escorrentía agrícola, las aguas residuales, la lluvia ácida y las principales fuentes de drenaje e industriales pueden aumentar drásticamente los niveles de azufre en los humedales (Orem y Bates 2013).

En el agua de los humedales se hallan tres tipos químicos de sulfuros solubles: H_2S (el sulfuro de hidrógeno, denominado ácido sulfhídrico en disolución acuosa), HS^- (ion bisulfuro) y S^{2-} (ion sulfuro); el más común es el ácido sulfhídrico. Esos compuestos son tóxicos para las plantas, animales y microorganismos del humedal de manglar y pueden afectar la distribución de las especies y la productividad, o inhibir la absorción de nutrientes. Aunque sea en bajas concentraciones, los sulfuros tienen un comportamiento regulador del ecosistema porque su presencia afecta o limita el crecimiento vegetal o animal de las especies. Pezeshki *et al.* (1988) identificaron que el sulfuro en el sedimento limita el desarrollo radicular; en los pantanos costeros de Luisiana, la distribución de las raíces puede estar inversamente relacionada con las concentraciones de sulfuro (DeLaune *et al.* 1983). La presencia de sulfuro de hidrógeno produce un característico olor a huevo podrido; se presenta en suelos inundados por largos periodos; es un fuerte indicador de suelos hídricos y ocurre sólo en las partes más húmedas (U.S. Army Corps of Engineers 2010).

Es posible determinar la concentración de sulfuros *in situ* tomando muestras del agua intersticial, entre 30–40 cm de profundidad porque a esa profundidad la biomasa de raíces es mayor y es ahí donde ocurre la mayor parte de los procesos biogeoquímicos (a nivel superficial hay bioperturbación, mientras que a mayor profundidad sólo hay bacterias anaerobias estrictas por condiciones reducidas). Un método por espectrofotometría para medir la concentración de sulfuros en el suelo es mediante la química del azul de metileno, donde en una solución ácida, los sulfuros (solubles) reaccionan con el N,N-dimetil-p-fenilendiamina y el cloruro férrico para producir el azul de metileno (APHA 1992; US EPA 1983). El resultado y la intensidad del color azul será directamente proporcional a la concentración de sulfuro en la muestra de agua (mg/l). Los sulfuros son compuestos volátiles, en especial en soluciones ácidas, por lo que es recomendable realizar el análisis lo antes posible tomada la muestra (fig. 5.4).

Como se indicó en el apartado anterior, los sulfuros son la reducción de los sulfatos y la fuente de los sulfatos es el mar; su presencia no es ningún problema sino su cantidad. Todos los manglares tienen bacterias sulfato reductoras; sin embargo, los problemas de degradación del ecosistema de manglar se originan cuando la inundación se mantiene y las bacterias sulfato reductoras empiezan a dominar; esa dominancia cede cuando la inundación termina y nuevamente empieza el ciclo óxido-reducción. Por lo anterior, el nivel de sulfuros es una variable clave que se debe considerar en proyectos de rehabilitación hidrológica o para detectar procesos de degradación del ecosistema (Zaldívar-Jiménez, com. pers.). En el recuadro 5.6 se muestra un ejemplo del comportamiento del ion sulfuro en un sitio de manglar a lo largo del año.



FIGURA 5.4

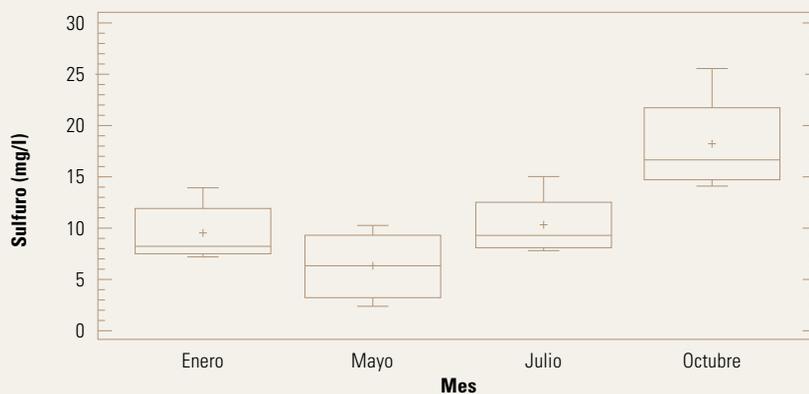
Espectrofotómetro de campo y ampollitas utilizadas, en las que se observan las diferentes tonalidades de azul.

FOTO: RPC.

RECUADRO 5.6

Comportamiento del ion sulfuro en el suelo en un sitio de manglar en Laguna de Términos, Campeche (cortesía de Pérez-Ceballos).

Se muestra un ejemplo de la variación anual del ion sulfuro. En octubre se registraron las mayores concentraciones, entre 14.1 y 25.7 mg/l, resultado de mayores niveles y tiempos de inundación, sobre todo de mareas altas, el agua proveniente de los ríos que descargan en la laguna y la precipitación pluvial. Sin embargo, en mayo (secas) se observó que la concentración del ion sulfuro disminuyó entre 2.4 y 10.3 mg/l debido a que en esa época se registraron los niveles de inundación más bajos; el humedal puede incluso estar sin inundación, con lo que el oxígeno se incorpora al sistema del suelo y con ello oxida los tipos reducidos. En enero y julio se presentaron concentraciones similares de sulfuro en el suelo; en ambos meses el comportamiento de la inundación fue de niveles medios (de 10 cm de inundación). Las concentraciones de sulfuro por arriba de los 20 mg/l durante grandes periodos son tóxicas para las especies de manglar.



5.3 VARIABLES DE LOS SEDIMENTOS

Los suelos son componentes clave de los humedales. Sirven como integradores a largo plazo de los impactos en la carga de nutrientes y contaminantes en el sitio, pero su evaluación no es adecuada para determinar los cambios temporales a corto plazo en el sistema (Reddy *et al.* 2013). A pesar de su importancia, el suelo es el componente menos estudiado en los manglares, quizá debido a la dificultad de obtener las muestras adecuadas para las estimaciones.

Por fortuna, cada vez se reconoce más la importancia de los manglares como reservas de carbono a nivel global y, por lo tanto, la necesidad de medir este componente en el suelo (véase capítulo 6). Los suelos orgánicos de los humedales son diferentes a los terrestres y por lo general más difíciles de muestrear. No existe a la fecha una metodología o equipo único para muestrear suelos debido a la gran variabilidad de su contenido mineral y profundidad (Kauffman *et al.* 2013).

Los suelos de humedales, incluidos los de los manglares, se llaman suelos hídricos. Esos suelos se definen como suelos saturados o inundados suficiente tiempo, durante la estación de crecimiento de las plantas. Las condiciones de anaerobiosis, es decir, con bajas cantidades de oxígeno, producen cambios físicos y químicos en el suelo que se vuelven aparentes y sirven como indicadores de las condiciones hídricas. Esos indicadores tardan muchos años en desarrollarse y se asocian en el largo plazo a la hidrología del humedal de un sitio. Los indicadores físicos de las condiciones saturadas del suelo persisten después de que la hidrología de un área ha sido alterada y la vegetación de los humedales ha desaparecido; se trata de los indicadores más permanentes y estables, por ello tienen un fuerte valor en la evaluación del sitio (Campos y Moreno-Casasola 2009).

5.3.1 Nitrógeno y fósforo



La evaluación del nitrógeno y el fósforo en un sitio de manglar es básica en estudios que se desarrollan a nivel local, tanto para manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo, porque esos dos elementos son parte fundamental de diversos procesos bioquímicos, entre ellos la productividad. No obstante, debido a la relativa dificultad para obtener las muestras y procesarlas, su estimación dependerá de los objetivos del estudio.

Para cualquier ente vegetal, el nitrógeno y el fósforo son elementos esenciales en gran variedad de procesos biológicos y químicos, tanto a nivel de organismo (p. ej., crecimiento y reproducción) como a escala de ecosistema (Alongi *et al.* 1992). El nitrógeno forma parte de las proteínas y enzimas de la molécula de clorofila, así que es indispensable en la síntesis de éstas y vital para la realización de la fotosíntesis. Por su parte, el fósforo es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas: participa en procesos metabólicos como la fotosíntesis, la transferencia de energía y la síntesis y degradación de carbohidratos; la productividad es uno de los aspectos más limitados por la concentración de fósforo en el agua y el suelo.

Es posible que a partir de una misma muestra de suelo, por ejemplo la que se obtiene para la estimación de carbono subterráneo (véase acápite 6.2.2), se logren cuantificar también el nitrógeno y fósforo. O bien, para conocer los valores de nitrógeno se utiliza un nucleador de PVC o de metal con un diámetro de 6 cm y 90 de largo, la muestra de sedimento se secciona en intervalos de 10 cm; las submuestras se colocan en bolsas Ziploc® y se trasladan al laboratorio; ahí serán secadas, molidas y tamizadas para homogeneizar las partículas (fig. 5.5).



FIGURA 5.5

Secado, tamizado y pesado de sedimentos de manglar.

FOTO: CT.

El nitrógeno se mide en un autoanalizador elemental (la fig. 5.5 presenta el modelo FLASH-EA-1112 Quest). Se pesan de 20 a 30 mg de muestra de sedimento en cápsulas de estaño y se sellan; este análisis se debe realizar por triplicado para disminuir el error en los cálculos. Luego, las muestras se colocan en un autoanalizador: se detectan las moléculas de nitrógeno y se registran en un programa (Eager 300) que genera una gráfica con picos de concentración; esta gráfica debe ajustarse al tiempo en que se alcanzó el pico más alto, para que el programa detecte las concentraciones de nitrógeno. Los resultados se muestran en porcentaje total del nitrógeno.

En VanZomeren *et al.* (2013) se pueden revisar los detalles de diferentes métodos para la caracterización de nitrógeno orgánico en humedales, incluso adecuaciones de estos investigadores a los métodos.

Por otra parte, el fósforo total se mide por colorimetría siguiendo la metodología descrita por Aspila *et al.* (1976) y Parson *et al.* (1984): se pesan 0.2 g de muestra de sedimento con un vial y luego se calina en una mufla a 550 °C; este análisis debe realizarse por triplicado para disminuir el error en los cálculos. Las muestras calcinadas se vacían en matraces Erlenmeyer (50 ml), se agregan 25 ml de HCL al 1 N y se cubren con papel parafilm. Luego se colocan en un agitador orbital a 150 revoluciones por minuto durante 16 horas (fig. 5.6).



FIGURA 5.6

Agitación de muestras de sedimento para estimación de fósforo. FOTO: CT.

Una vez agitadas las muestras, se pasan por un filtro número 42 y un embudo de 3". El extracto obtenido se transfiere en viales de 20 ml, para almacenarlos. La determinación del fósforo total se da por la reacción de estos compuestos con el molibdato de amonio en un medio ácido, seguida de una reducción del ácido fosfomolibdico con una mezcla de ácido ascórbico y tartrato de antimonio y potasio. El color generado es azul y su intensidad está en función del fósforo. La extinción de molibdato azul se mide en un espectrofotómetro a 885 nm usando una celda de 1 cm. Estas son las fórmulas para estimar el fósforo total:

$$\text{mg P/mg muestra} = \frac{(\text{concentración}) * (0.00155) * (\text{factor de dilución})}{(\text{masa mg})}$$

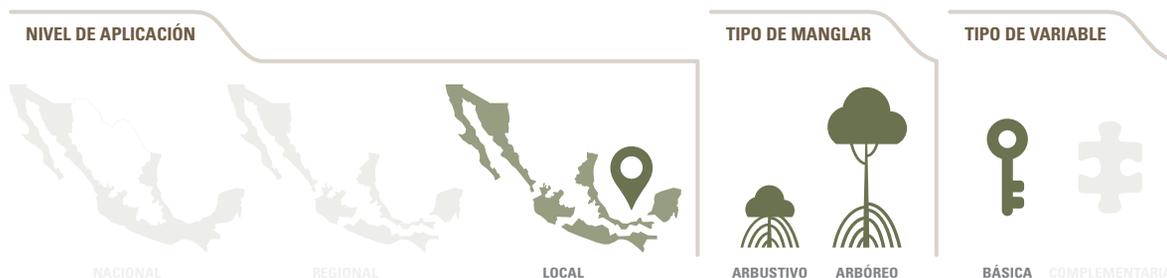
$$\% P \text{ total} = \frac{((\text{concentración}) * (0.00155) * (\text{factor de dilución}))}{(\text{masa mg})} * (100)$$

donde:

P = fósforo

Richardson y Reddy (2013) presentan una amplia revisión de la química del fósforo en humedales y explican con detalle los métodos más usados; indican la necesidad de adecuaciones a los métodos tradicionales, por lo que se recomienda su revisión durante la planificación y selección de métodos para la caracterización de esta variable.

5.3.2 Microtopografía



La determinación de la microtopografía en un sitio de manglar se considera básica en estudios que se desarrollan a nivel local, tanto para manglares de tipo arbóreo como arbustivo, ya que esta variable afecta de manera física gran parte de los procesos que ocurren en el sistema.

La topografía de los humedales costeros es un factor relevante para el establecimiento de distintos tipos de comunidades vegetales. Cambios menores en la topografía (10 cm) generan cambios en la hidrología y en las variables asociadas y son suficientes para el crecimiento de diferentes comunidades vegetales (Flores-Verdugo *et al.* 2007). Esta condición también explica la vulnerabilidad de los manglares al incremento del nivel medio del mar.

Por su importancia, la microtopografía debe ser considerada en proyectos de restauración y rehabilitación hidrológica, en los que esta caracterización permitirá planear las necesidades y prioridades del restablecimiento del flujo hidrológico y el arreglo de las especies que serán plantadas (Flores-Verdugo y Agraz-Hernández 2009) o de las especies con las que se busca un proceso de establecimiento natural (actualmente una de las principales directrices en proyectos de este tipo).

Como la microtopografía es un rasgo ambiental que suele cambiar lentamente, su caracterización y monitoreo deben planearse de acuerdo con los objetivos del estudio, la frecuencia de la incidencia de eventos climatológicos extremos, la presencia de una fuerte hidrodinámica costera o si se trata de UM temporales o permanentes. Por ejemplo, las áreas de manglar con alto flujo de sedimentos, como los manglares ubicados en deltas y deltas-lagunares, requerirán un monitoreo más frecuente. A pesar de la heterogeneidad de los manglares de México, la frecuencia de caracterización de la microtopografía deberá planearse considerando la siguiente información: en un manglar natural, la elevación del suelo está entre 1 y 3 mm por año.

La degradación de manglar incrementa la compactación y la densidad aparente del suelo, por lo que las áreas en esa condición deberían ser monitoreadas con mayor frecuencia. Por ejemplo, durante un proceso de degradación, la pérdida de suelo en un lapso de 10 años puede ser de hasta 8 cm y eso podría desencadenar pérdida de extensas áreas de manglar, como en el caso de la península de Yucatán.

En cualquier caso, es importante obtener la microtopografía del sitio al principio del estudio y después de disturbios naturales como huracanes o tormentas, debido al ingreso de sedimentos al sistema.

Entre los métodos para obtener la microtopografía se encuentra el uso de teodolito y estaciones totales, pero uno de los más eficaces y sencillos

es el de la manguera de nivel (fig. 5.7), una adaptación de una herramienta de trabajo muy utilizada en la industria de la construcción (Flores-Verdugo y Agraz-Hernández 2009). Los niveles microtopográficos por sitio se pueden determinar con base en una manguera de nivel convencional, flexómetros, plumones indelebles y estadales de madera de 1.50 m de altura (Agraz-Hernández 1999).



FIGURA 5.7

Muestra el método de manguera de nivel para la obtención de la microtopografía en un sitio de manglares.
FOTO: CMAH.

La medición se realiza mediante transectos perpendiculares al mar, laguna y río (según el caso), iniciando desde la orilla de estos y clavando un estadal de madera en el que se marca el nivel del agua. Luego se mide con el flexómetro la distancia del suelo a la marca (nivel de agua). Se aumenta y marca aproximadamente 1 m (dependiendo de la pendiente del suelo) en la parte superior del estadal y se clava otro estadal al inicio del bosque midiendo la distancia entre un estadal y otro. Con la manguera de nivel convencional previamente con agua (sin burbujas de aire, para que no interfirieran en la lectura), se corre el nivel del primer punto al segundo (subiendo o bajando la manguera en el segundo estadal, de tal manera que el menisco de agua coincida con la segunda marca en el primer estadal. Una vez obtenido el nivel en el segundo estadal, se mide nuevamente la distancia del suelo a la nueva marca (nivel). Se recomienda identificar entre estadal y estadal las especies y los cambios en la estructura del bosque. Se continúa con el mismo procedimiento hasta terminar con el perfil de vegetación en cada una de las estaciones de muestreo (Agraz-Hernández *et al.* 2012).

5.3.3 Textura



La evaluación de la textura del suelo es una variable complementaria que se estima en UM temporales o permanentes, en estudios a nivel local, tanto en manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo. Su determinación dependerá de los objetivos del estudio.

Se denomina textura a la composición mecánica de un suelo, es decir, la distribución de los tamaños de las partículas que lo constituyen. Se refiere a cómo las partículas de arena, limo, arcilla y sustancias orgánicas se agrupan y determinan un patrón de poros que influye en el movimiento del agua, la aeración y la porosidad del sedimento. La textura está relacionada con la condición y función de los sedimentos, como retención, transporte de agua, productos químicos e incluso fertilidad. Entonces, la textura está dada por el porcentaje relativo de arena, limo y arcilla que contiene la muestra de sedimento. Se registra para cada horizonte del sedimento; el número de horizontes puede variar de un sistema a otro (Siebe *et al.* 2006; Campos y Moreno-Casasola 2009).

No es común que el suelo esté formado por un solo tipo de partículas; en general, se trata de una mezcla de los tres tipos en diferentes proporciones. En edafología se utiliza un triángulo que muestra 12 clases de texturas reconocidas (fig. 5.8): arcillosa, arcillo arenosa, franco arcillosa, arcillo limosa, franco arcillo limosa, franco arcillo arenosa, franca, franco arenosa, franco limosa, arenosa, arenosa franca y limosa. El tamaño de las partículas de arena varía entre 50 y 2 000 μm ; de limo, entre 2 y 50 μm , y las de arcilla son menores a 2 μm .

Los suelos de los manglares son extremadamente dinámicos y ejercen una gran influencia sobre la salud y el desarrollo de las plantas de manglar. Se ha observado que los suelos del manglar son principalmente de tipo franco arcilloso, pero hacia el interior del manglar se reducen las cantidades de limo y aumenta la de arcilla (Lim *et al.* 2012).

Para evaluar la textura del suelo es necesario tener en cuenta la distribución textural de los horizontes del perfil. No es lo mismo una textura similar en todo el perfil (poco común) que distintos horizontes con distintas texturas que incidan de manera particular en los procesos edáficos. Jordán (2006) indica dos métodos básicos para la determinación de la textura. Por una parte, el ensayo al tacto tiene numerosas ventajas, como la facilidad de aplicarlo en campo o en el laboratorio y su rapidez, aunque requiere

experiencia y por ello se considera complementario a otros métodos. Por otra parte está el análisis mecánico del suelo, que consiste en determinar la distribución de partículas según su tamaño; existen diversas técnicas para determinar el porcentaje correspondiente a cada clase; la determinación de las fracciones más gruesas puede hacerse fácilmente por tamizado en húmedo, mientras que el análisis del contenido en partículas finas es más complicado. Una descripción amplia de estos métodos y diversos aspectos de la textura del suelo, entre otros tópicos edafológicos, puede ser consultada en Jordán (2006), disponible en línea.³

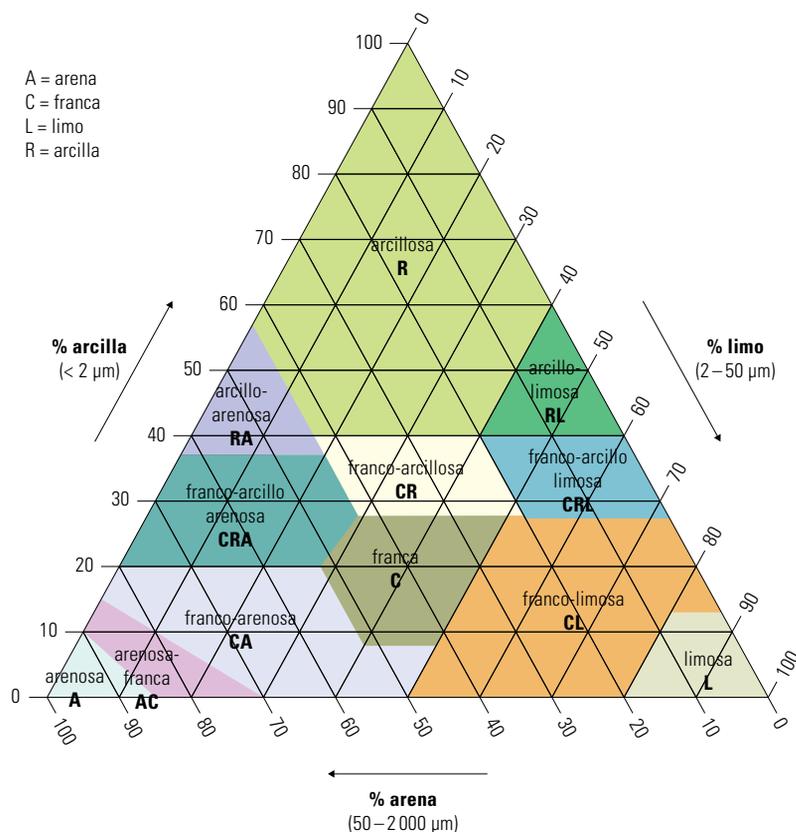
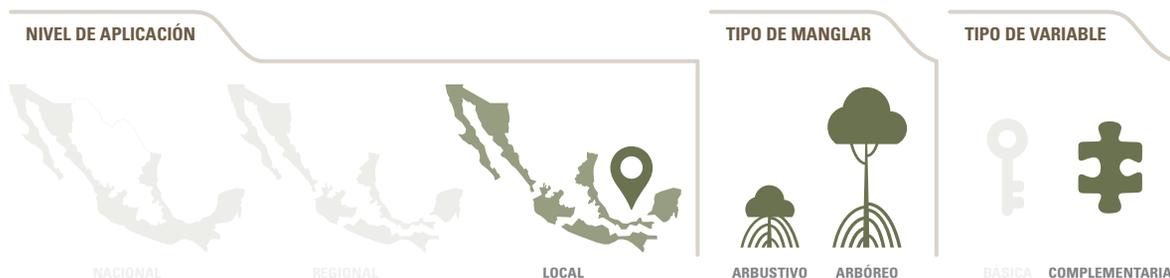


FIGURA 5.8

Triángulo de textura de sedimentos. Modificado de Siebe *et al.* 2006 y FAO-Finlandia *et al.* 2012.

³ <https://avdiaz.files.wordpress.com/2008/08/suelo-completo.pdf>

5.3.4 Densidad aparente



La evaluación de la densidad aparente del suelo es una variable complementaria que se puede estimar en UM temporales o permanentes, en estudios a nivel local, tanto en manglares de tipo arbóreo como tipo arbustivo. Su determinación dependerá de los objetivos del estudio, aunque se vuelve básica cuando se realizan estudios de estimación de carbono en suelo, las mismas muestras pueden ser utilizadas para cuantificar también esta variable (véase acápite 6.2.2).

La densidad aparente es un criterio importante para la evaluación del balance hídrico y la estimación de los contenidos de los nutrientes en el suelo; también es una variable determinante en relación con la permeabilidad y profundidad fisiológica (Siebe *et al.* 2006). La densidad depende de la estructura del suelo y refleja la forma y el arreglo de las partículas sólidas minerales y orgánicas, así como el espacio poroso del sedimento. En general, la densidad aparente puede variar desde 0.2 g cm^{-3} o menos en suelos orgánicos con muchos poros, a 2 g cm^{-3} o más en suelos minerales muy compactados (Campos y Moreno-Casasola 2009). Esta variable es una de las propiedades del sedimento más dinámica y varía en función de la presión externa y las propiedades del sedimento.

La densidad aparente es la medida en peso de suelo seco a 105 °C por unidad de volumen (g cm^{-3}). Su determinación se realiza tomando muestras sin perturbar con pequeños cilindros de 100 ml y secándolas a 105 °C en el laboratorio por 72 horas (fig. 5.9). En campo se puede sacar un monolito de un volumen determinado y llenar el espacio creado con agua, después de haberlo cubierto con una bolsa de plástico. El volumen se determina vaciando el agua en una probeta y midiéndola. El suelo removido se pesa en una báscula de campo y una alícuota del mismo se lleva al laboratorio para la determinación de la humedad aplicando la fórmula (Siebe *et al.* 2006):

$$Da = \frac{M}{V}$$

donde:

Da = densidad aparente (g cm^{-3})

M = masa (peso seco del sedimento g)

V = volumen del cilindro (cm^3)



FIGURA 5.9

Obtención y procesamiento de un núcleo de sedimento.

FOTO: CT.

5.3.5 Relación acreción vertical/elevación/subsidencia



El registro y monitoreo de estas variables en los sitios de manglar es complementario en algunos estudios que se desarrollan a nivel local; pueden ser evaluadas tanto en manglares de tipo arbóreo como arbustivo; por sus características de muestreo y cambios en los valores, son aplicables sólo para sitios de monitoreo a largo plazo. No obstante, la caracterización y seguimiento de estas variables adquiere un carácter clave cuando se trata de proyectos que tienen por objetivo evaluar el aumento del nivel medio del mar y los procesos sedimentarios que pudieron causar dichos cambios. Sería ideal contar con una red de sitios a nivel nacional en los que se registren estas variables; ello aportaría información trascendental sobre los cambios de nivel que ocurren en las diferentes regiones del país en el ecosistema de manglar.

Los procesos que involucran el cambio de la elevación de la superficie del manglar se dividen en dos: 1) procesos de superficie (ocurren sobre el suelo o en su superficie), como la sedimentación, acreción y erosión, y 2) procesos de subsuperficie (ocurren debajo de la superficie del suelo pero arriba del basamento o estrato consolidado), como el crecimiento-descomposición de las raíces, la expansión y contracción del suelo relacionado al contenido de agua, y la compactación, compresión y reconstrucción de los suelos debido al cambio del peso del material que está encima de ese estrato (McIvor *et al.* 2013).

Las medidas precisas de la elevación de los sedimentos en los humedales, y en especial de los manglares, son necesarias para determinar su tasa de acumulación. El balance entre la acreción y la subsidencia y su relación con el incremento del nivel medio del mar (INMM) más la topografía brindará una primera aproximación para definir los sitios más vulnerables al INMM (Herrera-Silveira *et al.* 2013). El monitoreo de estos cambios a largo plazo también proporciona información sobre repoblamiento vegetal o inundación de áreas, el cambio de clases de coberturas terrestres, entre otros (Ward *et al.* 2016).

Para obtener mediciones precisas de los pequeños cambios de la elevación del sedimento que proporcionen información sobre la relación acreción vertical/elevación del sedimento/subsidencia de las capas profundas de sedimento, se recomienda el uso de una mesa de elevación superficial (SET, por *Surface Elevation Table*). Se trata de un dispositivo mecánico portátil que toma mediciones precisas de cambios a pequeña escala de la elevación o pérdida de sedimentos no consolidados en los humedales (fig. 5.10) (Cahoon *et al.* 2000, 2002, 2002a; Herrera-Silveira *et al.* 2013).



FIGURA 5.10

Dave McNally, uno de los pioneros en el uso de SET.

FOTO: CORTESÍA DE DC.

El dispositivo SET es un método no destructivo para hacer mediciones precisas y exactas de los cambios en la elevación de sedimentos intermareales y submareales a largo plazo, mediante su relación con una referencia fija. Diversos investigadores han comprobado la eficacia y ventajas del SET sobre otros dispositivos (McKee *et al.* 2007; Krauss *et al.* 2010; Day *et al.* 2011).

Básicamente, el SET consiste en un medidor portátil de alturas fijo en una base sumergida en el suelo (tubo de aluminio de 10 cm de diámetro) hasta la zona profunda de 4–6 m, aproximadamente (Boumans y Day 1993).

Cada SET se coloca a unos 40 cm por arriba del piso y por medio de varillas (pines) se mide la distancia del suelo a la base.

Se sugiere al mismo tiempo marcar el horizonte superficial del suelo con un marcador como los feldespatos.⁴ El cambio de nivel respecto de la marca de feldespato permite estimar la acreción vertical en un tiempo determinado, mientras que los cambios registrados en el SET estiman los cambios de elevación o pérdida del sedimento en un espectro entre los 4 a 6 m de profundidad en un tiempo determinado (Cahoon y Turner 1989). El valor resultante entre los dos parámetros se conoce como subsidencia superficial (fig. 5.11), que se espera esté a la par con las predicciones del incremento del nivel medio para una región determinada; si esto fuera diferente y el valor fuera menor, esa localidad de manglar tenderá a inundarse y cambiar, lo que indica su vulnerabilidad al incremento del nivel medio del mar (Herrera-Silveira *et al.* 2013).

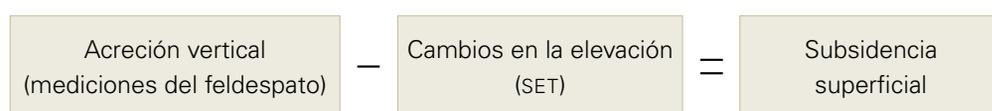


FIGURA 5.11

Mediciones para obtener la subsidencia superficial.

La base del SET se ubica en el centro de dichas plataformas; el área cubierta por las tarimas puede ser de 9 m². Una vez puestas las plataformas, se instalan las bases de aluminio de 3.5" de diámetro y 5 m de longitud; dentro de ellas se fijan con concreto tubos de aluminio de 2.5" con ocho horadaciones o muescas, las cuales ajustan con el brazo del SET. Para cada base las mediciones se hacen en cuatro posiciones que deben ser nombradas según su dirección en grados respecto del norte. En cada posición se realiza la lectura de los nueve pines que integran la mesa.

Para el caso de la acreción, se recomienda que el feldespato se coloque en tres cuadrantes por cada base del SET de 0.25 m² directamente sobre la superficie del suelo. La medición consiste en tomar un núcleo de 2 x 2 cm y medir la distancia del feldespato a la superficie del suelo. Se recomienda monitorear las mediciones de los cambios de elevación y la acreción al menos cada año, de preferencia en la misma época (Herrera-Silveira *et al.* 2013).

Callaway *et al.* (2013) proporcionan una descripción detallada del uso de este mecanismo. Existen además diversas páginas web relacionadas con el uso de las SET en diversas partes del mundo. Una de las más completas, en la que se puede encontrar información sobre teoría, diseño y colocación de estos dispositivos, usuarios y publicaciones, es la de la U.S. Geological Survey (USGS).⁵

4 Los feldespatos son un grupo de minerales tecto y aluminosilicatos que se consiguen en la industria de la cerámica.

5 <https://www.pwrc.usgs.gov/set/>

CONSIDERACIONES FINALES

A lo largo de este capítulo se presentaron las principales variables básicas y complementarias a estimar en el agua y los sedimentos en el ecosistema de manglar, se expuso la importancia de su medición para explicar los procesos biogeoquímicos y ecológicos que en él suceden y se mostraron los métodos comúnmente usados en su estimación.

Es necesario considerar que la toma de muestras para las diferentes variables en campo, así como su posterior manejo en laboratorio, requiere de pericia o supervisión y una buena organización que va desde la selección del equipo adecuado para el objetivo perseguido, preparación, calibración y verificación de su correcto funcionamiento, antes de salir al campo, hasta las consideraciones necesarias para el transporte, almacenamiento y procesamiento de las muestras, incluyendo el uso de formatos adecuados que faciliten el registro en campo y en gabinete. En la página web de la CONABIO, en la sección de Manglares de México, se encuentran los formatos de registro en los que se consideran todas las variables descritas en este y otros capítulos.

Su uso favorecerá la integración de información entre distintos grupos de trabajo.

En especial, la calibración de los equipos es trascendental porque los siguientes factores la pueden afectar: la contaminación, el daño físico, la inicialización inapropiada o una instalación inadecuada. No calibrar los equipos puede generar errores en las mediciones pero también conlleva la pérdida de recursos económicos invertidos en el desplazamiento hacia los sitios de muestreo y de información valiosa. La aplicación de buenas prácticas conduce a resultados confiables, comparables con los de otros grupos de trabajo (véanse acápite 2.4 y 8.2.1).

En la medida en que los grupos de trabajo de manglares a diferentes escalas (nacional, regional o local) integremos los datos de las variables básicas y complementarias de forma más fluida, se generará información para síntesis ecológica de los manglares no sólo para el avance de la ciencia, sino también para la toma de decisiones que apunten a medidas sustentadas para la conservación y manejo del ecosistema.

Referencias bibliográficas

- Agraz-Hernández, C.M. 1999. *Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa Noroccidental de México*. Tesis doctoral en Ciencias Biológicas Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León.
- Agraz-Hernández, C.M., J. Osti Sáenz, C.A. Chan Keb *et al.* 2012. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del golfo de México y Caribe mexicano: Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto FN010. México, D.F.
- Alongi, D.M., K.G. Boto, A.I. Robertson. 1992. Nitrogen and phosphorus cycles. En: *Tropical mangroves ecosystems. Coastal and estuarine studies*. A.I. Robertson, D.M. Alongi (eds.). American Geophysical Union, Washington D.C. pp. 251-292. doi: 10.1029/CE041p0251
- Alongi, D.M. 2009. *The energetics of mangrove forests*. Springer, Dordrecht.
- Alongi D.M., R. Brinkman. 2011. *Forest hydrology and biogeochemistry*. Springer, Nueva York.

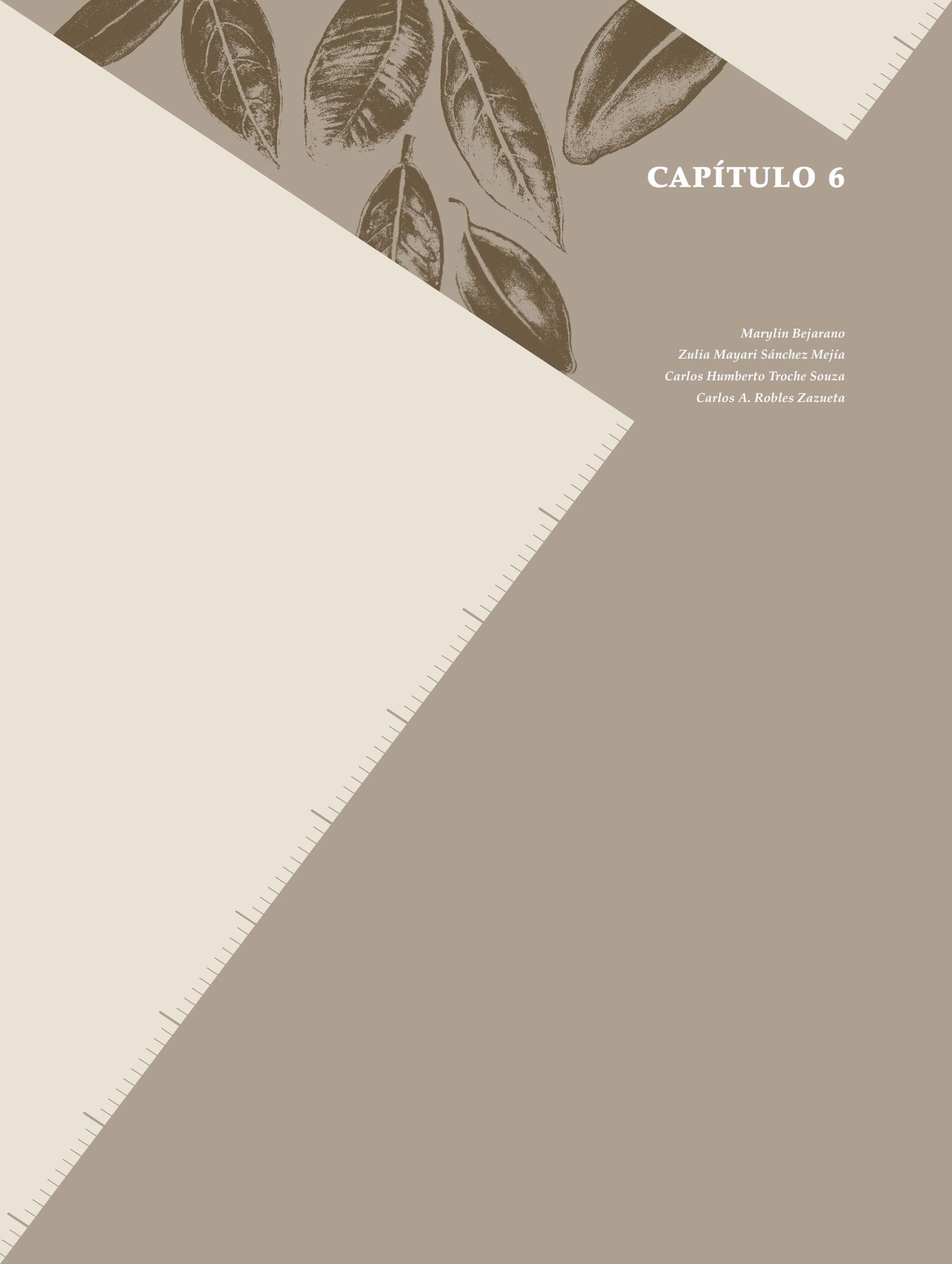
- APHA. American Public Health Association. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18 ed. APHA. Washington, DC.
- Aspila, K.I., H. Agemian, A.S.Y. Chau. 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst* 101:187–197.
- Balke, T., T.J. Bouma, E.M. Horstman *et al.* 2011. Windows of Opportunity: Thresholds to Mangrove Seedling establishment on Tidal Flats. *Marine Ecology Progress Series* 440: 1–9.
- Ball, M.C. 1988. Ecophysiology of mangroves. *Trees Structure and Function* 2: 129–142.
- Ball, M.C. 2002. Interactive effect of salinity and irradiance of growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees* 16: 126–139.
- Boumans, R.M. J., J.W. Day Jr. 1993. High precision measurements of sediment elevation in shallow coastal areas using a sedimentation erosion table. *Estuaries* 16: 375–380.
- Brinson, M.M. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands, Technical Report WRP-DE-4, U.S. Army Corps of Engineers Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Cahoon, D.R., R. E. Turner. 1989. Accretion and canal impacts in a rapidly subsiding wetland II. Feldespat marker horizon techniques. *Estuaries* 12: 260–268.
- Cahoon, D.R., P.E. Marin, B.K. Black, J.C. Lynch. 2000. A method for measuring vertical accretion, elevation, and compaction of soft, shallow-water sediments. *Journal of Sedimentary Research* 70 (5): 1250–1253.
- Cahoon, D.R., J. C. Lynch, P. Hensel *et al.* 2002. A device for high precision measurement of wetland sediment elevation: Recent improvements to the sedimentation-erosion table. *Journal of Sedimentary Research* 72 (5): 730–733.
- Cahoon, D.R., J.C. Lynch, B.C. Perez *et al.* 2002a. A device for high precision measurement of wetland sediment elevation: The rod surface elevation table. *Journal of Sedimentary Research* 72 (5): 734–739.
- Callaway J., D. R. Cahoon, J.C. Lynch. 2013. The Surface Elevation Table-Marker Horizon Method for measuring wetland accretion and elevation dynamics. En: *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. R.D. DeLaune, K.R. Reddy, C.J. Richardson, J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America, 10. Madison.
- Campos C.A., P. Moreno-Casasola. 2009. Suelos hidromórficos. En: *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. P. Moreno-Casasola y B. Warner (eds.). Serie Costa Sustentable No 1. Ramsar, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, pp. 111–130.
- Cole Ch., M. Kentula. 2006. Monitoring and Assessment-What to Measure... and Why. En: *Ecological Studies, Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*. Vol. 191. R. Bobbink, B. Beltman, J.T.A. Verhoeven, D.F. Whigham (eds.). Springer-Verlag, Berlin.
- Chapman, V. 1976. *Mangrove vegetation*. J. Cramer, Leutershausen.
- Day, J.W., C. Ibáñez, F. Scarton *et al.* 2011. Sustainability of Mediterranean deltaic and lagoon wetlands with sea-level rise: the importance of river input. *Estuaries and Coasts* 34: 483–493.
- Dahdouh-Guebas F., J.G. Kairo, R. de Bondt, N. Koedam. 2007. Pneumatophore height and density in relation to micro-topography in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Belg J Bot* 140 (2): 213–221.
- DeLaune, R., R. Baumann, J. Gosselink. 1983. Relationship among vertical accretion, coastal submergence, and erosion in a Louisiana Gulf Coast marsh. *Journal of Sedimentary Petrology* 53 (1): 147–157.

- DeLaune R.D., K.R. Reddy, C.J. Richardson, J.P. Megonigal (eds.). 2013. *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. Soil Science Society of America, 10. Madison.
- Dexler, J.Z., E.W. De Carlo. 2002. Source water partitioning as a means of characterizing hydrologic function in mangroves. *Wetlands Ecology and Management* 10: 103–113.
- FAO-Finlandia, ONU-REDD, PNUD, PNUMA, Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2012. Evaluación Nacional Forestal Proyecto Ecuador. *Manual de campo: Manglares y moretales*. Programa “Manejo Forestal Sostenible ente el Cambio Climático.
- Feller I.C., C.E. Lovelock, U. Berger *et al.* 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2: 395–417.
- Flores-Verdugo, F., P. Moreno-Casasola, C. Agraz-Hernández *et al.* 2007. La topografía y el hidropériodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80 (suplemento): 33–47.
- Flores-Verdugo F.J., C.M. Agraz-Hernández. 2009. Determinación de la microtopografía utilizando manguera de nivel. En: *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. P. Moreno-Casasola, B. Warner (eds.). Serie Costa Sustentable, 1. Ramsar/Instituto de Ecología, A.C./CONANP/US Fish and Wildlife Service/US State Department, Xalapa, pp. 139–144.
- Gosselink, J., R.E. Turner. 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. En: *Freshwater wetlands-Ecological processes and management potential*. R.E Good, D.F Whigham, R.L Simpson (eds.). Academic Press, Nueva York, pp. 63–78.
- Herrera-Silveira, J., C. Teutli-Hernández, A. Zaldívar-Jiménez *et al.* 2013. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del golfo de México y Caribe Mexicano: península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto FN009. México, D.F.
- Hutchings, P., P. Saenger. 1987. *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press, St. Lucia.
- Infante D., L.A. Peralta, A.A. Arrocha. 2009. Obtención de datos de salinidad, conductividad y pH del agua. En: *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. P. Moreno-Casasola y B. Warner (eds.). Serie Costa Sustentable, 1. Ramsar/Instituto de Ecología, A.C./CONANP/US Fish and Wildlife Service/US State Department, Xalapa, pp. 31–42.
- Jordán L. A. 2006. *Manual de edafología*. Curso 2005-2006. Universidad de Sevilla, España.
- Kauffman J.B., D.C. Donato, M.F. Adame. 2013. *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. Documento de Trabajo 117. Center for international Forestry Research, Bogor.
- Kathiresan K., S.Z. Qasim. 2005. *Biodiversity of mangrove ecosystems*. Hindustan Publishing Corporation, Nueva Delhi.
- Keddy, P. 2010. *Wetlands ecology principles and conservation*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Krauss, K.W., C.E. Lovelock, K.L. Mckee *et al.* 2008. Environmental Drivers in Mangrove Establishment and Early Development: A review. *Aquatic Botany* 89: 105–127.
- Krauss, K.W., D.R. Cahoon, J.A. Allen *et al.* 2010. Surface elevation change and susceptibility of different mangrove zones to sea-level rise on Pacific High Islands of Micronesia. *Ecosystems* 13: 129–143.
- Lewis, R.R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24: 403–418.
- Lim Z.K., G. Ngoh, M.M. Goh, T.Y. Loh. 2012. Investigating the effect of soil pH on the germination of *Avicennia alba* seedlings. Litte green dot student research grant. Project report submitted to Nature Society, Singapur.

- López-Portillo, J., E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* (especial): 27–51.
- Los Huertos M., D. Smith. 2013. Wetland bathymetry and mapping. En: *Wetland techniques*. Volume 1: Foundations. J. Anderson y C. Davis (eds.). Springer.
- Lugo, A., S. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* (5): 39–64.
- Mazda, Y., E. Wolanski, P.V. Ridd. 2007. *The role of physical processes in mangrove environments: Manual for the preservation and utilization of mangrove ecosystems*. Terrapub, Tokyo.
- Mazda, F., E. Wolanski. 2009. Hydrodynamics and modelling of water flow in mangrove areas. En: *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*. G.M. Perillo, E. Wolanski, D. Cahoon, M.M. Brinson (eds.). Elsevier, pp. 231–261.
- McIvor, A.L., T. Spencer, I. Möller, M. Spalding. 2013. The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise. Natural Coastal Protection Series: Report 3. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 42. Published by The Nature Conservancy and Wetlands International. 59 pp. ISSN 2050-7941. URL: <http://coastalresilience.org/science/mangroves/surface-elevation-and-sea-level-rise>.
- McKee, K.L., D.R. Cahoon, I.C. Feller. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*: 1–12.
- Megonigal, P., M. Rabenhorst. 2013. Reduction-Oxidation Potential and oxygen. En: *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. R.D. DeLaune, K.R. Reddy, C.J. Richardson, J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America, 10. Madison.
- Middleton, B.A. 1999. *Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Middleton, B., A. Grootjans, K. Jensen *et al.* 2006. Fen Management and Research Perspective: An overview. En: *Ecological studies*. R. Bobbink, B. Beltman, J.T.A. Verhoeven, D.F. Whigham (eds.). Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration, 191. Springer-Verlag, Berlin.
- Mitsch, W.J., J.G. Gosselink. 1993. *Wetlands*, 2a ed. John Wiley, Nueva York.
- Mitsch, W.J., J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*, 3ra ed. John Wiley, Nueva York.
- Moreno-Casasola P., D.M. Infante. 2009. *Manglares y selvas inundables*. Instituto de Ecología, A.C./CONAFOR-OIMT, Xalapa.
- Moreno-Casasola P., B. Warner (eds.). 2009. *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. Serie Costa Sustentable, 1. Ramsar/Instituto de Ecología, A.C./CONANP/US Fish and Wildlife Service/US State Department, Xalapa.
- Orem W. H., A. Bates. 2013. Characterization of sulfur forms and isotopic compositions in wetland soils. En: *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. R.D. DeLaune, K.R. Reddy, C.J., Richardson, J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America, Madison.
- Parsons, T.R., Y. Maita, C.M. Lalli. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Nueva York.
- Patrick W.H., R.P. Gambrell, S.P. Faulkner. 1996. Redox measurements of soils. En: *Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods*. D. L. Sparks (ed). Soil Science Society of America y American Society of Agronomy, Madison, pp. 1255–1273.
- Peralta-Peláez L.A., D. Infante-Mata, P. Moreno Casasola. 2009. Construcción e instalación de piezómetros. En: *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. P. Moreno-Casasola, B. Warner (eds.). Serie Costa Sustentable, 1. Ramsar/Instituto de Ecología, A.C./CONANP/US Fish and Wildlife Service/US State Department, Xalapa, pp. 139–144.

- Pérez-Ceballos R., J. Pacheco-Ávila., J.I. Euán-Ávila, H. Hernández-Arana. 2012. Regionalization based on water chemistry and physicochemical traits in the ring of cenotes, Yucatán, México. *Journal of Cave and Karst Studies* 74: 90–102.
- Pérez-Ceballos, R., A. Zaldívar-Jiménez, P. Ladrón de Guevara *et al.* 2013. *Los manglares de la región Atasta-Sabancuy, Campeche, México*. Informe final. Programa piloto de conservación y restauración de manglares dentro del Proyecto Integral para el Gran Ecosistema Marino del Golfo de México. SEMARNAT/UNIDO/GEF, Ciudad del Carmen.
- Pezeshki, S.R., R.D. DeLaune, W.H. Patrick, Jr. 1988. Effect of fluctuating rhizosphere redox potential on carbon assimilation of *Spartina patens*. *Oecologica* 80: 132–135.
- Reddy, R., R. DeLaune. 2008. *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC, Taylor & Francis, Boca Raton.
- Reddy K.R., M.W. Clark, R.D. DeLaune, M. Kongchum. 2013. Physicochemical characterization of wetland soils. En: *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. R.D. Reddy, C.J., DeLaune, K.R. Richardson, J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America, 10, Madison, pp. 41–54.
- Richardson C.J., K.R. Reddy. 2013. Methods for soil phosphorus characterization and analysis of wetland soils. En: *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. R.D. DeLaune, K.R. Reddy, C.J. Richardson, J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America, 10, Madison, pp. 603–638.
- Siebe C., R. Jahn, K. Stahr. 2006. *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. Publicación Especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo.
- Suprayogi, B., F. Murray. 1999. A field experiment of the physical and chemical effects of two oils on mangroves. *Environmental and Experimental Botany* 42: 221–229.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The Botany of Mangroves*. Cambridge Tropical Biology. Series. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tovilla, C. 2016. Investigador, Departamento del Departamento de Ciencias de la Sostenibilidad, El Colegio de la Frontera Sur. Comunicación personal, octubre.
- Twilley R., V. Rivera-Monroy. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient, biochemistry and community dynamics. *Journal of Coastal Research* 40: 79–93.
- Twilley R., V. Rivera-Monroy. 2009. Ecogeomorphic models of nutrients biogeochemistry for mangrove wetlands. En: *Coastal wetlands an integrated ecosystem Approach*. E.M. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson (eds.). Elsevier, Oxford.
- U.S. Army Corps of Engineers. 2010. *Regional Supplement to the Corps of Engineers Wetland delineation manual: Atlantic and Gulf Coastal Plain Region (Version 2.0)*, ed. J. S. Wakeley, R. W. Lichvar, C. V. Noble (eds.). ERDC/EL TR-10-20. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.
- USGS. United States Geological Survey. 2010. *Surface Elevation Table (SET)*. En: <https://www.pwrc.usgs.gov/set/> (Última consulta: 21/06/2016).
- US EPA. Environmental Protection Agency. 1983. *Methods for chemical analysis of water and waste*. Report EPA-600/4-79-020. US EPA. Cincinnati.
- VanZomerem C.M., H. Knicher, W.T. Cooper, K.R. Reddy. 2013. Characterization of organic nitrogen in wetlands. En: *Methods in Biogeochemistry of wetlands*. R.D. DeLaune, K.R. Reddy, C.J. Richardson, J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America, 10. Madison.

- Vasilas B.L. 2011. Hydric soils and wetland functions. En: *Mid-Atlantic Hydric Soils Committee. A guide to hydric soils in the Mid-Atlantic Region*, ver. 2.0. L.M. Vasilas, B.L. Vasilas (eds.). USDA, NRCS, Morgantown, WV. Available on CD and at <<http://soils.usda.gov/technical/>>
- Ward, R.D., D.A. Friess, R.H. Day, R.A. MacKenzie. 2016. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(4): e01211. doi: 10.1002/ehs2.1211.
- Wolanski E. 1992. Mangrove hydrodynamics. En: *Tropical mangrove ecosystems*. A. I. Robertson, D. M. Alongi (eds.). American Geophysical Union, Washington, pp. 43–62.
- Wolanski E., L. Chicharo, M.A. Chicharo. 2007. Ecological Engineering: *Estuarine ecohydrology*. Encyclopedia of Ecology. Elsevier, Oxford, pp. 1413–1422.
- Zaldívar-Jiménez MA, J.A. Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, *et al.* 2010. Conceptual Framework for Mangrove Restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration* 28 (3): 333–342.
- Zaldívar-Jiménez A. 2016. Consultor independiente. Asesoría Técnica y Estudios Costeros, Mérida. Comunicación personal. Diciembre.

The background features a dark brown color with a diagonal white ruler-like line running from the bottom left towards the top right. In the upper left corner, there are several detailed illustrations of green leaves with prominent veins, overlapping the ruler line.

CAPÍTULO 6

*Marilyn Bejarano
Zulia Mayari Sánchez Mejía
Carlos Humberto Troche Souza
Carlos A. Robles Zazueta*

Estimación de reservas y flujos de carbono en manglares

INTRODUCCIÓN

El carbono azul (*blue carbon*, término con el que se conoce en inglés) es el carbono (C) existente en los ecosistemas costeros (p. ej., pastos marinos, marismas y manglares). Las metodologías para estudiar y monitorear los procesos y factores ecológicos que controlan el ciclo de C en esos ecosistemas se han implementado con más frecuencia en manglares. De hecho, en fechas recientes se publicaron protocolos relevantes al respecto (Howard *et al.* 2014; Kauffman y Donato 2012; Kauffman *et al.* 2013); se recomienda que el uso de este capítulo se complemente con dichas fuentes.

Hasta el momento, la información científica evidencia que los manglares tienen un papel importante en el ciclo global del carbono, porque a pesar de que ocupan menos de 1% de la superficie terrestre su cambio de uso del suelo genera entre 0.09–0.45 Pg CO₂ año⁻¹ (Pendleton *et al.* 2012). Esa información ha permitido identificar el alto potencial de los manglares para mitigar el cambio climático gracias a su capacidad de almacenar tres a seis veces más carbono por hectárea que otros bosques tropicales (Donato *et al.* 2011). Gran parte del C almacenado en los manglares se encuentra en el suelo, donde puede estar secuestrado por cientos o miles

de años (Chmura *et al.* 2003). Estudios recientes señalan que los procesos ecológicos asociados a la alta capacidad de almacenamiento de carbono en el suelo resultan del ingreso de materia orgánica por un alto recambio de raíces (Robertson y Alongi 2015) y de la sedimentación de material proveniente de ecosistemas adyacentes (Breithaupt *et al.* 2012). Después del ingreso de materia orgánica, el C del sedimento es inmovilizado por la síntesis de compuestos recalcitrantes, que es favorecida por inundaciones temporales o permanentes (Dahdouh-Guebas *et al.* 2008).

El objetivo de este capítulo es sintetizar los conceptos utilizados para describir el ciclo de C en los manglares y las metodologías para cuantificarlo y monitorearlo. El énfasis recae en: 1) las consideraciones técnicas de la toma de datos, que no han sido descritas con detalle en otros protocolos, 2) las posibles fuentes de error de muestreo, 3) las oportunidades y limitaciones de cada método y 4) los vacíos de información para los manglares de México. En los capítulos anteriores se hicieron recomendaciones para: 1) seleccionar el diseño de muestreo y el tipo de unidad de muestreo (UM) idónea de acuerdo con la heterogeneidad del área de trabajo, 2) identificar las posibles fuentes de

incertidumbre durante la colecta y la estimación de las variables (cap. 2, 3) revisar los pasos clave para garantizar el correcto establecimiento de las UM (cap. 3). Dichas recomendaciones resumen los avances y acuerdos alcanzados por los especialistas del país conforme a la alta heterogeneidad y las características de los manglares de México; se invita al lector a seguir estas orientaciones durante las fases de estimación de las reservas y los flujos de carbono.

Si el objetivo del estudio es explicar los factores que controlan los procesos ecológicos que explican el ciclo del carbono, es indispensable integrar en el protocolo de colecta de datos las variables básicas mencionadas en los capítulos 4 y 5, así como las recomendaciones para su estimación. En cambio, si el objetivo del estudio es estimar los contenidos de carbono, el diseñador del muestreo podrá escoger las variables de su interés.

6.1 CICLO DEL CARBONO EN LOS MANGLARES

Desde un enfoque sistémico, el balance de C en los ecosistemas puede esquematizarse en dos grandes componentes: los reservorios y los flujos. El C en los reservorios (o almacenes) es cuantificado en unidades de masa por área (p. ej., Mg ha⁻¹). Los flujos o tasas son la transferencia de masa (p. ej., partículas, moles) y energía en un tiempo y espacio determinados (p. ej., g ha⁻¹ año⁻¹). Los flujos (o intercambio) se pueden clasificar en: 1) internos, entre los reservorios del ecosistema (p. ej., vegetación al suelo) y 2) externos, entre el ecosistema y otro ecosistema, el océano o la atmósfera (p. ej., de manglares a pastos marinos) (Alongi y Brinkman 2011; Alongi y Mukhopadhyay 2015).

El Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) reconoce cinco almacenes de carbono en los ecosistemas forestales: 1) la biomasa aérea, que es integrada por la biomasa del individuo por encima de la superficie terrestre (tanto adultos como plántulas); en el caso de los manglares, este almacén también incluye los neumatóforos y las raíces aéreas; 2) la biomasa subterránea (raíces subterráneas); 3) el mantillo o piso forestal; 4) la madera muerta caída y en pie (necromasa), y 5) el suelo o sedimento (IPCC 2003).

Los principales flujos internos (Mg ha⁻¹ año⁻¹) son: 1) la hojarasca, por medio de la cual las hojas, así como las flores, propágulos o pequeñas ramas, son integradas a la superficie del suelo forestal, 2) la descomposición del mantillo, o material depositado sobre el piso forestal, y 3) la integración de las raíces muertas al C del suelo (Rivera-Monroy *et al.* 2013). En especial, la producción de hojarasca es una variable proximal a la Productividad Primaria Neta (NPP, siglas de *Net Primary Productivity*) y se relaciona con la latitud, la fuente de agua principal (p. ej., marina o terrestre) y la topografía, a escala global, regional y local, respectivamente (Chen y Twilley 1998).

Los flujos ecosistémicos pueden conceptualizarse como ingresos o pérdidas de C al ecosistema. El intercambio neto del ecosistema (NEE, siglas de *Net Ecosystem Exchange*) es el balance del flujo de C entre el ecosistema y la atmósfera. Desde una aproximación de estudio enfocada en los ecosistemas, valores positivos en el NEE significan salida de CO₂ desde el ecosistema hacia la atmósfera (p. ej., fuente de carbono), mientras que los valores negativos indican flujos desde la atmósfera hacia el ecosistema (p. ej., sumidero); la interpretación de los símbolos puede intercambiarse cuando el enfoque de estudio es la atmósfera.

Los componentes para integrar el balance de los flujos de carbono en el ecosistema son: 1) ingreso o productividad primaria bruta (GPP, siglas de *Gross Primary Productivity*), es decir, el C asimilado por la fotosíntesis, y 2) las pérdidas o respiración del ecosistema (R_E), integrada por la respiración del dosel y de las raíces, conocida como respiración autótrofa (R_a), y la respiración de los microorganismos y la fauna, conocida como respiración heterótrofa (R_h). En resumen, el intercambio neto de C en el ecosistema se estima por medio de la siguiente ecuación:

$$NEE = GPP - R_E$$

donde:

NEE = intercambio neto del ecosistema, reportado en ($\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$)

GPP = productividad primaria bruta ($\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$)

RE = respiración del ecosistema ($\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$)

Asimismo, la NPP es el balance entre la GPP y la R_a . Por su parte, la Productividad Primaria del Ecosistema (EPP , siglas de *Ecosystem Primary Productivity*) es el balance entre la NPP y la R_h (Chapin *et al.* 2006; Troxler *et al.* 2015; fig. 6.1).

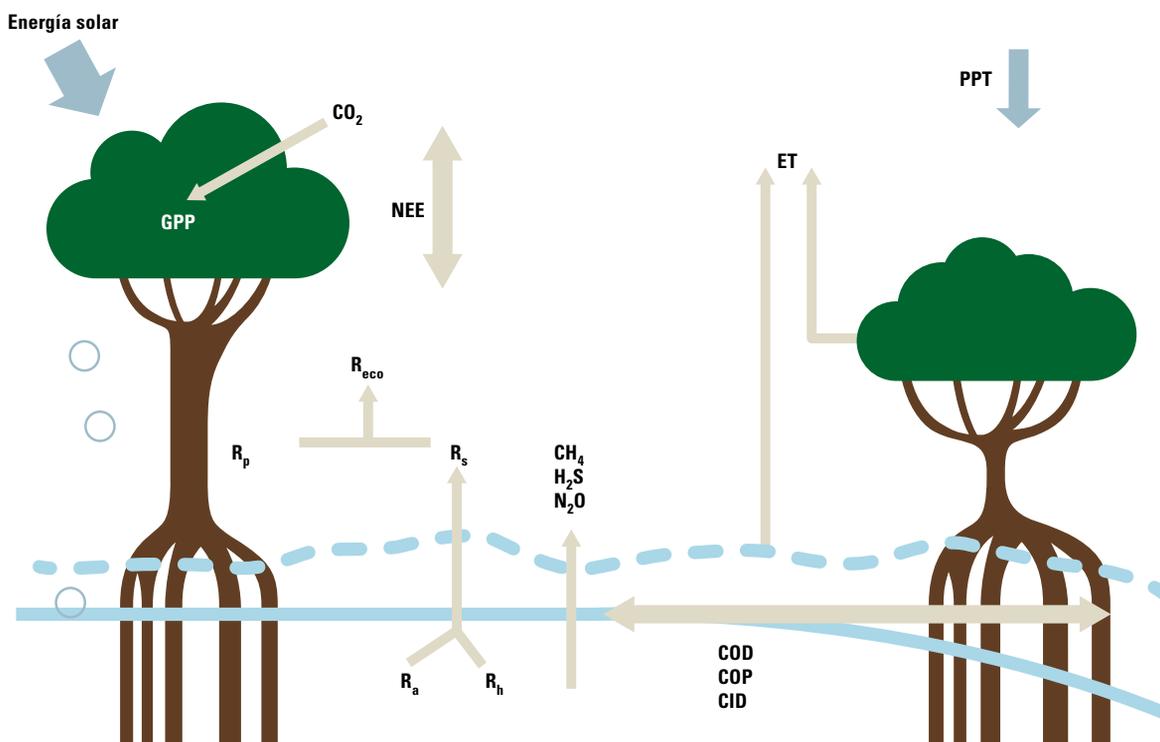


FIGURA 6.1

El NEE (intercambio neto del ecosistema) se refiere al balance neto de emisiones o asimilación de carbono. Se compone de productividad primaria bruta (GPP), respiración autótrofa de la planta (R_p) y respiración del suelo (R_s); esta última está integrada por la autótrofa (R_a) y la heterótrofa (R_h). El hidropérito (representado con línea punteada) controla esos procesos y el flujo lateral en la interfase terrestre-océano. Los procesos de ET (evapotranspiración) y asimilación de C (NEE) son influidos por flujos laterales, la precipitación (PPT) y la radiación solar.

Los flujos laterales pueden cuantificarse considerando las entradas y salidas de carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico disuelto (COD) y carbono inorgánico disuelto (CID). En los flujos laterales de los

manglares es importante el C movilizado desde otros ecosistemas (p. ej., por el ingreso de sedimentos y partículas transferidas por el oleaje, la marea o la descarga de los acuíferos) (Odum *et al.* 1982; Chapin *et al.* 2006; Alongi 2014).

6.2 MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS ALMACENES DE CARBONO EN MANGLARES

Cuando el objetivo del estudio o monitoreo es realizar estimaciones de los almacenes de C, se recomienda dar prioridad a la estimación en los que cumplan con las siguientes características: 1) contenido mayor a 20% del C total del ecosistema (p. ej., suelo y biomasa aérea), 2) susceptibilidad a cambiar por modificaciones en el uso del suelo (p. ej., sedimento) y 3) almacenes con alta incertidumbre en su estimación (IPCC 2003), como por ejemplo, el C orgánico del suelo y el carbono de las raíces (Herrera-Silveira *et al.* 2016).

Al contrario de otros ecosistemas forestales en los que el mantillo tiene largos tiempos de acumulación, en los manglares ese almacén suele ser muy dinámico por el transporte lateral que generan la marea o el oleaje (Adame y Lovelock 2011) y porque es consumido casi en su totalidad por herbívoros (Kristensen *et al.* 2008; Adreetta *et al.* 2013). Los protocolos internacionales recomiendan no estimar el carbono contenido en el mantillo (IPCC 2003) porque su aporte al carbono total suele ser muy bajo (0.02%) (BIOMARCC-SINAC-GIZ 2012).

Cuando el objetivo es estimar el contenido de carbono total en el ecosistema por unidad de área, lo ideal es balancear el esfuerzo del muestreo para obtener estimaciones con bajo nivel de incertidumbre en los almacenes que contribuyen con más proporción de carbono a la estimación total del ecosistema (p. ej., suelo, biomasa aérea). Sin embargo, cuando el objetivo es explicar el contenido de carbono a través de los procesos y mecanismos que lo regulan, se debe buscar la mejor estimación de C en el almacén estudiado (p. ej., menor error de muestreo y de incertidumbre en el valor estimado para el reservorio), independientemente de su contribución al total de C del ecosistema.

A lo largo de las siguientes secciones se anotarán recomendaciones para reducir las fuentes de incertidumbre (véase también el cap. 2) durante la estimación del carbono en la biomasa de las plántulas e individuos adultos, los neumatóforos, las raíces y el suelo.

6.2.1 Carbono aéreo

A. Plántulas

En el capítulo 4 se definieron los criterios para considerar a un individuo como plántula de acuerdo con su tipo de crecimiento y desarrollo estructu-

ral (p. ej., manglar tipo arbóreo o manglar tipo arbustivo). Siguiendo las recomendaciones del capítulo 2, se sugiere utilizar esos criterios para reducir la incertidumbre por ausencia de conceptos unificados durante la integración y síntesis de los datos de este almacén. La biomasa en plántulas suele ser estimada en UM anidadas a las UM primarias (las unidades anidadas fueron definidas en el cap. 2).

Existen dos procedimientos para estimar el carbono en plántulas y en ambos se realiza: 1) un censo de las plántulas existentes en la UM anidada, para registrar la especie y altura (cm) de cada individuo, y 2) el registro de la altura y la cosecha desde el nivel del suelo de 30 a 50 plántulas vivas de cada especie presente en el área de muestreo. Las plántulas colectadas deben representar homogéneamente todas las clases de altura existentes para cada especie; la altura se mide desde la base del suelo hasta el ápice o yema de crecimiento primario del individuo (Kauffman y Donato 2012; Kauffman *et al.* 2013).

En ambos casos, la biomasa seca de cada plántula colectada se estima en el laboratorio. Cuando se quiere reducir el volumen de las muestras a transportar, se estima la biomasa total en húmedo mediante el empleo de una balanza de campo o un dinamómetro (fig. 6.2) y sólo se transporta al laboratorio una submuestra (recuadro 6.1). Después se calcula el factor de corrección entre la masa húmeda y la masa seca¹ de la submuestra; con ese valor se calcula la masa seca total a partir del valor húmedo total estimado en campo para cada plántula.

En el primer método de estimación de biomasa en plántulas, el promedio de esta biomasa de cada especie (en gramos o kilogramos) se multiplica por la densidad de plántulas de la especie en la UM secundaria (Kauffman y Donato 2012); este método se recomienda para estimar el carbono ecosistémico porque es costo-eficiente y la incertidumbre tiene un efecto pequeño en la incertidumbre total del ecosistema.

Por su parte, en el segundo método se genera una ecuación de regresión entre la altura (cm) y la biomasa seca (g) de cada individuo de una misma especie (Bejarano *et al.* 2015), y a partir de esas ecuaciones se estima la biomasa de todas las plántulas dentro de la UM secundaria. Una de las ventajas de contar con ecuaciones de regresión para cada especie es que pueden servir para calcular los cambios en las reservas de carbono durante el proceso de sucesión o en proyectos de restauración. Existe diversa literatura acerca de los métodos para generar y ajustar ecuaciones de regresión (Packard *et al.* 2011; Picard *et al.* 2012). Para garantizar un buen ajuste en la regresión se recomienda: 1) que la altura de las plántulas colectadas representen el rango de variación existente entre el primer rebrote hasta la altura máxima de las plántulas en el sitio (véase capítulo 4) y 2) transportar toda la muestra colectada al laboratorio. Esto último se recomienda para reducir

1 La masa seca del material botánico es obtenida después de secar la muestra a 70 °C hasta obtener peso constante, lo cual puede ocurrir a las 48 h. Esta masa es considerada como "masa seca" cuando la masa medida permanece constante durante dos mediciones durante 12 h separadas entre sí.

los errores asociados al cambio de precisión durante el cálculo del factor de corrección cuando se utiliza el dinamómetro en campo y la balanza en el laboratorio.

RECUADRO 6.1

Consideraciones para utilizar dinamómetros en campo.

Cuando la masa es estimada con un dinamómetro, se recomienda que se corrobore su buen estado por medio de una pesa de volumen conocido, ya que el uso continuo, la salinidad y la humedad pueden oxidar el resorte del dinamómetro y afectar la medición.

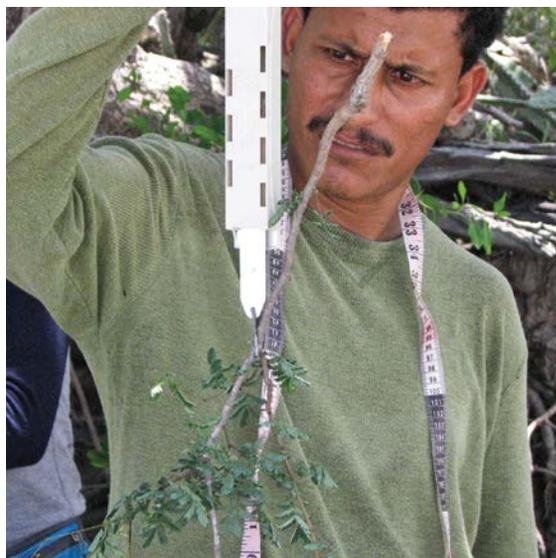


FIGURA 6.2

Dinamómetro para estimar la biomasa total en húmedo de una plántula.
FOTO: PS.

Independientemente del método usado para estimar la biomasa en plántulas, existen dos posibles vías para calcular el carbono a partir de la biomasa seca: utilizando un valor por defecto de 46% de C en la biomasa seca (Kauffman y Donato 2012) o estimando la concentración (%) de C en las submuestras. Los métodos de estimación de la concentración de carbono en laboratorio son descritos en Howard *et al.* (2014). En un estudio realizado por Bejarano *et al.* (2015) en el corredor costero de Chiapas y Oaxaca, las variaciones en las concentraciones de las plántulas de las especies de manglar oscilaron entre 38.15% y 42.03% de C. Con base en esas variaciones se recomienda, de ser posible, estimar el carbono en las muestras o en las submuestras colectadas.

B. Neumatóforos

Los neumatóforos son estructuras especializadas para el intercambio de gases y tienen un origen radicular. Entre las especies mexicanas de mangle, sólo *Avicennia germinans*, *A. bicolor* y *Laguncularia racemosa* los presentan (fig. 6.3)

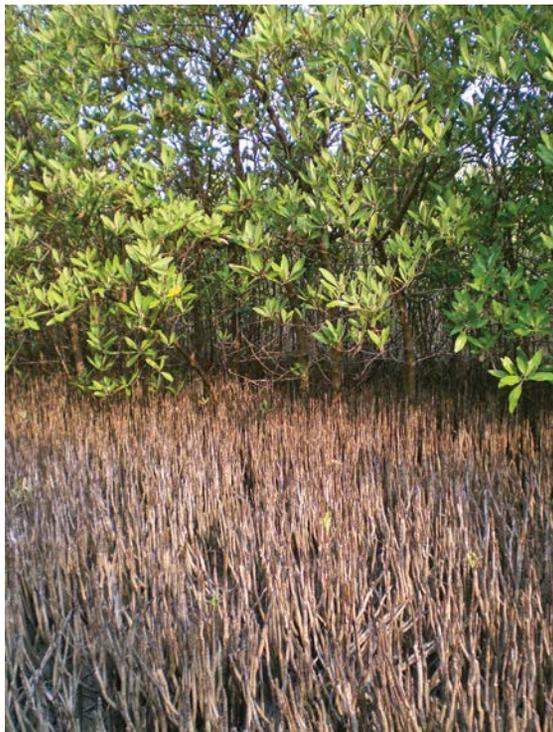


FIGURA 6.3

Crecimiento de neumatóforos en *Avicennia germinans*. FOTO: MTRZ.

Los datos disponibles indican que entre especies no existe una diferencia estadística significativa en la asignación de biomasa en neumatóforos por unidad de área a escala regional (cientos de kilómetros) (Bejarano *et al.* 2015). En general, la biomasa de los neumatóforos está relacionada con: 1) el nivel máximo promedio de la marea, porque esta estructura crece lo suficiente para emerger del agua y realizar el intercambio de gases (Dahdouh-Guebas 2007) y 2) la edad del individuo al que pertenecen: los individuos más viejos presentan neumatóforos con diámetros más grandes que los jóvenes (Kathiresan y Bingham 2001).

La biomasa de los neumatóforos suele ser estimada en UM anidadas (cap. 2 y recuadro 6.2). El tamaño y forma recomendados para el área de muestreo depende de la densidad de neumatóforos (p. ej., > 80 neumatóforos por m² es considerada densidad alta). Por lo general, el cuadrante oscila entre 1 x 1 m o 0.5 x 0.5 m para áreas con baja y alta densidad, res-

pectivamente. El cuadrante puede ser construido con tubos de PVC ensamblados por piezas en ángulo recto del mismo material; este diseño es económico y fácil de transportar.

RECUADRO 6.2

Consideraciones para establecer la UM secundaria durante la estimación de carbono en neumatóforos.

Un asunto importante que atender en el protocolo de estimación de biomasa en neumatóforos es definir un criterio espacial que garantice que los datos tomados provengan de un muestreo al azar (véase cap. 2). Por ejemplo, se puede posicionar la UM anidada en un punto específico dentro de la UM primaria (1 m al norte a partir del centro de la UM).

La estimación de la biomasa en los neumatóforos puede realizarse por dos métodos que implican diferentes fuentes de información, y asociados a éstas, diferentes niveles de incertidumbre (cap. 2). En el primero, se colecta aleatoriamente de 30 a 50 neumatóforos desde la base del suelo, se secan hasta alcanzar masa constante y se estima el promedio de biomasa seca por neumatóforo. Este valor se multiplica por la densidad promedio de neumatóforos en las UM secundarias muestreadas (Kauffman y Donato *et al.* 2012). Este es el método con mayor incertidumbre por el uso de datos promedio, pero por su relación costo-eficiencia es el más recomendado cuando el objetivo es estimar el carbono total del ecosistema.

En el segundo método, se colectan entre 30 a 50 neumatóforos para medir altura (cm), diámetro en la base (cm) y biomasa seca (g) (Bejarano *et al.* 2015). Como la altura y el diámetro de la base de los neumatóforos dependen de factores no relacionados (el nivel promedio de inundación y la edad del individuo), se sugiere ajustar ecuaciones de regresión específicas para las diferentes clases diamétricas. Los datos de la ecuación son utilizados para estimar la biomasa de cada uno de los neumatóforos de acuerdo con sus valores de altura y diámetro en la base. Este método es recomendado en los estudios que tienen como objetivo explicar la variación ecológica de estas estructuras de acuerdo con las variables ambientales.

C. Individuos adultos

La biomasa de los individuos adultos es el subalmacén que domina la biomasa aérea (Adame *et al.* 2013; Kauffman *et al.* 2014). La estimación de esa variable se realiza utilizando ecuaciones de regresión, también llamadas alométricas cuando relacionan algunas variables de interés con las dimensiones de los individuos.

Las ecuaciones alométricas existentes para las especies de manglar de México han sido desarrolladas utilizando diferentes variables para predecir la biomasa de los individuos en función del tipo de crecimiento (tipo arbustivo *versus* tipo arbóreo) de la comunidad vegetal en que se generaron.

En los manglares tipo arbustivo, la biomasa se predice a partir del diámetro de la copa, mientras que en los manglares tipo arbóreo, a partir del diámetro normal, la altura o ambas (Kauffman y Donato 2012; Rojas-García *et al.* 2015). En el capítulo 4 se presentan los métodos de medición en campo de esas variables predictoras, así como recomendaciones para disminuir el error de muestreo.

Un paso clave en la estimación de la biomasa es la selección de la ecuación alométrica que se utilizará (recuadro 6.3). Para elegir esta ecuación, se recomienda seguir los siguientes criterios de prelación (IPCC 2003):

- 1) Uso de ecuaciones especie-específicas sobre ecuaciones generales, ya que las especies tienen variaciones estructurales entre sí. Este criterio es importante para la estimación de biomasa para las especies del género *Rhizophora*, cuyas raíces aéreas son incorporadas en la biomasa estimada y aportan hasta 17% de la biomasa total del individuo (Komiya *et al.* 2008). En consecuencia, el uso de ecuaciones generales subestima el aporte de las especies con raíces aéreas a la biomasa total del ecosistema.
- 2) Las ecuaciones generales sólo se recomiendan cuando contienen la densidad de madera como variable predictora (IPCC 2003) y cuando fueron ajustadas con individuos que crecieron en condiciones ambientales similares al área en la que se realiza la estimación, debido a que dichas variables ambientales controlan el crecimiento de los individuos y los caracteres anatómicos asociados a la densidad de la madera (Alongi 2014).
- 3) Uso de ecuaciones que tienen variables predictoras para las que se reporta bajo error de muestreo. Por ejemplo, en los manglares la medición de la altura tiene un error de muestreo de 10 a 15%, así que se recomienda usar las ecuaciones que utilizan el diámetro normal (DN) (Fromard *et al.* 1998).

RECUADRO 6.3

Consideraciones al seleccionar la ecuación alométrica para estimar la biomasa aérea.

Cuando se debe seleccionar entre un grupo de ecuaciones alométricas que cumplen con el mismo número de criterios de prelación, se recomienda fundamentar la selección en los parámetros estadísticos reportados para cada una de ellas. Se selecciona la ecuación que tenga: 1) el coeficiente de determinación (R^2) más alto, 2) el mayor número de datos (n) y 3) el rango de datos (p. ej., DN: 0–20 cm) que se utiliza para predecir la biomasa en el sitio donde se desarrolló la ecuación similar al rango de datos colectados en el área donde aquélla será utilizada (CDM 2006).

Las ecuaciones alométricas disponibles para el país y áreas geográficamente cercanas son resumidas por Kauffman *et al.* (2013). En México se han desarrollado ecuaciones para tres especies en la Laguna de Términos (Campeche) (Day *et al.* 1987) y en Marismas Nacionales (Nayarit) (Valdez

2004). Teniendo en cuenta la alta variación estructural de los manglares en México, es prioritario el desarrollo de ecuaciones alométricas para reducir las incertidumbres asociadas al uso de datos externos (cap. 2). En este sentido, la generación de ecuaciones a escala regional podría ser el mejor método costo-efectivo para incorporar la heterogeneidad estructural existente en cada una de las regiones del país (Bejarano *et al.* 2013).

D. Carbono en madera muerta caída

Para estimar C en este reservorio se utiliza el método de intercepto planar (cap. 4). Una vez que se cuenta con la estimación de biomasa en este almacén, la conversión de biomasa a contenidos de C se puede realizar usando el valor promedio de 46% (Kauffman y Donato, 2012) o estimando directamente la concentración de C en cada una de las clases diamétricas. Esto es particularmente necesario para las subcategorías “madera firme” y “madera en descomposición” (véase la definición en Kauffman *et al.* 2013) porque a lo largo de la descomposición la concentración de C aumenta por la lixiviación de otros elementos químicos (Sánchez-Andrés *et al.* 2010).

6.2.2 Carbono subterráneo

A. Raíces

Las raíces pueden comprender de 5 a 25% del total del C en los manglares (Donato *et al.* 2011). Existen dos métodos de estimación de la biomasa subterránea: el uso de ecuaciones alométricas y la colecta directa de muestras. Una síntesis del primero de los métodos y las ecuaciones existentes son presentados por Kauffman *et al.* (2013); sin embargo, la ecuación general disponible para estimar la biomasa subterránea total (raíces gruesas y finas) se generó para especies de manglar del Indo-Pacífico (Komiya *et al.* 2008) y no se recomienda para manglares mexicanos porque la incertidumbre por el uso de datos externos incrementa.

Para el segundo de los métodos, la colecta directa de muestras, es necesario considerar que es muy difícil conocer la distribución de las raíces en el suelo y por lo tanto es necesario tener en cuenta que la muestra tomada podría no ser la más representativa por la influencia de diversos aspectos. Al parecer, la biomasa radicular suele concentrarse en los primeros 50 cm del suelo (Komiya *et al.* 2000); sin embargo, en México y en el mundo, la distribución de las raíces a lo largo del suelo, su contribución al C total del ecosistema (Robertson y Alongi 2015) y los controles que determinan la mortalidad y la fijación del C a la materia orgánica del suelo son temas aún poco comprendidos y la información suele limitarse a unos cuantos estudios (Alongi 2014; Donato *et al.* 2011). Existen dos aproximaciones para la colecta de muestras de biomasa subterránea en manglares y se diferencian por la técnica utilizada para la extracción de la muestra.

En el método de la calicata (Komiya *et al.* 2000), se extrae con herramientas de bajo impacto (palas, picos) un volumen conocido de suelo,

se coloca sobre una lona o plástico y se separan las raíces del sedimento (fig. 6.4 A). A este método está asociado un error de muestreo cuando el nivel freático del agua es cercano o superior a la profundidad máxima de la calicata: bajo esas condiciones, se dificulta diferenciar la biomasa existente en los límites físicos de la calicata con la proveniente de sus paredes. Otra desventaja es que la excavación exige una alta inversión de tiempo, lo que disminuye la posibilidad de contar con mayor número de réplicas por UM. A pesar de las limitaciones asociadas al método, el empleo de la calicata se recomienda sobre el uso de ecuaciones alométricas cuando no se tenga un nucleador o cuando el objetivo del estudio sea estimar el carbono de las raíces leñosas, debido a que el espacio de la calicata permite maniobrar y realizar la fuerza necesaria para cortarlas.



FIGURA 6.4

Métodos de extracción de biomasa subterránea. A: calicata. B: raíces gruesas extraídas por el método de la calicata. C: raíces finas por el método de la calicata. D y E: extracción con nucleador. FOTOS D Y E: CORTESÍA DEL USFS.

Con la técnica del nucleador, la muestra extraída se almacena en una bolsa de plástico (fig. 6.4 D-E), para transportarla hasta el laboratorio. Esa técnica disminuye el error de muestreo porque, al ser extraída en un solo instante y con un instrumento que define el volumen de colecta, se reduce la mezcla del material con el agua freática y el volumen entre las réplicas es siempre el mismo. Además, como el esfuerzo de muestreo es menor comparado con el de la técnica de la calicata, se pueden extraer más réplicas y así disminuir la variación de los datos colectados. Para reducir el esfuerzo de muestreo, se recomienda usar un nucleador que tenga las orillas afiladas o contar con herramientas complementarias que permitan aplicar suficiente fuerza para cortar las raíces secundarias. Una desventaja de esta técnica es que subestima el aporte de la biomasa de las raíces primarias debido a que el nucleador no puede atravesarlas, y ello impide su muestreo.

Independientemente del método de colecta, el sedimento se remueve de las raíces con agua, cuidando que no se escapen las raíces finas. Las raíces lavadas se separan en clases diamétricas (< 2, 2–5, > 5–10, > 10 mm) y se secan en el laboratorio hasta obtener un peso constante. El carbono en la biomasa se estima usando el valor por defecto de concentración de carbono (46%) (Kauffman y Donato 2012) o estimando la concentración de carbono en las submuestras por medio de un analizador de elementos (Sollins *et al.* 1999). El carbono en este reservorio se reporta por unidad de superficie; se debe indicar la profundidad máxima de muestreo.

B. Suelo

El suelo es el reservorio de C más importante en los manglares y uno de los de mayor variabilidad natural debido a la alta heterogeneidad del manglar a lo largo del gradiente de salinidad entre el cuerpo de agua y la tierra firme (Donato *et al.* 2012). Los métodos para calcular el C del suelo son los más explicados en los protocolos de estimación de reservorios de C (Howard *et al.* 2014). La colecta de muestras de suelo se realiza con un nucleador cuya longitud y forma dependerán de las características texturales del suelo dominante en la región de estudio. La longitud mínima recomendada es 1 m. El protocolo de Howard *et al.* (2014) presenta una síntesis de los tipos y características de los nucleadores recomendados.

Antes de usar cada nucleador, es importante calibrar su volumen para cada una de las profundidades de las que se extraerán las muestras, debido a que el nucleador no es un semicírculo perfecto y puede tener pequeñas variaciones de volumen en su longitud. Para ello, cada sección se llena con plastilina hasta moldear el volumen de la sección. La plastilina se extrae y se sumerge en una probeta con agua para medir el volumen de la muestra por desplazamiento. La longitud recomendada de cada una de las submuestras de suelo es de 5 cm, con lo que se garantiza que se cuente con suficiente material para la estimación de la densidad aparente, el carbono orgánico y el inorgánico; estos últimos datos son necesarios para calcular el carbono orgánico total en las muestras (Kauffman *et al.* 2013).

Kauffman *et al.* (2013) recomiendan extraer submuestras como mínimo a cuatro profundidades (0–15, 15–30, 30–50 y 50–100 cm) (recuadro 6.4). Si se desea tomar muestras de más de 1 m de profundidad, el método recomienda la extracción de muestras representativas por cada intervalo de 1 m de profundidad porque a medida que incrementa la profundidad, la variación en el contenido de carbono tiende a ser menor (Kauffman *et al.* 2014).

RECUADRO 6.4

Consideraciones para planear el número de horizontes que se extraerán en los núcleos de suelo.

El número de submuestras colectadas en cada núcleo de suelo debe ser planeado en términos del objetivo y presupuesto disponible para los análisis químicos. Si por éste último se debe reducir el número de muestras, se recomienda priorizar la colecta de una submuestra superficial (0–30 cm) o bien dos submuestras (0–15 y 15–30) y una profunda (50–100 cm). La colecta superficial (0–30 cm) permitirá su comparación con datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos que cuenta con datos a esta profundidad en la mayoría de sus conglomerados. Además, con esas profundidades se puede obtener una caracterización mínima de la variación del contenido de C a lo largo de la profundidad estudiada.

Una vez colectada la submuestra, se debe almacenar en recipientes o bolsas de aluminio herméticas a la menor temperatura posible (lo óptimo son 5 °C en un congelador); esto reducirá la actividad de los microorganismos en los sedimentos y la alteración del contenido de carbono orgánico. Una vez en el laboratorio, las muestras deben ser secadas a 60 °C por 2–3 días hasta que alcancen masa constante; se recomienda esta temperatura porque en los manglares los suelos suelen tener altas concentraciones de C, N y materia orgánica lábil que pueden ser volatilizados a mayor temperatura.

A continuación se estima la densidad aparente y las concentraciones de C total, C orgánico y C inorgánico, valores que permitirán calcular los contenidos de carbono en las profundidades de suelo que representa cada una de las submuestras extraídas. Para reducir el nivel de error asociado al cálculo de la densidad aparente a través de la estimación del peso seco de la submuestra, se recomienda almacenarla húmeda en contenedores que puedan ser colocados directamente en la estufa de secado. Las bolsas de aluminio utilizadas para almacenar comida o los moldes desechables utilizados en repostería han demostrado ser materiales costo-eficientes.

Es importante estimar la concentración de C inorgánico en las submuestras de suelo con alto contenido de arenas o cercanas al material parental cárstico, para descontarlo de la concentración del C total e inferir el contenido de C orgánico. Las estimaciones de cada una de las fracciones de C en cada una de las profundidades y el cálculo del almacén total son descritos a detalle en el protocolo de Howard *et al.* (2014). En resumen, se multiplica la concentración de C orgánico de la submuestra (en porcentaje), la densidad aparente del suelo de la submuestra (g cm^{-3}) y el espesor del intervalo de profundidad que se ha muestreado (cm), siguiendo esta fórmula:

$$C_{SUELO} = \%C \times Da \times Profundidad$$

donde:

C_{SUELO} = fracciones de C en cada una de las profundidades (g cm^{-3})

$\%C$ = concentración de carbono en suelo

Da = densidad aparente (g cm^{-3})

$Profundidad$ = profundidad del intervalo de suelo que representa la submuestra analizada en laboratorio (cm)

Por último, se realiza la sumatoria entre cada uno de los horizontes que integran el núcleo muestreado.

6.3 MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS FLUJOS DE CARBONO EN MANGLARES

6.3.1 Flujos internos

A. Hojarasca

Los métodos para estimar la producción de hojarasca se describieron con detalle en el capítulo 4. A partir de los datos de producción anual hojarasca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), se convierte la biomasa de hojarasca a carbono usando el factor de conversión de 46% de C (Kauffman *et al.* 2013).

B. Descomposición

La cuantificación de la descomposición de hojarasca se hace con trampas de descomposición elaboradas con un material con apertura de malla (p. ej., tul) que permita el contacto de la hojarasca con el ambiente. Se cuantifica el cambio del peso en el tiempo y se convierte a C empleando el factor de 0.46% (Gleason y Ewel 2002). Una descripción detallada de los métodos asociados a esta técnica se puede consultar en Berg y Laskowski (2006). Las especificaciones del muestreo en los ecosistemas de manglar son: 1) fijar las bolsas de descomposición a un punto estático dentro de la UM y 2) considerar la influencia que puede tener las variaciones del hidropериodo en la descomposición entre los puntos donde se ubicarán las bolsas de muestreo (Huxham *et al.* 2010; Roza *et al.* 2009). Para mayor detalle, véase el capítulo 4.

6.3.2 Flujos externos

A. Flujos laterales de COP, COD, CID

Cuantificar los flujos laterales en sistemas costeros es de suma importancia, pues se encuentran en la zona de transición terrestre-océano (Watanabe y

Kuwae 2015). Los sistemas costeros reciben materia orgánica de ríos, producción local de fitoplancton y la vegetación, que contribuyen a su alta productividad y al sustento de cadenas tróficas. Es reconocido que la materia orgánica que aportan los manglares contribuye a la productividad secundaria de la zona costera, en especial a las pesquerías (Manson *et al.* 2005). Sin embargo, ese flujo lateral de carbono y las variables que lo controlan (Vargas *et al.* 2011) aún son temas poco comprendidos. Los métodos desarrollados para estimar ese flujo deben considerar tanto el intercambio neto de C entre el suelo y el flujo acuoso y la contribución del manto freático (Troxler *et al.* 2013).

Son dos los métodos más comunes para estimar esos flujos. En el enfoque indirecto se estima el cambio del C acumulado en el sedimento a lo largo de un periodo (Troxler *et al.* 2013). Este método sólo es exploratorio, en especial cuando su magnitud es similar entre el cambio en el reservorio y la incertidumbre asociada a la estimación de carbono en el sedimento. El enfoque directo se fundamenta en el cambio de la concentración del C orgánico disuelto (COD), el C inorgánico disuelto (CID) y el C orgánico particulado (COP) de muestras en puntos de entrada y salida de flujos de agua, o lo largo del gradiente entre la tierra y el agua (Engel *et al.* 2011). Además de atender al objetivo del estudio, los puntos de monitoreo se seleccionan de acuerdo con la siguiente clasificación (Adame y Lovelock 2011):

- 1) Canal artificial o isla recinto: se construye una barrera física (p. ej., canal o isla) entre el manglar y un canal adyacente, para estimar los flujos netos en el área de estudio.
- 2) Muestreo en canales: el agua se toma en la boca del canal que inunda el área de estudio. En especial se emplea para medir el intercambio de nutrientes entre el estero o la laguna y el océano. Este enfoque puede subestimar el intercambio entre el manglar y el océano debido a procesos asociados con la columna de agua y el sedimento (Sánchez-Carrillo *et al.* 2009).
- 3) Transectos: se realizan muestreos de agua en un gradiente tierra-océano para evaluar el intercambio de material. Puede hacerse a lo largo de 1 km de costa-océano y 100 km mar adentro.
- 4) Otras metodologías incluyen mediciones directas y de flujos hídricos y marcadores químicos. Los detalles de esas metodologías se pueden consultar en Dittmar *et al.* 2009.

B. Flujos entre el ecosistema y la atmósfera

La figura 6.1 describe los flujos del ecosistema a la atmósfera; recapitulando, el intercambio neto del ecosistema (NEE) es el resultado de la productividad (fotosíntesis) menos la respiración (autótrofa y heterótrofa). El NEE o flujo de carbono (entre el ecosistema y la atmósfera) se monitorea con la técnica de covarianza de vórtices (EC, del inglés *eddy covariance*), una técnica que mide el flujo de todos los componentes del ecosistema (vegetación y suelo), por lo que para estimar la respiración del suelo hay que implementar métodos adicionales, como el empleo de cámaras o sensores a lo largo

de un gradiente. A continuación, se describen las metodologías más comunes para cuantificar el flujo del carbono desde el ecosistema y el suelo hacia la atmósfera.

a. Respiración del suelo

La respiración del suelo (R_s) es un componente importante del ciclo global del carbono. Se define como el flujo de CO_2 que va del suelo a la atmósfera, producido por la respiración de las raíces (R_a) y la descomposición de la materia orgánica del suelo, realizada por los microorganismos y micorrizas asociadas a la planta (R_n), que utilizan los exudados y el material orgánico de ésta como fuente de energía (Bouillon *et al.* 2008; Lovelock 2008; Bulmer *et al.* 2015). La R_s es controlada por mecanismos que interactúan con múltiples factores, entre los que destaca la temperatura, la humedad del suelo, las propiedades físicas del suelo (p. ej., la densidad aparente y textura) y los aportes externos de materia orgánica; esos factores en conjunto determinan que la variación temporal (día, mes o año) y espacial (vertical y horizontal del paisaje) pueda ser muy alta (Vargas *et al.* 2011; Cueva *et al.* 2016).

RECUADRO 6.5

Consideraciones en la estimación directa de la respiración (R_s)

- Tomar en cuenta el hidroperiodo (p. ej., frecuencia, duración y nivel de inundación), para garantizar que la estimación se realice en mareas bajas, con lo que se previene el daño de los sensores por el contacto con el agua.
- Realizar estudios piloto para comprender la variación espacio-temporal de R_s , de preferencia con una cámara cerrada.
- Cuando se trabaja dentro de una UM, considerar el número de puntos de muestreo (seudoréPLICAS) necesarios para realizar las estimaciones. Ese número se puede calcular conociendo el coeficiente de variabilidad dentro de la UM y un umbral de precisión elegido (error estándar).
- Realizar mediciones frecuentes (escala temporal definida con base en los objetivos de monitoreo, por ejemplo, 30 min, diaria, mensual, estacional) para capturar las fluctuaciones a lo largo del ciclo diurno (variación temporal); en este caso los puntos de medición deben estar bien marcados para evitar variaciones debidas al muestreo en otros puntos, variaciones que pueden añadir heterogeneidad a la estimación.

El entendimiento de los procesos de R_s se limita a mediciones puntuales con métodos automatizados, o mediciones de distintos puntos con métodos manuales (Bond-Lamberty y Thomson 2010). Debido a esa limitante, la dinámica espacio-temporal no ha sido descrita eficientemente y se han buscado nuevas metodologías para reducir la incertidumbre en la cuantificación de ese flujo (recuadro 6.5). En síntesis, se puede estimar la R_s con métodos indirectos (p. ej., balance, explicado en la siguiente sección, “Intercambio neto del ecosistema”), directos (p. ej., cámaras o sensores, explicados en este apartado) o modelando ese flujo a partir de otras variables de carbono o ambientales en el ecosistema (Vargas *et al.* 2011) (fig. 6.5).

El primero de los métodos directos es el sistema de cámara cerrada (fig. 6.5) (King y Harrison 2002; Lovelock 2008; Cueva *et al.* 2016), una técnica común debido a su portabilidad en campo. La cámara cerrada utiliza un analizador de gases infrarrojo (IRGA, InfraRed Gas Analyzer) que mide el cambio en la concentración de CO_2 dentro de una cámara sobre la superficie del suelo. Una de las desventajas de esta técnica es que la estimación es sensible a las condiciones de humedad y de temperatura del suelo porque existe un cambio en la presión debido a la acumulación de gases dentro de la cámara durante la medición; por ello, se requieren correcciones bajo el supuesto de "parcela de aire seco" (Wiant 1967a y 1967b; Tang y Baldocchi 2005). En el caso de los manglares, es posible que el hidroperiodo, en específico los periodos de inundación y no inundación, alteren esta medición (Barr *et al.* 2010). Además, debido a que las estimaciones se realizan en áreas puntuales (p. ej., entre 25–80 cm^2), un escalamiento de esos valores puede implicar la necesidad de un mayor esfuerzo de muestreo para disminuir las incertidumbres asociadas. Sin embargo, el número de réplicas que operativamente se pueden realizar en una jornada de campo es limitado por el tiempo durante el cual el suelo no tiene inundación.



A IRGA modelo Li-Cor LI-6400

B Cámara de R_s

C Collarín permanente en la UM

FIGURA 6.5

Medición de R_s por el método de cámara cerrada. FOTO: CTS.

Una alternativa al método de la cámara es el del gradiente, que estima el flujo de CO_2 desde áreas profundas hasta la superficie del suelo. En esta técnica el flujo es influenciado por la capacidad de la matriz del suelo para permitir procesos de difusión y advección.² La técnica consiste en instalar sensores de CO_2 de estado sólido a lo largo de diferentes puntos del perfil del suelo; es común que al menos se instalen tres sensores a diferentes profundidades (Maier y Schack-Kirchner 2014). La posición de los sensores dependerá de las características locales o de la pregunta de investigación;

² La advección es una forma de propagación de una sustancia en el suelo. Se refiere al transporte pasivo de solutos disueltos por el movimiento de la masa de agua.

por ejemplo, pueden ser instalados a lo largo del segmento en donde se distribuyen las raíces (Robles 2014; Cueva *et al.* 2016). Las ventajas de esta técnica son: 1) permite estudiar la R_s en parcelas permanentes, 2) es costoeficiente porque no es necesario realizar la corrección que se realiza en las cámaras y 3) permite analizar el flujo vertical de CO_2 en la profundidad deseada y con otros instrumentos que evalúen las variables que permitan entender los procesos asociados a la respiración del suelo.

Sin embargo, esta técnica impone las siguientes limitaciones. 1) Aunque existen sensores con capacidad de detectar un amplio rango de concentraciones de CO_2 , la concentración del gas puede disminuir en algún punto del gradiente a un nivel indetectable, por lo que el flujo estaría subestimado. 2) Los flujos estimados son datos puntuales, por lo que los datos generados tienen un alto poder de explicar procesos ecológicos cuando se relacionan con otras variables (p. ej., temperatura); sin embargo, esos datos no incorporan la alta heterogeneidad existente en los suelos de los manglares y, por lo tanto, no se recomienda escalar la magnitud del flujo a todo el ecosistema. 3) La difusión de gases es limitada en un medio acuoso, y por lo tanto el hidroperiodo determinará los periodos de medición. 4) Los sensores son instrumentos vulnerables sobre todo en áreas salinas y con permanente inundación. 5) Los sensores requieren una fuente de energía para funcionar, por lo que en su instalación se debe considerar la adquisición de paneles solares y baterías de alimentación del equipo.

b. Intercambio neto del ecosistema

En manglares de zonas subtropicales se ha observado que la variabilidad interanual e intraanual de las condiciones hidrológicas (p. ej., hidroperiodo) y meteorológicas (p. ej., temperatura) determinan si el ecosistema de manglar funge como una fuente o sumidero de carbono (Shurpali *et al.* 1994; Barr *et al.* 2010). A nivel ecosistema, el intercambio neto, así como las variables que influyen en ese intercambio, se estiman con la técnica de covarianza de vórtices o turbulencias (de aquí en adelante EC, del inglés *Eddy Covariance*) (Baldocchi 2003, 2014; Vargas *et al.* 2012; Aubinet *et al.* 2012) (recuadro 6.6, fig. 6.6). Una síntesis de los supuestos y fundamentos de la técnica se pueden consultar en Burba (2005).

RECUADRO 6.6

Ventajas de la técnica de covarianza de vórtices.

1. Estima patrones de los gases de efecto invernadero (GEI) y su variación a diferentes escalas (Aubinet *et al.* 2012). Esto permite realizar preguntas enfocadas en procesos ecosistémicos y sus variables a una escala diaria, mensual, estacional y anual (p. ej., el control de la temperatura en la fotosíntesis).
2. Se puede pasar de escala puntual a nivel paisaje procesos como el intercambio de GEI, productividad primaria bruta, evapotranspiración o uso eficiente del agua (Baldocchi 2008; Shuttleworth 2012; Vargas *et al.* 2012).
3. Un monitoreo planificado a largo plazo que genere datos por varios años facilita el entendimiento de procesos ecosistémicos; esta información puede ayudar a los tomadores de decisiones a fortalecer estrategias de conservación y manejo.

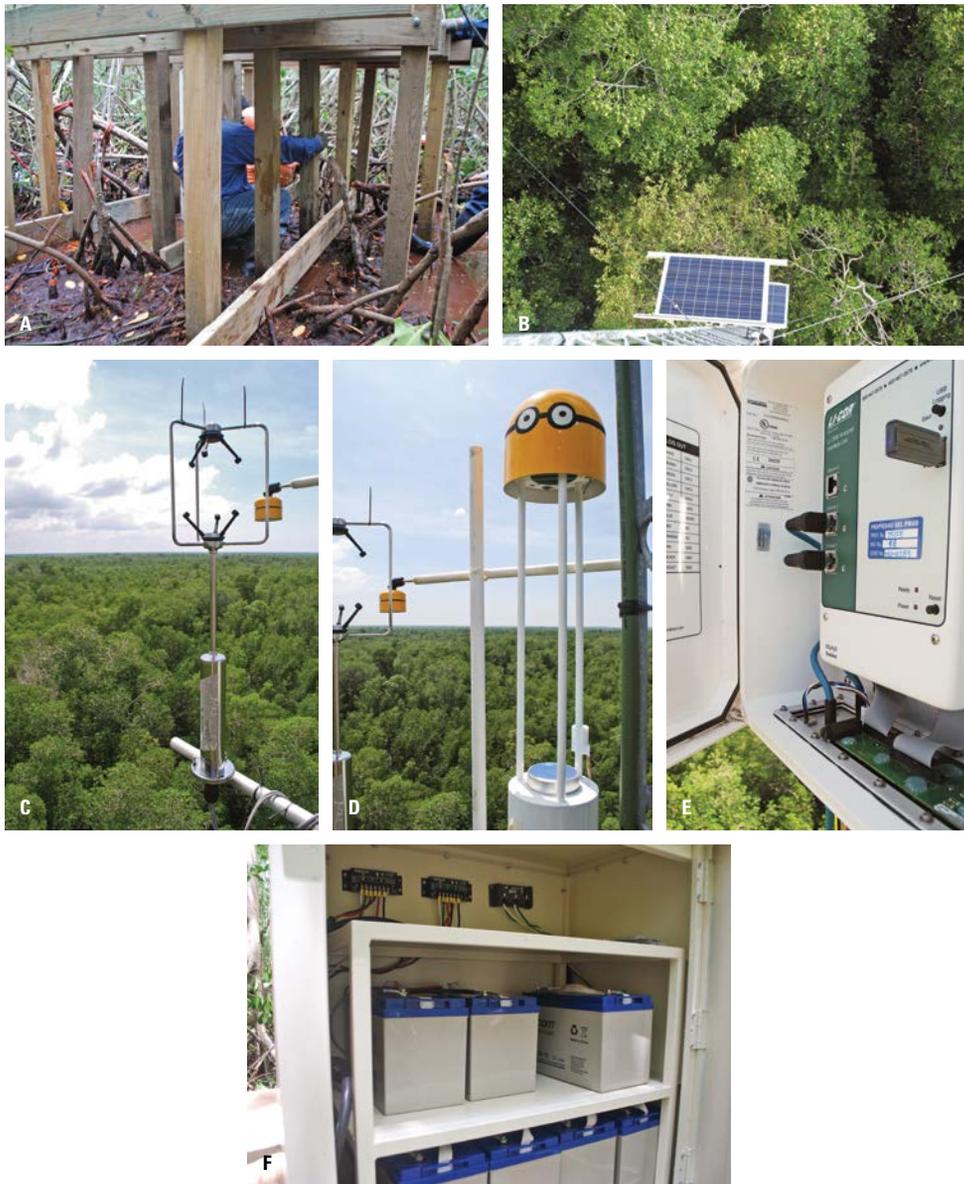


FIGURA 6.6

Torre para estimar el intercambio de carbono y metano entre el manglar y la atmósfera en La Encrucijada, Chiapas. A: instalación de la tarima de soporte. B: vista superior desde la torre. C: anemómetro sónico. D: sensor de metano. E: caja de almacenamiento de datos. F: baterías de alimentación del equipo. En www.youtube.com/watch?v=xliOhY5iH_g se puede ver un video de la instalación de los equipos. FOTOS: ZSM.

El método de EC se basa en la teoría de flujos, que propone que el intercambio de masa (p. ej., H_2O , CO_2 , CH_4), energía entre la atmósfera y la superficie de la Tierra se da en una capa turbulenta de la atmósfera (Stull 1988, recuadro 6.7). Un ejemplo del monitoreo con esta técnica se presenta en el recuadro 6.8.

RECUADRO 6.7

Fundamento teórico de la técnica de covarianza de vértices.

1. La capa límite planetaria, en contacto con la superficie terrestre, está integrada por una capa turbulenta en la que se originan flujos (verticales y horizontales) que transportan energía, gases y partículas.
2. Se asume que en los torbellinos el flujo de gases, humedad y energía es cero, y se calcula el flujo horizontal.
3. Para cuantificar el flujo vertical (del ecosistema a la atmósfera o viceversa), se estima la concentración de gases de un punto teórico de un vórtice (torbellino) en dos momentos diferentes y se asume que la velocidad del viento guarda una relación (covarianza) con las concentraciones de GEI.
4. Si el flujo es negativo, es decir, va de la atmósfera al ecosistema éste captura carbono.
5. Si el flujo es positivo, es decir, va del ecosistema a la atmósfera, el ecosistema emite carbono.

A continuación se describen las principales fases de construcción, instalación y manejo de los datos generados con la técnica EC.

Conformación y requerimientos del equipo. La técnica EC es compleja; requiere la conformación de un grupo multidisciplinario (p. ej., programador, electrónico y analista de bases de datos) y conocimientos de ecología, hidrología, física, matemáticas, bioquímica, entre otros. En el anexo 6, disponible en la página web de la CONABIO en la sección de Manglares de México, se presentan los pasos de las fases de diseño, implementación, procesamiento de datos y posprocesamiento de datos.

Además del anemómetro y los sensores de gases, el sistema de medición de covarianza de vórtices requiere consolas de control y almacenamiento de datos. También se colectan mediciones de variables micrometeorológicas y ambientales que tengan un efecto potencial en procesos, retroalimentación y control de la dinámica del C. En el caso particular de los manglares, se incluyen variables relacionadas con las corrientes marinas, como el nivel de inundación y salinidad (Barr *et al.* 2010; Barr *et al.* 2013). La radiación neta y la radiación fotosintéticamente activa también son componentes cruciales en las mediciones de flujos, ya sea para analizar procesos relacionados con interacciones entre la superficie de la Tierra y la atmósfera, como el cambio en albedo, es decir, la reflectancia de la superficie (p. ej., menor reflectancia después de un huracán) (Barr *et al.* 2012; O'Halloran *et al.* 2012; Sanchez-Mejia *et al.* 2014), o ya sea para analizar procesos en la vegetación, como reverdecimiento y fenología (Ceron-Souza *et al.* 2014). De la misma forma, las mediciones de procesos biogeoquímicos proveen de información para entender los procesos en el suelo. En especial se debería considerar la concentración de O₂ y el potencial redox (Laurila *et al.* 2012).

Localización e instalación del equipo. Antes de seleccionar el sitio se recomienda analizar la dirección y velocidad de los vientos de la zona a partir de datos de estaciones meteorológicas, como las del sistema CLICOM³ y del

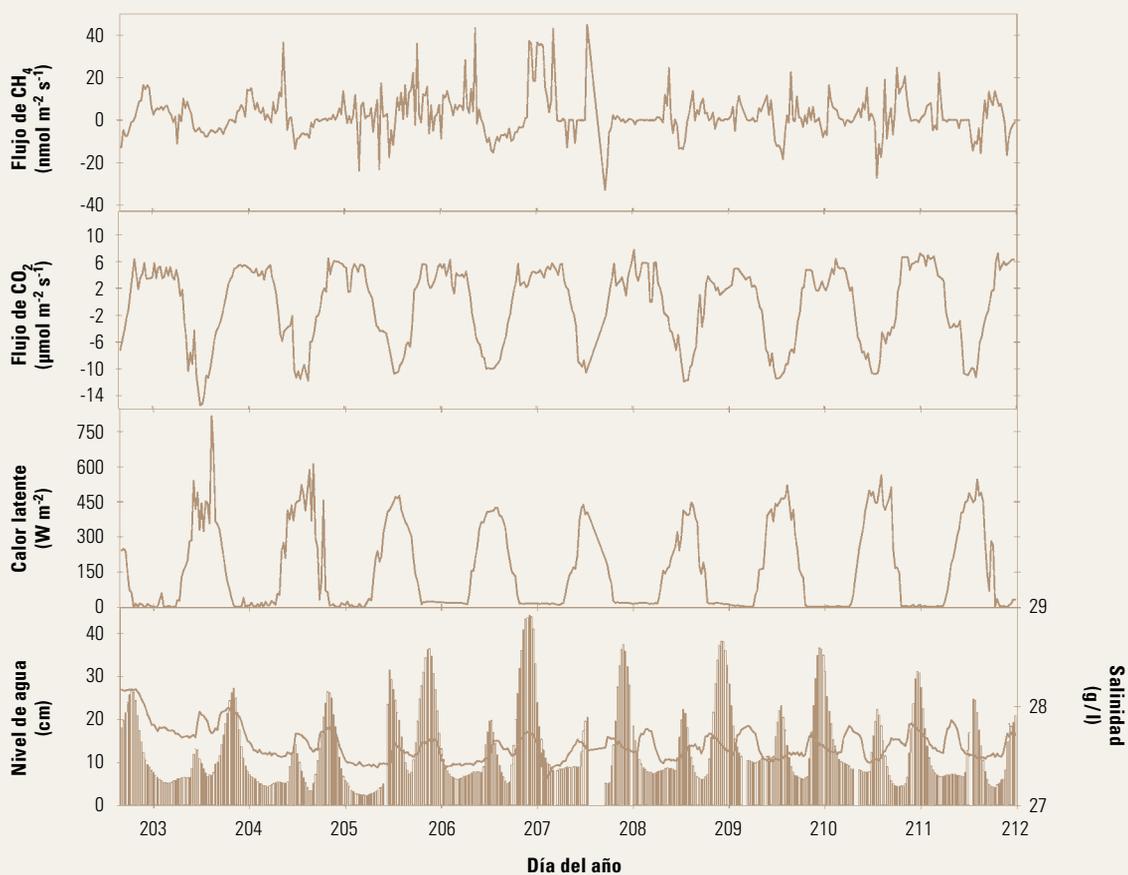
³ <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>

RECUADRO 6.8

Monitoreo en la Bahía de Tobarí, Sonora.

Martha Lucía Vargas-Terminel,¹ Julio César Rodríguez,²
Enrico Yepez,¹ Carlos Robles Zazueta²¹ Instituto Tecnológico de Sonora, vargastml@gmail.com² Universidad de Sonora, jcrodr@guayaacan.uson.mx

Con el monitoreo en Bahía de Tobarí se generaron series de tiempo de los flujos verticales de CO_2 con la técnica de EC. En la siguiente figura, las series de tiempo se presentan en una ventana temporal diaria; en ella se aprecia que el flujo durante la noche es positivo, indicando que el ecosistema es una fuente emisora de CO_2 , y durante el día es negativo, indicando que es un sumidero de CO_2 . En conjunto, si realizáramos el balance neto del día, apreciaríamos que este sistema de manglar se comporta como un sumidero de carbono. En la figura también se puede observar un patrón diurno similar entre la salinidad y el hidroperiodo que podría estar correlacionado con los flujos de CO_2 registrados.



Servicio Meteorológico Nacional.⁴ Como infraestructura, se deberá instalar un soporte (p. ej., torre o tripié, a una altura que garantice estimaciones representativas de la vegetación ($a_{\text{torre [m]}} = 1.5 - 2 \times a_{\text{vegetación [m]}}$) y en un punto donde la vegetación que lo rodea se pueda considerar homogénea (Burba 2005; Aubinet *et al.* 2012).

La superficie debe ser preferentemente plana y homogénea, pero en la práctica suele ser imposible contar con una superficie completamente homogénea debido a la fragmentación del paisaje. Cada caso es particular y se pueden tomar decisiones como eliminar datos cuando la dirección del viento proviene de una región que no es de interés, o los instrumentos se pueden colocar a menor altura para que el área de muestreo o huella (*footprint*) sea menor porque ésta depende de la altura de los sensores, así como de la altura de la vegetación.

La altura de los instrumentos dependerá de la altura de la vegetación y de lo homogéneo del paisaje, que es lo que da rugosidad al terreno. En específico, la altura de los sensores dependerá del dosel, para vegetación menor a 3 m de altura los instrumentos se colocan a una altura de $2 \times a$ (a = altura de la vegetación), mientras que para vegetación mayor a 3 m de altura, se colocan a $1.5 \times a$ (Burba 2005). Por su parte, los sensores de radiación deben estar posicionados hacia el sur, para evitar lo más posible efectos de sombra causados por la latitud del área de estudio. En cuanto al anemómetro y los IRGA (analizadores de gases en infrarrojo), deben estar a una distancia entre ellos de no más de 30 cm, para minimizar errores, y deberán estar colocados sobre el mismo eje (fig. 6.7 A y B) (Burba 2005).

Los instrumentos están conectados a consolas de almacenamiento (*datalogger*), preferentemente colocadas a una altura de fácil acceso para la descarga de datos y mantenimiento (eso dependerá de la altura de la torre en sí). Por lo general estos sistemas de monitoreo se instalan en lugares que carecen de una fuente de energía eléctrica. Para suministrar energía, se emplean paneles solares que a su vez están conectados a un banco de baterías. Es recomendable estimar la energía que consume el sistema EC, la micrometeorología y calcular la capacidad de los paneles y el banco de baterías. En el caso particular en donde se tiene el sensor de CH_4 y CO_2 , es recomendable separar la fuente de energía. Se pueden establecer subsistemas de bancos de batería con varias baterías de capacidad mínima de 100 Amp hr^{-1} .

Almacenamiento, respaldo y análisis de datos. Los datos se registran en la consola de almacenamiento y se pueden recuperar vía descarga directa o vía remota (p. ej., empleando un módem). El procesamiento de datos se puede hacer con diferentes paquetes computacionales, como TK2,⁵ ECPACK, Eddy Pro⁶ también se pueden generar códigos propios en programas como MATLAB, R, C+.

4 <http://smn.cna.gob.mx/emas>

5 <http://zenodo.org/record/20349>

6 www.licor.com

Se recomienda tener varios niveles de datos almacenados. Ameriflux⁷ ya tiene definido qué debería contener cada nivel, y se sugiere seguir esos lineamientos. El nivel más básico son los datos crudos (datos a 10 o 20 Hz), que deben ser respaldados cuidadosamente porque son necesarios para el cálculo de los flujos. Los siguientes niveles se definen según el procesamiento, control de calidad y llenado de vacíos (*gapfilling*). De acuerdo con protocolos internacionales de FLUXNET,⁸ los datos se procesan en promedio de cada media hora, para un posterior análisis a diferentes escalas temporales.

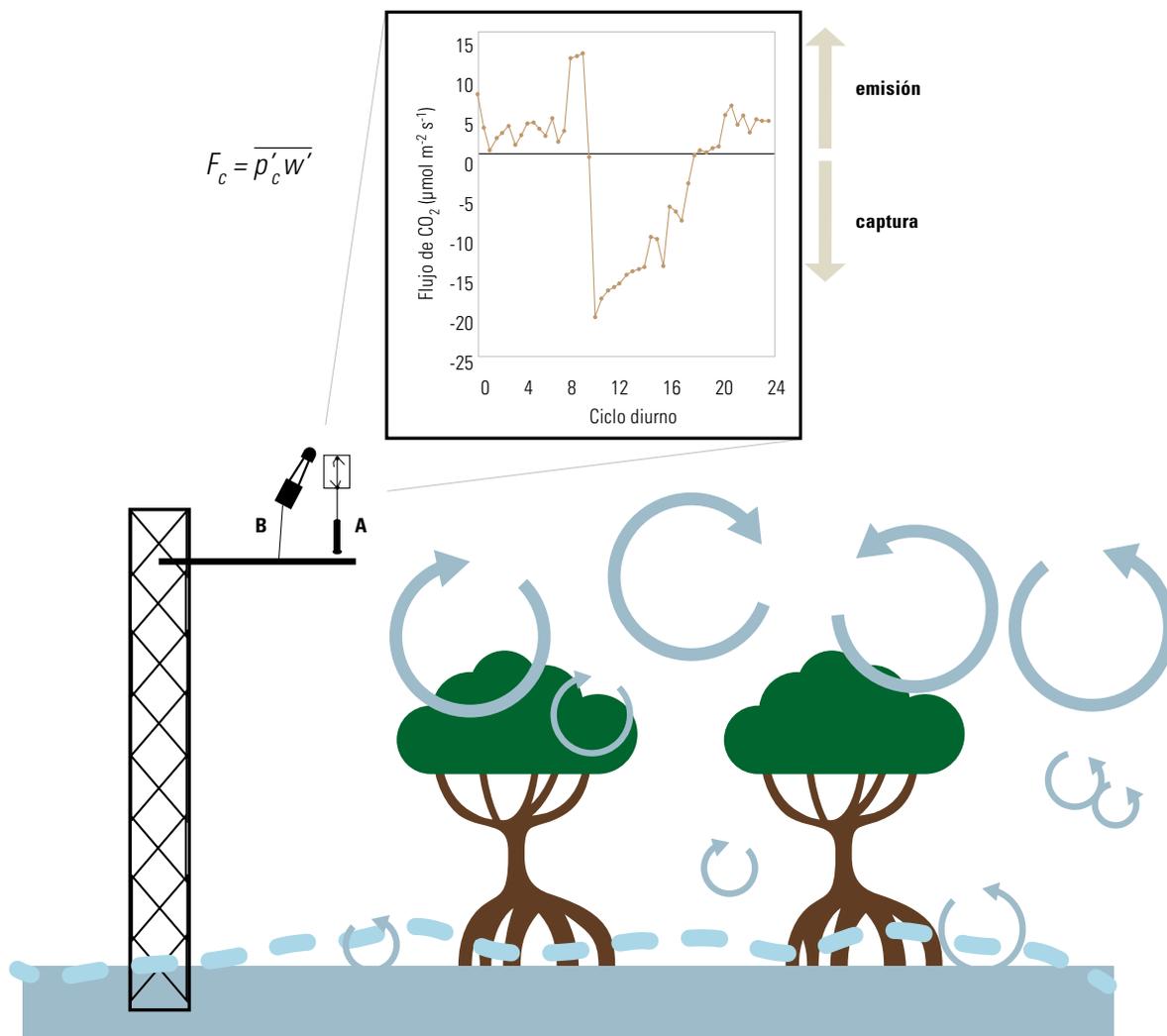


FIGURA 6.7

Las mediciones de los flujos se realizan desde una torre y los instrumentos se instalan en dirección del viento dominante. Los instrumentos son: A: un anemómetro que estima la velocidad del viento en tres direcciones, y B: el sensor de CO₂. *F*: flujo, *P*: concentración de gas, *W*: viento. La ecuación proviene de la descomposición de Reynolds (Burba 2005).

⁷ <http://ameriflux.lbl.gov>

⁸ fluxnet.org

Mantenimiento y calibración del equipo. Se recomiendan visitas periódicas al sitio para inspeccionar el banco de baterías y el voltaje al que se encuentran, limpiar los paneles solares, revisar el cableado y limpiar los instrumentos. A pesar de que el sensor de metano viene con una bomba de agua para su limpieza, en zonas donde hay brisa marina, como en los manglares, eso no es suficiente y hay que limpiar físicamente los lentes superior e inferior del sensor, lo mismo aplica para el IRGA de CO₂ de configuración abierta. Por otro lado, si se cuenta con un IRGA de CO₂ de configuración cerrada, se tendrán que cambiar los filtros y limpiar los tubos al menos cuatro veces al año.

Se recomienda calibrar los analizadores de gases como mínimo una vez al año. Idealmente, se debería calibrarlos una vez al mes o en las transiciones entre estaciones del año, pero cada proyecto y condiciones son particulares. Uno de los instrumentos más empleados para calibrar los sensores que estiman el vapor de agua es el LI-610 portable Dew Point Generator (LI-COR). La ventaja de este instrumento es que puede usarse en el laboratorio o en campo empleando una batería de 12V.

CONSIDERACIONES FINALES

El monitoreo de los almacenes y flujos de carbono en los manglares es crítico para implementar estrategias de conservación de los servicios ecosistémicos asociados a la mitigación del cambio climático y la adaptación basada en ecosistemas. Al igual que la caracterización o el monitoreo ecológico, el estudio del ciclo de carbono en los manglares de México impone un reto de investigación porque la alta heterogeneidad de los manglares incrementa el esfuerzo de muestreo en búsqueda de estimaciones confiables.

A lo largo de este libro se presentan diferentes recomendaciones para que el investigador o manejador de recursos naturales diseñe un plan de colecta de datos acorde con sus posibilidades logísticas y presupuestales; en este sentido, este capítulo se apoya en los capítulos previos para homologar los criterios seleccionando el diseño de muestreo más idóneo, así como para reducir el error de muestreo en las estimaciones de las variables asociadas a las reservas y flujos de carbono. Al igual que en el mundo, en México los métodos para estimar las reservas de

carbono han avanzado rápidamente en los últimos años y son aplicables a las particularidades de los manglares del país.

Los vacíos existentes en el estudio de las reservas de carbono en los manglares de México se pueden diferenciar en vacíos generados por la ausencia de datos nacionales o regionales, como por ejemplo las ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea y los valores de densidad de madera requeridos para el cálculo de biomasa en las ecuaciones alométricas generales; ambos tipos de información han sido generados en otros países o regiones geográficamente cercanas, pero poco representativas de la variación existente en el país. Otro tipo de vacíos están relacionados con la ausencia de métodos para estimar almacenes poco descritos en la literatura, por ejemplo, la biomasa subterránea ha sido estimada con ecuaciones alométricas o de relaciones de asignación de biomasa aérea y subterránea más que por la colecta de datos en campo. Dentro de los métodos disponibles para estimar la biomasa en raíces, el método de la calicata es recomendado para

manglares con niveles profundos de agua intersticial (más de 1 m) y para muestreos que quieren estimar la biomasa en raíces de medianas a gruesas; mientras, el método del nucleador, aunque permite mayor número de réplicas, subestima la biomasa de las raíces gruesas al no poder muestrearlas en su totalidad. Para México y en el mundo no se cuenta con información respecto de la distribución horizontal de las raíces y los factores que la controlan; este tema es relevante por la importancia que tienen las raíces como origen de materia orgánica que es fijada en el reservorio del suelo.

En este capítulo también se presentaron recomendaciones para estimar la biomasa en plántulas y neumatóforos de acuerdo con el objetivo del estudio que se realice. Cuando el objetivo es estimar el carbono total del ecosistema, se recomienda el uso de los métodos que utilizan datos promedio, pero cuando el objetivo es entender los mecanismos que explican las variables que controlan o explican esas reservas, se recomiendan los métodos que utilizan ecuaciones de regresión.

La estimación de flujos de carbono en sistemas costeros es menos entendida y técnicamente más compleja que la estimación de almacenes. Considerando el monitoreo de flujos verticales, la técnica de covarianza

de vórtices ofrece la ventaja de recolectar datos cada 10 Hz, para que sean promediados a diferentes escalas temporales; sin embargo, una desventaja potencial son las capacidades técnicas necesarias para el mantenimiento del sistema y el procesamiento de datos. Los grupos de investigación que han incursionado en la implementación de esta metodología suelen tener una curva de aprendizaje, donde la persistencia y financiamiento operativo son claves. En particular los flujos laterales representan una pieza clave para caracterizar el transporte interno y externo y la exportación de C al océano; también su caracterización es clave para describir el cierre energético de los flujos verticales.

Un reto importante para avanzar en la caracterización y entendimiento del ciclo de carbono en los manglares de México es que la alta heterogeneidad existente y las técnicas especializadas de recolección de muestras y análisis químicos requieren una inversión de tiempo y dinero significativa, a la par que un equipo humano especializado. Una aproximación escalonada que inicie la caracterización de la variación existente a lo largo del país por medio del monitoreo intensivo de áreas representativas de las regiones de manglar podrá acelerar el avance de este conocimiento, mientras se consolidan las redes de colaboración interinstitucional.

Referencias bibliográficas

- Adame, M.F. y C. E. Lovelock. 2011. Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia* 663: 23–50.
- Adame, M., B. Kauffman, J. Medina *et al.* 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PlosOne* 8: e56569.
- Adreetta, A., M. Fusi, I. Cameldi *et al.* 2013. Mangrove carbon sink. Do burrowing crabs contribute to sediment carbon storage? Evidence from a Kenyan mangrove system. *Journal of Sea Research* 85: 524–533.
- Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 1–13.
- Alongi, D.M. 2009. *The energetics of mangroves forests*. Springer, Queensland.
- Alongi, D.M. y R. Brinkman. 2011. Hydrology and biogeochemistry of mangrove forests. Levia, D.F. *et al.* (eds.). *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of past research and future direction*. Ecological Studies 216. Springer, Dordrecht.
- Alongi, D.M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6: 195–219.
- Alongi, D.M. y S.K. Mukhopadhyay. 2015. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and Forest Meteorology* 213: 266–272.
- Aubinet, M., T. Vesala y D. Papale. 2012. *Eddy Covariance: A practical guide to measurement and data analysis*. Springer, Londres.
- Baldocchi, D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9: 479–492.
- Baldocchi, D. 2008. ‘Breathing’ of the terrestrial biosphere: lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Australian Journal of Botany* 56: 1–26.
- Baldocchi, D. 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere—the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology* 20: 3600–3609.
- Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy *et al.* 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81: 169–193.
- Barr, J.G., J.D. Fuentes, M.S. DeLonge *et al.* 2013. Summertime influences of tidal energy advection on the surface energy balance in a mangrove forest. *Biogeosciences* 10: 501–511.
- Barr, J.G., V. Engel, J.D. Fuentes *et al.* 2010. Controls on mangrove forest-atmosphere carbon dioxide exchanges in western Everglades National Park. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 115 (G2).
- Barr, J.G., V. Engel, J.D. Fuentes *et al.* 2013. Modeling light use efficiency in a subtropical mangrove forest equipped with CO₂ eddy covariance. *Biogeosciences* 10: 2145–2158.
- Barr, J.G., V. Engel, T.J. Smith y J. D. Fuentes. 2012. Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO₂ fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology* 153: 54–66.
- Bejarano, M., J. Herrera-Silveira y O. Carrillo. 2015. *Estimación de almacenes de carbono en manglares: una adaptación para la costa de Chiapas*. Informe técnico. Pronatura Sur, A.C. San Cristóbal de las Casas.

- Bejarano, M., A. Vásquez-Lule, M. Olguín *et al.* 2013. Identificación de las fuentes de incertidumbre para la estimación del carbono aéreo en los manglares de México. En: *Estado actual de conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. Síntesis a 2014*. F. Paz. y J. Wong (eds.). Programa Mexicano del Carbono/Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida/ Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, pp. 186–194.
- Berg, B. y R. Laskowski. 2006. *Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover*. Elsevier. Londres.
- Biodiversidad Marino Costera en Costa Rica-Sistema Nacional de Áreas Protegidas-Agencia Alemana de Cooperación Técnica. 2012. *Evaluación de carbono en el Humedal Nacional Térraba-Sierpe*. Proyecto Biodiversidad Marino-Costera en Costa Rica, Desarrollo de Capacidades y Adaptación al Cambio Climático. (Cifuentes, M., Investigación y Reporte Técnico.) GIZ, MINAET, SINAC. San José.
- Bond-Lamberty, B. y Thomson, A. (2010). A global database of soil respiration data. *Biogeosciences* 7 (6): 1915–1926.
- Bouillon, S. y H.T.S. Boschker. 2006. Bacterial carbon sources in coastal sediments: a cross-system analysis based on stable isotope data of biomarkers. *Biogeosciences* 2: 175–185.
- Bouillon, S., A.V. Borges, E. Castaneda-Moya, K. Diele *et al.* 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22: 10.1029/2007GB003052.
- Breithaupt, J., J. Smoak, T. Smith *et al.* 2012. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochemical Cycles* 26: GB3011.
- Bulmer R.H., C.J. Lundquist y L. Schwendenmann. 2015. Sediment properties and CO₂ efflux from intact and cleared temperate mangrove forests. *Biogeosciences* 12: 6169–6180.
- Burba, G. 2005. *Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural, and regulatory applications*. LI-COR Biosciences, Nebraska.
- CDM. 2006. *Guidebook. For the formulation of afforestation and reforestation projects under the clean development mechanism*. International Tropical Timber Organization. Yokohama.
- Ceron-Souza, I., B.L. Turner, K. Winter *et al.* 2014. Reproductive phenology and physiological traits in the red mangrove hybrid complex (*Rhizophora mangle* and *R. racemosa*) across a natural gradient of nutrients and salinity. *Plant Ecology* 215: 481–493.
- Clement, R.J., G.G. Burba, A. Grelle *et al.* 2009. Improved trace gas flux estimation through IRGA sampling optimization. *Agricultural and Forest Meteorology* 149: 623–638.
- Cochard, R. 2013. Natural hazards mitigation services of Carbon-Rich Ecosystems. En: *Ecosystem services and carbon sequestration in the Biosphere*. Rattan, L., Lorenz, K., F. Reinhard, F. *et al.* (eds.). Springer, Nueva York, pp. 221–194.
- Cueva, A., C.A. Robles-Zazueta, J. Garatuzza-Payán *et al.* 2016. Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Revista Terra Latinoamericana* 34: 253–269.
- Curtis, P.S., C.S. Vogel, C.M. Gough. 2005. Respiratory carbon losses and the carbon-use efficiency of a northern hardwood forest, 1999–2003. *New Phytologist* 167: 437–456.
- Chapin, F.S., G.M. Woodwell, J.T. Randerson *et al.* 2006. Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods. *Ecosystems* 9: 1041–1050.
- Chen R. y R.R. Twilley. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology* 86: 37–51.
- Chmura, G.L., S.C. Anisfeld, D.R. Cahoon *et al.* 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17: 10.1029/2002GB001917.

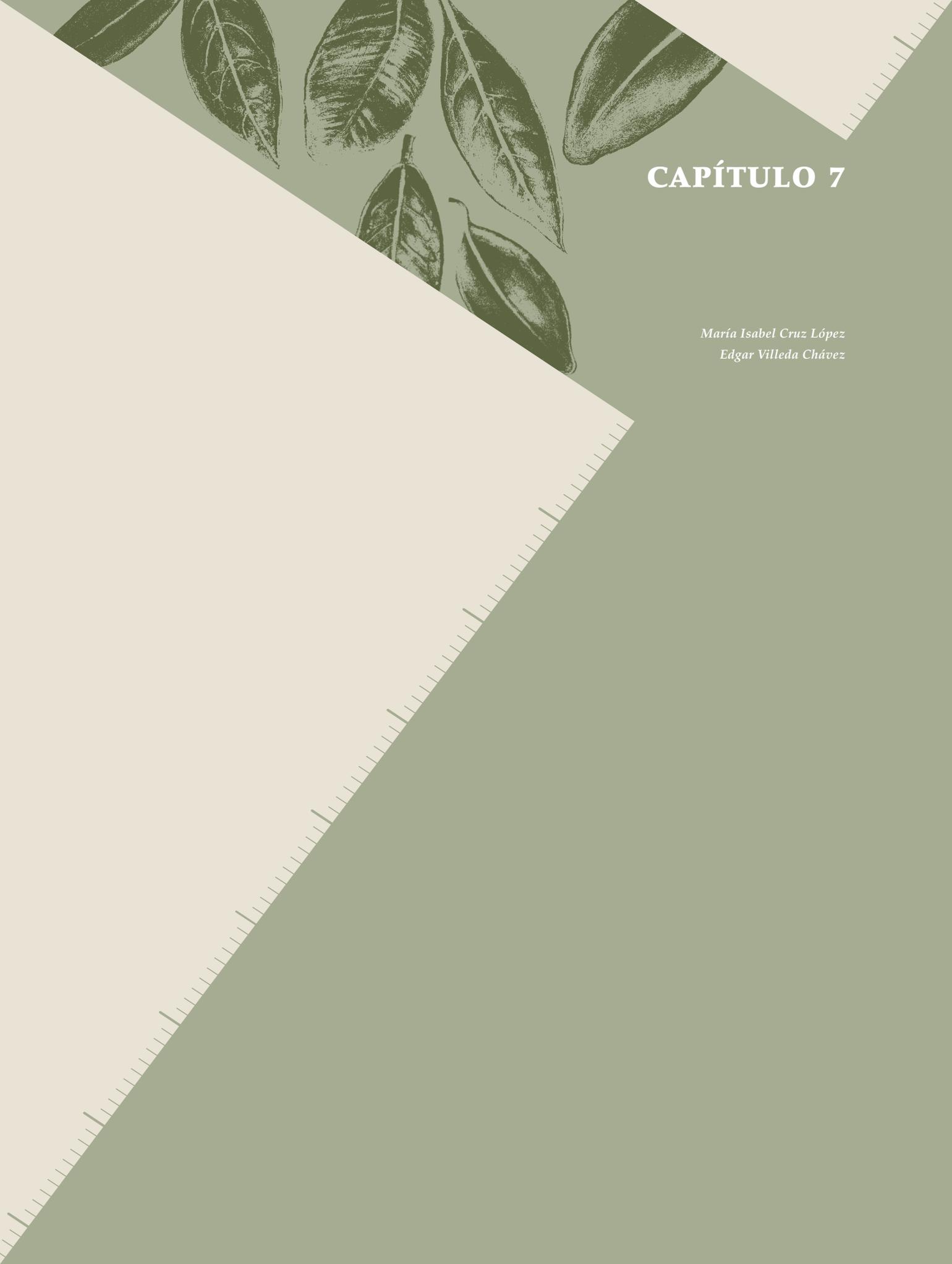
- Dahdouh-Guebas, F. 2007. Pneumatophore height and density in relation to micro-topography in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Belgian Journal of Botany* 140: 213–221.
- Dahdouh-Guebas, F., N. Koedam, N. Kristensen *et al.* 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany* 89: 201–219.
- Davidson E.A., S. Samanta, S.A. Caramori y K. Savage. 2012. The dual Arrhenius and Michaelis-Menten kinetics model for decomposition of soil organic matter at hourly and seasonal time scales. *Global Change Biology* 18: 371–384.
- Day, J. W., W. H. Conner, F. Ley-Lou *et al.* 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquatic Botany* 27: 267–284.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner y R.J. Lara. 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans AN-17083291; 6712543. *Global Biogeochemical Cycles* 20: 23–30.
- Dittmar, T., B. Koch y R. Jaffé (2009). Tools for studying biogeochemical connectivity among tropical coastal ecosystems. En: *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Nagelkerken (ed.). Springer, Ámsterdam, pp. 425–455.
- Donato, D., J.B. Kauffman, R.A. Mackenzie *et al.* 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management* 97: 89–96.
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, M. Murdiyarto *et al.* 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4: 293–297.
- Ekblad, A., B. Bostrom, A. Holm, D. Comstedt. 2005. Forest soil respiration rate and C is regulated by recent above ground weather conditions. *Oecologia* 143: 136–142.
- Engel, V., J. Barr, J. Fuentes *et al.* 2011. Ameriflux discussion. En: *North American Carbon Program*. NACP meeting. Nueva Orleans.
- Fromard, F., H. Mougin, G. Marty *et al.* 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangroves ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115: 39–53.
- Giardina, C. y M. Ryan. 2002. Total belowground carbon allocation in a fast-growing eucalyptus plantation estimated using a carbon balance approach. *Ecosystems* 5: 487–499.
- Gleason S.M. y K.C. Ewel. 2002. Organic matter dynamics on the forest floor of a microneesian mangrove forest: An investigation of species composition shifts. *Biotropica* 34: 190–198.
- Hanson, P., S.D. Wullschleger, S.A. Bohlman y D.E. Todd. 1993. Seasonal and topographic patterns of forest floor CO₂ efflux from an upland oak forest. *Tree Physiology* 13: 1–15.
- Herrera-Silveira, J.A., A.C. Rico, E. Pech *et al.* 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Revista Terra Latinoamericana* 34: 61–72.
- Howard, D.M. y P.J.A. Howard. 1993. Relationships between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1537–1546.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee *et al.* 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington.
- Huang, N.L., T.A. Gu. Black. 2015. Remote sensing-based estimation of annual soil respiration at two contrasting forest sites. *Journal Geophysical Research. Biogeoscience* 120: 2306–2325.
- Huxham, M., J. Langat, F. Tamooch *et al.* 2010. Decomposition of mangrove roots: effects of location, nutrients, species identity and mix in a Kenyan forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 1–8.

- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi (eds.). IPCC/Institute for Global Environmental Strategies. Kanagawa.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Main (Vol. 2). IPCC/Institute for Global Environmental Strategies. Kanagawa.
- Jennerjahn, T. y V. Ittekkot. 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften* 89: 23–30.
- Jin, L. y C.Y. Lu. 2013. Soil respiration in a subtropical mangrove wetland in the Jiulong River Estuary, China. *Pedosphere* 23: 678–685.
- Kathiresan, K. y B.L. Bingham. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology* 40: 81–251.
- Kauffman, J. y D. Donato. 2012. *Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest*. Working Paper 86. CIFOR, Bogor.
- Kauffman, J., D. Donato y M. Adame. 2014. *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. CIFOR. Bogor.
- Kauffman, J., C. Heider, J. Norfolk y F. Payton. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emission arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications* 3: 518–527.
- King, J.A. y R. Harrison. 2002. Measuring soil respiration in the field: An automated closed chamber system compared with portable IRGA and alkali absorption methods. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33: 403–423.
- Komiyama, A., S. Havanond, W. Srisawatt *et al.* 2000. Top/root biomass ratio of a secondary mangrove (*Ceriops tagal* (Perr.) C.B. Rob.) forest. *Forest Ecology and Management* 1–3 :127–134.
- Komiyama, A., J.E. Ong y S. Pongpan. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89: 128–137.
- Kristensen, E., S. Bouillon, T. Dittmar y C. Marchand. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany* 89: 201–219.
- Laurila, T., M. Aurela y J.P. Tuovinen. 2012. Eddy Covariance Measurements over Wetlands. En: *Eddy Covariance A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. Aubinet M., T. Vesala y D. Papale (eds.). Springer Atmospheric Sciences, Londres, 345–364.
- Law B.E., E. Falge, L. Gu *et al.* 2002. Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation. *Agricultural and Forest Meteorology* 113: 97–120.
- Lloyd, J. y J.A. Taylor. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8: 315–323.
- Lovelock, C. 2008. Soil respiration and belowground carbon allocation in mangrove forest. *Ecosystems* 11: 342–354.
- Maier, M., y H. Shack-Kirchner. 2014. Using the gradient method to determine soil gas flux: A review. *Agricultural and Forest Meteorology* 192–193: 78–95.
- Manson, F., Lorenagan, N., B Harch *et al.*, 2005. A broad-scale analysis of link between coastal fisheries production and mangrove extent: A case-study for northeastern Australia. *Fisheries Research* 74 (3): 69–85.
- NOAA. 2015. Coastal Blue Carbon. National Oceanic and Atmospheric Administration: Habitat Conservation. National Marine Fisheries Service. *Government outreach report* (<http://www.habitat.noaa.gov/coastalbluecarbon.html>).

- Oberbauer, S.F., C.T. Gillespie, W. Cheng *et al.* 1992. Environmental effects on CO₂ efflux from riparian tundra in the northern foothills of the Brooks Range, Alaska, USA. *Oecologia* 92: 568–577.
- Odum, W., C. McIvor y T. Smith. 1982. *The ecology of the mangroves of south Florida: a community profile*. Bureau of Land Management. Fish and Wildlife Service; U.S.: Department of the Interior. Nueva York.
- O'Halloran, T.L., B.E. Law, M.L. Goulden *et al.* 2012. Radiative forcing of natural forest disturbances. *Global Change Biology* 2: 555–565.
- Orchard, V.A. y F.J. Cook. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemical* 15: 447–453.
- Packard, G., G. Birchard y T. Boardman. 2011. Fitting statistical models in bivariate allometry. *Biological Reviews* 86: 549–563.
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray *et al.* 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS one* 7: e43542.
- Perez-Ruiz, E.R., J. Garatuza-Payan, C.J. Watts *et al.* 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74: 556–563.
- Picard, N., L. Saint-André y H. Matieu. 2012. *Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles*. FAO. Roma.
- Poungparn, S., A. Komiyama, A. Tanaka *et al.* 2009. Carbon dioxide emission through soil respiration in a secondary mangrove forest of eastern Thailand. *Journal of Tropical Ecology* 25: 393–400.
- Raich J.W. y C.S. Potter. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 23–36.
- Rivera-Monroy, V.H., E. Castañeda-Moya, J. Barr *et al.* 2013. Current Methods to Evaluate Net Primary Production and Carbon Budgets in Mangrove Forest. En: *Methods in Biogeochemistry of Wetlands*, DeLaune, R.D., K.R. Reddy, C.J. Richardson y J.P. Megonigal (eds.). Soil Science Society of America. Madison, 243–288.
- Robertson, A. y D. Alongi. 2015. Massive turnover rates of fine root detrital carbon in tropical Australian mangroves. *Oecologia* 180: 841–851.
- Robles, C. A. 2014. *Estimación de la respiración de suelo mediante el método de gradiente en un matorral subtropical de Sonora*. Tesis de licenciatura en Ingeniería en ciencias ambientales. Instituto Tecnológico de Sonora, Hermosillo.
- Rodriguez, J.C., J. Grageda, C.J. Watts *et al.* 2010. Water use by perennial crops in the lower Sonora watershed. *Journal of Arid Environments* 74: 603–610.
- Rojas-García, F., De Jong, B.H., P. Martínez-Zurimendí y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72: 835–864.
- Rozo, O., J. Pineda y A. Martínez. 2009. Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en San Andrés Isla, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 38: 59–84.
- Sánchez-Andrés, R., S. Sánchez-Carillo, L.C. Alatorre. 2010. Litterfall dynamics and nutrient decomposition of arid mangroves in the Gulf of California: Their role sustaining ecosystem heterotrophy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89: 191–199.
- Sánchez-Carrillo S., R. Sánchez-Andrés, L.C. Alatorre *et al.* 2009. Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 82: 654–662.

- Sánchez-Higueredo, L.E. y J.L. Martínez-Castillo. 2009. Selección y diseño de pasarelas y muelles. En: *Costa sustentable*, Moreno-Casasola P. y B.G. Warner. Instituto Nacional de Ecología. Xalapa.
- Sanchez-Mejia, Z.M., S.A. Papuga, J.B. Swetish *et al.* 2014. Quantifying the influence of deep soil moisture on ecosystem albedo: The role of vegetation. *Water Resources Research* 50: 4038–4053.
- Sanchez-Mejia, Z.M., C. Tovilla-Hernández, D.M. Infante-Mata *et al.* "Monitoring CO₂ and CH₄ fluxes from a mangrove forest in La Encrucijada, Chiapas" (en preparación).
- Schlentner, R.E. y K. Van Cleve. 1985. Relationships between soil CO₂ evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. *Canadian Journal Forestry Research* 15: 97–106.
- Shurpali, N.J., S.B. Verma y J. Kim. 1994. Carbon dioxide exchange in a peatland ecosystem. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 100: 14319–14326.
- Shuttleworth, W.J. 2012. *Terrestrial Hydrometeorology*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Siikamäki, J., J.N. Sanchirico y S.L. Jardine. 2012. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. *PNAS* 109: 14369–14374.
- Stull, R.B. 1988. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic Publishers, Londres.
- Sollins, P., C. Glassman, E. Pail *et al.* 1999. Soil carbon and nitrogen: pools and fractions. En: *Standard soil methods for long-term ecological research*. G. Robertson (ed.) Oxford University Press New Your, Nueva York, pp. 89–105.
- Tang J.W. y D.D. Baldocchi. 2005. Spatial-temporal variation in soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry* 73: 183–207.
- Tang J.W., D.D. Baldocchi, Y. Qi, L.K. Xu. 2003. Assessing soil CO₂ efflux using continuous measurements of CO₂ profiles in soils with small solid-state sensors. *Agricultural and Forest Meteorology* 118: 207–220.
- Troxler, T.G., J.G. Barr, J.D. Fuentes *et al.* 2015. Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology* 213: 273–282.
- Troxler, T.E., B.J. Fuentes, J.J. Childers *et al.* 2013. Integrated carbon budget models for the Everglades terrestrial-coastal-oceanic gradient: Current status and needs for inter-site comparisons. *Oceanography* 26: 98–107.
- Valdez, J.I. 2004. Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Maderas y Bosques* 2: 93–104.
- Van Wagner, C. 1982. Practical aspects of the line intersect method. *Forestry* 18: 11.
- Vargas, R., E.A. Yopez, J.L. Andrade *et al.* 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in Mexican ecosystems: the MexFlux network. *Atmosfera* 26: 325–336.
- Vargas, R., H.W. Loescher, T. Arredondo *et al.* 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: toward a continental scale understanding. *Environmental Science and Policy* 21: 84–93.
- Vargas, R., M.S. Carbone, M. Reichstein y D.D. Baldocchi. 2011. Frontiers and challenges in soil respiration research: from measurements to model-data integration. *Biogeochemistry* 102: 1–13.
- Vargas-Terminel, M.L. 2015. "Intercambio neto del ecosistema y flujos de vapor de agua en ecosistemas de manglar contrastantes en el noroeste de México". Tesis de maestría en Ciencias de los recursos naturales. Instituto Tecnológico de Sonora, Hermosillo.

- Walker, S., T. Pearson, F. Casarim *et al.* 2012. *Standard Operating Procedures for Terrestrial Carbon Measurement*. Winrock International. Nueva York.
- Watanabe, K. y T. Kuwae (2015). How organic carbon derived from multiple sources contributes to carbon sequestration processes in a shallow coastal system? *Global change biology* 21 (7): 2612–2623.
- Watts, C. J., R.L. Scott, *et al.* 2007. Changes in vegetation condition and surface fluxes during NAME 2004. *Journal of Climate* 20: 1810–1820.
- Wiant H.V. 1967a. Influence of moisture content on soil respiration. *Journal of Forestry* 65: 902–903.
- Wiant H.V. 1967b. Influence of temperature on rate of soil respiration. *Journal of Forestry* 65: 489–490.
- Wildung, R.E., T.R. Garland y R.L. Buschbom. 1975. The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 7: 373–378.



CAPÍTULO 7

María Isabel Cruz López

Edgar Villeda Chávez

Manejo de información espacial para el estudio de los manglares

INTRODUCCIÓN

El interés del hombre por entender y comunicar la forma del territorio y sus recursos originó el desarrollo de la cartografía, mediante técnicas que con el tiempo se han ido perfeccionando. Este desarrollo tecnológico para la observación de la Tierra en las últimas décadas ha permitido la aplicación de nuevos métodos. Dentro de estos se encuentran la cartografía digital, el sistema de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés), los sistemas de información geográfica (SIG) y la percepción remota. Estas herramientas son indispensables en el estudio de manglares y otros ecosistemas, pues facilitan la generación y análisis de datos desde el punto de vista espacial.

El manejo de la información espacial permite dar respuestas a las siguientes interrogantes: dónde se ubica, cómo se distribuye, con quién limita, cuánto se extiende, cómo se diferencia y cambia en el tiempo, todas ellas se relacionan con las transformaciones espaciales y temporales de los ecosistemas de manglares, porque éstos son

altamente dinámicos por las interrelaciones con otros ambientes, y fuertemente presionados por las actividades humanas. Por lo que, es sin duda una de las herramientas básicas para conocer la situación de los manglares en el territorio y proponer medidas de conservación.

El objetivo de este capítulo es describir brevemente algunas de las técnicas básicas para el manejo de la información espacial (esta última considerada como la información geográficamente referenciada o georreferenciada), con énfasis en su aplicación en los ecosistemas de manglar. El capítulo se divide en dos grandes temas: elementos cartográficos y percepción remota. El primero proporciona los conceptos básicos para integrar los datos espaciales registrados en campo dentro de un sistema de información geográfica, para facilitar su manejo y análisis posterior. El segundo se enfoca en los elementos necesarios para el uso de imágenes de satélite, en el marco de la integración de datos colectados en campo.

7.1 ELEMENTOS CARTOGRÁFICOS PARA EL MANEJO DE DATOS ESPACIALES

El conocimiento de los conceptos básicos de cartografía es fundamental para el manejo correcto de la información georreferenciada, por lo que en este acápite se tratarán brevemente seis elementos básicos: formatos de representación espacial, relaciones espaciales, proyección cartográfica, atributos, leyenda y simbología, escala y metadato.

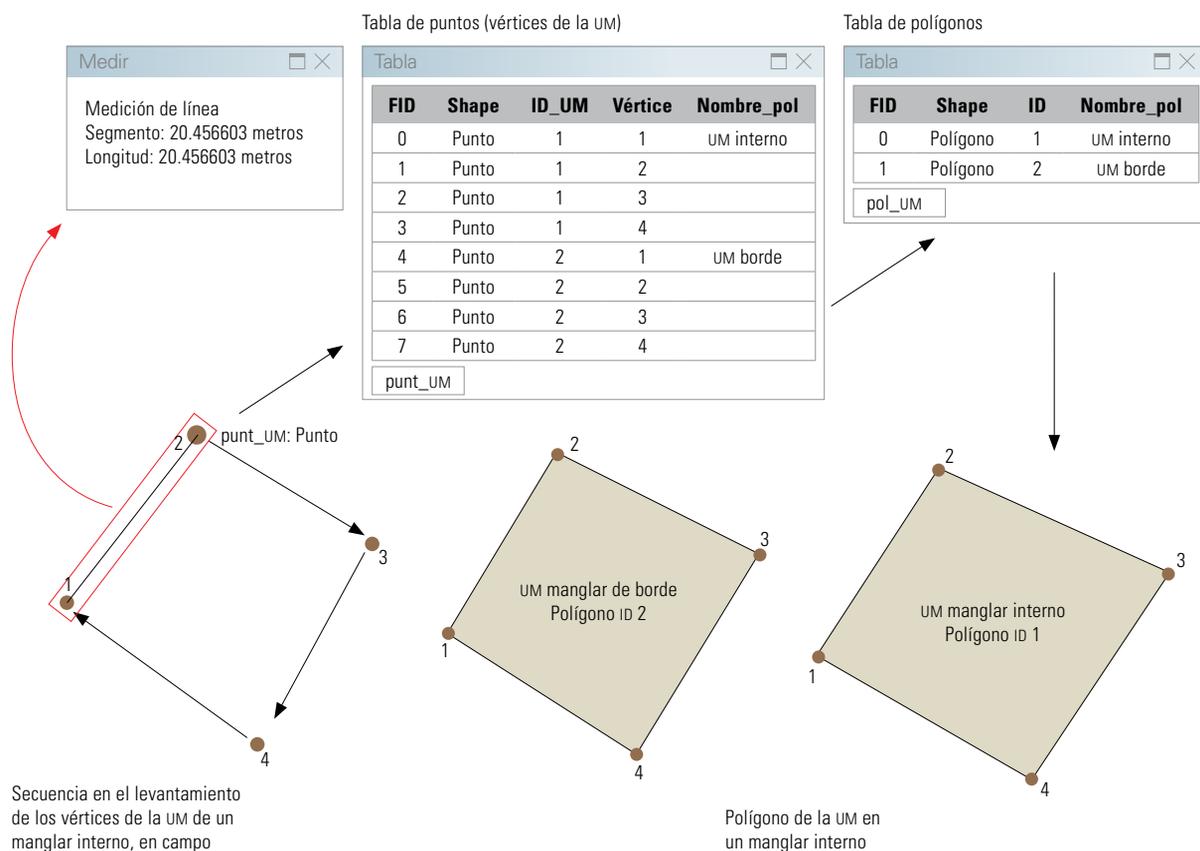
7.1.1 Representación de la información espacial

En el manejo de la información espacial se utilizan tres formas de representación: 1) puntos, para representar sitios sin dimensión espacial, a partir de las coordenadas geográficas de longitud y latitud (en adelante se hará uso del término punto georreferenciado); comúnmente son empleados para referir un sitio de colecta de una especie o una localidad; 2) líneas, útiles para representar rasgos lineales, como ríos, carreteras o un transecto de muestreo; para su trazo es necesario tener al menos dos puntos georreferenciados, uno de inicio y otro de término, aunque entre más puntos georreferenciados equidistantes se obtengan en campo para determinar el rasgo, éste tendrá una mejor representación, y 3) polígonos, necesarios para representar elementos con área y perímetro, como una zona de manglar o una unidad de muestreo (UM)¹ tipo parcela; en este caso es necesario contar con al menos tres puntos georreferenciados para formar un polígono. Para las UM tipo conglomerado se requiere al menos del punto central georreferenciado y el radio del círculo de influencia.

Para facilitar el trazo de una línea o polígono es importante registrar en campo la información de los puntos georreferenciados en orden secuencial, por ejemplo: en el caso de una UM tipo parcela cuadrada, es necesario registrar las coordenadas de los cuatro vértices a partir del primero y en el sentido de las manecillas del reloj las tres siguientes; así se facilita la creación del polígono en un SIG, como se muestra en la figura 7.1; se recomienda consultar el capítulo 3 para mayor detalle del registro de las UM.

En un SIG existen al menos dos formatos principales para representar la información espacial: 1) vectorial, que consiste en una secuencia de puntos para formar vectores, y 2) raster, que corresponde a un arreglo de columnas y renglones en el que se denomina celda a cada cruce (de columna y renglón); por lo general la celda se representa en forma de cuadrado, porque tiene la misma dimensión (distancia) en columnas y renglones.

1 Área o punto georreferenciado definido para realizar las mediciones y la toma de muestras en campo; las unidades de muestreo (UM) pueden variar en forma y tamaño conforme a los objetivos del estudio. Para mayor información, véanse capítulo 2 y 3.

**FIGURA 7.1**

Creación de polígonos de dos unidades de muestreo tipo parcela.

A manera de ejemplo, la figura 7.2 muestra la expresión espacial de tres formas de las unidades de muestreo diferentes: un sitio, un transecto y una parcela. Como se puede observar, el punto en el formato raster tiene la dimensión que corresponde al tamaño de la celda (en el ejemplo se usó 30 m). Cuando se trabaja con puntos, sobre todo no equidistantes, se recomienda usar el formato vector porque en el formato raster hay riesgo de perder datos debido a que dos puntos pueden caer en una misma celda (fig. 7.2). Por otra parte, la representación de una línea en formato raster se deforma y su dimensión aparece exagerada. Los polígonos conservan más su forma, pero dependerá del tamaño de la celda establecido para generar el raster.

El uso de cada formato dependerá del objetivo del proyecto a desarrollar. Muchas de las herramientas de análisis espacial en los SIG se facilitan en formato raster. Sin embargo, para el caso que nos ocupa (datos registrados en campo) es conveniente usar el formato vector como primera aproximación. El formato puede cambiar conforme se considere necesario para los análisis posteriores.

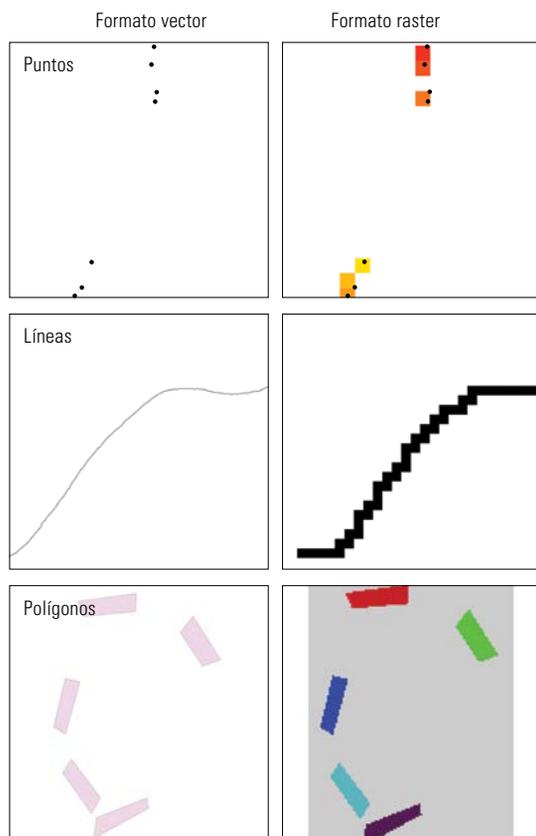


FIGURA 7.2
Expresión de elementos espaciales en formato vector y raster.

7.1.2 Relaciones espaciales

Una vez establecida la forma y el formato para representar los elementos del espacio geográfico, es importante conocer tres relaciones espaciales asociadas al manejo de aquéllos. En la figura 7.3 se representan las tres relaciones que se explican a continuación:

- 1) Localización: es la relación del elemento a representar con el espacio geográfico donde se ubica. Se describe por medio de la geometría utilizando las coordenadas geográficas o planas (métricas) (Tomlin 1990; ESRI 1997). Por ejemplo, las coordenadas de un sitio de colecta se ubicarán en el lugar geográfico correspondiente.
- 2) Topología: define la relación espacial de cada elemento con sus vecinos (ESRI 1997). Establecida la topología es posible calcular las dimensiones de los elementos representados, como la longitud, área y perímetro, además de su conexión con otros elementos representados,

como conectividad,² adyacencia³ (derecha, izquierda) y dirección. Por ejemplo, para un transecto de muestreo se registra un punto georreferenciado de inicio y un punto georreferenciado de término, que son utilizados para determinar la longitud y dirección del transecto.

- 3) Atributos: es la asociación de los elementos espaciales con la información a representar y que describen sus aspectos particulares (ESRI 1997). En la sección 7.1.4 se analiza este tema.

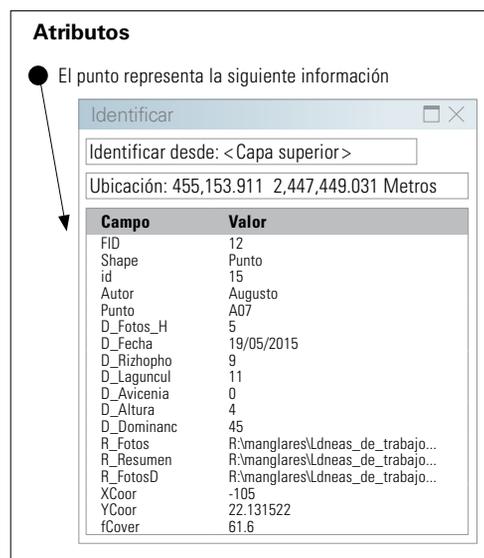
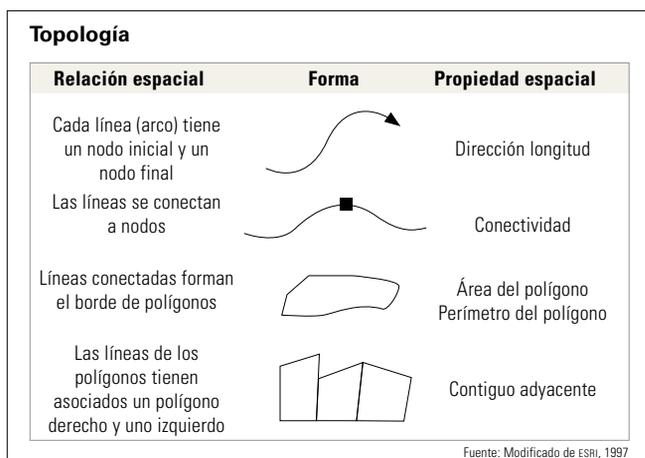
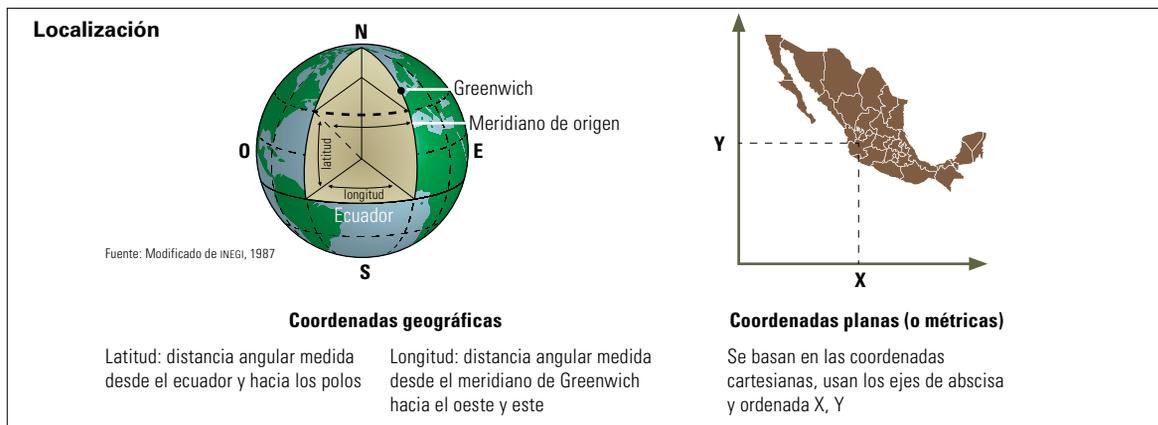


FIGURA 7.3

Tipos de relaciones espaciales de localización, topología y atributos asociadas al manejo espacial.

- 2 Corresponde al punto de unión en que dos o más elementos espaciales comparten las mismas coordenadas (INEGI 2014).
- 3 Los elementos espaciales comparten las mismas coordenadas de representación geométrica lineal (INEGI 2014).

La calidad en la toma de los datos espaciales en campo (para el establecimiento de las UM véase capítulo 3) y su registro correcto son fundamentales para establecer adecuadamente las relaciones espaciales de localización, topología y atributos o contenidos. A continuación se mencionan algunas recomendaciones para esa tarea, y como apoyo se presenta la figura 7.4; las letras de los incisos siguientes se relacionan con las letras en la figura:

- A Hacer el levantamiento de las coordenadas de las UM con el receptor GPS (para mayor información sobre su uso, véase el capítulo 3).
- B Registrar todos los parámetros utilizados para la obtención de coordenadas (geográficas o métricas [UTM]), como la proyección cartográfica, datum y esferoide (ver acápite 7.1.3). Para el caso de México, se recomienda usar el datum WGS84 y esferoide WGS84.
- C Registrar la precisión del instrumento utilizado para obtener las coordenadas (que es proporcionada por el fabricante) y la precisión estimada en el momento del registro de la coordenada (fig. 7.4).
- D En caso de usar las coordenadas geográficas, registrarlas en formato decimal, conservando el número de dígitos proporcionados por el instrumento utilizado. Cuando el instrumento no permita utilizar los grados en decimales, reportar grados, minutos y segundos.

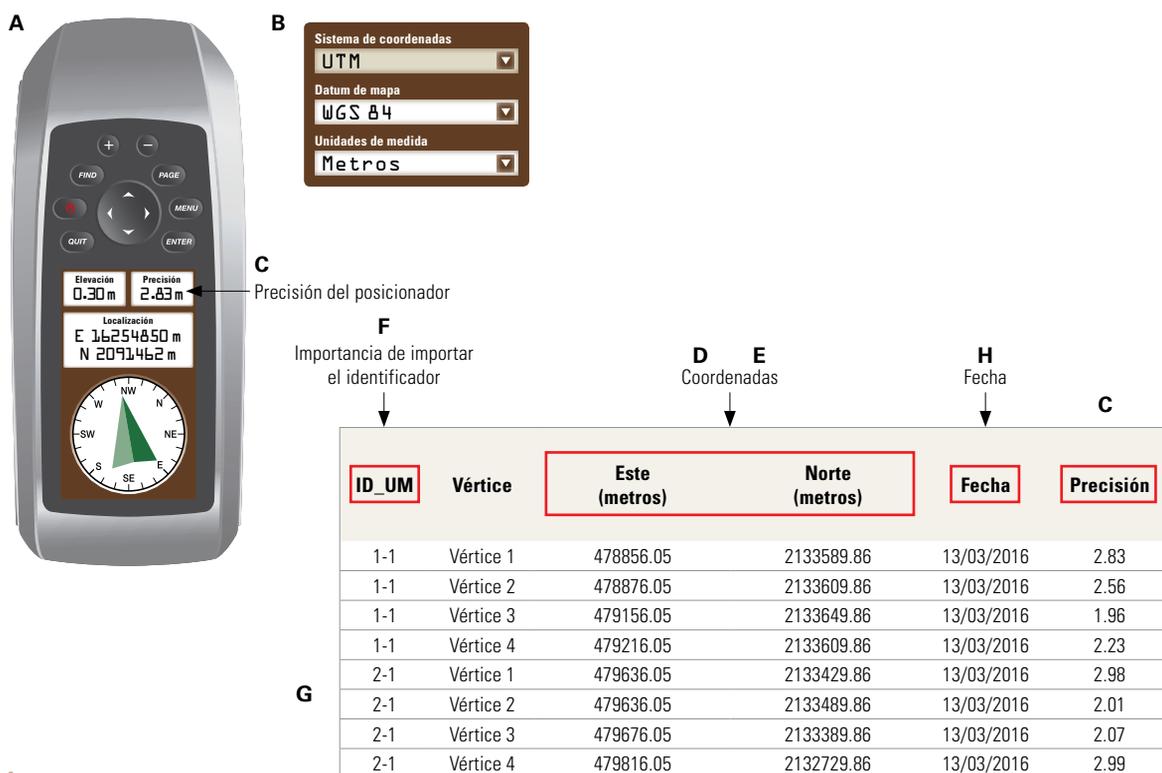


FIGURA 7.4

Registro de coordenadas.

- E No redondear las cifras proporcionadas por el instrumento.
- F Reportar las coordenadas en orden consecutivo, con un identificador (ID) de fácil entendimiento, para asegurar su correcta representación espacial.
- G En caso de rasgos lineales, asegurar su continuidad a partir de identificadores consecutivos para cada rasgo; esto permitirá establecer la conectividad.
- H Incluir la fecha del registro de los datos en campo.
- I En caso de polígonos, asegurar el cierre de los mismos. Recordar que para levantar un polígono es importante seguir un orden (en sentido de las manecillas del reloj) que defina el perímetro del mismo (fig. 7.1), con el objetivo de evitar cruces inexistentes.
- J Usar el identificador correspondiente para asociar la información levantada en campo.

Los puntos georreferenciados levantados en campo se introducen en un SIG, para su posterior manejo, análisis y representación cartográfica. Actualmente el formato más usado es el *shapefile*, un formato de dato espacial vectorial diseñado por ESRI (1998) que soporta el formato de puntos, líneas y polígonos. Para introducir los datos a un SIG es necesario conocer algunos conceptos para la correcta representación de los datos, los cuales se exponen en los siguientes apartados.

7.1.3 Proyecciones cartográficas

Una proyección cartográfica es el método para transferir la forma de la Tierra (forma parecida a la esfera) a una superficie plana de dos dimensiones, de tal forma que un punto sobre la superficie de la Tierra tiene sus coordenadas geográficas, en un plano tendrá sus coordenadas cartesianas o métricas. Las relaciones que ligan ambas coordenadas corresponden a una proyección cartográfica (Navarro 2004).

Para trabajar con una proyección cartográfica específica es necesario definir dos elementos indispensables: elipsoide (o esferoide) y datum. El primero se refiere al modelo matemático de tres dimensiones que representa la forma de la Tierra; consiste en una elipse de dos dimensiones que al girar sobre uno de sus ejes proporciona el elipsoide (Caire 1983; ESRI 2016); existen diversos esferoides debido a que la forma de la Tierra es irregular y cada elipsoide se ajusta a diferentes áreas geográficas. Las diferencias entre los elipsoides radican en las dimensiones de los dos ejes del elipsoide, el mayor que corresponde al eje ecuatorial y el menor al eje polar.

El segundo elemento corresponde al datum, que se define como un nivel de superficie, línea o punto que sirve de referencia o punto de partida para tomar las medidas de posición en la superficie de la Tierra (Robinson *et al.* 1987); por lo tanto, establece el origen y orientación de la latitud y la longitud (ESRI 2016).

En todo SIG es necesario definir los parámetros del sistema de referencia o proyección. Para ello se usa la información de los parámetros utilizados en el GPS (inciso *B* del apartado anterior). Por lo regular, el SIG requiere los siguientes datos: proyección o sistema de referencia (recuérdese que las coordenadas geográficas no son proyección), esferoide o elipsoide, datum y parámetros de la proyección (que varían de acuerdo con el tipo de proyección). En el recuadro 7.1 se citan los parámetros de las proyecciones, así como los elipsoides y datum más usados para México.

Es importante identificar y usar la información correcta para evitar errores de posición. A manera de ejemplo, si un punto georreferenciado se registró en campo con el datum WGS84 y se introduce en un SIG con el datum NAD27, el punto se representará desplazado.

Es posible cambiar la proyección una vez definida, si así se requiere, para lo que es necesario usar las herramientas de transformación ofrecidas en el SIG. Es importante mencionar que cuando sea necesario cambiar la proyección, se debe asegurar la transformación de los datos, porque la posición de los elementos se modifica (fig. 7.5).

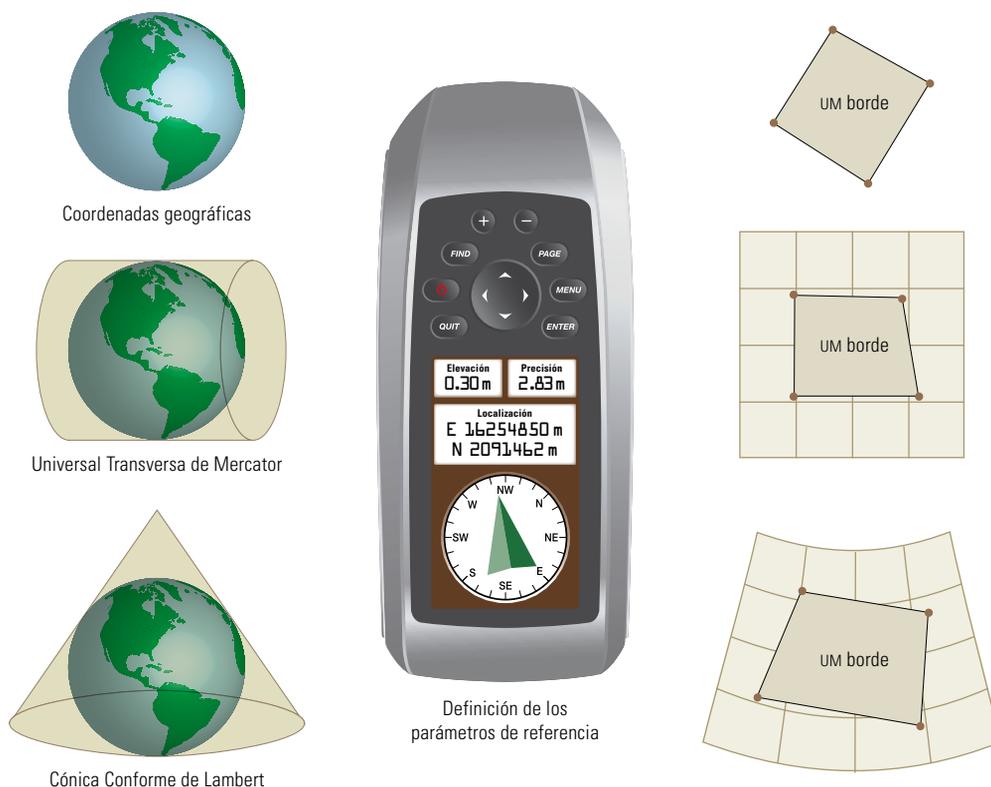


FIGURA 7.5

Modificaciones espaciales por el cambio de proyección.

RECUADRO 7.1

Proyecciones cartográficas en México (INEGI s/f; Snay y Soler 2000)

En México se propone el uso de dos proyecciones principales:

- a) Cónica conforme de Lambert (CCL). Se emplea cuando se quiere representar toda la República Mexicana o varias regiones de México.

Esferoide o elipsoide: WGS84 (El INEGI utiliza el elipsoide GRS1980 y el datum ITRF92. La CONABIO usa la alternativa de WGS84 en ambos parámetros para la correcta publicación y visualización en el geportal institucional).

Datum horizontal WGS84

1er paralelo base	17° 30' 00"
2do paralelo base	29° 30' 00"
Meridiano central	-102° 00' 00"
Latitud de origen de la proyección	12° 00' 00"
Falso este (metros)	2 500 000
Falso norte (metros)	0.00

- b) Universal transversa de Mercator (UTM). Utilizada para representar áreas pequeñas en escalas medianas y grandes, a partir de la escala 1:250 000.

En este caso es importante conocer los parámetros particulares, porque cambian dependiendo de la zona UTM donde se localice el área de estudio. A manera de ejemplo, si el área de estudio se localiza en el estado de Colima, la zona a utilizar es UTM13 Norte.

Cuando un área de estudio se encuentra en dos zonas UTM, es posible usar la proyección TM, donde el meridiano central es establecido por el usuario, o bien usar la proyección CCL; la elección dependerá de las dimensiones del área de estudio.

Elipsoide o esferoide	Semieje mayor (m)	Semieje menor (m)
Clarke 1866	6378206.4	6356583.8
WGS84 World Geodetic System 1984	6378137	6356752.314245518
Datum		
ITRF92 época 1988 International Earth Rotation Service Terrestrial Reference Frame. ITRF 2008 época 2010.0	Es un sistema de referencia global. A partir de diciembre de 2010, el ITRF2008 es el marco de referencia oficial.	
WGS84 World Geodetic System 1984	Diseñado como soporte de actividades globales, por lo tanto, es un sistema de referencia global.	
NAD27 North American Datum of 1927	Diseñado para ajustar América del Norte; corresponde a un sistema de referencia regional. Utilizado oficialmente en México hasta 1998.	

7.1.4 Atributos descriptivos tabulares

Todo elemento espacial plasmado en un mapa digital o impreso debe tener asociados sus atributos, que consisten en valores o características que describen los elementos y sobre los cuales se realiza el análisis espacial. Los atributos son definidos por las personas que generan los datos y tienen diferentes orígenes: pueden ser medidos en campo, obtenidos de otras fuentes como cartografía auxiliar, ser datos de sensores remotos o estar calculados a partir de los datos existentes. Para el caso de datos medidos en campo, se recomienda lo siguiente (fig. 7.6):

- a) Emplear un identificador único para cada elemento espacial. Es recomendable que sea numérico, pero puede ser alfanumérico. En el caso de los polígonos, cuando se obtienen las coordenadas de los vértices, cada uno tendrá su identificador, pero al construir el polígono éste deberá poseer su identificador propio, ya que es una entidad distinta de los

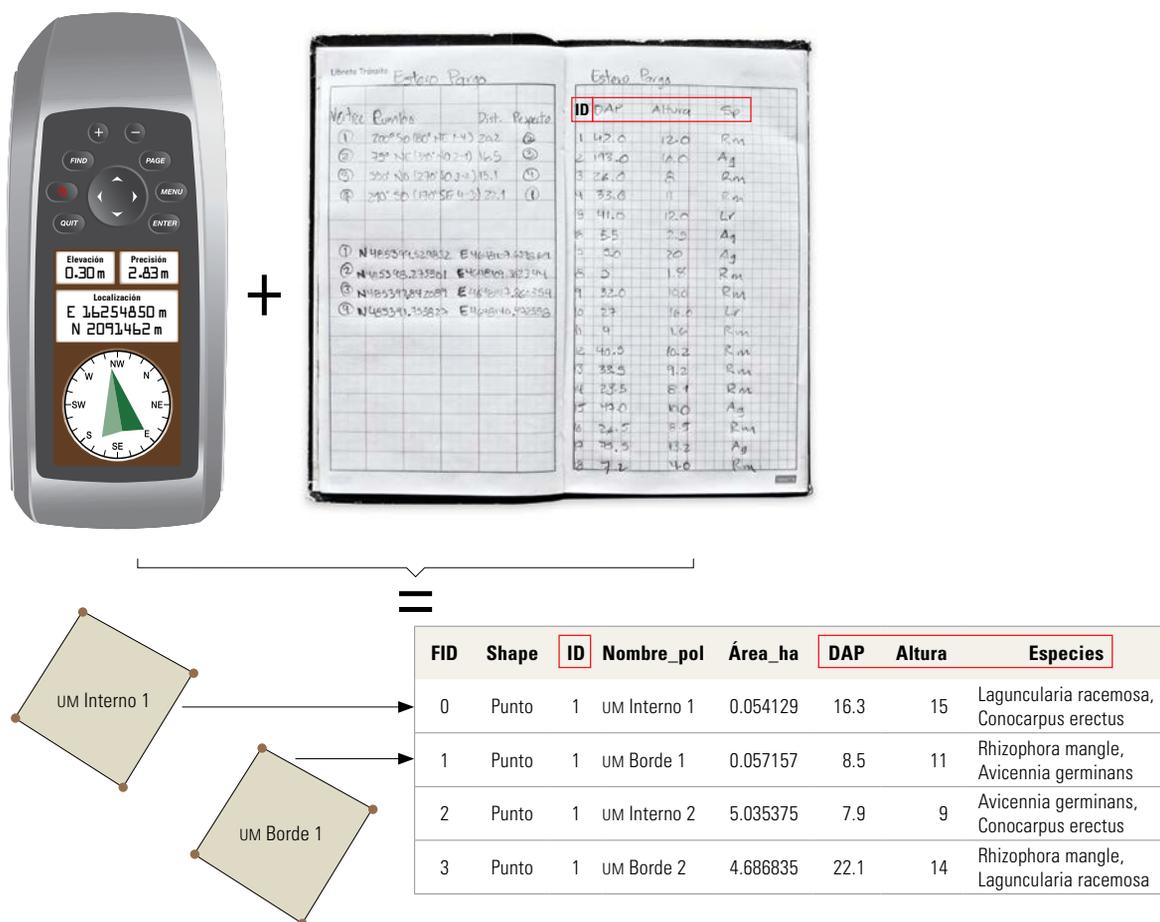


FIGURA 7.6
Asociación de atributos tomados en campo y la tabla en un SIG.

- vértices, como se vio en la figura 7.1. Es importante conservar el identificador asignado a cada elemento.
- Unidades de los valores. Es importante que se indique la unidad de medida de los atributos numéricos para disminuir errores en procesos de cuantificación. Por ejemplo, si un atributo corresponde al área de las unidades de muestreo en su forma de UM tipo parcela, es recomendable incluir la unidad de medida utilizada (como hectáreas, metros, etc.). Este dato deberá ir en el metadato, pero también se recomienda incluir las unidades en el nombre del campo, por ejemplo: *area_ha*.
 - Uniformar los valores de un atributo. Por ejemplo, si se determina usar unidades en metros, respetar el formato para todos los elementos del mapa.
 - Usar palabras nemotécnicas⁴ para los nombres de los campos de atributos.
 - Conservar los nombres y tipo de datos de los atributos. Es importante utilizar los mismos nombres de atributos cuando se trabaja con varios mapas digitales del mismo tema y evitar cambios en ellos.
 - Evitar el uso de nombres largos y con palabras espaciadas.

Cuando es necesario obtener información de otras fuentes, por ejemplo los tipos de vegetación, es indispensable considerar las escalas cartográficas de los datos auxiliares. En muchos casos se utilizan las herramientas de superposición para obtener la información de interés (fig. 7.7).

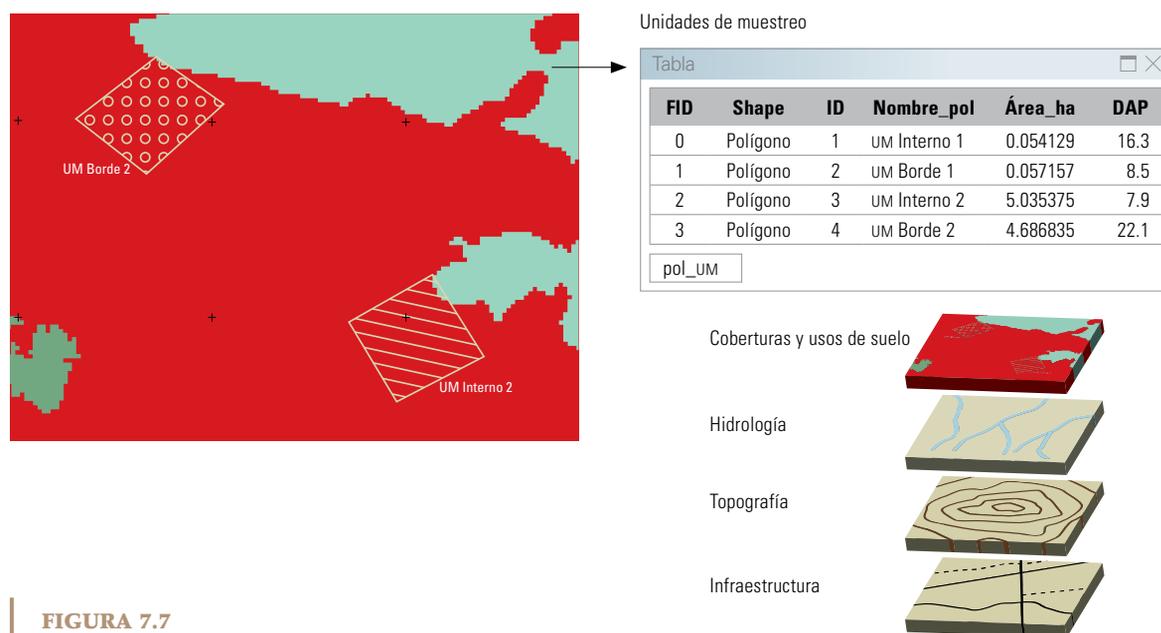


FIGURA 7.7

Generación de información con cartografía adicional.

⁴ Que sirve para auxiliar a la memoria (RAE 2000).

7.1.5 Escala cartográfica

La escala cartográfica es la relación establecida entre las dimensiones de un objeto real y su representación en el mapa. Se considera una proporción entre dos magnitudes (Navarro 2004). La escala se trabaja en forma numérica y gráfica.

A. Escala numérica

La escala numérica establece la proporción entre la distancia en el mapa y la distancia en el terreno. La proporción se representa en forma de fracción, por ejemplo 1:50 000. Esto significa que una unidad en el mapa equivale a 50 000 unidades en el terreno. En la selección de la escala es necesario establecer el detalle con el que se quiere trabajar, el tamaño del área de estudio y los insumos auxiliares (como cartografía de apoyo). Cuando se levanta la información en campo se considera que la escala es 1:1; todas las coordenadas capturadas deberán ser incluidas en el SIG. Sin embargo, para estimar su representación en un mapa, es necesario utilizar la siguiente fórmula (Caire 1983):

$$\text{Escala} = \frac{\text{Distancia en el mapa}}{\text{Distancia en el terreno}}$$

Como se observa en la fórmula anterior, la escala depende de la distancia en el mapa: entre más grande es el divisor, más pequeña será la representación de la distancia del terreno en el mapa. Por ello, cuando se habla de una escala grande, se refiere a que las dimensiones de los elementos representados en el mapa son grandes y el divisor es menor, y viceversa, si las dimensiones son pequeñas, el divisor es grande. Esto queda claro con el cuadro 7.1, donde se especifica la relación entre la escala y los centímetros necesarios para trazar 1 km de distancia:

CUADRO 7.1

Dimensión de un trazo en diferentes escalas cartográficas.

Escala grande	↑	Escala	Dimensión del trazo de un km
		1:5 000	2 cm
		1: 10 000	1 cm
		1: 50 000	0.2 cm
		1:100 000	0.1 cm
		1: 250 000	0.04 cm
Escala pequeña		1: 1 000 000	0.01 cm

En el cuadro 7.2 se presentan ejemplos de las escalas cartográficas que el INEGI produce, con recomendaciones para su uso.

CUADRO 7.2 (Parte 1)
Escala espacial (INEGI 1987).

Escala	Formato (latitud por longitud)*	1 cm representa	Cubrimiento en km ²	Sistema de proyección	Núm. de hojas para cubrimiento nacional
1: 1 000 000	8°x12°	10 km	500 000 km ²	CCL	4
1:250 000	1°x2°	2.5 km	23 000 km ²	UTM	120
1: 50 000	15'x20'	500 m	960 km ²	UTM	2 370

* Extensión de la carta impresa en grados (°) o en minutos (').

CUADRO 7.2 (Parte 2)
Escala espacial (INEGI 1987).

Escala	1 km se representa por	Nivel de información	Aplicaciones
1: 1 000 000	1 mm	Nacional/ regional	
1:250 000	4 mm	Regional	-Planes de manejo -Esfuerzos de evaluaciones estatales -Análisis de proyectos -Estudios de impacto urbano
1: 50 000	2 cm	Local	-Estudios locales -Análisis de impacto ambiental** -Manifestaciones de impacto ambiental** -Distribución de ecosistemas -Mapas de uso de suelos y vegetación

** Se sugiere que estos temas se realicen con cartografía de mejor escala.

B. Escala gráfica

La escala gráfica consiste en dibujar la proporción entre la distancia en el terreno y la distancia en el papel o área de dibujo. Su uso es importante para que el lector tenga una noción de las dimensiones representadas. En el campo es útil para estimar distancias al emplearla como una regla. Se construye con base en una barra o línea recta dividida en segmentos regulares que corresponden a las distancias en el terreno (Caire 1983). La figura 7.8 es un ejemplo de este tipo de escala. La extensión corresponde a una proporción de la escala principal, pero subdividida en dimensiones más pequeñas, que son útiles para mediciones más precisas.

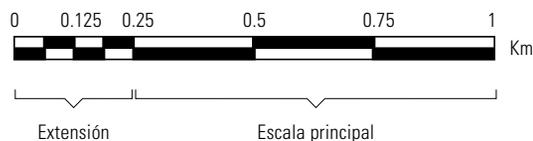


FIGURA 7.8

Representación gráfica de la escala.

En la elaboración del mapa final es importante incluir la escala numérica, para indicar el nivel de detalle trabajado, y la gráfica como referencia. Es importante mencionar que si el mapa sufre modificaciones de tamaño, por modificar el área de interés o por cambiar el área utilizada para representar (tamaño de la hoja), es obligatorio calcular nuevamente la escala gráfica, para asegurar su correcta dimensión y representación.

C. Área mínima cartografiable (AMC)

Hasta el momento se ha expuesto el tema de la escala cartográfica en función de la dimensión de un objeto. Sin embargo, otro elemento importante en el concepto de escala es el nivel de "detalle" con el cual se representan los elementos de la superficie terrestre. Para explicar este tema, en la figura 7.9 se observa una porción de la costa del estado de Quintana Roo; sobre la fotografía se han trazado dos líneas con escalas diferentes: la línea punteada representa el trazo de la costa con la escala 1:50 000 y la línea continua corresponde a la escala 1:10 000. Las líneas permiten observar dos elementos importantes: a) diferencia del tamaño de las líneas y b) la diferencia del detalle. La bahía es dibujada cuando se emplea la escala 1:10 000 y se omite cuando se utiliza la escala 1:50 000.

El avance tecnológico actual permite imprimir mapas en diversas dimensiones, pero es fundamental considerar la escala como la hemos descrito anteriormente, porque si sólo se aumentan las dimensiones del papel o el área donde se representará el mapa, los trazos se harán más grandes pero no aumentará el detalle. En el ejemplo anterior, si el trazo de la escala 1:50 000 se imprime a escala 1:10 000, la línea aumentará de tamaño, pero no incluirá el detalle de la bahía.



 Trazo escala 1 : 50 000
 1 cm en el mapa equivale a
 500 m de distancia real

—————
 Trazo escala 1 : 10 000
 1 cm en el mapa equivale a
 100 m de distancia real

FIGURA 7.9

Comparación de trazos en dos escalas cartográficas.

FOTO: JAV.

En función de los puntos expuestos, se establece el área mínima cartografiable, que se refiere a la unidad más pequeña de información a representar en el mapa o el tamaño mínimo que debe tener un objeto espacial para ser incluido (Chuvienco 2008; INEGI 2014). Chuvienco (2008) y Priego *et al.* (2010) sugieren que el AMC no debe ser menor a 4 x 4 mm representados en la escala cartográfica correspondiente.

7.1.6 Leyenda y simbología

Un mapa es una representación gráfica (cartográfica) que abstrae de la realidad los componentes de cierta entidad espacial. En el caso del ecosistema de manglar, la entidad espacial está compuesta de varias unidades de cobertura, incluyendo las del uso del suelo adyacente. La abstracción de estas unidades es resultado de la selección de criterios para cumplir los objetivos en la elaboración del mapa, lo cual queda concretado en una leyenda. La leyenda de un mapa depende de la escala del producto y describe el significado de los componentes representados. La simbología es la forma como elegimos, agrupamos y asociamos cada componente de la realidad con un atributo gráfico y visual, cuyo fin es facilitar la lectura e interpretación del mapa (Robinson *et al.* 1987).

La escala del mapa y la leyenda determinan la identificación y representación de los elementos y clases en el mapa, es decir, homogeneizan la representación de los elementos a simbolizar.

En la elaboración de la simbología o leyenda se deben tomar en cuenta los siguientes puntos (Robinson *et al.* 1987; CONABIO 2004): a) selección: establecer los elementos a representar en el mapa conforme al objetivo del estudio; b) simplificación: definir las características más relevantes a incluir en el mapa; c) clasificación: agrupar los elementos a representar conforme a su contenido o significado y d) simbolización: elegir los colores o símbolos a emplear en la representación de los elementos seleccionados, de preferencia, claramente diferenciables. En la figura 7.10 se presentan dos ejemplos de simbología relacionados con el manglar; el primero muestra los colores de las clases relacionadas con la cobertura del suelo, mientras que el segundo usa símbolos y colores para representar áreas, líneas y puntos.

 Desarrollo antrópico	 Manglar
 Agrícola-pecuaria	 Sitio Prioritario de Manglar (CONABIO)
 Otra vegetación	 Área Natural Protegida Federal
 Sin vegetación	 Área Natural Protegida Estatal
 Manglar	 Carreteras
 Manglar perturbado	 Río
 Otros humedales	 Límite estatal
 Cuerpos de agua	 Localidad

FIGURA 7.10

Ejemplos de leyenda y simbología.

7.1.7 Metadato

“El metadato se define como la información acerca de los datos o datos de los datos; que describe el contenido, calidad, condición y referencia espacial” (CONABIO 2014: 6). Proporciona un conjunto común de terminologías, definiciones e información acerca de los datos geoespaciales que se entregan. Además, describen la organización interna de los datos geoespaciales, proveen información a las agencias distribuidoras de datos y catálogos, y proporcionan la información necesaria para procesar e interpretar la transferencia de datos desde otras organizaciones.

Hoy existen diversos estándares para la elaboración de metadatos, como el Federal Geographic Data Committee (FGDC)⁵ y el International Organization for Standardization (ISO19115), enfocados en la información geográfica.⁶ En México, el INEGI estableció la norma técnica para la elaboración de metadatos,⁷ mientras que la CONABIO desarrolló una aplicación sobre el programa ACCESS que

5 <https://www.fgdc.gov/metadata/geospatial-metadata-standards>

6 http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_ics/catalogue_detail_ics.htm?csnumber=53798

7 <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/metadatos/>

permite elaborar el metadato⁸ e ingresarlo a una base de datos que facilita la conversión del metadato a los tres diferentes estándares antes mencionados.

Por lo anterior, es obligatorio que todos los productos cartográficos (datos espaciales) cuenten con su metadato; de esa manera los usuarios conocerán, entre otras cosas, los insumos, métodos y técnicas empleados en la elaboración de la cartografía, así como su representación final como la escala cartográfica.

7.1.8 Integración de los elementos

La figura 7.11 presenta los temas expuestos a manera de integración. Se observa en forma gráfica los elementos básicos que debe cumplir un mapa para ser útil en procesos de análisis espacial. Los elementos mínimos indispensables son: A: nombre del mapa, indicando el tema y lugar; B: la escala del mapa, en este caso se utilizó la escala gráfica y numérica (véase la cita), pero es necesario resaltar que el mapa de referencia es escala 1:50 000, como se indica en la simbología; C: referencia geográfica, indicada por el tipo de proyección y las coordenadas en el mapa, y finalmente D: simbología y leyenda.

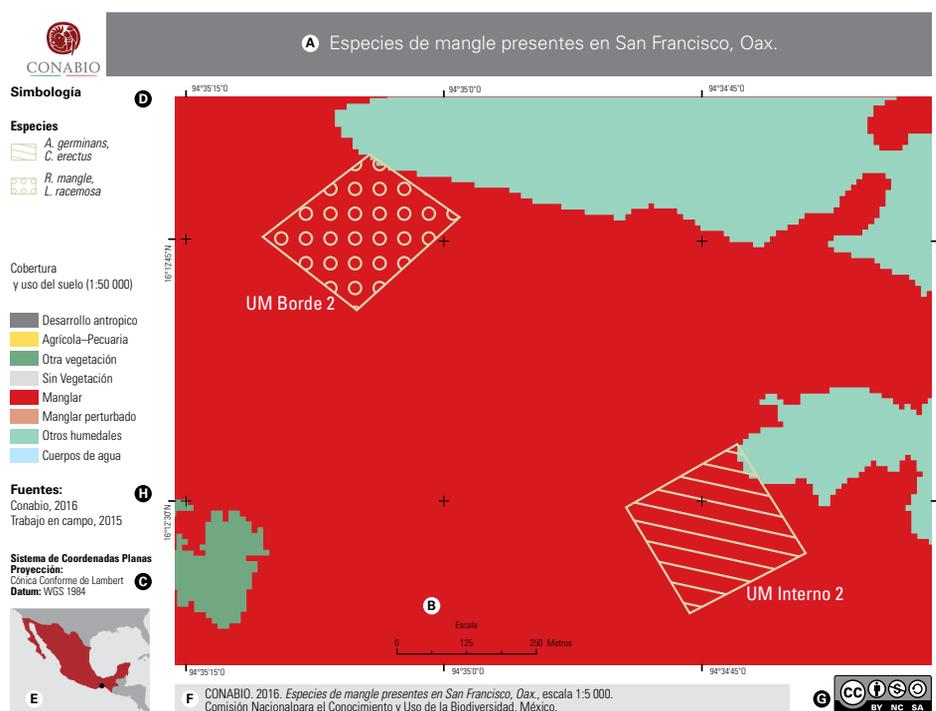


FIGURA 7.11
Elementos de un mapa.

8 http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/pdf/instructivos/Manual_y_formato_metadatos_2014.zip

Como se aprecia en la misma figura 7.11, existen otros elementos no obligatorios pero útiles para interpretar mejor el mapa: E: localización en un contexto regional o nacional, F: forma de citar, G: permisos de uso y H: referencia de la fuente.

7.2 PERCEPCIÓN REMOTA

La percepción remota es una disciplina que permite conocer y estudiar las características de los elementos de la superficie terrestre sin estar en contacto físico con ellos (Harris 1987). El insumo principal en percepción remota son los datos provenientes de los sensores remotos, instrumentos con capacidad para detectar, registrar o cuantificar la energía emitida o reflejada por la superficie terrestre (FCAGR 2011), que luego se convierte en datos en forma de fotografías aéreas, imágenes de satélite, entre otros.

En el caso de las imágenes de satélite, la energía registrada por el sensor es convertida a un número identificado como nivel digital, que luego se deberá convertir a radianza, que es la cantidad de energía radiada en una dirección, por unidad de área y ángulo sólido, y de ésta a reflectancia, que se define como la energía reflejada por la superficie terrestre en función de la energía incidente (Chuvieco 2008). De esa manera, las imágenes de satélite representan la energía registrada por el sensor.

En las últimas décadas, el uso de sensores ópticos ha aumentado de manera notable debido a la apertura y disposición de datos al público, en ocasiones de accesibilidad gratuita o precios reducidos. Esto ha permitido contar con insumos para observar las áreas de interés en una forma más rápida y continua. Esta parte del capítulo se enfoca al uso de imágenes de satélite ópticos. Para ello, es necesario tocar algunos puntos teóricos fundamentales para un correcto uso de los datos.

7.2.1 Resoluciones de una imagen de satélite

Las imágenes de satélite tienen cuatro resoluciones principales que las diferencian: espectral, temporal, espacial y radiométrica. El tipo de imagen de satélite a usar se elige en función de la resolución y la aplicación de interés. Para describir cada resolución se presenta la figura 7.12 a manera de ejemplo.

Resolución espectral. Es el tipo y número de regiones del espectro electromagnético en que opera un sensor; corresponde al número y ancho de bandas que tiene una imagen de satélite. Cada región espectral es identificada con un nombre específico, como se muestra en la figura 7.13.

Las regiones espectrales que muestran mayor relevancia en el estudio del ecosistema de manglar son: el visible (llamado de esta manera porque es la energía que el ojo humano puede ver), integrado por la región del azul

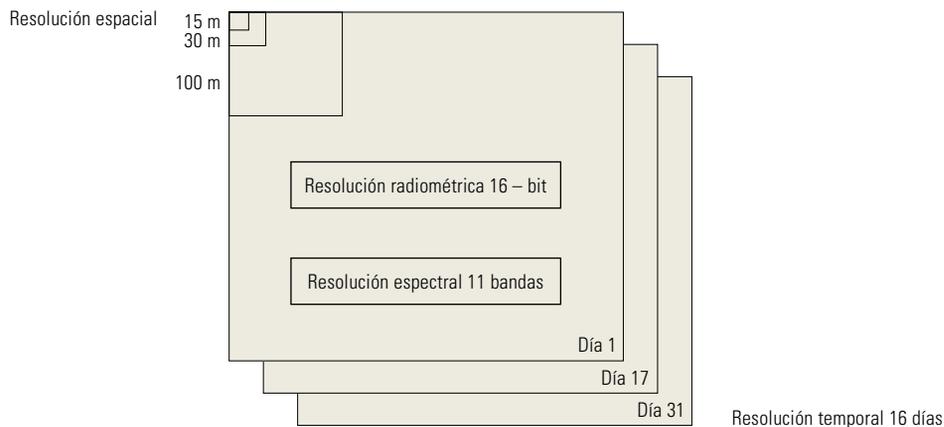


FIGURA 7.12
Resoluciones de una imagen de satélite Landsat 8 OLI-TIR. (Modificado de ERDAS 1997).

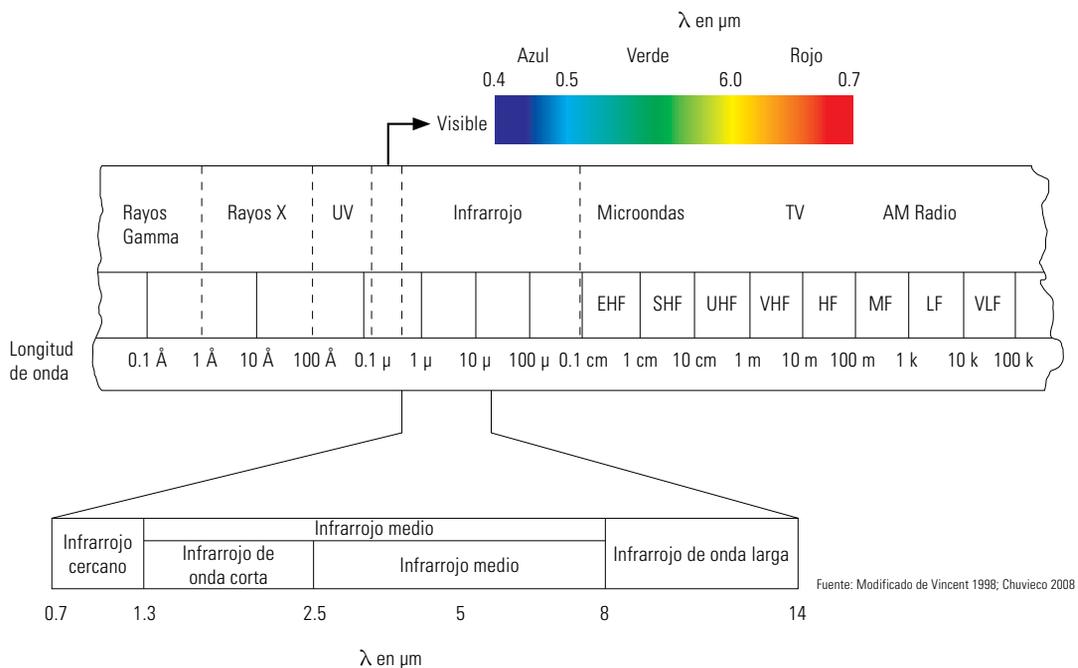


FIGURA 7.13
Espectro electromagnético.

con longitud de onda de 0.4 a 0.5 μm , verde de 0.5 a 0.6 μm y rojo, de 0.6 a 0.7 μm . La región del infrarrojo cercano tiene longitudes de onda de 0.7 a 1.3 μm ; la del infrarrojo medio de 1.3 a 8 μm ; en esta última es posible diferenciar dos regiones: infrarrojo de onda corta de 1.3 a 2.5 μm e infrarrojo medio de 2.5 a 8 μm (Chuvieco 2008).

Resolución temporal. Es el intervalo mínimo de tiempo entre dos observaciones sucesivas bajo las mismas condiciones geométricas (Fea 1997). Se refiere a la periodicidad con que el satélite pasa sobre un mismo punto de la Tierra, por lo tanto, describe la frecuencia de las observaciones.

Resolución radiométrica. Es el número posible de codificación de la radiación recibida por el sensor en número de bits; describe la sensibilidad o precisión del sensor (Fea 1997). Una imagen de 8 bits tiene 256 niveles o valores en los cuales se codificó la energía; si es de 16 bits tiene 65 536 niveles posibles. Esto da mayor capacidad para discernir entre diferentes elementos de la superficie terrestre. En el caso del manglar, esta resolución ayuda a diferenciar las condiciones que pueden presentar, por ejemplo, un manglar vigoroso o uno en condiciones de estrés.

Resolución espacial. Se refiere el área del terreno representada por cada píxel, porque es la dimensión del área vista por el detector en un tiempo determinado (Star y Estes 1990). Un píxel (acrónimo de *picture element*) es un elemento lógico en que se registra la energía medida por el sensor, a bordo del satélite, proveniente de una sección del terreno observado que es el elemento físico (Schowengerdt 1997). Por lo tanto, la resolución espacial relaciona el área mínima donde el sensor registra energía en un tiempo determinado, esta área se encuentra definida en el diseño de los sensores y los satélites. Las imágenes de satélite actuales disponibles tienen diferentes resoluciones espaciales, como el ejemplo de la figura 7.12, que presenta tres resoluciones: 15, 30 y 100 m.

Existe en la actualidad una gran diversidad de datos o imágenes de satélite de sensores ópticos disponibles, algunas de ellas incluso de forma gratuita. En el cuadro 7.3 se presentan las principales características de algunos de ellos, que pueden ser útiles en el estudio de los manglares.

CUADRO 7.3 (Parte 1)

Imágenes de satélite para estudios sobre manglares.

Sensor	Resolución espacial (m)	Núm. de bandas	Periodo de revisita (días)	Tiempo de vida de la misión	Referencia
GeoEye1	Pan:0.41 ME: 1.64	Pan: 1 ME: 4	3	2008 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/g/geoeye-1 http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/imgpercepcion/imgsatelite/geoeye_1.aspx
Quickbird	Pan: 0.61 ME: 2.5	Pan: 1 ME: 4	2 - 4	2001 - 2015	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/q/quickbird-2
Worldview 1,2,3	Pan:0.31 ME:1.24 SWIR: 3.7 CAVIS: 30	Pan: 1 ME: 11	1 - 3	2007 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/v-w-x-y-z/worldview-3
Ikonos	Pan: 0.82 ME: 3.28	Pan: 1 ME: 4	3 - 5	1999 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/i/ikonos-2
LISS IV	ME: 5.8	ME: 3	5	2003 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/i/irs-p6

CUADRO 7.3 (Parte 2)

Imágenes de satélite para estudios sobre manglares.

Sensor	Resolución espacial (m)	Núm. de bandas	Periodo de revisita (días)	Tiempo de vida de la misión	Referencia
SPOT 1,2,3,4,5,6,7	Pan: 1.5 ME: 6	Pan: 1 ME: 4	1	1986 -	http://www.geo-airbusds.com/en/143-spot-satellite-imagery http://ermexs.siap.gob.mx/procesos/registro.asp
RapidEye	ME: 6.5	ME: 5	5.5	2008 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/r/rapideye
LISS III	ME: 23.5	ME: 4	25	2003 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/i/irs-p6
Landsat 1,2,3,4,5,7,8	Pan: 15 ME: 30 TIR: 100	Pan: 1 ME: 10	16	1972 -	http://landsat.gsfc.nasa.gov/ http://earthnow.usgs.gov/
AWIFS	ME: 56	ME: 4	5	2003 -	https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/i/irs-p6
Sentinel	ME: 10 ME: 20 ME: 60	Pan: ME:13	10	2015 -	https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/home

En el caso de satélite con más de una versión, se muestran las características de las imágenes de la última versión.

Pan = pancromática.

ME = multiespectral; cubre diferentes regiones del espectro electromagnético.

SWIR = *Short Wave Infrared* (infrarrojo de onda corta).

CAVIS = *Cloud, Aerosol, Vapor, Ice, Snow* (nubes, aerosol, vapor, hielo, nieve).

TIR = *Thermal Infrared* (infrarrojo térmico).

En la figura 7.14 se presentan las resoluciones espaciales y espectrales de cuatro tipos de imágenes de satélite adecuadas para el estudio de manglares. Lo importante de esa figura es la diversidad de datos y sus características, y sobre todo, la diferencia del número de bandas, el ancho de banda y las regiones del espectro electromagnético que cubren. Como se observa en la misma figura, la banda 1 de una imagen RapidEye no cubre la misma región que la banda 1 de una imagen SPOT 5. La imagen Landsat 8 cuenta con el mayor número de bandas, y por lo tanto cubre más regiones del espectro electromagnético; además, el ancho de las bandas es más angosto, lo que permite diferenciar mejor los elementos en las imágenes de satélite. Las imágenes RapidEye y SPOT 6 tienen las mejores resoluciones espaciales pero su resolución espectral es menor en comparación con la imagen Landsat 8. Otros dos elementos a destacar son los siguientes: las bandas pancromáticas son las de mejor resolución espacial 1.5 (SPOT 6), 2.5 (SPOT 5) y 15 m (Landsat), pero el ancho de las bandas es mayor; por otra parte, las bandas que registran la energía en las longitudes de onda mayores presentan un ancho de banda grande. Por lo tanto, es importante considerar las cuatro resoluciones para definir las imágenes de satélite que serán usadas en los análisis de los ecosistemas de manglar.

Región espectral	Micrómetros	Resolución espacial (metros)							
		1.5	2.5	6	6.5	10	15	30	100
Visible	0.4	Bp	Bp	B1	B1			B1	
	0.5			B2	B2	B1		B2	
	0.6			B3	B3	B2	B8	B4	
Infrarrojo cercano	0.7			B4	B4				
	0.8				B5	B3		B5	
	~								
	1.3							B9	
	1.4								
	1.5								
	1.6					B4		B6	
	1.7								
Infrarrojo medio	1.8								
	1.9								
	2.0								
	2.1							B7	
	2.2								
	2.3								
	~								
Infrarrojo térmico	10.5								B10
	11.0								
	11.5								
	12.0								B11
	12.5								

SPOT 5
 SPOT 6
 RapidEye
 Landsat 8
B = banda
Bp = banda pancromática

FIGURA 7.14

Comparación de resolución espacial y espectral de cuatro tipos de imágenes de satélite adecuadas para el estudio de manglares.

RECUADRO 7.2

Tamaño de archivo.

Un elemento importante en el manejo de imágenes de satélite es el tamaño del archivo, que depende del número de renglones, columnas, bandas y el tipo de dato. En ocasiones el archivo de la imagen está acompañado de un encabezado, que integra datos indispensables para la imagen. Para calcular el tamaño del archivo en bytes se utiliza la fórmula:

$$\text{tamaño de archivo} = (\text{num.líneas} * \text{núm.de columnas} * \text{núm.de bandas} * \text{tipo de datos}) + \text{encabezado}$$

Tipo de dato = número de bytes por píxel

Ejemplo:

Se tiene un archivo sin encabezado que pesa 336 528 bytes, contiene 123 líneas, 456 columnas y tres bandas. ¿Cuántos bytes se necesitan para codificar un píxel?

Tamaño 336 528
núm.líneas 123
núm.de columnas 456
núm.de bandas 3

 líneas*columnas*bandas 168264
2 bytes líneas*columnas*bandas*2 336528

Respuesta: 2 bytes = 16 bits

7.2.2 Generación de información a partir de los datos de percepción remota

En el uso de las imágenes de satélite es indispensable conocer el comportamiento teórico de la energía en los elementos que componen la superficie terrestre. Este tema se presenta en forma resumida en el recuadro 7.3.

RECUADRO 7.3

Comportamiento de la energía.

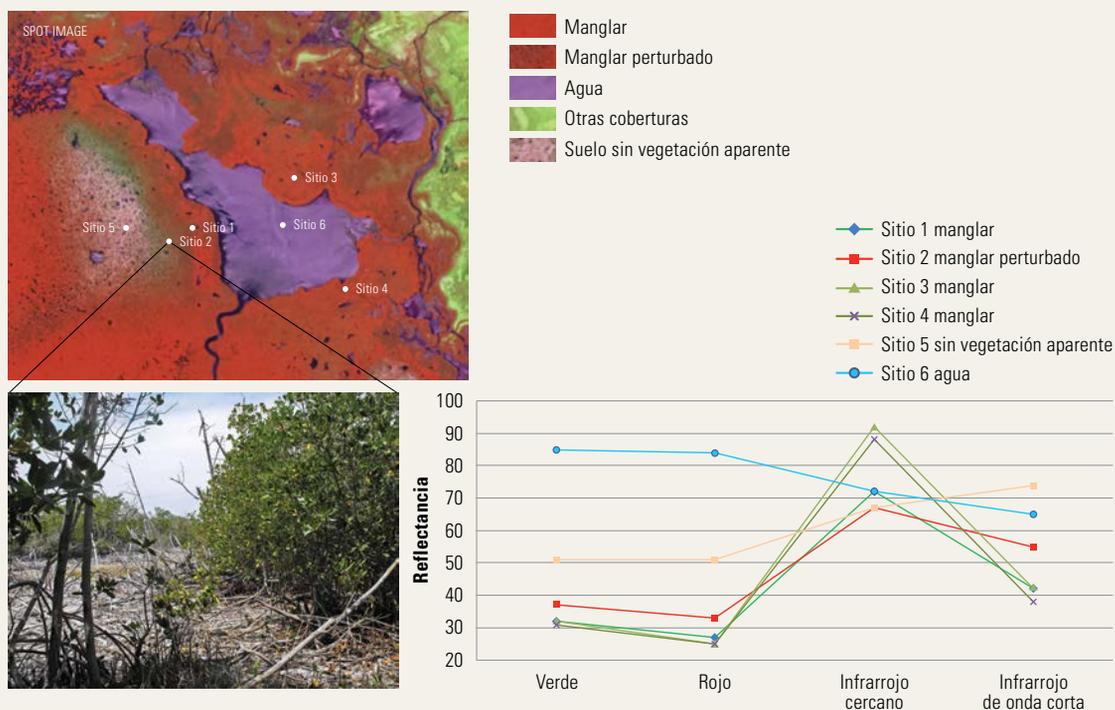
La energía al interactuar con la superficie de la Tierra, se puede comportar de tres maneras: puede ser reflejada, transmitida o absorbida, comportamiento que depende de las características de cada elemento (Mehl y Peinado 1997; Chuvieco 2008). En el tema que nos ocupa, es necesario hacer hincapié en tres elementos importantes de la superficie terrestre: la vegetación, el agua y las áreas sin vegetación.

En la siguiente figura se muestra una imagen de satélite SPOT 5, en combinación RGB de 4-3-2, es decir, se coloca la banda 4 (infrarrojo de onda corta) en el rojo, la banda 3 (infrarrojo cercano) en el verde y la banda 2 (rojo) en el azul. La gráfica indica la respuesta espectral de seis sitios ubicados en la imagen de satélite con puntos blancos. Los sitios 1, 3 y 4 se localizan en la cobertura de manglar (corresponden a las líneas en color verde en la gráfica), el sitio 2 (línea roja) representa al manglar perturbado, como se observa en la fotografía; el sitio 5 en suelo sin vegetación aparente (debido a que es una combinación de manglar muerto y perturbado que origina mayor influencia del suelo [Vázquez-Lule com. pers.]), y finalmente el sitio 6, localizado en un cuerpo de agua. El manglar muestra

la respuesta característica de la vegetación, valores bajos en las bandas del rojo e infrarrojo de onda corta, y altos en la banda del infrarrojo cercano. Mientras, la respuesta del manglar perturbado aumenta en el infrarrojo de onda corta. La respuesta del suelo sin vegetación tiende a incrementar la respuesta en las bandas del infrarrojo e infrarrojo cercano; la situación contraria es la respuesta del agua.

Como se observa en la figura las dos regiones útiles para analizar la vegetación son las regiones del rojo y del infrarrojo cercano, debido a que existe un comportamiento inverso de la respuesta de la energía, que ayuda a diferenciar la vegetación; esto se debe al contenido de la clorofila y otros elementos propios de la vegetación, así como la estructura de las hojas, que provocan mayor absorción en la región del rojo (por lo que los valores de la reflectancia son bajos) y mayor reflectancia en el infrarrojo cercano (Sabins 1996; Chuvieco 2008).

En el caso de los manglares, por su asociación con el agua, la región del infrarrojo de onda corta es de gran utilidad porque el agua absorbe la energía, por lo tanto, entre mayor contenido de agua en la vegetación, mayor absorción de energía.



Una vez conocida de forma general la parte teórica de la percepción remota, se presentan a continuación las etapas principales en el trabajo con imágenes de satélite. Cada una depende de la inmediata anterior, por lo tanto es importante conocerlas para el mejor uso de los datos de sensores remotos.

A. Selección de datos

Los datos a usar en un estudio dependen de tres elementos principales. El primero corresponde al objetivo del trabajo, que establece qué se quiere obtener con los datos. El segundo es la escala cartográfica, un elemento importante porque define el área mínima a cartografiar (véase acápite 7.1.5.) y el nivel de detalle a trabajar. El tercero corresponde a las características de los datos, que están en función de las cuatro resoluciones antes descritas, el nivel de procesamiento y la disponibilidad de los datos.

El detalle que ofrece cada tipo de dato es distinto y no puede ser aplicado sin considerar la escala cartográfica en la cual se pretende trabajar y el AMC a representar. A manera de referencia, el cuadro 7.4 relaciona la resolución espacial de algunas imágenes de satélite con la escala sugerida, y en el recuadro 7.4 se presentan ejemplos de tres imágenes del mismo sitio con resolución espacial distinta.

CUADRO 7.4

Resolución espacial y escala cartográfica en imágenes de satélite (Chuvieco 2008).

Tipo de imagen de satélite	Resolución espacial	Escala cartográfica recomendada
AVHRR	1.1 km	1:2 000 000
MODIS	1 km 500 m	1:1 000 000 1:500 000
Landsat TM	30 m	1:100 000
SPOT 5	10 m 5 m	1:50 000 1:25 000

B. Preprocesamiento

Una vez adquiridos los datos de sensores remotos, es preciso revisarlos para determinar si es necesario aplicar las correcciones, ya sea radiométrica, atmosférica o geométrica. Las correcciones tienen como meta eliminar las anomalías detectadas en una imagen o fotografía debido a su localización y a la radiometría de los píxeles⁹, que pueden ser originadas por diversos factores, como distorsiones provocadas por el sensor y la atmósfera, entre otros (Chuvieco 2008). Las correcciones son indispensables porque permiten

⁹ La palabra píxel es el acrónimo de *picture element*, es el elemento mínimo de la imagen que registra la energía reflejada o emitida de la superficie terrestre.

RECUADRO 7.4

Diferentes resoluciones.

En la figura de abajo se presentan tres ejemplos de imágenes de satélite para un sitio en Marismas Nacionales, Nayarit. Se aprecia claramente el nivel de detalle espacial proporcionado por cada imagen. La imagen de mayor resolución espacial (A) ofrece más información sobre la configuración del territorio, por lo tanto, es de gran ayuda en el trabajo de campo. La imagen B es de mediana resolución espacial, también es útil en el traba-

jo de campo; además, su resolución temporal es de 16 días, resolución que permite hacer análisis de series de tiempo. La imagen C es de baja resolución espacial, por lo que pierde detalles locales, pero es útil para estudios regionales y globales con mayor extensión; su resolución temporal es alta, por lo que este tipo de imágenes es adecuada cuando se requiere mayor número de observaciones (p. ej., diarias).

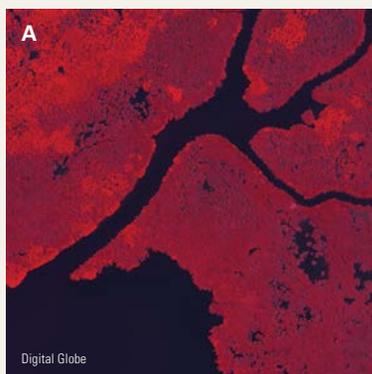


Imagen de satélite World View II
Resolución espacial 1.5 m
Resolución espectral 8 bandas + 1 pancromática

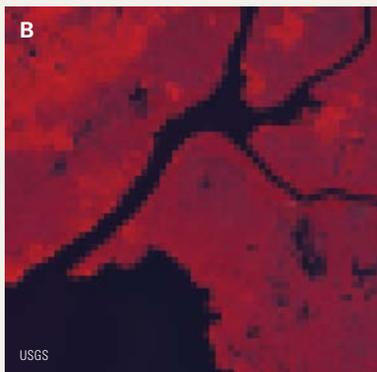


Imagen de satélite Landsat 8
Resolución espacial 30 m
Resolución temporal 16 días
Resolución espectral 10 bandas + 1 pancromática

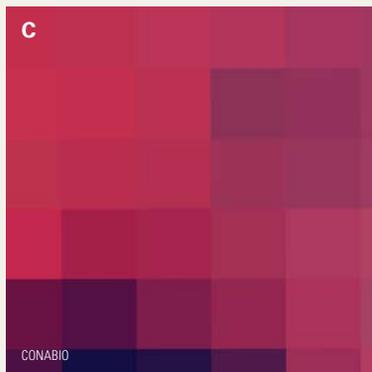


Imagen de satélite MODIS
Resolución espacial 250 m
Resolución temporal: diaria
Resolución espectral: 36 bandas (2 de 250 m, 5 de 500 m y 29 de 1000 m)



trabajar con las imágenes en tiempos y espacios diferentes, sobre todo si se harán comparaciones temporales y espaciales. Los manglares presentan diferentes respuestas espectrales según la época del año, debido a la influencia del agua, el suelo y la atmósfera, además de las diferencias fenológicas y estructurales de la vegetación.

La corrección radiométrica tiene como objetivo reducir errores que degradan una imagen; pueden deberse a fallas en los sensores y en la transmisión de la información (Mehl y Peinado 1997). La idea principal es mejorar la imagen (Chuvieco y Huete 2010). Dentro de estas correcciones se consideran las siguientes:

- Estimación de valores de los datos perdidos o discordantes en píxeles o líneas de la imagen.
- Cálculo de la reflectancia a partir de los niveles digitales de la imagen. Esta no es una corrección propiamente, pero es necesaria para estimar parámetros geofísicos o biofísicos.

La corrección atmosférica tiene como objetivo eliminar la influencia de la atmósfera en el momento de la toma de la imagen (Chuvieco 2008). Por lo tanto, en muchas ocasiones es difícil aplicarla. Sin embargo, existen diversos métodos, desde el del punto más oscuro hasta los aplicados con programas específicos como ATCOR (*Atmospheric and Topographic Correction*).

La corrección geométrica tiene como objetivo asegurar la posición geográfica correcta de los datos. La CONABIO considera aceptable hasta medio píxel de error. Sin embargo, es muy importante suponer que por pequeño que sea, un desplazamiento puede originar falsos cambios en los resultados.

C. Obtención de información

En percepción remota existen tres conceptos importantes para obtener información a partir de los datos: detección, identificación y firma espectral. Sabins (1996) y Chuvieco (2008) los definen de la siguiente manera:

- Detección: consiste en determinar la presencia o ausencia de un objeto o fenómeno que se quiere observar en una imagen. El objeto puede ser detectado incluso si es más pequeño que el píxel. Cuando se realiza este análisis, se determina si el píxel cumple con los requisitos previamente establecidos; con este método no se sabe la extensión del objeto observado, sólo se conoce su presencia.
- Identificación: es el proceso de reconocer los elementos de la superficie terrestre registrados en la imagen y determinar o inferir sus características (tamaño, forma, distribución, extensión, delimitación, diferenciación, etc.). Por ejemplo, determinar la extensión y distribución del manglar. Asociado a este concepto, diferentes autores han establecido el número de píxeles necesarios para identificar un objeto o un elemento en una imagen de satélite. Chuvieco (2008) menciona que para reconocer un objeto, éste debería tener por lo menos cinco veces el tamaño del píxel; mientras, Toudert (2002) y Hengl (2006) establecen que para la identificación de algún elemento se necesita por lo menos cuatro píxeles contiguos. Además es necesario considerar las características del contexto en el que se encuentra el píxel y los rasgos a identificar; por lo tanto, textura, estructura, color, tono, contraste y brillo son elementos de las imágenes a ser evaluadas (Sabins 1996).

- Firma espectral: se refiere a la expresión espectral específica de uno o varios elementos en la imagen, que facilita su reconocimiento al ser diferenciado de otros; está determinada por las características del elemento, porque éstas establecen el comportamiento de la interacción de la energía y por lo tanto su expresión en la imagen. Un ejemplo es la respuesta teórica de la vegetación, como se expuso en el recuadro 7.3.

D. Técnicas más usadas en el análisis de manglares

En función de los objetivos del proyecto, existen diversas técnicas para obtener la información que se busca, desde la interpretación visual hasta el procesamiento automatizado. Por la naturaleza de este libro, sólo se citarán algunas de las técnicas más comunes.

Análisis visual. Se recurre a las técnicas de la fotointerpretación, basadas en diversos criterios derivados de la expresión física de los elementos en las imágenes (como color, tono y textura) y de las características propias de los elementos (forma, tamaño, sombra, configuración, relación con otros elementos, posición, localización y temporalidad) (Guerra 1980). Es importante establecer la escala de trabajo y definir el área mínima cartografiable, para estandarizar el nivel de detalle en el análisis o disminuir las diferencias en la interpretación, sobre todo cuando el equipo de trabajo se compone de varios intérpretes. Con frecuencia el análisis visual es utilizado después de otros tipos de análisis, por ejemplo, para realizar los últimos ajustes a la clasificación, debido a la alta sensibilidad del ojo humano y el conocimiento y experiencia del analista. En esta técnica es fundamental la combinación de bandas: consiste en colocar tres bandas de una imagen en los canales de color rojo (*Red*), verde (*Green*) y azul (*Blue*) (RGB) de la computadora, con base en el conocimiento de las características espectrales de cada banda y con la finalidad de resaltar algún elemento de la superficie terrestre.

Las combinaciones se clasifican en dos grupos (Sabins 1996): *a)* color natural o verdadero, combinación con la que se pretende visualizar la superficie terrestre de la forma como el ojo humano los observa; para conseguirlo se utilizan las bandas que cubren la porción del rojo, verde y azul en los canales RGB, y *b)* falso color, que tiene como objetivo resaltar algún elemento de la superficie de la Tierra, por ejemplo, la vegetación.

La figura 7.15 presenta cuatro ejemplos de combinaciones de bandas de una imagen de satélite Landsat TM5 en Marismas Nacionales, Nayarit. La imagen *A* corresponde a la combinación de color natural (RGB 3,2,1): se observa mayor influencia de la atmósfera y menor contraste entre los elementos. En la imagen *B* se sustituye la banda del rojo por la banda del infrarrojo cercano, con lo que de inmediato resalta la cobertura de la vegetación (hay que recordar que la vegetación tiene mayor respuesta en esta región). La imagen *C* se compone de bandas infrarrojas; en esta combinación se separa adecuadamente el agua de la tierra, porque se considera la banda del infrarrojo de onda corta, pero hay mayor confusión con la zona de manglar perturbado. Por último, en la imagen *D* la combinación de los colores es menos natural (si la comparamos con la combinación RGB 3,2,1) y se resalta la vegetación en color verde.

A

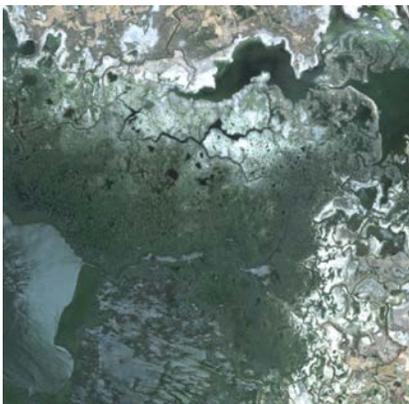


Imagen Landsat TM 5
Color natural
(Combinación en RGB 3, 2, 1)

B

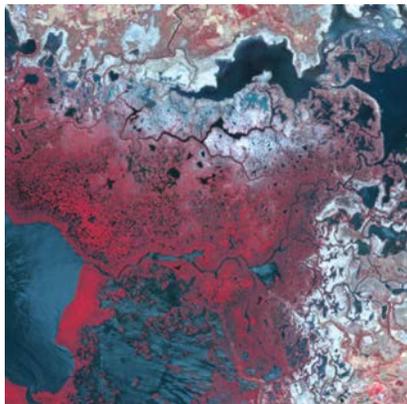


Imagen Landsat TM 5
Falso color infrarrojo
(Combinación en RGB 4, 3, 2)

C

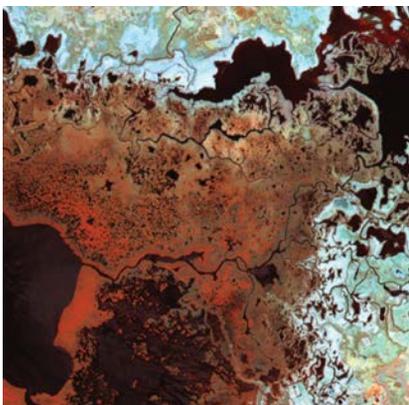


Imagen Landsat TM 5
Falso color, todos infrarrojos
(Combinación en RGB 4, 5, 7)

D

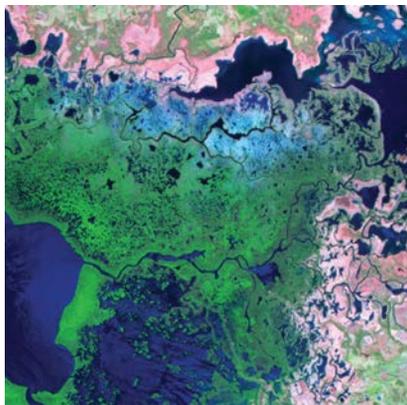


Imagen Landsat TM 5
Falso color, infrarrojos más visibles
(Combinación en RGB 7, 4, 2)

FIGURA 7.15

Combinación de bandas de una imagen de satélite Landsat TM5.

Índices espectrales. Son operaciones entre las bandas de una imagen para resaltar características de los elementos de la superficie, basados en el comportamiento diferenciado de la energía y la respuesta espectral de los elementos de la superficie terrestre. Hoy día existe una gran variedad de índices con diversos fines. Entre ellos se encuentran:

- Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus siglas en inglés), basado en el comportamiento diferenciado de la energía en la vegetación en la región del rojo e infrarrojo cercano, como se muestra en el recuadro 7.3. Este índice es uno de los más conocidos y usados para el análisis de la vegetación, por su sencillez en el cálculo, en la interpretación, y porque la información que proporciona puede ser asociada con otros procesos biológicos y ambientales.

El índice se aplica con la siguiente fórmula. Los resultados del índice se encuentran en el intervalo de -1 a 1; los valores más cercanos al 1 representan la vegetación con mayor vigor:

$$NDVI = \frac{\rho NIR - \rho Red}{\rho NIR + \rho Red}$$

donde:

$NDVI$ = Índice de vegetación de diferencia normalizada

ρNIR = reflectancia en el infrarrojo cercano

ρRed = reflectancia en el rojo

- Índice de agua de diferencia normalizada (NDWI, por sus siglas en inglés), cuya finalidad es identificar cuerpos abiertos de agua. Utiliza dos regiones donde el comportamiento de la energía en el agua es diferente, mayor reflectancia en la región del verde y menor en la región del infrarrojo cercano (en la que además este índice aprovecha la mayor reflectancia de la vegetación). El índice se calcula con la fórmula de abajo. Los resultados van de -1 a 1, donde los elementos de agua tienen valores positivos, mientras la vegetación y otros elementos del suelo tienden a cero o a valores negativos (Xu 1996):

$$NDWI = \frac{\rho Green - \rho NIR}{\rho Green + \rho NIR}$$

donde:

$NDWI$ = Índice de agua de diferencia normalizada

$\rho Green$ = reflectancia en el verde

ρNIR = reflectancia en el infrarrojo cercano

- Índice modificado de agua de diferencia normalizada (MNDWI, por sus siglas en inglés). Basado en el planteamiento del índice NDWI, Xu (2006) propone sustituir la región del infrarrojo cercano por la región del infrarrojo medio, donde el agua tiene mayor absorción que el infrarrojo cercano. Tiene la finalidad de incrementar la diferencia que hay entre la reflectancia del agua y la de la vegetación, suelo y áreas construidas (Xu 2006):

$$MNDWI = \frac{\rho Green - \rho MIR}{\rho Green + \rho MIR}$$

donde:

$MNDWI$ = Índice modificado de agua de diferencia normalizada

$\rho Green$ = reflectancia en el verde

ρMIR = infrarrojo medio

En la figura 7.16 se ejemplifican los tres índices mencionados. Se incluye la imagen de satélite utilizada, y a manera de referencia se insertaron las dos unidades de muestreo empleadas en las figuras del apartado 7.1.1. El índice NDVI muestra el vigor de la vegetación y permite diferenciar las zonas sin cobertura de vegetación, como se observa en la figura 7.16B en color amarillo. El índice NDWI indica el contenido de humedad, tanto en la vegetación como en suelo; en la figura 7.16C resalta la zona de mayor concentración de humedad, localizada en la parte norte del lugar. Mientras, el índice MNDWI enfatiza los espejos de agua, como se observa en la figura 7.16D. Al comparar los resultados de este índice con la imagen de satélite, los valores más altos corresponden a un cuerpo de agua.

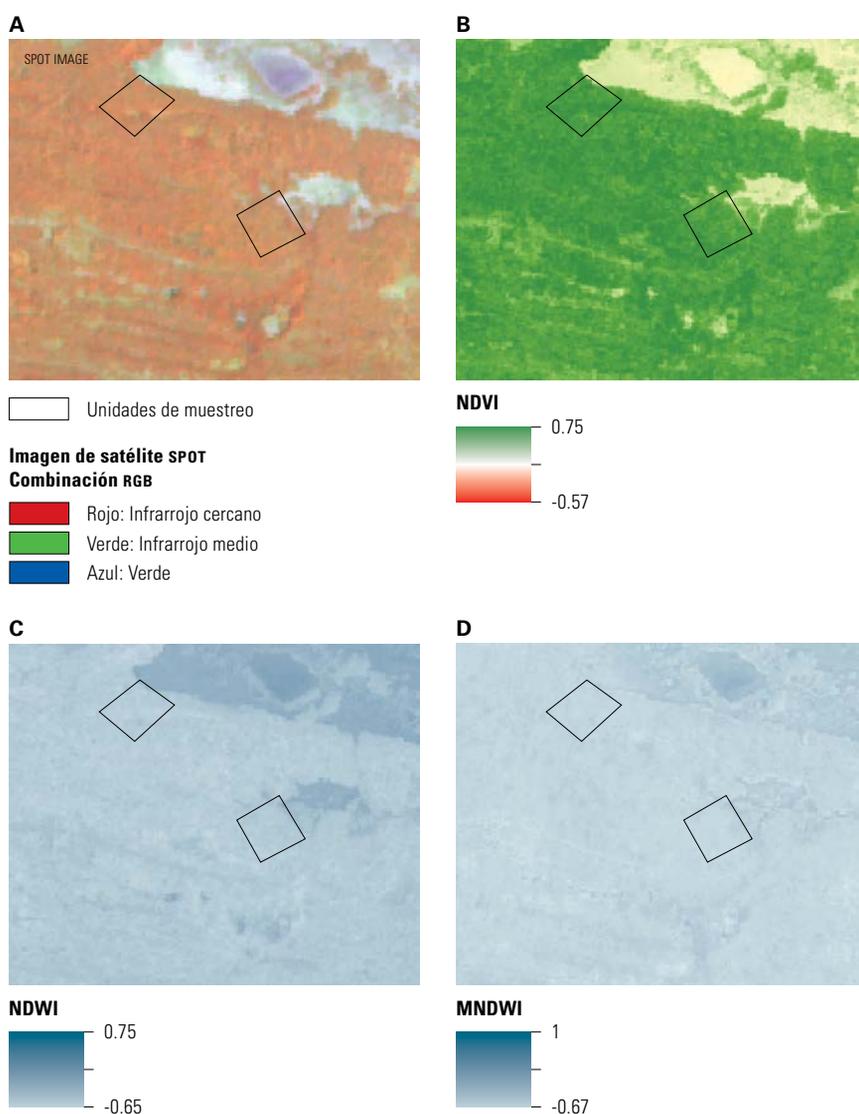


FIGURA 7.16

Ejemplos de los índices espectrales para diferenciar vegetación y agua.

Clasificación. Consiste en asignar a los píxeles una clase conforme a su respuesta espectral. Se emplea para generar mapas de vegetación o de extensión de manglares. Debido al propósito de este libro y la importancia del tema, en el recuadro 7.5 se describen brevemente dos tipos de clasificación.

RECUADRO 7.5

Tipo de clasificaciones de una imagen de satélite.

Clasificación supervisada. La asignación de la clase se encuentra bajo el control del analista, a partir de un esquema de entrenamiento y de clasificación establecidos con anterioridad. El entrenamiento consiste en seleccionar los píxeles o grupo de píxeles que se diferencien de los demás y representen las clases correspondientes. La selección de los campos de entrenamiento se basa en otras fuentes, como *datos de campo*, fotografías aéreas, cartografía existente o digitalización sobre la misma imagen (proceso aplicado cuando el analista tiene un conocimiento previo del área de estudio).

Un campo de entrenamiento debe ser homogéneo y evitar los bordes para prevenir confusiones en el proceso de clasificación. Se recomienda obtener campos de entrena-

miento en diferentes estados de la cobertura o vegetación, para considerar la variación espacial, que puede estar influida por las características geográficas del área de estudio.

Clasificación no supervisada. El usuario no controla el proceso porque no se establecen reglas de decisión. Sólo se indica el número de grupos (clusters) y el algoritmo para separar los píxeles. Para ello se utilizan parámetros para identificar patrones estadísticos dentro de la imagen (Mehl y Peinado 1997).

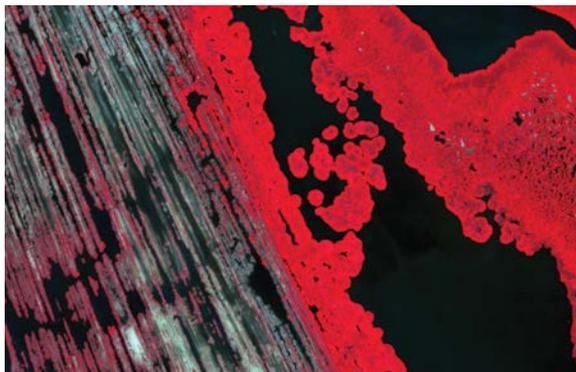
Los patrones no corresponden necesariamente a las clases físicas de la escena, sino que representan grupos de píxeles con características espectrales similares. Este método se recomienda cuando se requiere explorar los grupos reconocibles en las imágenes.

Segmentación. Es una técnica que usa el componente espacial de las imágenes de satélite. Consiste en fraccionar una imagen en partes homogéneas con base en la información contextual, para diferenciar, identificar o extraer los objetos de interés (Blaschke y Strobl 2001; Muñoz Pérez 2010). La segmentación trabaja con tres propiedades básicas (Muñoz Pérez 2010):

- 1) Discontinuidad: cuando existe un cambio fuerte en los valores de los píxeles, que permite identificar o aislar puntos, líneas o bordes.
- 2) Similitud: cuando los valores de los píxeles son semejantes, lo que facilita definir áreas homogéneas dentro de la imagen conforme a criterios predeterminados por umbrales que establecen un valor límite, o por crecimiento de regiones, que consiste en encontrar los píxeles semejantes adyacentes.
- 3) Conectividad: píxeles adyacentes que conectan regiones.

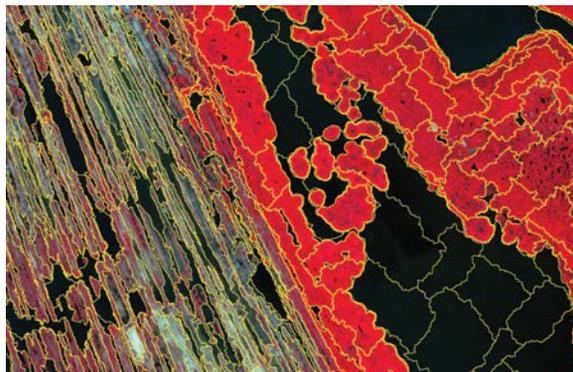
Los métodos de segmentación pueden agruparse en cuatro clases: basados en puntos, basados en bordes, basados en regiones y combinados. La segmentación genera grupos de píxeles relativamente homogéneos y con un significado establecido; a estos grupos se les denomina objetos, que tienen la información espectral (valores de media, mediana, mínimo, máximo por banda) y la dimensión espacial (distancia, vecindad, topología, forma, tamaño) (Baatz *et al.* 2004; Blaschke 2010). En la figura 7.17 se presenta un ejemplo de la segmentación enfocada a regiones homogéneas para diferenciar coberturas.

Imagen RapidEye 5 m de resolución



Combinación en RGB 5,3,2

Imagen con los objetos generados



Las líneas amarillas corresponden a los objetos sobre la imagen en combinación en RGB 5,3,2

FIGURA 7.17

Segmentación de una imagen RapidEye.

Hasta el momento se han citado algunas de las técnicas más usadas en la extracción de información a partir de imágenes de satélite. Para complementar la información, se presenta el cuadro 7.5, donde se citan algunos trabajos desarrollados con diversas técnicas de percepción remota.

CUADRO 7.5 (Parte 1)

Ejemplo del uso de datos satelitales en el tema de manglar.

Método de procesamiento/ autores	Tipo de imagen	Aplicación
I. Análisis visual		
Gang y Agatsiva (1992)	SPOT	Densidad y distribución de manglar 5 clases separadas por especie dominante o asociaciones de especies
Sulong <i>et al.</i> (2002)	Fotografías aéreas e imagen Landsat	Clasificación y distribución de los manglares
II. Índices espectrales		
Jensen <i>et al.</i> (1991)	SPOT	Relación del índice de vegetación con el porcentaje de cobertura del dosel
Satyanarayana <i>et al.</i> (2011)	Quick Bird	Relación del índice de vegetación con la densidad de manglar y área basal para evaluar la salud de los manglares

CUADRO 7.5 (Parte 2)

Ejemplo del uso de datos satelitales en el tema de manglar.

Método de procesamiento/ autores	Tipo de imagen	Aplicación
III. Clasificación no supervisada		
Berlanga Robles <i>et al.</i> (2011)	Landsat MSS Landsat ETM +	Caracterización del paisaje para evaluar cambios, con las siguientes clases: Manglar, marismas, otra vegetación, agricultura, asentamientos e infraestructura lineal
Rodríguez Zúniga <i>et al.</i> (2012)	SPOT 5	Cambios en la extensión del manglar 9 clases (uso del suelo y vegetación, entre ellas manglar y manglar perturbado)
IV. Clasificación supervisada		
Saito <i>et al.</i> (2003)	SPOT ASTER	Discriminar, mapear y monitorear tres ecosistemas costeros incluyendo manglares, marismas y comunidades de algas
Kovacs <i>et al.</i> (2008)	ENVISAT ASAR y Landsat TM	Identificación de manglar con 4 condiciones: manglar muerto, pobre, sano y sano alto
V. Segmentación		
Tuan Vo <i>et al.</i> (2013)	SPOT 5	Porcentaje de manglares en un sistema mixto de manglares y acuicultura
Kamal <i>et al.</i> (2014)	World View 2	Caracterizar la estructura de los manglares

7.2.3 Validación

La información generada a partir de los datos de sensores remotos debe ser evaluada con un proceso de validación; ésta se define como el grado de acuerdo entre los productos generados y la realidad (Chuvieco 2008) con base en datos independientes provenientes del trabajo en campo, datos de mayor resolución espacial, entre otros (Justice *et al.* 2000), que no hayan sido utilizados en la generación de la información. El objetivo de la validación es conocer la exactitud de la información generada y establecer qué tanto nos acercamos a la realidad. Para esta tarea es importante considerar los siguientes puntos (CONABIO 2012):

- Hay que contar con información de referencia de mayor resolución espacial, mejor escala cartográfica o datos de campo.
- La fecha de los datos de referencia no debe pasar de cinco años respecto de la fecha de los datos trabajados.
- Se debe establecer la unidad de muestreo (puntos o polígonos) conforme a la escala cartográfica de trabajo y resolución espacial de los datos satelitales.
- Se debe definir el tipo de muestreo (aleatorio, sistemático, aleatorio estratificado o sistemático estratificado). (Véase acápite 2.1.2)
- Se debe fijar el tamaño de la muestra para estimar la exactitud.
- Hay que generar una matriz de confusión, como se muestra en la figura 7.18.

		Referencia con j columnas			
Clase		1	2	K	Total del renglón n_{i+}
Clasificación con i renglones	1	n_{11}	n_{12}	n_{1k}	n_{1+}
	2	n_{21}	n_{22}	n_{2k}	n_{2+}
	K	n_{k1}	n_{k2}	n_{kk}	n_{k+}
Total de la columna n_{+j}		n_{+1}	n_{+2}	n_{+k}	N

FIGURA 7.18

Matriz de confusión (CONABIO 2012).

donde:

$$n_{i+} = \sum_{j=1}^k n_{ij}$$

$$n_{+j} = \sum_{i=1}^k n_{ij}$$

Cálculo de exactitudes

$$\text{Exactitud total} = \frac{\sum_{i=1}^k n_{ii}}{n}$$

$$\text{Exactitud del productor } j = \frac{n_{jj}}{n_{+j}}$$

$$\text{Exactitud del usuario } i = \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$$

$$\text{Coeficiente de Kappa o KHAT } (\hat{K}) = \frac{n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}}$$

Para este tema se recomienda revisar a Congalton y Green (1999), Song *et al.* (2001) y Foody (2002).

7.2.4 Presentación de resultados

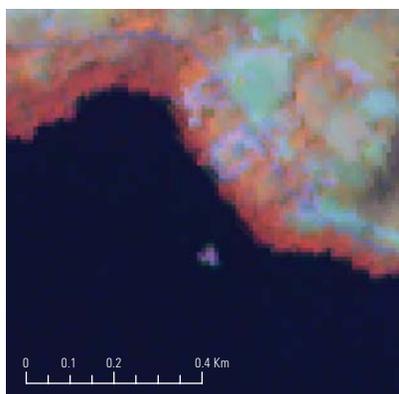
Los resultados de los análisis generados en los sistemas de información geográfica y a partir de las técnicas de percepción remota se suelen presentar mediante cartografía. En el apartado 7.1 se comentaron los dos formatos de representación de los elementos de la superficie terrestre, vector y raster; la elección del formato para la cartografía final dependerá de las características del producto generado a partir de los datos tomados en campo, así como de los productos generados con técnicas de percepción remota. Por ejemplo, para el caso de las UM es recomendable usar el formato vector, mientras que si requerimos mostrar los resultados de un índice espectral, lo mejor es el formato raster, como se mostró en la figura 7.16.

Cada mapa debe cumplir con los requisitos cartográficos: nombre del mapa, en lo posible nombre del lugar, proyección, escala, área mínima cartografiada y los atributos de los elementos representados. Toda esta información debe ser integrada en el metadato correspondiente, en el cual también se integra el autor o autores del mapa, así como el método; de esa manera se conoce quién elaboró el mapa y cómo lo hizo (véase acápite 7.1.7).

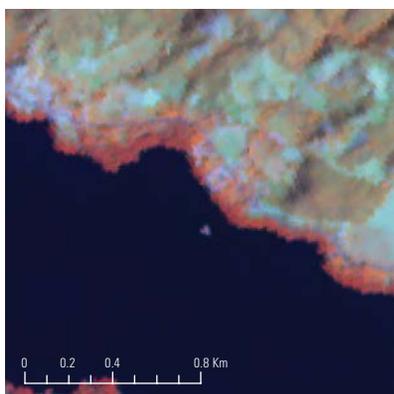
Por lo general en los informes de un proyecto se elabora cartografía que integra diferentes mapas. Hoy es posible usar mapas en formato vector y raster, como se observa en la figura 7.11. En la elaboración de ese mapa composición es obligatorio cumplir con los puntos que se marcan en la misma figura.

Se recomienda que si se traslada el concepto de escala al trabajar con imágenes de satélite, se establezca que la resolución espacial tiene límites para generar mapas con escalas cartográficas, como se presentó en el cuadro 7.4. La figura 7.19 refuerza este concepto: se muestra una porción de una de imagen de satélite (con resolución espacial de 10 m) en diferentes escalas; como se observa, en las escalas grandes sólo aumentan el tamaño del píxel, pero no la resolución espacial de la información.

La resolución espacial de la imagen de satélite es de 10 m.
El área de impresión se estableció en un recuadro de 9 cm x 9 cm.



Escala 1: 10 000
Un cm en el papel equivale a 100 m en el terreno

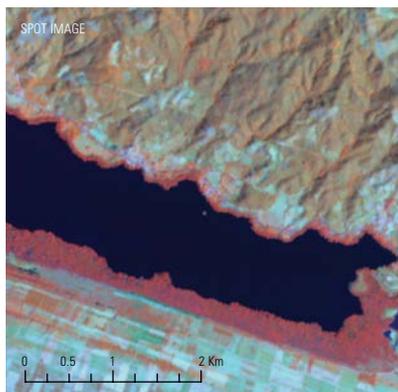


Escala 1: 20 000
Un cm en el papel equivale a 200 m en el terreno

FIGURA 7.19 (Parte 1)

Detalle comparativo de una imagen de satélite en diferentes escalas.

La resolución espacial de la imagen de satélite es de 10 m.
El área de impresión se estableció en un recuadro de 9 cm x 9 cm.



Escala 1: 50 000
Un cm en el papel equivale a 500 m en el terreno



Escala 1: 250 000
Un cm en el papel equivale a 2.5 km en el terreno

FIGURA 7.19 (Parte 2)

Detalle comparativo de una imagen de satélite SPOT 5 en diferentes escalas.

CONSIDERACIONES FINALES

Como lo expresa Hengl (2006), a pesar de que actualmente se vive en la era digital, en la que el uso de la cartografía impresa ha quedado rezagado, la resolución espacial y los elementos espaciales se encuentran muy relacionados con los conceptos de la cartografía. Por ello, en este capítulo se describieron brevemente las características principales de un mapa conforme a los conceptos básicos de la cartografía y se revisaron algunos concep-

tos de percepción remota; se puso énfasis en la información georreferenciada colectada en campo y se hicieron recomendaciones para trabajar en los ecosistemas de manglar.

Se considera que los conceptos descritos en este capítulo conforman el conocimiento básico e inicial para el manejo adecuado de la información espacial; por lo tanto, se invita al usuario de este libro a indagar más sobre el tema.

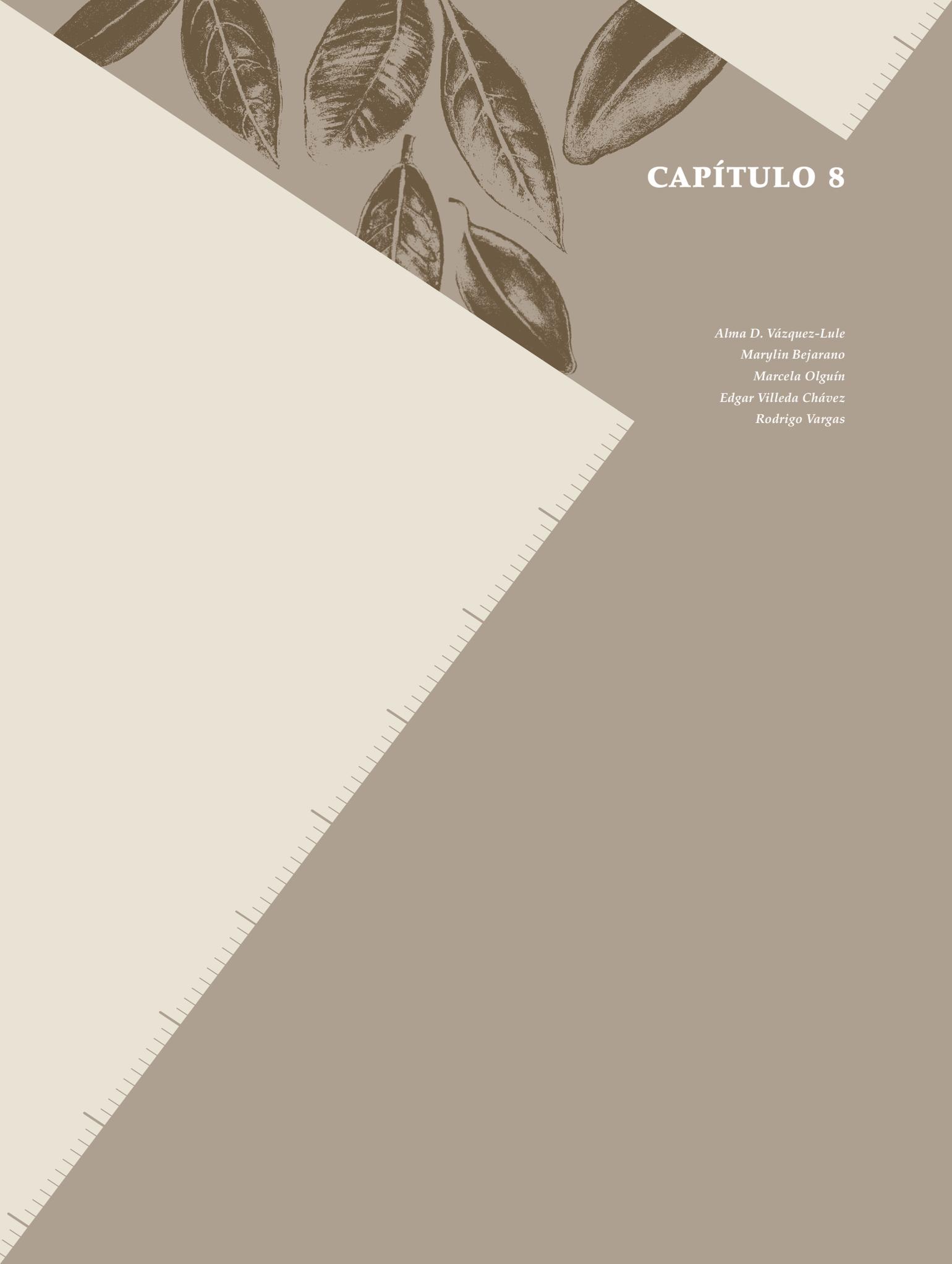
Referencias bibliográficas

- Baatz, M., U. Benz, S. Dehghani, M. Heynen, A. Höltje, P. Hofmann, I. Lingenfelder, M. Mimler, M. Sohlbach, M. Weber, G. Willhauck. 2004. *eCognition Professional User guide* 4. Definiens Imaging, Germany.
- Berlanga-Robles, C.A., A. Ruiz-Luna, R. Hernández-Guzmán. 2011. Spatial analysis of impact of shrimp culture on the coastal wetlands on the Northern coast of Sinaloa, Mexico. *Ocean & Coastal Management* July, 17–29.

- Blaschke, T., J. Strobl. 2001. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. *GIS-Zeitschrift für Geoinformationssysteme*, 14 (6): 12–17.
- Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65: 2–16.
- Caire-Lomeli, J. 1983. *Cartografía matemática I - cartografía básica*. Instituto Politécnico Nacional. México, D.F.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2004. Elaboración de mapas utilizando imágenes de satélite. *Biodiversitas* 57: 7–11.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2012. Lineamientos para la entrega de datos y productos de percepción remota. En: http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/pdf/instructivos/LineamientosPR_paginax.pdf (Última consulta: 6/07/2016).
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2014. Manual de metadatos. En: http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/pdf/instructivos/Manual_y_formato_metadatos_2014.zip (Última consulta: 20/01/2016).
- Congalton, R.G. y K. Green. 1999. *Assessing the accuracy of remotely sensing data: principles and practices*. Lewis Publishers.
- Chuvienco, E. 2008. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel, Barcelona.
- Chuvienco, E. y A. Huete. 2010. *Fundamentals of satellite remote sensing*. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- ERDAS 1997. *ERDAS Field guide*. 4a Ed. ERDAS, Inc. Estados Unidos de América.
- ESRI. Environmental System Research Institute, Inc. 1997. *Introduction to Arc/Info Ver. 7.1.1* ESRI. Redlands.
- ESRI. Environmental Systems Research Institute, Inc. 1998. *ESRI Shapefile Technical Description*. An ESRI White Paper. Redlands.
- ESRI. Environmental System Research Institute. 2016. ArcMap El geoide, el elipsoide, el esferoide y el datum y cómo se relacionan. En: <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/guide-books/map-projections/about-the-geoid-ellipsoid-spheroid-and-datum-and-h.htm> (Última consulta: 13/10/2016).
- FCAGR. Facultad de Ciencias Agrarias. 2011. Características de satélites y sensores. En: <http://www.fcagr.unr.edu.ar/mdt/GTS/Zonaedu/sensat1.html> (Última consulta: 13/07/2011).
- Fea, M. 1997. La percepción remota. En: *Aplicaciones de teledetección y de los sistemas de información geográfica en la gestión de recursos naturales parte I. Fundamentos teóricos y prácticos*. H. Mehl y E. Mies (eds.). Fundación Alemana para el desarrollo internacional (DSE), Eurasburg, pp. 43–62.
- Foody, G.M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80: 185–201.
- Gang, P.O. y J.L. Agatsiva. 1992. The current status of mangroves along the Kenyan coast: a case study of Mida Creek mangroves based on remote sensing. *Hydrobiologia* 247: 29–36.
- Guerra-Peña, F. 1980. *Fotogeología*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Harris, R. 1987. *Satellite Remote Sensing an Introduction*. Routledge and Kegan Poul, Londres.
- Hengl, T. 2006. Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences* 32: 1283–1298.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. s/f. Obtención de coordenadas con GPS en ITRF y su relación con WGS84 y NAD27. INEGI.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1987. *Guías para la interpretación de cartografía. Topografía*. INEGI. México, D.F.

- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2014. Diccionario de datos topográficos, escala 1:250 000. Ver. 2. INEGI. Aguascalientes.
- Jensen, J.R., H. Lin, X. Yang *et al.* 1991. The measurement of mangrove characteristics in southwest Florida using SPOT multispectral data. *Geocarto International* 6 (2): 13–21.
- Justice, C., A. Belward, J. Morisette *et al.* 2000. Developments in the validation of satellite sensor products for the study of the land surface. *International Journal Remote Sensing* 21 (17): 3383–3390.
- Kamal, M., S. Phinn, K. Johansen. 2014. Characterizing the Spatial Structure of Mangrove Features for Optimizing Image-Based Mangrove Mapping. *Remote Sensing* 6: 984–1006.
- Kovacs, J.M., C. Zhang, F.J. Flores-Verdugo. 2008. Cartografía de las condiciones de los manglares del Pacífico mexicano usando datos de la banda C de ENVISAT ASAR y datos ópticos Landsat. *Ciencias Marinas* 34 (4): 407–428.
- Mehl, H. y O. Peinado. 1997. Fundamentos del procesamiento digital de imágenes. En: *Aplicaciones de teledetección y de los sistemas de información geográfica en la gestión de recursos naturales parte I. Fundamentos teóricos y prácticos*. H. Mehl y E. Mies (eds.). Fundación Alemana para el desarrollo internacional (DSE). Eurasburg, pp. 63–102.
- Navarro-Moreno, J.A. 2004. *La elaboración de cartas geográficas*. Tesis de licenciatura en Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Priego, A., G. Bocco, M. Mendoza *et al.* 2010. *Propuesta para la generación semiautomatizada de unidades del paisaje, fundamentos y métodos*. SEMARNAT, INE, CIGA-UNAM. México, D.F.
- Real Académica Española. 2000. *Diccionario de la lengua Española*. 21 ed. Espasa Calpe. Madrid.
- Robinson, A. H., R.D. Sale, J.L. Morrison, P.C. Muehrcke. 1987. *Elementos de Cartografía*. Colección Geología y Geografía Física. Omega, Barcelona.
- Rodríguez-Zúñiga M.T., C. Troche-Souza, A. D. Vázquez-Lule *et al.* 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.
- Sabins, F. F. 1996. *Remote Sensing: Principles and Interpretation*. 3 ed. Freeman and Company, Nueva York.
- Schowengerdt, R. 1997. *Remote Sensing Models and Methods for Image Processing*. 2 ed., Academic Press, San Diego.
- Saito, H., M.F. Bellan, A. AK-Habshi, M. Aizpuru, F. Blasco. 2003. Mangrove research and coastal ecosystems studies with SPOT-4 HRVIR and TERRA ASTER in the Arabian Gulf. *International Journal of Remote Sensing* 24 (21): 4073–4092.
- Satyanarayana, B., K. A. Mohamad, I. F. Idris, M-L. Husain, F. Dahdouh-Guebas. 2011. Assessment of mangrove vegetation based on remote sensing and ground-truth measurements at Tumpat, Kelantan Delta, East Coast of Peninsular Malaysia. *International Journal of Remote Sensing* 32 (6): 1635–1650.
- Snay, R.A. y Soler, T. 2000. Modern Terrestrial Reference Systems part 3: WGS84 and ITRS. *Professional Surveyor*. March 2000.
- Song, C., C.E. Woodcock, K.C. Seto, M.P. Lenney y S.A. Macomber. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects. *Remote Sensing of Environment* 75: 230–244.
- Star, L. y J. Estes. 1990. *Geographic information system: an introduction*. Prentice Hall, Nueva Jersey.

- Sulong, I., H. Mohd-Lokman, K. Mohd-Tarmizi, A. Ismail. 2002. Mangrove mapping using landsat imagery and aerial photographs: Kemaman Districtic, Terengganu, Malaysia. *Environment, Development and Sustainability* 4: 135–152.
- Tomlin, C.D. 1990. *Geographic Information System and Cartographic Modeling*. Prentice-Hall, Inc., Nueva Jersey.
- Toudert, D. 2002. *Introducción a la teledetección aplicada al medio urbano*. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali.
- Tuan Vo, Q., N. Oppelt, P. Leinenkugel, C. Kuenzer. 2013. Remote Sensing in Mapping Mangroves Ecosystems-An Object-Based Approach. *Remote Sensing* 5 (1): 193–201.
- Vázquez-Lule, A. 2016. Graduate Student Plant and Soil Sciences, University of Delaware. Comunicación personal, marzo.
- Vicent, R.K. 1997. *Fundamentals of Geological and Environmental Remote Sensing*. Prentice Hall Series in Geographic Information Science, Upper Saddle River.
- Xu, HQ. 2006. Modification of normalized difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing* 27: 3025–3033.

The background features a dark brown color with a diagonal white ruler-like line running from the bottom left towards the top right. In the upper left corner, there are several detailed, dark brown illustrations of leaves with prominent veins.

CAPÍTULO 8

Alma D. Vázquez-Lule

Marilyn Bejarano

Marcela Olguín

Edgar Villeda Chávez

Rodrigo Vargas

Integración y síntesis de datos para el monitoreo de los manglares de México

INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores retos en el estudio de los manglares es comprender sus procesos ecológicos a diferentes escalas espaciales y temporales (Twilley *et al.* 1999; Feller *et al.* 2010; Heffernan *et al.* 2014). Los estudios de síntesis ecológica contribuyen a entender el funcionamiento de los ecosistemas a múltiples escalas (Heffernan *et al.* 2014; Soranno y Schimel 2014; Schimel y Keller 2015; Gil *et al.* 2016); en México esos estudios son escasos (p. ej., existe poca información sistematizada proveniente de múltiples sitios de estudio) y es posible que en el futuro sean cada vez más comunes (Vargas *et al.* 2012).

Este libro ha sido desarrollado con el objetivo de brindar una aproximación a la organización teórica-aplicada de los manglares mexicanos (cap. 1); también detalla los enfoques más comunes tanto para la implementación de unidades de muestreo en campo y

sus alcances estadísticos (caps. 2 y 3), como para la colecta de variables básicas y complementarias en campo (caps. 4 y 5).

Este capítulo tiene como objetivo orientar acciones que permitan un mejor entendimiento de los procesos ecológicos en los manglares de México a través de la integración y síntesis de datos colectados en múltiples escalas. También retoma la información de los capítulos anteriores y brinda conclusiones generales. Los puntos que se tratan en este capítulo son: 1) los niveles ecológicos en los ecosistemas de manglar; 2) el manejo de datos y su ciclo de vida, con énfasis en la documentación de datos (ejemplo operativo para los manglares de México) y el manejo de la incertidumbre; 3) el estado de la síntesis de estudios ecológicos en manglares, y 4) las lecciones aprendidas, los pasos siguientes para la realización de estudios de síntesis ecológica y las conclusiones generales del libro.

8.1. NIVELES ECOLÓGICOS EN LOS ECOSISTEMAS DE MANGLAR

Los ecosistemas de manglar son el resultado de la interacción de elementos bióticos o abióticos que pueden ser identificados (p.ej., composición de la vegetación, hidroperiodo y microtopografía), pero también de aquellos que no se pueden observar o cuantificar de manera directa (p. ej., intercambio de gases entre las interfaces de suelo-agua-vegetación-atmósfera, productividad primaria neta y exportación y origen de carbono orgánico). Asimismo, los manglares tienen retroalimentaciones positivas y negativas entre sus elementos bióticos y abióticos (fig. 8.1A), y propiedades emergentes a diferentes escalas espaciales y temporales (fig. 8.1B) (Berkes *et al.* 2003; Feller *et al.* 2010; Heffernan *et al.* 2014).

Las propiedades emergentes de los ecosistemas son más que la suma de todos sus elementos, incluso de sus interacciones (Berkes *et al.* 2003). En los ecosistemas las propiedades emergentes son los procesos ecológicos (p. ej., fotosíntesis, fijación de carbono, respiración y productividad), la dinámica de nutrientes, la zonación y la diversidad de especies, la dinámica poblacional, el hábitat y el paisaje (fig. 8.1B). Esas propiedades pueden analizarse en un determinado nivel (espacial, temporal o ambos) y estar definidas por retroalimentaciones específicas entre sus elementos, o pueden resultar de la acumulación de dos o más interacciones a múltiples escalas (Heffernan *et al.* 2014).

Para los fines operativos de este libro, en la figura 8.1 se muestra un esquema con: *a)* las escalas espaciales y temporales de interacción de los elementos bióticos y abióticos en los ecosistemas de manglar, sus controles biofísicos a largo plazo, es decir, en tiempo geológico (p. ej., clima, geomorfología, suelo), y algunos elementos que los conforman (p. ej., estructura forestal e hidroperiodo; véase caps. 4 y 5); *b)* algunas propiedades emergentes en los manglares, y *c)* la potencial relación de esas propiedades emergentes con los niveles de aproximación presentados en este libro para agrupar los datos colectados en campo (véase cap. 1). Con este esquema se busca ejemplificar cómo las variables básicas sugeridas en los capítulos 4 y 5 ayudan a explicar algunos procesos ecológicos y propiedades emergentes en los manglares, y a su vez pueden ser integrados y sintetizados en los niveles de aproximación presentados en el capítulo 1. A continuación se describen dos ejemplos de la interpretación del esquema.

Ejemplo 1. Hidroperiodo. Es el resultado del balance entre las entradas y salidas de agua. Se define como el nivel del agua, frecuencia y duración de la inundación. En él influyen las características físicas del terreno (véase cap. 5). Está relacionado con la dinámica de las mareas y la microtopografía; varía de horas a meses y afecta desde áreas pequeñas hasta cientos de hectáreas. El hidroperiodo además influye en el patrón de salinidad, temperatura, pH y potencial redox de los distintos almacenes de agua en los manglares (fig. 8.1A). La interacción de estos elementos tiene un efecto en la dinámica de nutrientes y determina la zonación de las especies y el desarrollo de los diferentes tipos fisonómicos de manglar. En la escala espacial regional, el hidroperiodo define los parches de manglares en el paisaje,

mientras que en la escala temporal (mediano a largo plazo) repercute sobre procesos ecológicos como la productividad y la respiración ecosistémica, por ejemplo (fig. 8.1B).

De acuerdo con los niveles de aproximación propuestos (fig. 8.1C), el hidroperiodo es una variable descriptiva directa de las categorías: procesos costeros y establecimiento de las especies por régimen de inundación; y una variable indirecta de las categorías: fisonomía del manglar y características estructurales (véase cap. 1).

Ejemplo 2. Estructura forestal. Se refiere a las características físicas de los individuos (p. ej., la altura y el diámetro de los troncos) y a la composición de las poblaciones vegetales, definidas por el establecimiento de propágulos o semillas y el crecimiento y mortalidad de plántulas, brinzales e individuos adultos (véase cap. 4). La estructura forestal inicia desde el establecimiento de los individuos (tiempo cero) hasta cientos de años, y su escala espacial es desde un metro cuadrado hasta cientos o miles de hectáreas (fig. 8.1A).

Algunas propiedades emergentes de la interacción entre la estructura forestal y el hidroperiodo (véase ejemplo 1) son la dinámica poblacional y los tipos ecológicos de manglares. En una escala temporal, a mediano plazo, la estructura forestal determina las funciones ecosistémicas y los ciclos biogeoquímicos locales, mientras que en una escala espacial regional influye en la conectividad del ecosistema de manglar a nivel de paisaje (fig. 8.1B). De acuerdo con los niveles de aproximación sugeridos en el capítulo 1, la estructura forestal y sus variables se incluyen en la categoría de características estructurales (fig. 8.1C).

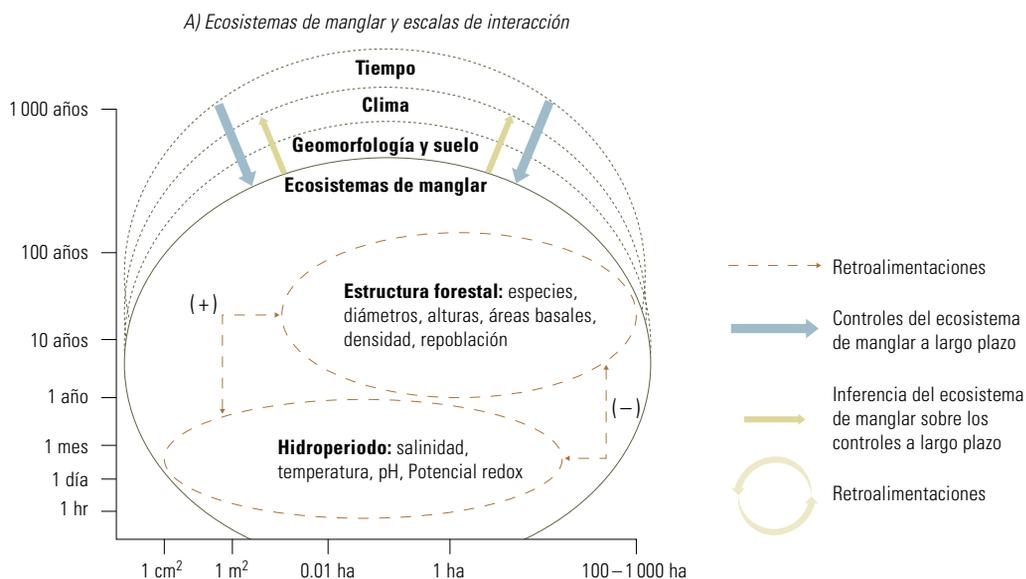


FIGURA 8.1 (Parte 1)

Ecosistemas de manglar y sus niveles de aproximación.
Modificado de Farnsworth 1998, Twilley *et al.* 1999,
Feller *et al.* 2010, Chapin *et al.* 2011.

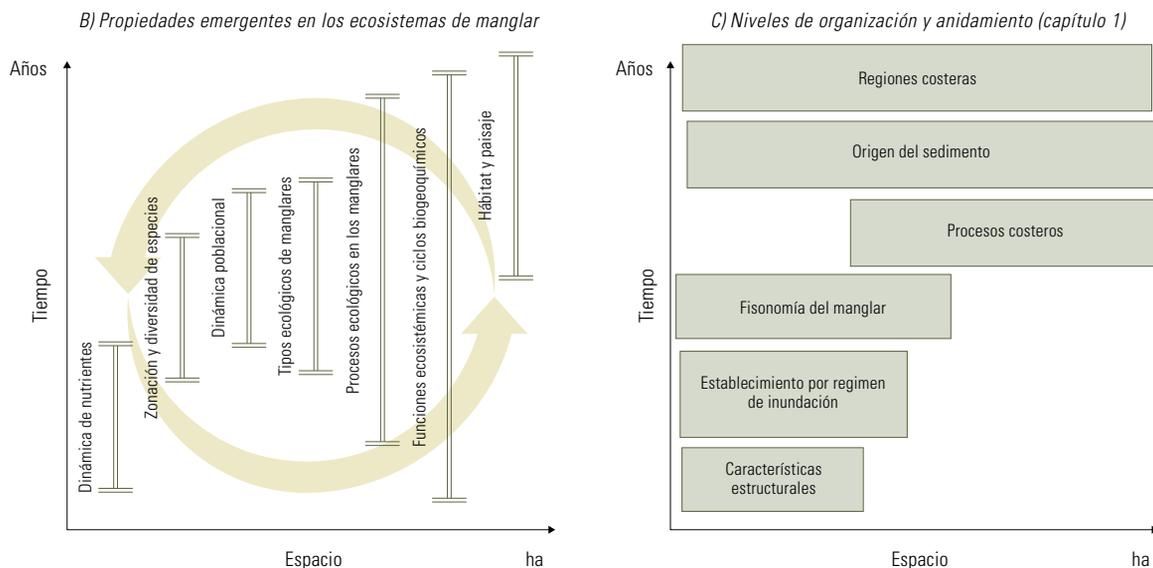


FIGURA 8.1 (Parte 2)

Ecosistemas de manglar y sus niveles de aproximación. Modificado de Farnsworth 1998, Twilley *et al.* 1999, Feller *et al.* 2010, Chapin *et al.* 2011.

Debido a que el objetivo de los estudios de síntesis ecológica es mejorar el entendimiento de procesos ecológicos a múltiples escalas (Heffernan *et al.* 2014; Soranno y Schimel 2014; Schimel y Keller 2015; Gil *et al.* 2016), se necesita tener acceso a datos y resultados organizados, reproducibles y citables. En el siguiente apartado se muestra el ciclo de vida de los datos y las consideraciones primarias para que estos puedan integrarse en estudios de síntesis. También se indica que la descripción de los datos (metadatos) es crítica para interpretar correctamente las relaciones entre las escalas, factores, procesos ecológicos y otras propiedades emergentes en los manglares.

8.2. MANEJO DE DATOS Y SU CICLO DE VIDA

El manejo o gestión de datos es la primera consideración para integrar y sintetizar datos ecológicos (Michener 2015). El término "datos" se refiere a la información generada durante colectas de campo, por sensores manuales, semiautomáticos o automáticos, muestras de laboratorio, publicaciones, colecciones físicas, imágenes de satélite, códigos, programas o modelos empíricos o de procesos ecológicos, entre otros (NSF 2010).

El manejo de datos incluye desde el diseño experimental para su colecta, documentación, organización, manejo, preservación, integración,

análisis, síntesis y distribución; su principal objetivo es generar “datos” con una larga vida útil (Vanderbilt y Michener 2007; Strasser *et al.* 2012; Michener 2015). Además, permite que el método científico se realice de manera organizada y transparente, haciendo explícitas las fuentes de datos, su procesamiento y los productos obtenidos (Michener 2015); aumenta la transparencia y organización durante y después del proceso de investigación, asegurando que los datos y resultados puedan ser entendidos, usables y citables en cualquier momento; también facilita el avance de la ciencia y la posibilidad de reproducir el estudio. Desde un punto de vista internacional, es común que agencias de financiamiento, federales y privadas soliciten un plan de manejo de datos como elemento clave para evaluar propuestas de investigación y los impactos de un proyecto (Strasser *et al.* 2012; Michener 2015; Gil *et al.* 2016).

En este apartado se resume el ciclo de vida de los datos científicos, haciendo énfasis en la relevancia de los metadatos como un componente fundamental de ese proceso y uno de los primeros pasos para la síntesis de datos de los manglares de México. Se brinda un ejemplo práctico y operativo de metadatos basado en las variables básicas que con más frecuencia son colectadas por los grupos de investigación en el país (véanse caps. 4 y 5).

8.2.1. Ciclo de vida de los datos

El ciclo de vida de los datos está compuesto por diferentes etapas de manejo. Cada ciclo de datos puede repetirse las veces necesarias dentro y fuera de su manejo primario; puede tener retroalimentaciones internas o externas o formar parte de otros ciclos. Los ciclos pueden tener relaciones lineales o emergentes entre las fases, lo que genera ciclos de datos nuevos a partir de interacciones específicas, como en los estudios de síntesis (fig. 8.2) (Strasser *et al.* 2012; Michener 2015).

En el cuadro 8.1 se listan las fases generales de los ciclos de datos, algunas consideraciones para su implementación y buenas prácticas. Para mayor información y detalle sobre los ciclos de vida e interacciones, véase Reichman *et al.* 2011; Michener y Jones 2012; Strasser *et al.* 2012 y DataOne 2016.

8.2.2. Metadatos: ejemplo operativo para las variables básicas colectadas en los manglares de México

A lo largo de este libro se han expuesto conceptos clave que permiten que los datos colectados cuenten con la calidad y los metadatos asociados (véanse acápites 2.2 y 2.4) para que sean utilizados en trabajos de síntesis ecológica.

CUADRO 8.1 (Parte 1)Fases del manejo de datos (Michener y Jones 2012; Strasser *et al.* 2012; DataONE 2016)

Fases	Consideraciones de la fase	Preguntas a considerar para entender y describir las fases de un plan de manejo
Plan de manejo (PM)	<p><i>Descripción del manejo de datos.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Formado por algunas o todas las fases mostradas en la figura 8.2. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Qué estrategia de trabajo permite cumplir con los objetivos de investigación (personal, logístico, equipo, cronograma, etc.)? ¿Cuáles son los requerimientos de infraestructura logística y humana necesarios? ¿Cuánto presupuesto es requerido para el estudio?
Colecta	<p><i>Colección manual, semiautomática o automática de datos.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Depende de las hipótesis y objetivos del estudio. Está en función del presupuesto y la tecnología disponible. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Qué datos son necesarios para cubrir los objetivos del estudio? ¿Cómo serán colectados, registrados y analizados los datos? ¿Qué herramientas o instrumentos serán empleados para su colecta? ¿Con qué frecuencia se realizarán las colectas?
Calidad	<p><i>Procesos para identificar la calidad de los datos y asegurar su utilidad para el estudio primario y a largo plazo.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Basado en controles de calidad antes, durante y después de la colecta de datos. Para mayor información del control de calidad y su manejo (véase acápite 2.4). 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Qué condiciones podrían afectar la colecta de los datos? ¿Cuáles podrían ser los valores máximos y mínimos de los datos colectados (con base en la literatura o colectas previas)? ¿Hay coherencia y continuidad en los datos colectados (en el caso de monitoreos)?
Descripción y manejo	<p><i>Descripción y documentación detallada de los datos (generación del metadato).</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Incluye la descripción de los datos, de la colecta y de los procesos de calidad aplicados. Información complementaria sobre metadatos puede ser consultada en el siguiente subtema y los acápites 2.2 y 7.1.7. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Cuál es la información mínima necesaria para que los datos puedan ser entendidos y reusables en el futuro? ¿Qué información es requerida para generar datos autosuficientes, que puedan ser entendibles y citables en cualquier momento? ¿Cuáles son los requerimientos mínimos que deben llevar los metadatos? ¿Qué herramientas informáticas podrían ser utilizadas para el registro de los metadatos?

Buenas prácticas

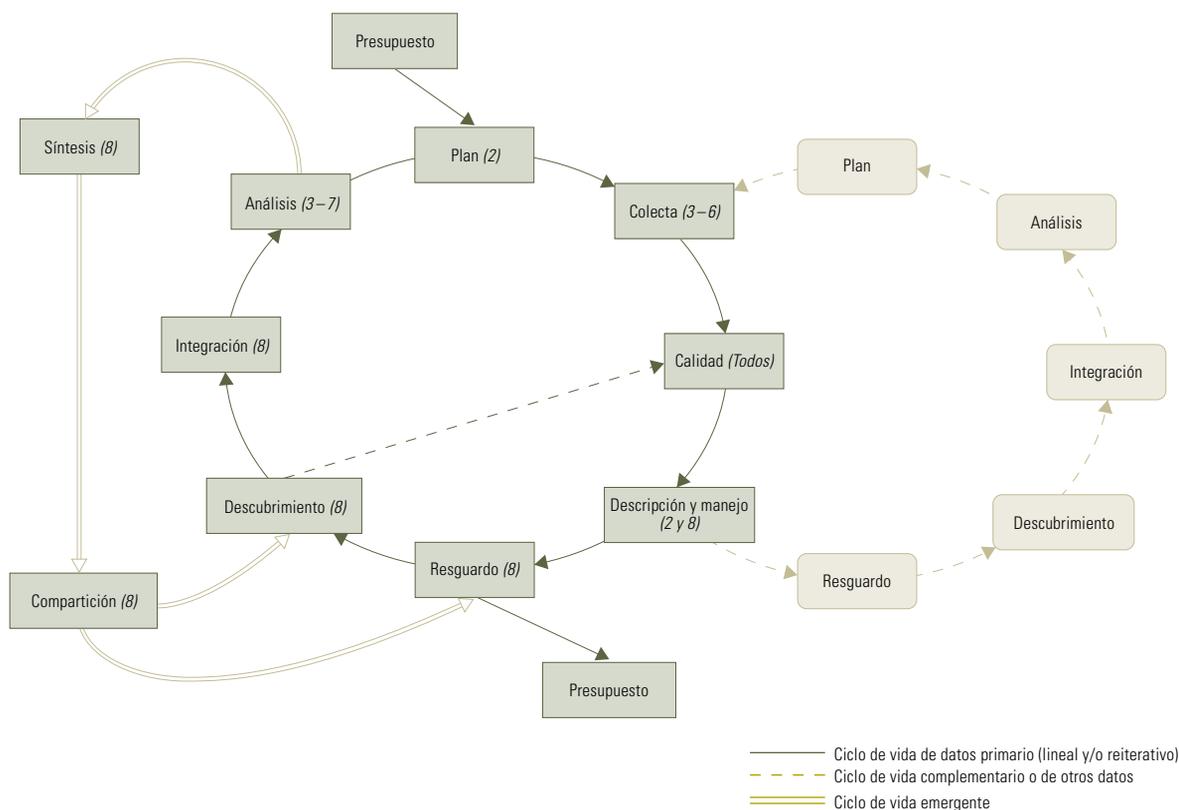
- El PM debe estar relacionado con el método científico y las preguntas de investigación a resolver.
 - Revisar el PM y hacer las adecuaciones necesarias. El PM es flexible y adaptable durante el ciclo de vida de los datos.
-
- Identificar los datos necesarios para cubrir los objetivos del estudio.
 - Crear un formato para la colecta de los datos y ser consistente en su uso.
 - Documentar la colecta de datos en bitácoras de campo, grabadoras de voz o métodos digitales.
 - Evitar el manejo manual de datos para disminuir los errores de transcripción.
 - Usar formatos de archivo estándar (y compatibles) para el resguardo de los datos crudos.
 - Utilizar NA (no aplica) cuando el dato no esté considerado en el diseño del estudio o no aplique por el tipo de información u organismo que se está registrando.
 - Utilizar ND (no disponible) o -99999 cuando el dato fue establecido como parte del diseño del estudio pero no se encontró en la fuente de origen de la información o hubo imprevistos en su estimación (p. ej., la imposibilidad de tomar una muestra de agua intersticial para estimar los datos fisicoquímicos, cuando es imposible extraerla por motivos de inundación del sitio).
 - Utilizar 0 para las variables que representen cero como valor.
 - Realizar copias de seguridad de los datos crudos y de los diferentes niveles de procesamiento de la información debidamente identificadas.
-
- En caso de colectas manuales, revisar más de una vez su registro. Se recomienda que sea verificado por más de una persona.
 - Realizar gráficas de los datos o estadísticas descriptivas básicas para identificar potenciales datos fuera de rango.
 - Automatizar los procesos de calidad con códigos.
 - Tener la certeza de que los datos y resultados son reproducibles en cualquier momento.
 - Se recomienda que cada variable sea medida por la misma persona para evitar sesgos de estimación.
-
- Asignar identificadores específicos, únicos y relacionados con los datos.
 - Establecer relaciones claras y únicas entre los datos y metadatos.
 - Describir el contexto científico de los datos: ¿por qué fueron colectados?, ¿qué datos se colectaron?, ¿con qué instrumentos?, ¿cuáles eran las condiciones ambientales relevantes durante su colecta? (sobre todo si pueden afectar el valor del dato), ¿dónde se colectaron?, ¿cuentan con alguna resolución temporal o espacial?, ¿cuáles fueron los procesos de calibración usados?
 - Detallar la información de las variables o parámetros: ¿en qué unidades se colectaron?, ¿cuál es la precisión, exactitud e incertidumbre asociada a los datos y a los instrumentos o equipos utilizados?
 - Detallar los problemas que podrían limitar el uso de los datos.
 - Indicar quién colectó los datos y asignar una persona de contacto.
 - Definir cómo deberían de ser citados los datos.
 - Generar los metadatos en formatos específicos para esta actividad (p. ej., Access)
 - Usar formatos estándar de metadatos (p. ej., *Ecological Metadata Language*), <https://knb.ecoinformatics.org/#external/emlparser/docs/index.html>)
 - Explorar y usar herramientas digitales para la generación de metadatos (p. ej., Morpho (<https://knb.ecoinformatics.org/#tools/morpho>) o Mercury Metadata Editor (mercury.ornl.gov))

CUADRO 8.1 (Parte 2)Fases del manejo de datos (Michener y Jones 2012; Strasser *et al.* 2012; DataONE 2016)

Fases	Consideraciones de la fase	Preguntas a considerar para entender y describir las fases de un plan de manejo
Resguardo	<p><i>Se refiere al resguardo de los datos de manera interna (dentro del grupo de trabajo) y al resguardo de los datos en repositorios con fines de uso a mediano y largo plazo.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> También llamado repositorios o centros de manejo de datos. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Cómo serán resguardados los datos de manera interna? ¿Qué infraestructura logística o cibernética se requiere para el resguardo de los datos? ¿Qué repositorios o centros de datos son los más adecuados para compartir la información que se genere? ¿Cuál es la política y los requerimientos para compartir datos? De los datos generados en la investigación, ¿Cuáles son más útiles para futuras investigaciones?
Descubrimiento	<p><i>Se refiere al redescubrimiento de datos propios para responder preguntas diferentes de las que originalmente respondieron. También se refiere a la actividad de explorar, localizar y obtener datos generados por terceros para responder preguntas específicas o formar parte de estudios de síntesis. Para ambas actividades se requiere contar con la información relevante de los datos (metadatos).</i></p> <ul style="list-style-type: none"> El descubrimiento de datos está relacionado con actividades de síntesis ecológica o estudios multiescala. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿La investigación requiere del descubrimiento y empleo de datos generados más allá de las colectas de campo? ¿Cómo serán utilizados, procesados y referenciados los datos que se redescubran? ¿Se cuenta con las licencias de uso de datos generados por terceros? ¿Dónde se pueden descubrir datos?
Integración	<p><i>Proceso mediante el cual los datos generados en el estudio o de diferentes fuentes son integrados u homogeneizados para su posterior análisis.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Los procesos de integración son fundamentales para estudios de síntesis. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Cuáles son los pasos para la integración de datos? ¿En qué nivel de procesamiento deben estar los datos antes de su integración? ¿Cómo integrar datos de terceros a la investigación? ¿Qué métodos serán empleados para homogeneizar bases de datos internas y externas? ¿Cuáles serán los retos logísticos, conceptuales, computacionales y de infraestructura para la integración de datos?
Análisis	<p><i>Proceso mediante el cual los datos se convierten en información útil para responder las preguntas u objetivos.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> El análisis se da a partir de los datos integrados. Incluye análisis estadísticos, geoespaciales y modelación. Los resultados del análisis de datos son nuevos datos y ciclos de datos, productos y publicaciones. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Qué análisis serán requeridos para generar información que explique los objetivos y contraste/apoye las hipótesis? ¿Cómo serán documentados los análisis? ¿Cómo será documentada y resuelta la incertidumbre asociada a los datos y los resultados finales?

Buenas prácticas

- Antes de la recolección de datos, identificar cómo y en qué condiciones se resguardarán: resguardo interno (discos duros, *clusters*, nubes de datos) y resguardo externo que facilite la compartición.
 - En el caso de resguardo externo, identificar los repositorios que estén más relacionados con el área de investigación en la cual se generaran/generaron los datos. Cada centro de datos o repositorios proveerá una guía para la integración, manejo y compartición de los datos.
 - Generar datos que puedan ser utilizados más allá de su vida primaria.
 - Asegurarse de entender y atender las licencias y permisos para el uso adecuado de los datos.
 - Asegurarse de que los datos sean reproducibles y citables.
 - Si no existen repositorios adecuados nacionales para el resguardo de los datos, buscar alternativas (véase Michener 2015, para más detalles sobre repositorios internacionales).
 - Compartir datos y hacer un cambio de conciencia en la cultura académica. Compartir datos permite la colaboración entre grupos de trabajo nacionales e internacionales y hace más visibles los esfuerzos de investigación.
-
- Considerar la compatibilidad de los datos generados en el propio estudio con los datos generados por terceros (procesos de integración de datos).
 - Asegurarse de tener las licencias y permisos de usos de datos generados por terceros.
 - Emplear datos citables y otorgar los créditos correspondientes.
 - Usar herramientas digitales para compartir y publicar datos.
-
- Homogeneizar todos los datos en formatos y unidades comparables.
 - Documentar los procesos de integración de datos.
 - Contar con metadatos detallados y claros.
 - Generar flujos de trabajo que muestren las fases de integración de datos.
-
- Identificar los análisis que se emplearán incluso antes de la colecta de los datos.
 - Identificar los programas estadísticos o espaciales que se emplearán para el proceso de análisis.
 - Documentar y transparentar todo el proceso de análisis de datos. Algunas herramientas para la generación de códigos (p. ej. programa R) permiten contar con la secuencia de los análisis de forma coherente y reproducible en cualquier momento.

**FIGURA 8.2**

Ciclo de vida de los datos. Entre paréntesis y cursivas se detalla el número del capítulo de este libro que trata de la fase del ciclo. Modificado de Strasser *et al.* 2012 y Michener 2015.

Asimismo, se han clasificado las variables colectadas en campo en dos categorías: variables básicas, que deben ser colectadas en el ecosistema de manglar, independientemente de la pregunta de investigación o de la escala de trabajo, y variables complementarias, cuya medición es opcional y depende del tipo de estudio (véase caps. 4 y 5). El objetivo de esta sección es presentar un ejemplo operativo de la colecta de variables básicas y los metadatos asociados, por medio de una propuesta de estructura de base de datos (fig. 8.3).

Este ejemplo consiste en registrar los datos en seis archivos de hojas de cálculo con las variables estandarizadas para su posterior ingreso a una base de datos relacional que incluye un componente espacial, dichas hojas se encuentran disponibles en la página web de la CONABIO en la sección de Manglares de México. Cada uno reúne información de: 1) niveles de aproximación propuestos para los manglares de México, 2) características del diseño de muestreo y 3) variables fisicoquímicas, ambientales y estructurales básicas sugeridas. El registro que vincula estas tablas es un número que codifica la unidad de muestreo (UM) única, o en su caso las subparcelas.

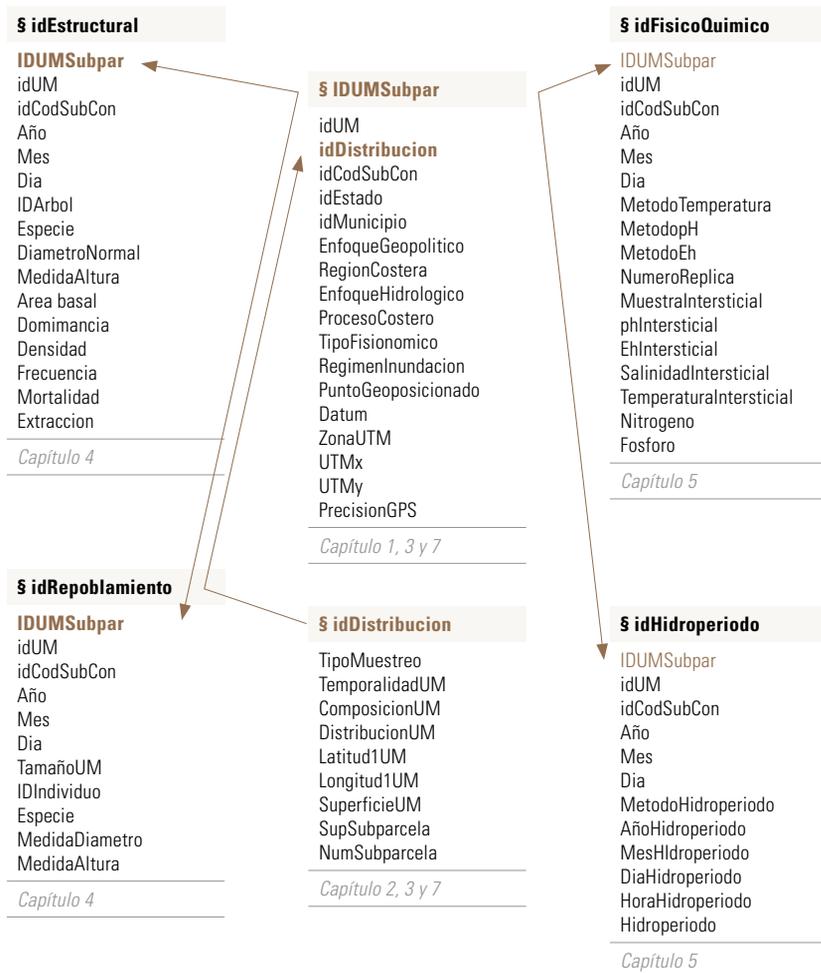
**FIGURA 8.3**

Diagrama relacional de las variables básicas sugeridas en este libro. En cursivas se muestra el número de capítulo donde se encuentra más información sobre las variables.

Las subparcelas son tratadas como unidades independientes porque es común encontrar en los manglares de México un cambio en pocos metros en las condiciones geomorfológicas y, por lo tanto, en el tipo fisionómico o en el régimen hidrológico (véanse cap. 1 y 5).

Cada una de las tablas de la base de datos contiene información sobre los metadatos como: información asociada a la fecha, métodos y descriptores de la colecta del dato, así como el dato colectado en las mismas unidades de reporte. Estas tablas pueden ser ajustadas en cuanto al número de variables, sin embargo, se recomienda que sean reportadas siguiendo las consideraciones de cada una de ellas. En el anexo 8, disponible en la página web de la CONABIO en la sección de Manglares de México, se explica con más detalle el uso y ajuste que puede hacerse a las tablas.

8.2.3. Incertidumbre en el manejo de datos

Un tema común al manejo de los datos es la incertidumbre. La incertidumbre es un componente de información que no conocemos acerca de las variables, considerando los datos e información disponibles para representarlas. Puede estar asociada al diseño experimental empleado, al método de colecta, a los sensores y su calibración, a la calidad de los datos, los análisis o modelos estadísticos empleados y la naturaleza misma de la variable de interés.

El cálculo de la incertidumbre es importante porque muestra el efecto de los errores de las variables en una función matemática. En función de los datos disponibles y su integración, algunas aproximaciones consideran tres niveles para la estimación de la incertidumbre (Chatfield 1995):

- 1) Identificación de la variación o intervalo de confianza estadístico de la variable; este parámetro permite integrar la incertidumbre por la heterogeneidad natural de la variable y la asociada a los errores en los aparatos de medición o el muestreo.
- 2) Incertidumbre obtenida del primer nivel más la incertidumbre asociada a la integración de datos externos (si es que los hay).
- 3) Incertidumbre estimada a través de una función matemática (modelo) que utiliza como términos matemáticos el valor de otras variables; esta última aproximación también corresponde a la suma de la incertidumbre del primer o segundo nivel, y de todas las variables incorporadas en un modelo (este método también es conocido como modelo predictivo de incertidumbre).

Algunos métodos para estimar la incertidumbre son: *a)* modelos lineales simples, métodos estadísticos donde la incertidumbre fácilmente puede extraerse a partir de los intervalos de confianza que determinan la relación de cambio (en línea recta) de una variable respecto de otras, y *b)* estadística Bayesiana, que usa simulaciones (p. ej., vía cadenas de Markov o análisis de tipo Monte Carlo) para abordar relaciones no lineales de la incertidumbre y las variables empleadas (McElreath 2015).

Como las distintas aproximaciones tienen diversos supuestos, los métodos capturan distintas partes de la variabilidad de los parámetros de interés. Por último, es una buena práctica identificar la incertidumbre y documentarla dentro del manejo de datos, ya que brinda oportunidades para incrementar la certeza sobre lo que se puede o no inferir acerca del funcionamiento de los manglares.

8.3. SÍNTESIS ECOLÓGICA DE DATOS DE MANGLARES

La síntesis ecológica usa datos de diferentes fuentes, generados en diferentes momentos históricos o con fines específicos, por los mismos grupos

de investigación o diferentes (incluso disciplinas diferentes), con la finalidad de integrarlos (o reintegrarlos), analizarlos y responder preguntas que no pueden ser analizadas de manera aislada por cada conjunto de datos. La síntesis ecológica también hace uso de datos patrimoniales [p. ej., datos del Sistema de Monitoreo de Manglares de México (SMMM), Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFYS), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), datos paleoecológicos, datos espaciales derivados de percepción remota y sistemas de información geográfica y ciencia ciudadana (Levy *et al.* 2014)]. Los retos de su implementación son conceptuales, logísticos, analíticos, de infraestructura cibernética, interdisciplinarios, éticos y de comunicación, de organización institucional y de financiamiento (Duke y Porter 2013; Levy *et al.* 2014; Gil *et al.* 2016). Sin embargo, la investigación científica se ha beneficiado de esta aproximación por su relevancia para entender procesos ecológicos a múltiples escalas (Soranno y Schimel 2014; Schimel y Keller 2015).

La compartición de datos (o *data sharing* en inglés) es la práctica que facilita y promueve la realización de estudios de síntesis ecológica; incluye el almacenamiento, preservación y acceso a datos (Tenopir *et al.* 2011; Michener 2015). Algunas de las ventajas de la compartición de datos son (Duke y Porter 2013; Michener 2015):

- Contribuye a descubrir y reusar datos generados previamente para responder preguntas científicas novedosas (avance de la ciencia).
- Permite replicar y reproducir los experimentos y análisis científicos.
- Incrementa las oportunidades de colaboración.
- Disminuye los costos asociados al muestreo y compilación de datos que previamente ya fueron colectados.
- Incrementa la vida útil de los datos, es decir, que puedan ser utilizados o reutilizados las veces que sea necesario.
- Se ha vuelto un requerimiento en revistas científicas y agencias de gobierno; en los últimos años, como parte del proceso de publicación/solicitud de apoyos financieros, se pide que los datos empleados/generados en el estudio sean compartidos.

Uno de los factores limitantes en la compartición de datos es la falta de guías que detallen los derechos y obligaciones de los que generan los datos y de los que los usan, principalmente los relacionados con la atribución de créditos, la forma de citar los datos, las coautorías y los conflictos de intereses que puedan limitar la actividad (p. ej., cuando por contrato la distribución de los datos está legalmente prohibida) (Duke y Porter 2013).

Otro factor importante son los repositorios de información, es decir, los espacios físicos y virtuales para el resguardo de los datos de manera organizada, sistematizada y permanente. El principal reto de los repositorios es contar con financiamiento para mantener una gran cantidad de datos disponibles en cualquier momento; esto conlleva a desarrollar y mantener una infraestructura física, cibernética y de recursos humanos. Los repositorios pueden ser mantenidos por instituciones internacionales, federales, privadas y educativas, y pueden resguardar desde datos ambientales generales hasta de disciplinas o áreas específicas (Michener y Jones 2012; Michener 2015; Gil *et al.* 2016). Para conocer algunos

de los repositorios internacionales más importantes, véase Michener 2015.

Los repositorios de datos ecológicos o ambientales en México son pocos y algunos de ellos sólo resguardan la información de sus actividades o sus proyectos financiados a terceros. Algunos ejemplos son: Datos abiertos de tu gobierno,¹ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO),² Instituto Nacional de Estadística y Geografía,³ Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas,⁴ Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales,⁵ Bioclimas Tropicales⁶ y Portal de datos abiertos UNAM-Colecciones Universitarias.⁷ Específicamente para manglares de México, la CONABIO ha sido la institución que mayor información ha generado, resguardado y puesto a disposición del público en los últimos años.⁸ Los estudios de síntesis ecológica en manglares han sido pocos a nivel internacional y sólo algunos ofrecen acceso libre a los datos; algunos de ellos son: Brander *et al.* 2012; López-Medellín y Ezcurra 2012; Salem y Mercer 2012; Cohen *et al.* 2013; Carrasquilla-Henao y Juanes 2017 y Ximenes *et al.* 2016.

En el cuadro 8.2 se incluyen cuatro ejemplos de síntesis ecológica en los manglares, sólo uno corresponde a México y el resto son esfuerzos regionales o internacionales; también es importante notar que tres ejemplos se enfocaron en la estimación-escalamiento de almacenes y flujos del carbono en los manglares. Por último, la falta de estudios de síntesis en México no sólo refleja los retos mencionados (p. ej., repositorios de información, guías de uso de datos), sino también la falta de una cultura de transparencia de información que fomente colaboraciones intra e interinstitucionales. Con la generación de mayor información, repositorios nacionales e internacionales, y el reconocimiento de los beneficios de la compartición de datos, no hay duda de que en el futuro cercano las síntesis nacionales serán cada vez más comunes.

Como se puede observar en los ejemplos considerados en el cuadro 8.2, los pasos para la realización de estudios de síntesis fueron diferentes y dependieron de los objetivos perseguidos. Sin embargo, todos coincidieron en los requerimientos mínimos para la realización de síntesis: obtención de datos de diferentes fuentes a varias escalas espaciales y temporales y homologación e integración de datos y resultados. Para cerrar este apartado, a continuación se sugieren algunas estrategias generales para realizar estudios de síntesis ecológica en los manglares de México. Es importante notar que no todos los estudios que usen como guía este libro deberán estar enfocados en estudios de síntesis, pero en alguna medida se espera que dichos estudios puedan ser insumos potenciales para esfuerzos nacio-

1 <http://datos.gob.mx/>

2 <http://www.biodiversidad.gob.mx/> y <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

3 <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geografia/>

4 <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/>

5 <http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/ACDM/>

6 <http://www.bioclimasneotropicales.org/>

7 <https://datosabiertos.unam.mx/>

8 <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/manglares.html>

nales. Algunas estrategias son:

- En el capítulo 1, identificar los niveles de aproximación en los que se agruparán los datos colectados en campo, los datos obtenidos de otras fuentes (repositorios o colaboradores) y los resultados que potencialmente serán obtenidos. Esto permitirá contar con un marco general para la categorización y fácil identificación de esta información en el futuro.
- En los capítulos 2 y 3, con base en la información sobre diseños de muestreo y las consideraciones para la adecuada ubicación y reporte de las unidades de muestreo en campo, homologar toda la información recopilada (propia o de terceros) a una determinada unidad espacial, que puede ser desde m² hasta km² o hectáreas. También homologar las unidades en las que serán reportadas las variables consideradas (p. ej., en el caso del peso de la materia orgánica, homologar todos los datos a una determinada unidad de peso, desde gramos hasta toneladas).
- Con base en los capítulos 3 y 7, homologar toda la información espacial obtenida, considerando los diferentes criterios cartográficos que se detallan (p. ej., proyección cartográfica, tipo de coordenadas, datum, etc.).
- Como se menciona en los acápites 2.4 y 8.2, identificar y realizar el control de calidad necesario para todos los datos. También considerar las buenas prácticas que se sugieren en el cuadro 8.1.
- Con base en la información de los capítulos 4 y 5, seguir en la medida de lo posible los métodos sugeridos para la colecta de cada una de las variables, sí es el caso. Si se está trabajando en temas relacionados al ciclo del carbono en los manglares, considerar las metodologías detalladas en el capítulo 6.
- A partir de lo dicho en los capítulos 4 y 5, agrupar todas las variables consideradas por los siguientes criterios: nivel de aplicación en el que la variable puede ser potencialmente útil (nacional, regional o local), el tipo de manglar en el que fue colectada (arbóreo o arbustivo) y el tipo de variable (básica o complementaria). Estos criterios aparecen detallados gráficamente en cada uno de los capítulos mencionados para cada variable.
- Para el reporte de los datos y metadatos, usar las hojas de cálculo disponibles en la página web de la CONABIO en la sección de Manglares de México que se mencionan en el acápite 8.2.2. En caso de no emplearlos, considerar al menos la estructura sugerida.
- Debido a que la mayoría de los estudios de síntesis ecológica requieren que los datos obtenidos y los resultados expliquen interacciones ecológicas a diferentes escalas espaciales, en ocasiones es necesario considerar el uso de recursos adicionales, como imágenes de satélite y otras fuentes de percepción remota. Para estas consideraciones, véase los requerimientos del capítulo 7.

Las sugerencias mencionadas son aproximaciones iniciales para la realización de estudios de síntesis ecológica en los manglares de México, ya que aún es necesario avanzar en el detalle de métodos y estrategias de análisis.

CUADRO 8.2 (Parte 1)

Ejemplos de estudios de síntesis ecológica en ecosistemas de manglar

Nombre del estudio y referencia	Objetivo del estudio	Área de estudio	Datos empleados
Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en los manglares de México, Herrera-Silveira <i>et al.</i> (2015).	Revisar y evaluar el conocimiento actual sobre los almacenes y flujos de carbono orgánico (CO) en los ecosistemas de manglar.	México	Bases de datos: <ul style="list-style-type: none"> • Artículos científicos. • Tesis. • Informes técnicos. • Memorias de congresos.
Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). Hamilton y Casey (2016).	Proveer información de alta resolución espacio-temporal para la estimación local, regional, nacional y global anual de la cobertura de manglar desde el año 2000 al 2014.	Global	Base de datos: <ul style="list-style-type: none"> • Global Forest Change. • Mangrove Forests of the World. • Terrestrial Ecoregions of the World.
Predicting global patterns in mangrove forest biomass. Hutchison <i>et al.</i> (2014).	Desarrollar un modelo basado en variables climáticas para estimar la biomasa por arriba del suelo en los manglares a nivel mundial.	Global	<ul style="list-style-type: none"> • Artículos científicos. • Base de datos de Manglares (World Atlas of Mangroves). • Variables climáticas.

Origen de los datos	Síntesis de los datos	Principales resultados
<ul style="list-style-type: none"> • Artículos revisados por pares. • Informes técnicos. • Literatura no convencional o informal con poca visibilidad y acceso (literatura gris). <p><i>Nota: los datos empleados para el estudio no están disponibles en algún repositorio público.</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Integración de la información por regiones a nivel nacional y por tipos ecológicos de manglar. • Estimación de CO aéreo y subterráneo para cada región y tipo ecológico de manglar. • Estimación de los flujos y almacenes de CO para cada región. 	<ul style="list-style-type: none"> • Resumen de trabajos/estudios realizados (identificados) para cada una de las regiones de estudio. • Resumen de sitios de muestreo identificados a nivel nacional. • Cuantificación del CO aéreo y subterráneo en cada una de las regiones de estudio y tipo ecológico de manglar. • Cuantificación del flujo de CO por región. <p><i>Nota: artículo disponible sin costo o restricción (http://www.revistas-conacyt.unam.mx/terra/index.php/terra/article/view/76/82). Los datos resultantes están disponibles en la publicación.</i></p>
<ul style="list-style-type: none"> • Global Forest Change (GFC) (https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest). • Mangrove Forests of the World (MFW) (http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/lulc-global-mangrove-forests-distribution-2000). • Terrestrial Ecoregions of the World (TEW) (http://www.worldwildlife.org/publications/terrestrial-ecoregions-of-the-world). <p><i>Nota: todos los datos empleados para el estudio están disponibles en un repositorio público.</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Organización y preprocesamiento de las bases de datos geográficas. • Generación de la línea base de cobertura de manglar para el año 2000 y sus cambios anuales hasta el año 2012. • Monitoreo del crecimiento de manglar durante el periodo de estudio en áreas que históricamente no presentaban manglar. • Predicción de la cobertura de manglar para 2013 y 2014. 	<ul style="list-style-type: none"> • Identificación de la cobertura de manglar a nivel global, por territorio federal, desde 2000 a 2014. • Identificación de los 20 países con mayor cobertura de manglar. <p><i>Nota: artículo disponible sin costo o restricción (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.12449/abstract). Todos los resultados espaciales (información raster) y tabulares están disponibles en una página generada por el investigador principal, resguardada por su institución de origen (http://faculty.salisbury.edu/~sehamilton/mangroves/). Toda la información sobre los métodos, insumos y análisis puede descargarse como material auxiliar del artículo.</i></p>
<ul style="list-style-type: none"> • Artículos revisados por pares. • <i>World Atlas of Mangroves</i> (http://data.unep-wcmc.org/datasets/5). • <i>WorldClim</i> (http://www.worldclim.org/). <p><i>Nota: los datos de artículos científicos no están disponibles en repositorio público alguno, pero los autores agregan el listado completo de todas las fuentes empleadas. Los datos climáticos están disponibles en un repositorio público.</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Organización de datos de biomasa obtenidos de la literatura. • Relación estadística de las variables climáticas con los datos de biomasa. • Generación de un mapa potencial de la distribución de biomasa por arriba del suelo a nivel mundial. 	<ul style="list-style-type: none"> • Resumen de estudios relacionados con biomasa por arriba del suelo. • Estimación de la biomasa por arriba del suelo a nivel global, regional y nacional. • Generación de un mapa a nivel global. <p><i>Nota: artículo disponible sin costo o restricción (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/conl.12060/abstract). Los datos resultantes están disponibles en la publicación. El mapa generado está disponible en: http://data.unep-wcmc.org/datasets/39, es necesario registrarse.</i></p>

CUADRO 8.2 (Parte 2)

Ejemplos de estudios de síntesis ecológica en ecosistemas de manglar

Nombre del estudio y referencia	Objetivo del estudio	Área de estudio	Datos empleados
Scaling mangrove aboveground biomass from site-level to continental scale. Rovai <i>et al.</i> (2016).	Desarrollar modelos estadísticos para mejorar las estimaciones de biomasa por arriba del suelo (BAS), basado en factores geofísicos y climáticos.	Regiones neotrópicas y una porción de la región neártica.	<ul style="list-style-type: none"> • Artículos científicos. Bases de datos de: <ul style="list-style-type: none"> • Cobertura del manglar. Mangrove Forests of the World. • Variables climáticas. WorldClim (1950–2000). • Evapotranspiración. Productos MODIS (2000–2012). • Descarga de ríos. Global Runoff Data Centre. • Mareas. FES12.

CONSIDERACIONES FINALES

Para entender más los procesos ecológicos en los manglares de México a diferentes escalas hacen falta datos de calidad que estén disponibles para la realización de estudios de síntesis ecológica. Los retos asociados a esta disciplina son logísticos, tecnológicos y socioculturales; los dos primeros han logrado sobrellevarse en los últimos años y con el avance de la tecnología serán resueltos, pero los retos socioculturales para un cambio de conciencia colectivo (en investigadores, instituciones y ciudadanos) significan un desafío mayor, y su transformación ha sido lenta tanto en México como en el mundo (Reichman *et al.* 2011; Vargas *et al.* 2012).

La investigación en los manglares de México ha sido principalmente realizada

a pequeña escala (p. ej., áreas de estudio concretas), con preguntas de investigación puntuales o proyectos de monitoreo a corto o mediano plazo, sobre todo por limitaciones en recursos humanos y económicos. Por ello los estudios pocas veces han sido transversales a múltiples escalas o atendido procesos ecológicos u otras propiedades emergentes de los manglares.

México cuenta con investigadores consolidados en ecología de manglares capaces de realizar estudios de síntesis. Un obstáculo para el desarrollo de esos estudios es la falta de datos organizados y comparables, disponibles y citables en cualquier momento. La mayoría de los datos generados para manglares se encuentra en repositorios internos

Origen de los datos

- Mangrove Forests of the World (MFW) (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/lulc-global-mangrove-forests-distribution-2000>) *WorldClim* (<http://www.worldclim.org/>).
- MODIS (<https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod16.php>).
- Global Runoff Data Centre (http://www.bafg.de/GRDC/EN/Home/homepage_node.html).
- FES12 (<http://www.aviso.altimetry.fr/en/data/data-access/endatadata-accessregistration-form.htm>).

Nota: los datos de artículos científicos no están disponibles en algún repositorio público, pero los autores agregan el listado completo de todas las fuentes empleadas y los datos considerados.

Síntesis de los datos

- Estimación y homogeneización de valores de BAS para cada uno de los sitios de estudio identificados.
- Modelación de la BAS a nivel continental, a partir de la información por sitio de estudio, cobertura de manglar y factores geofísicos y climáticos.

Principales resultados

- Resumen de trabajos revisados y estimaciones generales de BAS por sitio.
- Diferentes mapas de BAS a partir del ensayo de varios modelos y variables predictoras.

Nota: artículo disponible previo pago (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.12409/abstract>). Los datos resultantes están disponibles en la publicación y en los materiales auxiliares. La cartografía generada no está disponible.

de los grupos de investigación, algunas veces pobremente documentados y subutilizados. Además, gran parte de esa valiosa información es parte de literatura gris (tesis, reportes, informes) a la que no puede accederse fácilmente.

La falta de acceso a los datos también está relacionada con la falta de repositorios o centros de datos facultados para responsabilizarse de datos ecológicos que han sido generados más allá de sus actividades o proyectos financiados. Esta problemática no puede ser atendida por una institución en particular, ya que más allá de las buenas intenciones para el resguardo de esos datos, se requiere financiamiento para su mantenimiento y acceso permanente. Esa situación debe atenderse

desde los estratos políticos y federales responsables del financiamiento de las instituciones de gobierno e instituciones académicas enfocadas al quehacer ambiental en el país, y debe atenderse como una prioridad para el avance de la ciencia a mediano y largo plazo en México.

En conclusión, los estudios de síntesis ecológica nos permitirán entender mejor los procesos ecológicos en los manglares de México a múltiples escalas. Esa actividad ha estado limitada por la poca disponibilidad de datos organizados y documentados. Para la compartición de datos a nivel nacional existen limitaciones económicas, institucionales y socioculturales. Las primeras dos requieren de un empuje político-económico

de arriba hacia abajo, mientras que los retos socioculturales deben atenderse de manera transversal. Esto quiere decir que se debe apremiar el acceso transparente a los resultados científicos que generan las instituciones académicas y públicas, un cambio en la cultura académica para la compartición de datos para un mejor y rápido avance de la ciencia, y que las instituciones promotoras de la investigación y financiamiento en el país soliciten necesariamente el acceso a los datos generados bajo políticas justas de uso de información.

Este libro es un punto de convergencia de diferentes grupos de trabajo para generar un documento que sintetiza los principales retos y métodos para la caracterización de los manglares mexicanos con un enfoque multiescala. También es un primer paso para la homologación y compartición de datos que faciliten la comprensión de procesos ecológicos y estudios de síntesis ecológica a nivel nacional. Los autores no tenemos duda de que esfuerzos de este tipo impulsarán el avance en el conocimiento de los procesos ecológicos en los manglares de México.

Referencias bibliográficas

- Berkes, F., J. Colding y C. Folke. 2003. *Navigating Social-Ecological Systems, Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brander, L., J. Wagtendonk, A.S. Hussain *et al.* 2012. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services* 1 (1): 62–69.
- Carrasquilla-Henao, M., y F. Juanes. 2017. Mangroves enhance local fisheries catches: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries* 1 (18): 79–93.
- Chapin, S., P. Matson y P. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, Nueva York.
- Chatfield, C. 1995. Model Uncertainty, Data Mining and Statistical Inference. *Journal of the Royal Statistical Society* 3 (158): 419–466.
- Cohen, R., J. Kaino, J.A. Okello *et al.* 2013. Propagating uncertainty to estimates of above-ground biomass for Kenyan mangroves: A scaling procedure from tree to landscape level. *Forest Ecology and Management* 310: 968–982.
- DataOne (2016) En: <https://www.dataone.org/> (Última consulta: 2/12/2016).
- Duke, C.S. y J.H. Porter. 2013. The Ethics of Data Sharing and Reuse in Biology. *Bioscience* 63 (6): 483–489.
- Farnsworth, E.J. 1998. Issues of spatial, taxonomic and temporal scale in delineating links between mangrove diversity and ecosystem function. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7 (1): 15–25.
- Feller, I.C., C.E. Lovelock, U. Berger *et al.* 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2: 395–417.
- Gil, Y., C.H. David, I. Essawy *et al.* 2016. *Towards the Geoscience Paper of the Future: Best Practices for Documenting and Sharing Research from Data to Software to Provenance*. *Earth and Space Science* (vol. 90292).
- Hamilton, S.E. y D. Casey. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography* 25 (6): 729–738.

- Heffernan, J.B., P.A. Soranno, M. J. Angilletta *et al.* 2014. Macrosystems ecology: Understanding ecological patterns and processes at continental scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (1): 5–14.
- Herrera-Silveira, J.A., A. Camacho-Rico, E. Pech *et al.* 2015. Dinámica del carbono (Almacenes y flujos) en el manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34: 61–72.
- Hutchison, J., A. Manica, R. Swetnam *et al.* 2014. Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters* 7 (3): 233–240.
- Levy, O., B. A. Ball, B. Bond-Lamberty *et al.* 2014. Approaches to advance scientific understanding of macrosystems ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (1): 15–23.
- López-Medellín, X. y E. Ezcurra. 2012. The productivity of mangroves in northwestern Mexico: A meta-analysis of current data. *Journal of Coastal Conservation* 16 (3): 399–403.
- McElreath R. 2015. Statistical rethinking: a Bayesian course with examples in R and Stan. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton.
- Michener, W.K. 2015. Ecological data sharing. *Ecological Informatics* 29 (P1): 33–44.
- Michener, W.K. y M.B. Jones. 2012. Ecoinformatics: Supporting ecology as a data-intensive science. *Trends in Ecology and Evolution* 27 (2): 88–93.
- NSF (National Science Foundation). 2010. Data Management & Sharing Frequently Asked Questions (FAQS) En: <https://www.nsf.gov/bfa/dias/policy/dmpfaq.jsp> (Última consulta: 24/05/2017).
- Reichman, O.J., M.B. Jones y M.P. Schildhauer. 2011. Challenges and opportunities of open data in ecology. *Science* 331: 703–705.
- Rovai, A.S., P. Riul, R.R. Twilley *et al.* 2016. Scaling mangrove aboveground biomass from site-level to continental-scale. *Global Ecology and Biogeography* 25 (3): 286–298.
- Salem, M.E. y D.E. Mercer. 2012. The economic value of mangroves: A meta-analysis. *Sustainability* 4 (3): 359–383.
- Schimel, D. y M. Keller. 2015. Big questions, big science: meeting the challenges of global ecology. *Oecologia* 177(4):925–934.
- Soranno, P.A., D.S. Schimel. 2014. Macrosystems ecology: Big data, big ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (1): 3.
- Strasser, C., R. Cook, W. Mchener y A. Budden. 2012. Primer on Data Management: What you always wanted to know. *DataONE*: 1–11.
- Tenopir, C., S. Allard, K. Douglass. 2011. Data sharing by scientists: Practices and perceptions. *PLoS ONE* 6 (6): 1–21.
- Twilley, R.R., V.H. Rivera-Monroy, R. Chen y L. Botero. 1999. Adapting an ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Marine Pollution Bulletin* 37 (8–12): 404–419.
- Vanderbilt, K y W. Michener. 2007. Information Management Standards and Strategies for Net Primary Production Data. En: Fahey, T y A. Knapp. 2007. *Principles and Standards for Measuring Primary Production*. Oxford University Press, New York.
- Vargas, R., H.W. Loescher, T. Arredondo *et al.* 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: toward a continental scale understanding. *Environmental Science & Policy* 21: 84–93.
- Ximenes, A.C., E.E. Maeda, G.F.B. Arcoverde y F. Dahdouh-Guebas. 2016. Spatial assessment of the bioclimatic and environmental factors driving mangrove tree species' distribution along the Brazilian coastline. *Remote Sensing* 8 (6): 451; doi: 10.3390/rs8060451.

Créditos y agradecimientos

Los coordinadores y coautores de este libro reconocen y agradecen el apoyo de distintas instituciones y personas por su asistencia a los talleres de construcción participativa del libro, y las contribuciones y revisiones puntuales realizadas a los capítulos.

Aunque difícilmente podríamos citar a todos los que han contribuido a este documento, a continuación mencionamos a quienes tuvieron una participación más destacada. De antemano ofrecemos una disculpa si hubiera alguna omisión.

Coordinadores

María Teresa Rodríguez Zúñiga, Edgar Villeda Chávez, Alma D. Vázquez-Lule, Marylin Bejarano, María Isabel Cruz López, Marcela Olguín, Sergio Armando Villela Gaytán y Rafael Flores Hernández.

Coautores de capítulos

CAPÍTULO 1

María Teresa Rodríguez Zúñiga*, Patricia González Zamorano*, Enrique Nava Sánchez, Jorge López Portillo, Marylin Bejarano, María Isabel Cruz López, Gustavo de la Cruz Agüero y Alfredo Ortega Rubio.

* Autores para correspondencia:
zamorano04@cibnor.mx
mrodrig@conabio.gob.mx

CAPÍTULO 2

Marylin Bejarano*, Marcela Olguín y Oswaldo Carrillo.

* Autor para correspondencia:
marylin.bejarano@gmail.com

CAPÍTULO 3

Edgar Villeda Chávez* y Rafael Flores.

* Autor para correspondencia:
edgar.villeda@conabio.gob.mx

CAPÍTULO 4

Edgar Villeda Chávez*, Ana Laura Lara Domínguez, Patricia González Zamorano, Ernesto A. Rubio, Luis H. Valderrama Landeros, Pedro Ramírez García, Liliana García Calva, Jazmín Argüello Velázquez y María Isabel Cruz López.

* Autor para correspondencia:
edgar.villeda@conabio.gob.mx

CAPÍTULO 5

María Teresa Rodríguez Zúñiga*, Rosela Pérez Ceballos, Arturo Zaldívar Jiménez, Ana Laura Lara Domínguez, Claudia Teutli Hernández y Jorge Herrera Silveira.

* Autor para correspondencia:
mrodrig@conabio.gob.mx

CAPÍTULO 6

Marylin Bejarano*, Zulia Mayari Sánchez Mejía, Carlos Humberto Troche Souza, Carlos A. Robles Zazueta.

* Autor para correspondencia
marylin.bejarano@gmail.com

CAPÍTULO 7

María Isabel Cruz López* y Edgar Villeda Chávez.

* Autor para correspondencia
icruz@conabio.gob.mx

CAPÍTULO 8

Alma D. Vázquez-Lule*, Marylin Bejarano, Marcela Olguín, Edgar Villeda Chávez y Rodrigo Vargas**.

* Autor para correspondencia:
avlule@udel.edu

** Agradece el apoyo de USDA bajo el programa Climate Change (2014—67003—22070) y de la NASA bajo el programa Carbon Monitoring Systems (NNX13AQ06G).

Revisores de capítulos

Claudia Maricusa Agraz Hernández, Miguel Cifuentes Jara, Jorge Herrera Silveira, Jorge López Portillo, David Merlín, José Luis Silván Cárdenas, Cristian Tovilla Hernández, Juan Ignacio Valdez Hernández, Rodrigo Vargas y Craig Wayson.

Créditos fotográficos

AZJ	Arturo Zaldívar Jiménez
ALLD	Ana Laura Lara Domínguez
CMAH	Claudia Maricusa Agraz Hernández
CR	Carlos Robles
CT	Claudia Teutli
CTS	Carlos Humberto Troche Souza
DC	Donald Cahoon
DM	David Merlín
EVC	Edgar Villeda Chávez
GSS	Gonzalo Sánchez Santos
JAV	Joanna Acosta Velázquez
JLP	Jorge López Portillo
MCMG	María del Carmen Martínez García
MTRZ	María Teresa Rodríguez Zúñiga
PS	Pronatura Sur. A.C.
RF	Raúl Flores
RPC	Rosela Pérez Ceballos
USFS	Servicio Forestal de los Estados Unidos
USGS	Servicio Geológico de los Estados Unidos
VM	Vanessa Maldonado
ZSM	Zulia Sánchez Mejía

Participaciones especiales

Agradecemos al Dr. Víctor Rivera Monroy por la aportación y discusión de ideas y sugerencias al inicio del desarrollo de este libro; también al Dr. Cristian Tovilla Hernández por su valioso apoyo en la revisión y desarrollo de las ilustraciones de las especies de manglar hechas por Aldo Domínguez, apoyo indispensable para que fueran correctamente ilustradas, sobre todo porque se incluyen dos especies y una variedad poco reconocidas que no habían sido ilustradas para México.

Agradecemos a Ricardo Llamas por la asesoría en la parte de establecimiento de las unidades de muestreo, a Samuel Velázquez, Alberto Alcántara y Berenice Vázquez por el apoyo para realizar revisiones de algunos textos y generación de algunas figuras.

Instituciones

Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), Área Natural Protegida Estero El Salado, Centro de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional Unidad Mérida (CINVESTAV), Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Colegio de Postgraduados (COLPOS), El Colegio de la Frontera Sur Unidad Tapachula (ECOSUR), Comisión Nacional de Áreas

Naturales Protegidas (CONANP), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Proyecto México Noruega (MRV), Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C. (FMCN), Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR), Instituto de Ecología, A.C. Unidad Xalapa (INECOL), Universidad Autónoma de Campeche-Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (UACAM-EPOMEX), Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Oceanografía e Instituto de Biología (IO e IB-UNAM), Universidad de Colima (UCOL), Universidad de Delaware, Universidad de Louisiana, Universidad de Sonora (UNISON), Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Proyecto Fortalecimiento REDD+, Universidad Autónoma del Carmen (CICA-UNACAR), Proyecto del Gran Ecosistema Marino del Golfo de México (GOM-LME Unido).

Participantes en talleres y reuniones

Agradecemos especialmente a los organizadores del Segundo y Tercer Congreso Nacional de Manglares, en Ciudad del Carmen (2012) y Puerto Vallarta (2014), respectivamente, por facilitarnos el espacio y la logística para alojar los dos primeros talleres de discusión y construcción participativa de este libro. Esos talleres fueron decisivos para identificar y establecer un marco de análisis y criterios consensuados para la toma de datos en campo. Además se realizó un tercer taller en Celestún (2015) y una reunión de trabajo en la CDMX (2016).

Los participantes se listan a continuación:

Primer Taller-Segundo Congreso Nacional de Manglares (2012)

Ciudad del Carmen, Universidad Autónoma del Carmen
Centro Regional de Investigación en Ciencias Ambientales
Joanna Acosta Velázquez
Claudia Maricusa Agraz Hernández
Francisco Javier Bacais Cauich
Daniel Benítez Pardo
Julio de la Cruz Pérez
Rafael Flores
Martín Hernández Pérez
Humberto Hernández Trejo
Eduardo Herrera Rendón
Israel García Pérez
Dulce María Infante Mata
Marcela Olguín
Víctor Rivera Monroy
María Teresa Rodríguez Zúñiga
Ricardo Torres Lara
Cristian Tovilla Hernández
Alma D. Vázquez-Lule

Segundo Taller-Tercer Congreso Nacional de Manglares (2014)

Puerto Vallarta, Área Natural Protegida Estero El Salado

Israel Amezcua

Giovanni Ávila Flores

Marylin Bejarano

Kenia Paolha Conde Medina

Rafael Flores

Francisco Flores de Santiago

Natalia Blancas Gallangos

Primitivo González Mendoza

Patricia González Zamorano

Jorge Herrera Silveira

Dulce María Infante Mata

Ana Laura Lara Domínguez

Jonathan Ochoa

Rosela Pérez Ceballos

Julio César Rodríguez

María Teresa Rodríguez Zúñiga

Jaime Alberto Torres Guerrero

Verónica Totolhua

Cristian Tovilla Hernández

Juan Ignacio Valdez Hernández

Edgar Villeda Chávez

Sergio Armando Villela Gaytán

Arturo Zaldívar Jiménez

Tercer Taller-Celestún (2015)

Centro de Investigación y Capacitación en Recursos Naturales

"John Walker" de DUMAC

Joanna Acosta Velázquez

Marylin Bejarano

Rafael Flores

Juan Manuel Frausto

Patricia González Zamorano

Nallely Hernández Palacios

Humberto Hernández Trejo

Jorge Herrera Silveira

Belinda Ibarra

Gloria Alicia Jiménez Ramón

Ana Laura Lara Domínguez

Jorge López Portillo

Pedro Ramírez García

María Teresa Rodríguez Zúñiga

Cristian Tovilla Hernández
Carl Trettin
Juan Ignacio Valdez Hernández
Edgar Villeda Chávez
Sergio Armando Villela Gaytán

Reunión de trabajo CDMX (2016)

Marylin Bejarano
María Isabel Cruz López
Juan Manuel Frausto
Rafael Flores
Marcela Olguín
María Teresa Rodríguez Zúñiga
Alma D. Vázquez-Lule
Edgar Villeda Chávez

Menciones especiales

Alma D. Vázquez-Lule agradece a la NASA y al programa Carbon Monitoring Systems (NNX13AQ06G); Marcela Olguín agradece a la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA) para América del Norte; Marylin Bejarano, a Bonafont y USAID, en el marco de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático, por el apoyo económico y disponibilidad para su participación en las actividades relacionadas con el desarrollo de este libro.

Por último, expresamos nuestro agradecimiento a la oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal de los Estados Unidos y la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), por la organización y financiamiento de los talleres para el desarrollo de este libro, así como por su publicación a través del programa de Cooperación Técnica Internacional en Materia Forestal con el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.

MÉTODOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS MANGLARES MEXICANOS

Un enfoque espacial multiescala

Se terminó de imprimir en el mes de febrero de 2018
en Ultradigital Press, S. A. de C. V.
Centeno 195, Col. Valle del Sur, Ciudad de México, C. P. 09818,
con un tiraje de 250 ejemplares.

En su composición tipográfica se utilizaron las familias:
Palatino LT Std y Univers LT Std.



Los manglares son ecosistemas complejos y biodiversos de las zonas costeras de México. A pesar de que existen importantes investigaciones sobre la distribución, diversidad y funcionamiento de estos ecosistemas, la gran variedad de métodos que se emplean limita la posibilidad de comparar y sintetizar la información generada. La presente obra, *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*, deriva de un proceso participativo multinstitucional, cuyo propósito es identificar y homologar las metodologías de muestreo más utilizadas, para así fortalecer la capacidad de monitorear los manglares de México.

El libro está dirigido a un público amplio que puede encontrar directrices respecto a la selección de variables básicas (geográficas, fisonómicas, dasonómicas, etcétera) a considerar en un diseño de monitoreo en diferentes niveles espaciales. A lo largo del libro se enfatiza la importancia del control de calidad en la toma de datos, lo que ayudará a disminuir errores en las mediciones y estimaciones realizadas, así como en el procesamiento y generación de productos. También resalta el valor de los metadatos como parte del proceso de la generación de información y conocimiento.

Esperamos que las recomendaciones y ejemplos que ofrece este libro fortalezcan las acciones de conservación y manejo de estos ecosistemas y que impulse un mayor diálogo entre los diferentes grupos de investigación de los manglares en el país.

