

Estudio de caso del sitio de monitoreo intensivo del carbono, Kaxil Kiuic, Yucatán

Juan Pablo Caamal Sosa, Juan Manuel Dupuy Rada, José Luis Andrade Torres, José Luis Hernández Stefafoni, Astrid Helena Huechacona Ruíz, Manuela Tamayo Chim, Craig Wayson, Marcela Olguín Álvarez, David López Merlín, Vanessa Maldonado Montero, Oswaldo Carrillo y Leidy Mayra Vazquez Martínez

Contenido

AGRADECIMIENTOS.....	3
ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS.....	3
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO II. SITIO DE MEDICIÓN INTENSIVA DEL CARBONO EN YUCATÁN	¡Error! Marcador no definido.
no definido.	
Antecedentes.....	¡Error! Marcador no definido.
Ubicación y relevancia	¡Error! Marcador no definido.
Clima	¡Error! Marcador no definido.
Fisiografía.....	¡Error! Marcador no definido.
Vegetación	¡Error! Marcador no definido.
Objetivos del SMIC:	¡Error! Marcador no definido.
Diseño del SMIC-Yucatán.....	¡Error! Marcador no definido.
Diseño de las unidades de muestreo y sus componentes	¡Error! Marcador no definido.
Establecimiento de las unidades de muestreo.....	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO III. BIOMASA AÉREA.....	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
Arbolado (diámetro >2.5 cm)	¡Error! Marcador no definido.
Biomasa menor (diámetro <2.5 cm).....	¡Error! Marcador no definido.
Procesamiento de muestras de biomasa menor	¡Error! Marcador no definido.
Re-medición de la biomasa aérea	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación del carbono en la biomasa aérea.....	¡Error! Marcador no definido.
Enfoque de estimación del carbono forestal	¡Error! Marcador no definido.
Arbolado	¡Error! Marcador no definido.
Biomasa menor.....	¡Error! Marcador no definido.
Cambio en el contenido de carbono de la biomasa aérea	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO IV. MADERA MUERTA.....	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
Árboles muertos en pie y tocones.....	¡Error! Marcador no definido.
Material leñoso caído	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación del carbono en la madera muerta	¡Error! Marcador no definido.
Árboles muertos en pie y tocones.....	¡Error! Marcador no definido.
Material leñoso caído	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO V. COMPONENTES SUBTERRÁNEOS.....	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
Mantillo.....	¡Error! Marcador no definido.
Materia orgánica del suelo	¡Error! Marcador no definido.
Biomasa subterránea: raíces	¡Error! Marcador no definido.

B. Estimación del carbono en los componentes subterráneos	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO VI. FLUJOS DEL CARBONO FORESTAL	¡Error! Marcador no definido.
Producción de hojarasca	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación de la transferencia de carbono vía la hojarasca	¡Error! Marcador no definido.
Descomposición del material foliar	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación de la tasa de descomposición de las hojas	¡Error! Marcador no definido.
Descomposición de material leñoso	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación de la tasa de descomposición del material leñoso	¡Error! Marcador no definido.
Producción de raíces	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación del recambio de raíces	¡Error! Marcador no definido.
Flujos de carbono del suelo	¡Error! Marcador no definido.
A. Diseño de muestreo en campo	¡Error! Marcador no definido.
B. Estimación del carbono liberado del suelo	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO VII. INTERCAMBIO DE CARBONO ENTRE EL ECOSISTEMA Y LA ATMÓSFERA	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO VIII. ESTIMACIONES DE CARBONO CON SENSORES REMOTOS.....	11
CAPÍTULO VIII. DINÁMICA DEL CARBONO EN EL SMIC-YUCATÁN.....	¡Error! Marcador no definido.
Retos	¡Error! Marcador no definido.
Siguientes pasos	¡Error! Marcador no definido.
BIBLIOGRAFÍA.....	11

AGRADECIMIENTOS

Para la elaboración de este documento se agradece la participación de los estudiantes José Sebastián Puc Ku, Marco Aurelio Ramírez Guardado, Pedro Pablo Martín Canul Y Fernando Arellano, así como de los Técnicos Fernando Tun Dzul, , Roberth Us Santamaría y Rene Garruña. También se agradece la participación en el trabajo de laboratorio y de campo de Cristina Moreno Estrella, Estephania Rocha Fernández, Jessica Pereyra Herrera, Isabel Mercadillo Helguera, Filogonio May Pat, Roberto Díaz Mendoza, Ana Nafarrate Hetch, José Tun Rodríguez y Jesús Antonio Pool Chan.

ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS.

C	Carbono
CDM	Clean Development Mechanisms (Mecanismos de desarrollo limpio)
CBM-	
CFS3	Modelo de presupuesto de carbono del sector forestal Canadiense
CICY	Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.
CN	Conglomerado
CO ₂	dióxido de carbono
CONAFO	
R	Comisión Nacional Forestal
D	Diámetro
DN	Diámetro normal (a 1.3 m de altura)
FAO	Food and Agriculture Organization (Organización para la Agricultura y la Alimentación)
GEF	Global Environmental Fund (Fondo para el Medio Ambiente Mundial)
GEI	Gases de efecto invernadero
GRID	Base de Datos sobre Recursos Mundiales
INFyS	Inventario Nacional Forestal y de Suelos
IOC-	
UNESCO	Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO
	Intergovernmental Panel on Climate Change (Panel Intergubernamental sobre el
IPCC	Cambio Climático)
LiDAR	Light Detection and Ranging o Laser Imaging Detection and Ranging
MLC	Material Leñoso Caído
M-REDD	Alianza México-REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación)
MRV	Monitoreo, Reporte y Verificación
PMN	Proyecto México-Noruega
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
RBKK	Reserva Biocultural Kaxil Kiuic
	Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación, y aumento del carbono
REDD+	forestal
SMIC	Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono
	World Conservation Monitoring Centre of United Nations Environmental Programme
UNEP-	(Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación del Programa Ambiental de
WCMC	Naciones Unidas)
	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organización de las
UNESCO	Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura)

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

El cambio climático es uno de los problemas ambientales más importantes a nivel mundial, y existe un creciente interés por mejorar la comprensión del papel de los bosques en la regulación del clima, así como en el diseño y evaluación de estrategias para la mitigación del cambio climático desde el sector forestal (Nabuurs et al. 2007, Canadell y Schulze 2014, Smyth et al. 2014). Los ecosistemas forestales proveen diversos bienes y servicios ambientales a la sociedad (Constanza et al. 1997, 2014), entre ellos la absorción y almacenamiento del dióxido de carbono (CO₂), uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI), cuyas emisiones a la atmósfera por actividades humanas son las principales responsables del cambio climático. En las dos últimas décadas, la absorción de CO₂ por los bosques representó un cuarto de las emisiones de GEI producidas por la quema de combustibles fósiles, principal actividad causante del cambio climático (Pan et al. 2011). Sin embargo, actividades como la deforestación y la degradación forestal liberaron a la atmósfera gran parte del carbono almacenado, particularmente en los bosques tropicales, lo que representó el 12-15% de las emisiones globales de CO₂ de origen antropogénico (van der Werf et al. 2009).

En este contexto, varios países desarrollan sistemas de monitoreo, reporte y verificación (MRV) del carbono forestal, como parte de los requisitos internacionales de contabilidad y reporte de las emisiones y absorciones de GEI. Existen diferentes maneras de obtener información sobre los cambios en los reservorios y flujos de carbono del sector forestal. En función de la complejidad del sistema de monitoreo y del tipo de análisis que se utilice, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) distingue tres niveles o Tiers (Maniatis y Mollicone 2010): a) Tier 1, de mayor incertidumbre, basado en datos *de facto* proporcionados por el IPCC (e.g. factores de emisión por biomasa); b) Tier 2, las estimaciones sobre flujos de GEI y valores asociados de incertidumbre se hacen con datos específicos del país; y c) Tier 3, el de menor incertidumbre, las estimaciones se basan en mediciones frecuentes y directas de los diferentes reservorios de carbono y sus cambios, generados mediante datos de inventarios detallados y el uso de modelos para la simulación de la dinámica del carbono (IPCC 2006, Birdsey et al. 2013).

En México, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) diseña e implementa un sistema nacional de MRV asociado al carbono forestal. Este sistema busca proveer estimaciones transparentes, consistentes, comparables, completas y exactas, que den certidumbre al reporte de emisiones de GEI derivadas de acciones de mitigación, como la reducción de la deforestación y degradación forestal, así como a la conservación y manejo forestal sustentable (REDD+). El sistema se basa principalmente en la colección y análisis de datos derivados del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) para estimar los factores de emisión; así como de un sistema de monitoreo satelital para estimar los datos de actividad

y así poder reportar los flujos de GEI a un nivel intermedio de incertidumbre o Tier 2. Sin embargo, para evaluar el éxito de las acciones de mitigación, el sistema debe integrar información proveniente de diversas fuentes y niveles de resolución espacial y temporal. Por lo tanto, la CONAFOR colabora con socios estratégicos para la prueba de enfoques de medición y monitoreo a nivel sub-nacional, regional, y local, que le permitan avanzar hacia el nivel de reporte de emisiones de GEI con menor incertidumbre o Tier 3.

En este sentido, la CONAFOR, a través del proyecto “Fortalecimiento REDD y Cooperación Sur-Sur”, conocido también como Proyecto México-Noruega (PMN), impulsa desde el 2012 un esfuerzo para proveer elementos clave para el desarrollo de un MRV multi-escala, mediante la formación de la red mexicana de sitios de monitoreo intensivo del carbono (Mex-SMIC). En dicha red, participan integrantes del gobierno nacional e internacionales, la academia, ONG, ejidos y comunidades, para la integración de información derivada de inventarios forestales, teledetección, datos de perturbaciones, medición de flujos de GEI en la interfaz atmósfera-vegetación, y de la modelación ecosistémica, en forma consistente con las Guías de Buenas Prácticas del IPCC. Los criterios de selección de estos sitios fueron los siguientes (Olguín *et. al.* 2015):

- ✓ Representan paisajes cuya contribución al balance neto de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del sector forestal en el país es significativa.
- ✓ Permiten un soporte multi-institucional, que facilita la generación/disponibilidad de datos para los modelos (instancias de gobierno, academia, organizaciones no gubernamentales).
- ✓ Contribuyen a otras iniciativas nacionales e internacionales (acciones tempranas de CONAFOR, Servicio Forestal de Estados Unidos, Alianza M-REDD+)

Estos sitios se relacionan con el proceso de “Consolidación institucional de la estimación de los contenidos de carbono forestal y sus cambios en México” que es uno de los componentes del Proyecto México-Noruega (PMN) mediante:

- ✓ Información detallada de reservorios y flujos de carbono, complementando así vacíos de datos a nivel sub-nacional.
- ✓ Calibración, validación y evaluación modelos ecosistémicos de dinámica del carbono
- ✓ Pautas y recomendaciones para la colecta de información en campo que puedan ser aplicadas a los puntos de verificación de la estimación nacional de carbono



El presente documento tiene por objetivo el proveer de información detallada sobre los métodos para el monitoreo intensivo de la dinámica del carbono forestal empleados en el SMIC Kaxil Kiuc, Yucatán, así como presentar resultados preliminares de las estimaciones de los principales reservorios de carbono (i.e. biomasa aérea y subterránea, madera muerta, mantillo, suelo mineral) y algunos flujos (producción de hojarasca, descomposición de material leñoso y foliar, respiración del suelo). Además, se presenta información sobre otros enfoques y herramientas como la medición continua del intercambio neto de CO₂ entre la vegetación y la atmósfera a través de torres de flujo de covarianza de vórtices (“eddy covariance”), que complementan la información de los flujos del carbono a escala local, así como el uso de sensores remotos, los cuales permiten hacer inferencias y mapear el carbono a escala del paisaje. Se espera que esta información contribuya no solamente al conocimiento científico sobre la dinámica del carbono en bosques tropicales secos en paisajes alterados por actividades humanas, sino además a tomadores de decisiones y a la elaboración y evaluación de políticas públicas relacionadas con la mitigación del cambio climático.

CAPÍTULO II. Diseño del sitio de medición intensiva de carbono en Yucatán

Antecedentes

La Unidad de Recursos Naturales del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY), particularmente los Drs. Juan Manuel Dupuy Rada y José Luis Hernández Stefanoni, cuentan con investigaciones ecológicas en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (RBKK) y el paisaje circundante (donde se ubica el Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono (SMIC) Yucatán) que datan del año 2005. Estas investigaciones incluyen 12 parcelas permanentes de 1,000 m² (0.1 ha) c/u establecidas en una cronosecuencia de bosques de 3 a más de 60 años de edad sucesional, para el monitoreo de la dinámica comunitaria de plantas leñosas (Martínez Téllez 2008, Collantes Chávez-Costa 2010, Sáenz Pedroza 2014); así como 276 parcelas de 200 m² establecidas en diferentes condiciones de edad sucesional y posición topográfica dentro de un paisaje de aproximadamente 350 km² para evaluar la influencia relativa de diversos factores ecológicos (edad sucesional, posición topográfica, atributos del suelo, estructura y configuración del paisaje) en la estructura, diversidad y composición de los bosques (Hernández-Stefanoni et al. 2011, Dupuy et al. 2012a y b).

En el año 2012 y con apoyo del Servicio Forestal de los Estados Unidos (USFS por sus siglas en inglés), la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos (USAID por sus siglas en inglés), y el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), se estableció una torre de flujos de CO₂, agua y energía basada en la técnica de covarianza de vórtices (Eddy covariance en inglés), bajo la responsabilidad técnica del Dr. José Luis Andrade Torres de la Unidad de Recursos Naturales del CICY.

Ese mismo año, y aprovechando la infraestructura y el equipamiento ya instalados en la RBKK, así como la información y el conocimiento generados por el CICY en este sitio de estudio, el PMN decidió hacer sinergia con dicho centro público de investigación para establecer en esta reserva el Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono (SMIC) Yucatán.

Ubicación y relevancia

El SMIC Yucatán, está ubicado en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (RBKK) y en el ejido aledaño de San Agustín, en los municipios de Ticul, Tekax y Oxkutzcab, en el estado de Yucatán. La reserva es una propiedad privada con una superficie de 1,800 ha, administrada por Kaxil Kiuic A.C. y situada entre los 20° 5' y 20° 7' de latitud N y los 89° 32' y 89° 34' de longitud W (Figura 1; Brito, 2004). El principal objetivo de esta reserva es la educación y la investigación para la conservación de la biota y del patrimonio histórico y cultural.

Además de la importancia que representa para la conservación del capital natural y el patrimonio cultural, la RBKK y toda la zona de estudio forman parte de la Reserva Estatal Biocultural del Puuc (135,849 ha) y de la región Puuc-Chenes, la cual cuenta con una población de 200,575 habitantes, cubre una superficie de 1'381,924 ha y constituye un importante corredor biológico integrado por macizos de selva mediana subcaducifolia y selva baja caducifolia que conecta las selvas medianas del centro de la Península con los humedales del oeste de Yucatán y Campeche. Sin embargo, en esta región anualmente (2001-2012) se deforestan en promedio 9,040.00 hectáreas, lo cual representa la emisión de 930 mil toneladas de CO_{2e} por año (Bezaury-Creel et al., 2014). Por su importancia para la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático, en esta región se decretó el Área de Acción Temprana para REDD+ Puuc-Chenes (<http://www.alianza-mredd.org/areas-de-accion-temprana/region-puuc-y-los-chenes-en-yucatan-y-campeche#.VWOcQM-qpBd>).

Clima

El tipo de clima que predomina en la región según el sistema de clasificación de Köppen modificado por García (1973) es el tipo Aw denominado cálido subhúmedo con lluvias en verano y una marcada sequía a mediados y fines de primavera. Este tipo de clima presenta tres subtipos Aw0, Aw1 y Aw2, siendo el subtipo Aw1 (cálido subhúmedo intermedio) el que se encuentra presente en la zona. La temperatura media anual es de 26 °C y la precipitación anual oscila entre 1000 y 1200 mm (Brito Castillo 2004), con una estación de sequía de noviembre a mayo y con al menos 10% de lluvia invernal. A lo largo del año se presentan dos máximos de temperatura, los cuáles coinciden con el doble paso del sol por el cenit. El primer máximo es el más caluroso y ocurre en el mes de mayo. El segundo máximo se presenta hacia el mes de septiembre, pero es aminorado por su coincidencia con el máximo de lluvias (Orellana et al., 2009; Orellana et al., 2003).

La temporada lluviosa se presenta a partir de la mitad de año entre los meses de mayo y junio, debido al desplazamiento hacia el norte de la celda anticiclónica atlántica Bermuda Azores y la entrada de los vientos alisios. La precipitación de esta temporada puede incrementarse por la formación de ondas tropicales, tormentas tropicales o huracanes que atraviesan la región (Orellana et al., 2009; Orellana et al., 2003). La temporada de nortes inicia a finales del mes de septiembre, con la llegada de los primeros frentes fríos a la región y finaliza en febrero cuando dichos frentes pierden frecuencia e intensidad. Por lo general, estos fenómenos están saturados de humedad y suelen depositar lluvia en la región, o en su defecto disminuir la temperatura dejando días frescos (Orellana et al., 2009; Orellana et al., 2003). Finalmente, la temporada de sequía abarca los meses de marzo y abril, aunque puede extenderse hasta mayo y se caracteriza por presentar los

valores mínimos mensuales de precipitación y máximos de temperatura, generando condiciones de estrés hídrico y térmico para la vegetación y la biota en general.

Fisiografía

La geomorfología de la zona se caracteriza por la presencia de lomeríos dentro de un paisaje geomorfológico denominado “pliegue bloque con cimas en cúpulas y planicies confinadas”, que consiste de una plataforma constituida por roca caliza originada en el Cenozoico y localizada al sur de la Sierrita de Ticul (Hernández-Stefanoni et al., 2012; Tetleya-Rangel et al., 2012). Se trata de un lomerío alto con llanuras, de la Subprovincia fisiográfica denominada “Lomerío Cárstico Campechano”, perteneciente a la Provincia fisiográfica Península de Yucatán. Su topografía está representada por una combinación de zonas planas y colinas con pendientes ligeras (10 – 25%), con elevaciones que van desde 60 hasta 190 msnm (Bautista-Zúñiga et al., 2003; Flores y Espejel, 1994). En la reserva no hay cenotes ni grutas y la única cavidad natural se encuentra a unos 15 km hacia el noreste (Grutas de Loltún).

Los suelos presentes en esta zona fisiográfica se encuentran asociados con la topografía; en los cerros predominan rendzinas y litosoles someros y semiprofundos, con alto contenido de materia orgánica y una marcada presencia de rocas, mientras que las áreas planas presentan luvisoles y cambisoles más profundos y arcillosos, con escaso contenido de rocas (Duch, 1988; 1991).

Vegetación

El tipo de vegetación de la reserva está catalogado como bosque tropical o selva mediana subcaducifolia, ecosistema en el cual alrededor del 50-75% de los árboles pierden sus hojas durante la época seca (Miranda y Hernández-X., 1963; Miranda, 1978; Pennington y Sarukhán, 2005). Estos bosques se distribuyen en distintas zonas del país, así como en la Península de Yucatán, ocupando el centro y oriente del estado de Yucatán, el norte de Campeche y una pequeña porción de Quintana Roo. Dentro de las especies características se encuentran: *Vitex gaumeri* Greenman, *Brosimum alicastrum* Swartz y *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb. (Miranda y Hernández-X., 1963; Olmsted et al., 1995). En este tipo de vegetación los árboles alcanzan alturas de 13 a 20 m (Flores y Espejel 1994), dominando los elementos arbóreos y arbustivos, con escasa presencia de plantas trepadoras y epífitas. Dupuy *et al.* (datos no publicados) reportan que las especies leñosas dominantes en la reserva son: *Eugenia axillaris*, *Luehea speciosa*, *Neomillspaughia emarginata*, *Psidium sartorianum*, *Bauhinia unguolata*, *Mimosa bahamensis*, *Lonchocarpus rugosus*, *Piscidia piscipula*, *Bursera simaruba*, *Lysiloma latisiliquum*, *Amphilophium paniculatum*, *Cydista diversifolia*, *Caesalpinia gaumeri* y *Paullinia cururu*.

Objetivos del SMIC

Los principales objetivos de este SMIC son los siguientes:

- ✓ Diseñar una metodología de colecta y análisis de datos adecuada para la estimación de los principales reservorios y flujos de carbono en el sitio
- ✓ Proveer insumos necesarios para la mejora del conocimiento científico de corto, mediano y largo plazo sobre dinámica del carbono en este tipo de bosques, a escalas local, regional y nacional
- ✓ Relacionar los resultados de este estudio con otras áreas de investigación que se han desarrollado en este sitio e identificar áreas de investigación futuras de relevancia

Diseño del SMIC, Kaxil-Kiuic, Yucatán

Como se mencionó anteriormente, este SMIC cuenta con una torre de flujos de covarianza de vórtices (eddy covariance en inglés) para la estimación directa y continua del intercambio neto de CO₂, agua y energía entre la vegetación y la atmósfera. Para poder estimar la huella o área de influencia de las mediciones de la torre y correlacionar la medición de flujos en la misma con las de reservorios y flujos de carbono forestal (biometría), en 2013 se establecieron 20 conglomerados circulares de 1 ha tipo Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de manera sistemática estratificada dentro de un área de 3 km x 3km alrededor de la torre. Doce de estos conglomerados se encuentran en el kilómetro cuadrado central de la torre y los demás en los restantes 8 km² (Figura 1). Adicionalmente, y para inferir cómo se recuperan los almacenes y flujos de carbono durante el proceso de sucesión después de un disturbio o de un cambio de uso del suelo, se establecieron 12 conglomerados adicionales en una cronosecuencia de 3 categorías de edad sucesional (3 a 5, 10 a 17 y 18 a 25 años de abandono; cuatro conglomerados por categoría; Cuadro 1) fuera de la reserva, en terrenos del ejido de San Agustín, cerca de los poblados de Xkobenhaltun y Santa Rita (Figura 1). Esta estrategia de muestreo permite inferir la dinámica sucesional de los reservorios y flujos de carbono en este tipo de bosques después del abandono de un terreno posterior a un cambio de uso de suelo. La ubicación de estos 12 conglomerados no fue sistemática ni aleatoria, sino dirigida, para poder obtener una adecuada representación de las categorías de edad y un diseño experimental balanceado; además, estos conglomerados se establecieron en rodales, que fuesen accesibles y para los cuales se pudiese obtener autorización de los propietarios y garantía de permanencia sin ninguna intervención, aprovechamiento o cambio de uso del suelo por un período mínimo de 5 años. Se obtuvo información acerca del uso anterior y la fecha de abandono del rodal, a través de entrevistas con los dueños de las tierras.

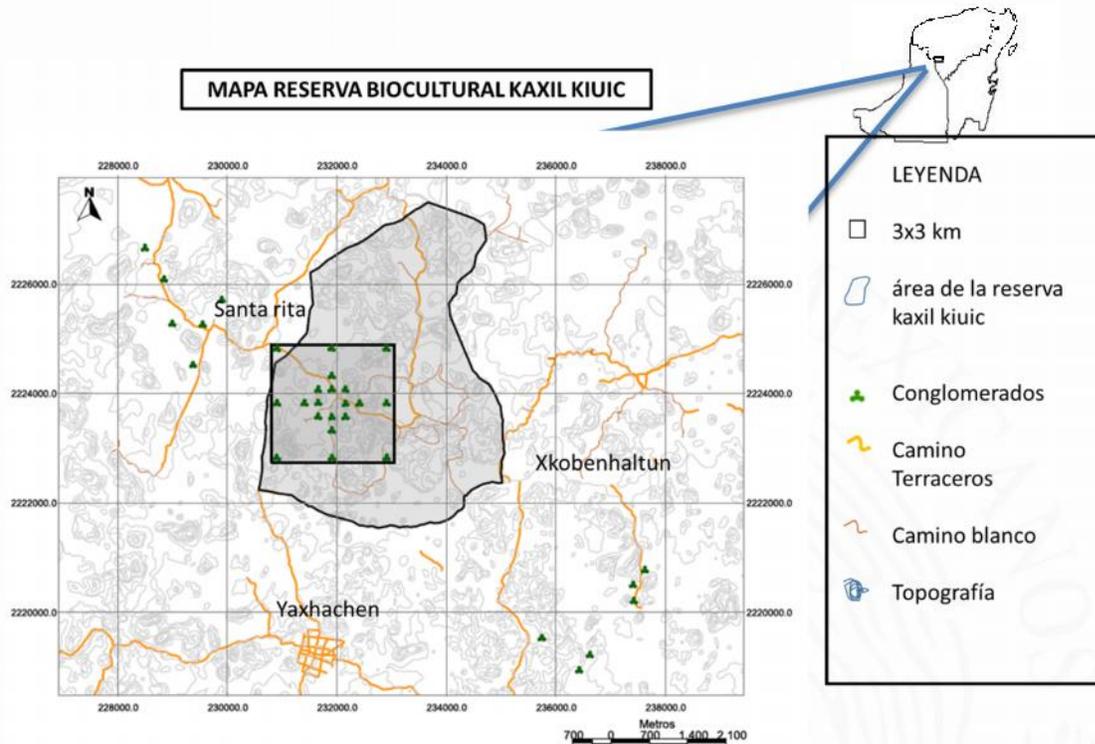


Figura 1. Mapa de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc, donde se ubica el sitio de monitoreo intensivo de carbono (SMIC) Yucatán.

Cuadro 1. Características de los conglomerados en cronosecuencia seleccionados. # de CN: número de conglomerado.

# de CN	Rango de edad	Edad aproximada (años)	Condición del terreno	Coordenadas (UTM)
21	3-5	3	Plano	229550 2225256
22	3-5	3.5	plano	228993 2225271
23	3-5	4	Plano/Lomerío	228839 2226075
24	3-5	3	plano	237626 2220765
25	10-17	10	Plano	229897 2225707
26	10-17	17	Lomerío	237421 2220203
27	10-17	10	plano	236425 2218940
28	10-17	16	Plano/Lomerío	236619 2219220
29	18-25	18	Plano	237408 2220501
30	18-25	20	Plano	228496 2226651
31	18-25	24	Lomerío	229379 2224525
32	18-25	25	Lomerío/cerro	235745 2219528

Diseño de las unidades de muestreo y sus componentes

El diseño de las unidades permanentes de muestreo es de gran importancia porque afecta la precisión y representatividad de las estimaciones, así como la capacidad de estimar la incertidumbre y su magnitud (Honorio y Baker 2010). El diseño de estas unidades o conglomerados se basó en el empleado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS), para que la información obtenida fuera lo más comparable posible con la del INFyS, y facilitar así la extrapolación de los datos a escala regional, subnacional y nacional. Al igual que en el INFyS, los conglomerados están conformados por cuatro parcelas circulares de 400 m², dispuestas en forma de Y invertida. Sin embargo, y a diferencia del INFyS, en la parcela central se agregó una franja de 600 m² con el fin de muestrear los árboles de mayor tamaño (diámetro normal (a 1.3 m de altura) ≥ 20 cm) creando así una parcela de 1000 m² (Figura 2). El propósito de esta modificación fue aumentar la probabilidad de muestrear árboles de gran tamaño, que son los que mayor influencia tienen en las estimaciones de biomasa y carbono aéreos (Chave et al. 2014). Además, para el muestreo de los renuevos (diámetro normal entre 2.5 y 7.5 cm), se emplearon subparcelas concéntricas de 80 m², en lugar de las de 12.56 m² que emplea el INFyS. Esta modificación se hizo para poder obtener una estimación más precisa de la biomasa y el carbono aéreos almacenados en los renuevos, plantas arbustivas, que son particularmente importantes en bosques tropicales secos (selvas bajas y medianas), así como en bosques secundarios (Read y Lawrence, 2003, Dupuy et al. 2012).

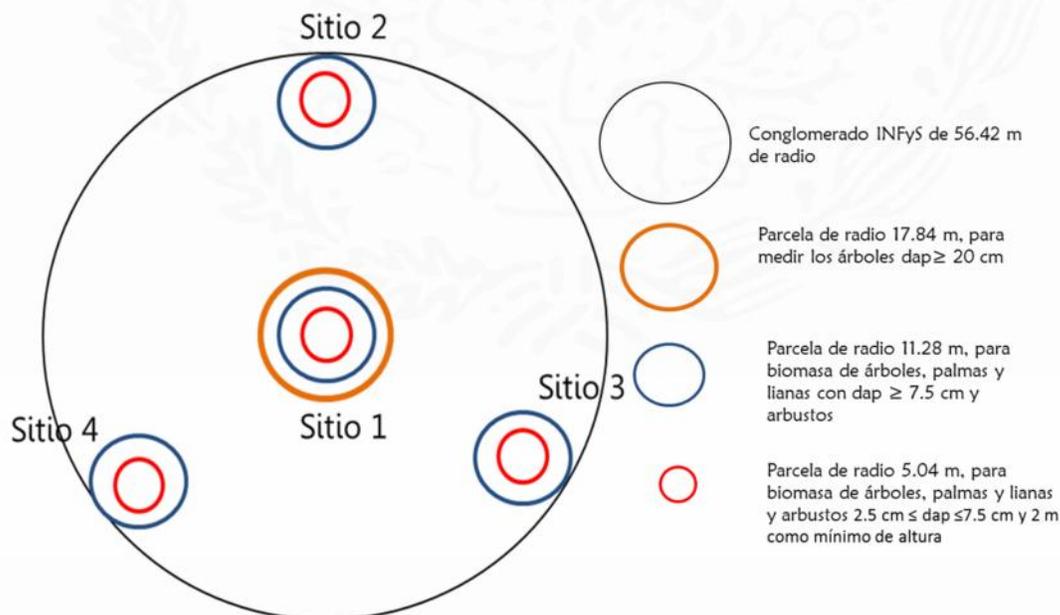


Figura 2. Diseño de conglomerados tipo INFyS con parcelas circulares para la colecta de información dasométrica para las estimaciones de biomasa y carbono aéreos.

Establecimiento de las unidades de muestreo

Para el establecimiento de las unidades de muestreo primero se ubicó y marcó con una estaca el centro del conglomerado (el centro de la parcela central), y a partir de éste se trazaron las parcelas de cada tamaño en los azimuts y distancias establecidas en el INFyS (CONAFOR 2013). Para ello, se identificaron y marcaron con estacas los límites de cada parcela en los cuatro puntos cardinales. Posteriormente y para facilitar el etiquetado y la ubicación espacial de las plantas, las parcelas se subdividieron en 8 segmentos u octantes, trazando y midiendo los radios correspondientes a cada parcela. El etiquetado y marcaje de las plantas inició desde el centro de la parcela de 80 m² seguido de la parcela de 400 m² y de 1000m² en dirección al Norte y continuando en el sentido de las manecillas del reloj (Figura 3). Sin embargo, cuando el terreno presentaba una pendiente mayor al 10%, se compensó la distancia de cada segmento con el promedio de las distancias corregidas en los dos rumbos que lo dividen, con el propósito de que la superficie horizontal muestreada fuese constante. Esto es importante para poder relacionar de manera precisa la cantidad de biomasa por unidad de área estimada en campo con la información de sensores remotos, tales como imágenes satelitales o información de LiDAR (ver Capítulo VIII).

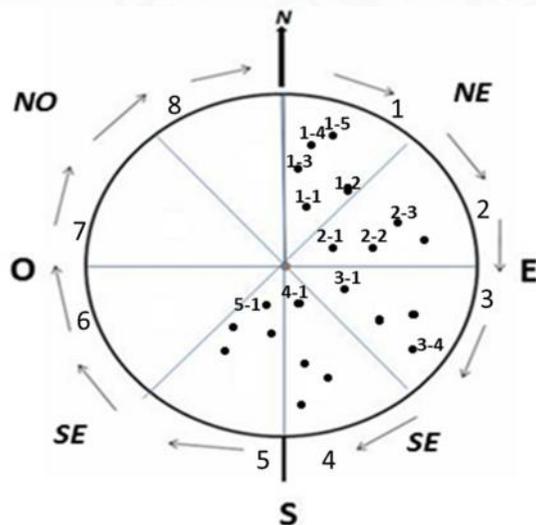


Figura 3. Parcela circular dividida en 8 segmentos u octantes. La numeración de las plantas indica su ubicación espacial dentro de cada segmento y aumenta del centro a la periferia de la parcela.

CAPÍTULO III. BIOMASA AÉREA

La biomasa aérea consiste en el peso seco (o una estimación equivalente) de materia orgánica que existe en un determinado ecosistema forestal por encima del suelo (Schelegel et al. 2000). En otras palabras, es la biomasa de la vegetación viva leñosa y herbácea, incluyendo tallos, troncos, ramas, follaje y estructuras reproductivas (IPCC 2006). El carbono contenido en la biomasa aérea constituye una fracción importante del reservorio total en ecosistemas forestales; sin embargo, el clima, la composición de especies, la fertilidad del suelo y el historial de disturbios naturales o antropogénicos pueden afectar la acumulación de carbono en la biomasa aérea (Hoover, 2008; Vázquez & Arellano, 2012). Comparadas con los árboles, las plantas arbustivas representan una pequeña fracción del reservorio, pero suelen ser importantes en la dinámica del C, dominando en las primeras fases de sucesión y constituyen una fuente importante de carbono en el sotobosque.

El arbolado vivo y muerto se midió en parcelas de distintas áreas para diferentes categorías de tamaño de las plantas (Figura 2); sin embargo, una característica de la vegetación de este SMIC es la presencia de árboles con tallos múltiples, como resultado de la práctica de roza-tumba-quema para el cultivo de maíz (o milpa). En sitios donde se ha practicado la milpa, los árboles que fueron cortados desde la base comúnmente retoñan, formando varios tallos del tocón remanente. En términos biológicos, todos los tallos que se originan de la misma base son parte de un mismo individuo y es importante registrar no solamente el número de tallos, sino también el número de individuos presentes en cada parcela y conglomerado, para poder estimar adecuadamente la riqueza, equidad y diversidad de especies. Por lo tanto, en este SMIC se marcaron todos los tallos de cada categoría de tamaño indicando cuáles forman parte de cada individuo. De esta forma, en la tabla de la de datos se registró cuidadosamente el número de individuo y el número de tallos o registros de cada individuo.

A. Diseño de muestreo en campo

Arbolado (diámetro ≥ 2.5 cm)

Todas las plantas leñosas (árboles, arbustos, lianas y palmas) con diámetro normal (DN) ≥ 2.5 y < 7.5 cm se muestrearon, etiquetaron y midieron en las subparcelas de 80 m^2 , aquellas con DN ≥ 7.5 cm se muestrearon en las parcelas de 400 m^2 , mientras que los árboles con DN ≥ 20 cm se muestrearon en las parcelas centrales de 1000 m^2 (Figura 2). La numeración se hizo por octante iniciando con la planta más cercana al norte (0°) y siguiendo las manecillas del reloj (Figura 3). Se registró el nombre común y/o científico y la condición (vivo o muerto) de cada individuo, así como el DN, la altura, la longitud de cada

tallo. Cada tallo se marcó con aerosol (de color rojo o naranja) colocando una raya en el punto exacto donde se midió el DN y, arriba de esta marca, el número. A continuación se presentan las consideraciones más importantes para el registro de la información de DN, altura y longitud.

Diámetro normal

El diámetro normal (DN) en los individuos se midió a 1.30 m de altura y/o largo a partir de la base, utilizando cintas diamétricas para los individuos con $DN \geq 7.5$ cm y verniers para aquellos con $DN < 7.5$ cm. En el SMIC Kaxil Kiuic, las formas de vida que se presentan en los conglomerados son árboles, arbustos, lianas y palmas. Para árboles, arbustos y palmas, la medida del DN se tomó a 1.30 m de altura y/o largo; para las lianas, dicha medida se tomó a 1.30 m de largo a partir de la raíz que estuviese dentro del segmento la parcela. Al realizar estas mediciones es importante considerar las características topográficas del sitio, así como la presencia de dos o más tallos para que las medidas sean lo más comparables posible (Figura 4).

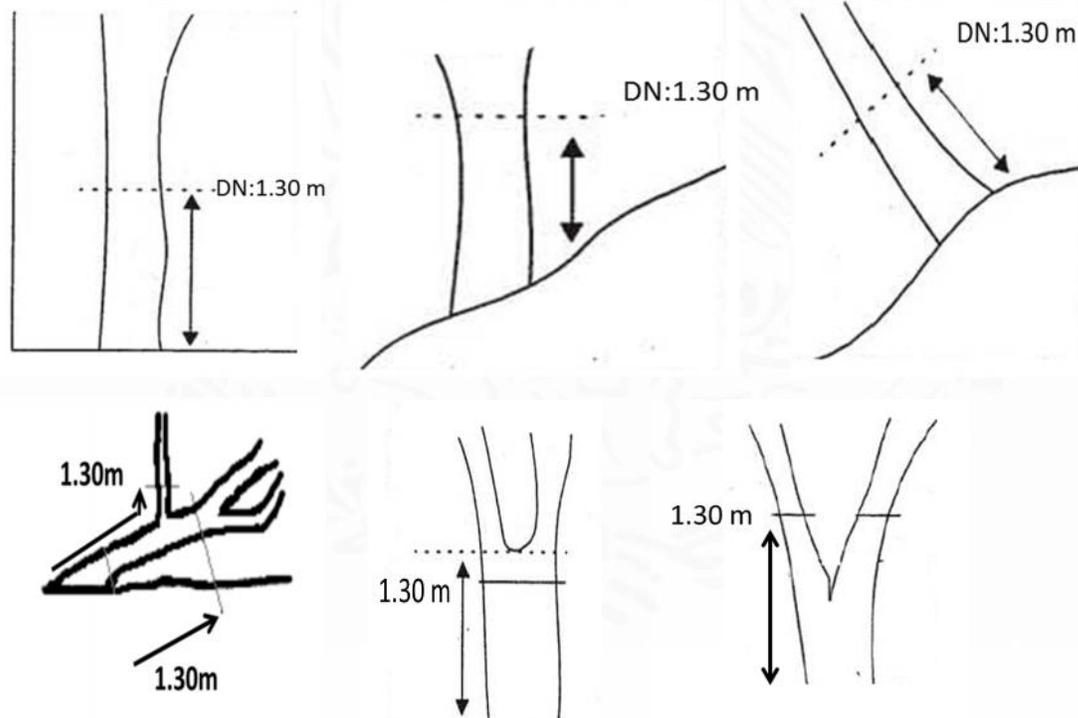


Figura 4. Medición del diámetro normal (DN) en árboles en distintas condiciones topográficas o con más de un tallo.

Altura y longitud

La altura es la distancia de la línea vertical que une la base de la planta o el tallo y la parte más alta de la copa, mientras que la longitud es la distancia entre la base y la parte más alta de la planta o tallo. En una planta en posición totalmente vertical, la altura y la longitud son iguales, mientras que en plantas o tallos inclinados, la longitud es mayor que la altura (Figura 5). Para relacionar los datos dasométricos medidos en campo con la información tridimensional de imágenes LiDAR (ver Capítulo VIII) es importante medir la altura de los tallos, mientras que para la estimación la biomasa y el carbono aéreos es importante tener información de la longitud de cada tallo, ya que, en el caso de individuos inclinados, la altura subestimaría la biomasa y el carbono aéreos. Por lo tanto, se midió tanto la altura, como longitud de cada tallo.



Figura 5. Diferencia entre la altura y la longitud de una planta o tallo.

La altura y la longitud de los tallos menores a 10 m se midieron con un flexómetro de 10 m de longitud, mientras que para los árboles mayores a 10 m se empleó una pértiga telescópica de 15 m de largo. Para hacer más eficiente el uso de la pértiga telescópica, primero se ubicaron los árboles más altos de la parcela y extendió la pértiga hasta el máximo para medir su altura; posteriormente se medieron los árboles de menor altura (Figura 6).

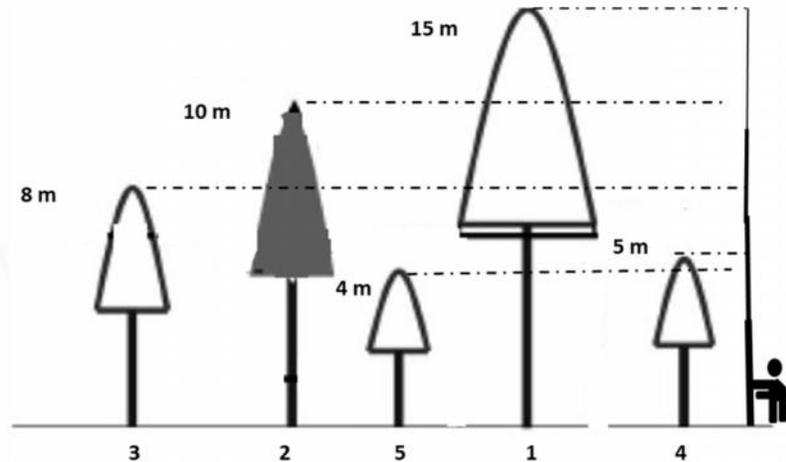


Figura 6. Medición de la altura con una pértiga telescópica para árboles mayores a 10 m.

Biomasa menor (diámetro < 2.5 cm)

Para estimar la biomasa y el carbono de la vegetación con DN menor a 2.5 cm, se establecieron 6 subparcelas circulares de 1 m² por conglomerado (Figura 7) para cosechar todas las plantas de esta categoría de tamaño. Se cosechó y pesó la biomasa por forma de crecimiento (Walker *et. al.*, 2009): árboles, arbustos, hierbas, palmas y lianas con DN < 2.5 cm que estuvieran enraizadas en cada subparcela.

Cada subparcela de 1 m² se numeró siguiendo las manecillas del reloj (Figura 7) y se delimitó con varillas y poliducto naranja para poder realizar cosechas posteriores en la misma área. Con el círculo de poliducto (Figura 8), se proyectó un cilindro imaginario que tuviera como base el círculo de 1 m² (Coomes, 2002). Sólo se cosechó la biomasa que estaba dentro del 1 m² para no se sobreestimar el valor por unidad de superficie.

Se cosecharon todas las plantas enraizadas en el círculo de 1 m² (Gómez, 2008). En el caso de las plantas que crecían “amacollados”, como algunos arbustos, se cosecharon sólo las partes de la planta que estaban dentro del cilindro proyectado. Asimismo, se cosecharon las ramas u hojas de plantas que estaban enraizadas fuera del círculo de 1 m², y que entraban en el cilindro proyectado (Gómez, 2008). Las ramas u hojas de plantas enraizadas en el metro cuadrado, pero que estaban fuera del cilindro, no se cosecharon.

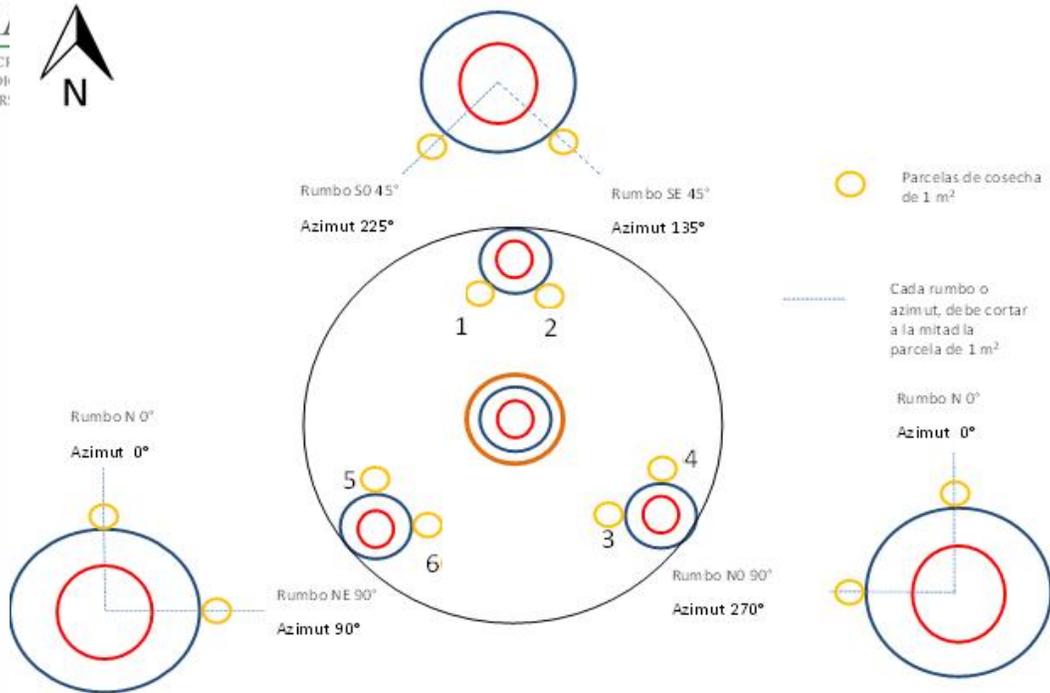


Figura 7. Ubicación de las subparcelas de 1 m² para la medición de la biomasa menor (< 2.5 cm de diámetro normal) en el SMIC Yucatán.



Figura 8. Círculo de poliducto naranja de 1 m², que sirve de guía para proyectar el cilindro imaginario para cosechar la vegetación menor a 2.5 cm de DN. Foto: Juan Pablo Caamal Sosa.

Procesamiento de muestras de biomasa menor

El material cosechado se depositó en bolsas de papel, por forma de vida y parcela, para posteriormente ser procesadas en laboratorio. Todas las bolsas se enumeraron para un mejor control de la información del material cosechado. Se registró el peso fresco con una balanza digital y posteriormente se llevó al laboratorio y se colocó en una estufa de secado a 70°C hasta alcanzar un peso constante. Finalmente, se pesó cada muestra en una balanza analítica de precisión (0.01 g).

Remedición de la biomasa aérea

La biomasa aérea del arbolado ($DN \geq 2.5$ cm) se midió en los mismos conglomerados y parcelas descritos anteriormente en intervalos de aproximadamente un año, iniciando en 2013, con remediciones en 2014 y 2015. Además de proporcionar información valiosa sobre los cambios en la biomasa aérea que se puede relacionar con la producción primaria neta, estas remediciones fueron importantes para identificar y corregir errores, omisiones y limitaciones del censo inicial. Ejemplo de esto es la altura de los tallos de individuos con más de un tronco y de algunos árboles que estaban muertos en 2013.

Siguiendo el enfoque ecológico de los trabajos realizados previamente en el área de estudio, en el inventario inicial (2013), no se midió la altura de cada tallo sino solamente la de cada individuo. Sin embargo, dado que la biomasa y el carbono aéreos se estiman para cada tallo, esto conlleva a sobre-estimar estos parámetros en individuos con varios tallos. Por lo tanto, en el censo de 2014 sí se midió la altura de todos los tallos. Para estimar la altura que tenían los tallos de individuos multi-tallo en 2013, se calculó el porcentaje de incremento promedio en altura de 2013 a 2014 de los individuos con un solo tallo y se restó dicho porcentaje a la altura de los tallos múltiples registrada en 2014. Cuando se procesen los datos, el censo de 2015 permitirá obtener una estimación más precisa del incremento anual en altura de los tallos múltiples. Asimismo, y por error de omisión, a varios de los individuos registrados como muertos en 2013 no se les midió la altura. En esos casos, se tomó la altura de 2014 como si no hubiera cambiado en un año.

Remedición de la biomasa menor

Debido a limitaciones de tiempo y recursos humanos, en 2013, la biomasa menor ($DN < 2.5$ cm) se midió únicamente en XX conglomerados. En 2014 se hicieron remediciones (cosecha) de la biomasa en las mismas subparcelas de 1 m^2 cosechadas en 2013 y, adicionalmente, se establecieron las subparcelas correspondientes a los conglomerados que no se muestrearon en 2013 y se cosechó por primera vez la biomasa menor. Finalmente, en 2015 se volvió a cosechar la biomasa menor en todas las subparcelas de 1 m^2 de todos los 32 conglomerados del SMIC Yucatán.

B. Estimación del carbono en la biomasa aérea

Enfoque de estimación del carbono forestal

El enfoque general de estimación del carbono forestal de la Red Mex-SMIC es multinivel, en el que se combina el muestreo en campo de datos biométricos, con información de sensores remotos, con mediciones continuas del intercambio neto de CO₂ de la torre de flujos y con modelos ecosistémicos de dinámica de carbono. Este enfoque permite estimar el carbono total del ecosistema, así como realizar recomendaciones para mejorar los inventarios aplicados a nivel regional y nacional. En el SMIC Kaxil Kiuic, este enfoque se basó principalmente en el muestreo en campo realizado en el área de 3 x 3 km siguiendo un diseño sistemático estratificado, aunque principalmente en selvas maduras. Una de las ventajas que presenta este tipo de diseños es que facilitan la estimación de la incertidumbre y permiten obtener un nivel aceptable de incertidumbre en las estimaciones. Para ello se utilizó el método de estimadores de razón, que corresponden a la relación entre el valor total de una variable muestreada y el área total muestreada.

Sin embargo, y dado que en el SMIC Kaxil Kiuic la torre de flujos y el área circundante de 3 x 3 km presentan vegetación principalmente madura (60 o más años de abandono), se procuró tener también un muestreo en cronosecuencia, para poder inferir los cambios que ocurren en los diferentes reservorios y flujos de carbono durante la sucesión, después del abandono de un terreno, posterior a un cambio de uso de suelo. Bajo este enfoque es muy difícil emplear un muestreo sistemático o incluso aleatorio, debido a limitaciones en la disponibilidad de rodales con las características de edad sucesional (tiempo de abandono del terreno), historia de uso del suelo, accesibilidad y, sobre todo, anuencia de los propietarios a que se realice un estudio de varios años y a comprometerse a no hacer ningún uso o aprovechamiento del terreno durante el tiempo de desarrollo del estudio. Por lo tanto, el enfoque de cronosecuencia casi siempre implica un diseño dirigido, lo cual dificulta la estimación de la incertidumbre asociada a las estimaciones, pero por otro lado permite estimar cuánto y cómo se recupera el ecosistema después de un disturbio y por lo tanto permite evaluar su resiliencia. Por lo tanto, además del enfoque de los estimadores de razón empleado en los 20 conglomerados establecidos de manera sistemática estratificada en el área de 3 x 3 km alrededor de la torre de flujos, se empleó el enfoque de cronosecuencia con los 12 conglomerados ubicados fuera de dicha área para analizar los patrones sucesionales de los reservorios y flujos de carbono y poder estimar sus tasas de recuperación o resiliencia.

Arbolado

La estimación de la biomasa aérea del arbolado se hace primero para cada tallo y posteriormente se escala a nivel de individuo, especie, parcela, conglomerado o paisaje. Previo a la estimación se debe realizar un ejercicio de control de calidad de los datos, ya sea manual, o automatizado –que es lo ideal para bases de datos grandes y complejas, como las generadas en la Red Mex-SMIC.

Control de calidad de los datos

El control de calidad de los datos debe enfocarse en tres principales rubros: depuración taxonómica, estandarización de las bases de datos y revisión de la información dasométrica (Carrillo et al. 2014).

Depuración taxonómica: para la adecuada identificación de las especies en campo, se requiere del apoyo de personal calificado y con vasta experiencia en inventarios forestales de la región, para garantizar una correcta determinación de las especies. En el caso particular del SMIC Kaxil Kiuic, además de contar con el apoyo de un técnico experto en taxonomía vegetal, se pudo contar con el conocimiento empírico de algunos pobladores capaces de identificar la inmensa mayoría de las especies arbóreas con nombres comunes (mayas) y establecer una clara correspondencia con los nombres científicos, gracias a la mediación del técnico taxónomo, quien es también maya-hablante. Por otro lado, en el caso de los individuos cuyo nombre científico o común no pudo ser determinado en campo, se recolectaron muestras botánicas de estos especímenes para cotejarlas con las del herbario CICY.

Estandarización de la base de datos: Se debe revisar que la base de datos tenga los nombres correctos de cada variable, las unidades apropiadas y que no hubiera espacios en blanco entre caracteres, todo ello para facilitar el proceso de automatización del control de calidad en programas de análisis estadístico como R.

Control de calidad de los datos dasométricos: Este control se realiza a nivel de especie, por lo que es necesario identificar primero aquellas especies con un número de individuos suficiente para emplear métodos estadísticos automatizados, que permiten identificar de manera sencilla y rápida posibles errores en los valores dasométricos reportados a nivel de individuo dentro de cada especie. Para aquellas especies que no tienen un número suficiente de individuos, la depuración se realiza manualmente. El proceso automatizado empleado para la Red Mex-SMIC se detalla en el Anexo 3.8 del Protocolo para la estimación de la dinámica del carbono forestal en sitios de medición intensiva.

Estimación de la biomasa y el carbono a nivel de individuo

La estimación de la biomasa (y el carbono) a nivel de tallo o de individuo se hace a través de modelos o ecuaciones alométricas que relacionan variables relativamente fáciles de medir en campo, como el diámetro normal (DN) y la altura, con otras más laboriosas y difíciles de obtener, como la biomasa (Chave et al. 2014). Para elegir las ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa, se deben considerar varios criterios: 1) considerar en primer término modelos alométricos locales y luego regionales; 2) usar modelos por especie y, si no existen, por tipo de ecosistema; 3) elegir ecuaciones alométricas que reporten el rango de diámetros con que fueron construidas; 4) elegir los modelos que indiquen el r² ajustado y el cuadrado medio del error (Picard et al. 2012, Andrade et al. 2014); 5) es importante saber en qué unidades (kilogramos o toneladas) se reporta el resultado de cada modelo.

En el Cuadro 2 se muestran las ecuaciones alométricas seleccionadas para el SMIC Kaxil Kiuc siguiendo los criterios mencionados en el párrafo anterior.

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas utilizadas para la estimación de la biomasa aérea, por tipo de forma de vida.

Forma de vida	Diámetro (cm)	Ecuación	Estimadores			R ²
			S ₀	S ₁	S ₂	
*Árboles	9.9	$y = \exp [s_0 + s_1 LN (Dn^2)(1.14 / 10^6)(db / pm)]$	4.9375	1.0583	-----	0.93
**Árboles	10	$y = \exp [s_0 + s_1 LN (Dn^2 HT) + (s_2 / 2)(db / pm)]$	-2.173	0.868	0.0939	0.90
Lianas	2.5	$y = (S_0 + S_1 LN (Dn))$	0.049	2.053		
Palmas	2.5	$y = (S_0 + S_1 HT / 10^3)$				
Árboles muertos en pie	2.5	$y = \exp [s_0 + s_1 LN (Dn^2 HT) + (s_2 / 2)(db / pm) / 100]$				
Tocones	2.5	$y = \exp [s_0 + s_1 LN (Dn^2 HT) + (s_2 / 2)(db / pm) / 100]$	- 2.12605	0.868	0.0939	

*Hughes et al. (1999), Modificado por Chave et al. (2003)

**Cairns *et al.* (2003), modificado por Urquiza *et al.* (2007).

SEMARNAT



cm= centímetros, Exp= exponente, Dn= diámetro normal a la altura del pecho, HT= altura total, LN= logaritmo natural, db= densidad básica de la madera, pm= promedio de la densidad básica de la madera a nivel sitio, B_s parámetros de la ecuación, R^2 =coeficiente de determinación.

Una vez elegida la ecuación alométrica para cada registro, se calculó la biomasa y después se transformó a carbono, usando una fracción de carbono de 0.47, de acuerdo a lo sugerido por el IPCC (2006) para bosques tropicales.

Estimación de la biomasa y el carbono a nivel de paisaje

Una vez estimada la biomasa de los árboles vivos utilizando los modelos alométricos de acuerdo a lo señalado en la sección anterior, se procede a agregar la información a nivel de parcela o unidad de muestreo. Para ello, basta con sumar la biomasa de todos los tallos e individuos que pertenecen a la misma unidad de muestreo o parcela. Posteriormente, para obtener una estimación a nivel de paisaje es necesario tomar en cuenta el diseño de muestreo, el cual idealmente debe ser sistemático y con una densidad de muestreo homogénea. Para estos casos, Velazco (2004) sugiere utilizar el estimador de razón para obtener parámetros forestales (valor de una variable dasométrica por unidad de superficie). Las ecuaciones y el procedimiento para obtener estimaciones de biomasa aérea a nivel de paisaje con sus respectivos niveles de incertidumbre según las directrices del IPCC (2006) se detallan en el Protocolo para la estimación de la dinámica del carbono forestal en sitios de medición intensiva.

La estimación de los reservorios de carbono mediante estimadores de razón se realizó en los conglomerados ubicados en el área de 3 x 3 km (900 ha). Para ello se consideraron por separado los conglomerados ubicados dentro del kilómetro cuadrado central, donde se empleó una densidad de muestreo alta (12 conglomerados/km²), de aquellos ubicados en los kilómetros periféricos, donde la densidad de muestreo fue mucho menor (un conglomerado/km²).

Al realizar las estimaciones de la biomasa y el carbono aéreos se detectaron varios puntos importantes de la metodología, que se deben considerar, dado que pueden afectar las estimaciones. A continuación se enumeran estos puntos, así como los criterios adoptados para hacer las estimaciones.

- 1) Individuos con tallos múltiples. En el SMIC Kaxil Kiuc, estos individuos son muy comunes, dada la historia milenaria de uso del suelo de este sitio, principalmente para la agricultura de roza-tumba-quema (milpa). En estos individuos, se marcaron y midieron todos los tallos, pero se siguieron diferentes criterios para los cálculos de biomasa y carbono aéreos usando estimadores de razón, que para los cálculos para las estimaciones con sensores remotos. A) Para los primeros se incluyeron solamente los tallos correspondientes a la categoría diamétrica para la cual se estableció cada tamaño de parcela: DN de 2.5-7.5 cm en las subparcelas de 80 m², DN de 7.5-20 cm en las

parcelas de 400 m², y DN \geq 20 cm para las parcelas de 400m² y la parcela central de 1000m². B) Sin embargo, para las estimaciones con sensores remotos, se consideraron todos los tallos de cada individuo incluido en cada tamaño de parcela. Por ejemplo, si un individuo que estaba físicamente ubicado dentro de la parcela de 400 m² tenía sólo un tallo con DN \geq 7.5 cm y varios tallos con DN < 7.5 cm, se consideraban todos los tallos. Así mismo, se incluyeron en la subparcela de 80 m² todos los individuos con DN \geq 2.5 cm (incluso aquellos con DN \geq 20 cm). Esto se hizo para poder tener una mejor asociación entre los datos de campo y aquellos obtenidos de sensores remotos, dado que dichos sensores captan información de todos los individuos y tallos localizados en una superficie dada, sin discriminar entre categorías de tamaño.

2) Alturas de tallos múltiples. Este punto se discutió previamente en la sección de remediación de la biomasa aérea.

3) Altura de individuos muertos. Este punto también se discutió previamente en la sección de remediación de la biomasa aérea.

4) Uso de diferentes ecuaciones alométricas para estimar incremento en biomasa-carbono aéreo. La ecuación alométrica desarrollada para las selvas de la Península de Yucatán (Cairns et al. 2003, Urquiza et al. 2007) se aplica únicamente a tallos con DN \geq 10 cm, por lo que para los tallos con DN < 10 cm fue necesario usar otra ecuación, desarrollada por Hughes et al. (1999) para Los Tuxtlas, Veracruz. Al estimar el incremento en biomasa para aquellos individuos que cambiaron de categoría diamétrica de 2013 a 2014, se observó que éste se sobre-estimaba al aplicar ecuaciones alométricas diferentes. Por lo tanto, se debe usar una sola ecuación alométrica (en Chave et al. 2014 hay dos buenas opciones).

5) Parcelas de diferente edad sucesional o con efecto de borde. La estimación de la biomasa y el carbono siguiendo el enfoque de cronosecuencia se hizo tomando como unidad de muestreo las parcelas y no los conglomerados, dado que, en el área de 3 x 3 km, hubo algunos casos en los que aunadas parcelas de un mismo conglomerado tenían una edad de sucesión y otras tenían una edad diferente. Además, algunas de las parcelas establecidas en cronosecuencia presentaban un efecto de borde, debido a que el área que se utilizó para establecer la milpa era muy pequeña y no cupo el conglomerado entero dentro del área, por lo que alguna de las parcelas quedó en el borde. En estos casos, los datos de las parcelas con efecto de borde no se utilizaron para las estimaciones, dado que no representaban adecuadamente las condiciones de la categoría de edad sucesional correspondiente.

Se considera importante tomar en cuenta de manera explícita todos estos factores y analizar su influencia en la magnitud, precisión e incertidumbre de las estimaciones. Esto permitirá mejorar tanto las estimaciones, como la metodología, y realizar recomendaciones pertinentes para otros estudios de dinámica del carbono forestal, MRV, REDD+, así como para el INFyS.

Resultados de las estimaciones

Biomasa aérea utilizando estimadores de razón

Al combinar los datos de los estimadores de razón de los 12 conglomerados ubicados en el kilómetro cuadrado central y los de los otros 8 conglomerados ubicados en los restantes 8 km², se obtuvo un total de 107,541.3 t C en el área de 900 ha, equivalente a 119.5 t/ha. Los principales reservorios fueron la biomasa aérea con 54.2 t/ha (45.4% del C total) y el suelo con 52.8 t/ha (44.2%), mientras que el menor aporte correspondió a la biomasa aérea muerta (árboles muertos en pie y tocones) con 1.5 t/ha (1.3%) (Cuadro 3).

En 2014 se volvió a medir la biomasa aérea viva y se encontró un incremento de 3.8 t/ha con respecto al 2013, equivalente a un aumento anual del 7%.

Cuadro 3. Contenido de Carbono en el SMIC Kaxil kuic, Yucatán

Reservorio	Estrato	C por estrato (t C ha ⁻¹)	Área (ha)	C total (t)	U	C promedio (t ha ⁻¹)	U
Biomasa aérea viva	Denso	59.9	97.3	5825.3	8.9	54.2	11.4
	No Denso	53.6	802.7	42987.6	11.7		
Biomasa aérea muerta	Denso	1.4	97.3	131.4	22.3	1.5	17.6
	No Denso	1.5	802.7	1213.6	17.1		
MLC	Denso	0.4	97.3	350.2	54.9	2.2	30.3
	No Denso	1.8	802.7	1610.2	34.9		
Mantillo	Denso	4.8	97.3	468.8	13.1	4.5	20.7
	No Denso	4.5	802.7	3588.2	23.3		
Raíces	Denso	52.1	97.3	5069.2	16.9	52.8	14.7
	No Denso	52.8	802.7	42416.8	16.3		
Suelo	Denso	3.26	97.3	316.4	6.3	4.3	3.8
	No Denso	4.43	802.7	3563.6	4.7		
Total o promedio				107541.3		119.5	

Biomasa aérea utilizando el enfoque de cronosecuencia

El enfoque de cronosecuencia reveló que el reservorio de carbono en la biomasa aérea viva varió significativamente entre las categorías de edad sucesional, mostrando un aumento con la edad, especialmente entre las categorías más jóvenes. La tendencia fue similar para los años 2013 y 2014, observándose un ligero aumento en este componente de un año al otro (Figura 9).

El aporte relativo de las clases diamétricas varió con la categoría de edad sucesional. En general, el mayor aporte de carbono correspondió a la clase diamétrica de 7.5 a 20 cm y el menor a la clase < 2.5 cm, mientras que el aporte de la clase de 2.5 a 7.5cm fue similar al de la clase de >20 cm de DAP (Figura 9). Estos resultados indican que, para este SMIC, al no considerar o medir adecuadamente el carbono contenido en las clases diamétricas menores a 7.5 cm, como ocurre actualmente en el INFyS, se subestima el carbono aéreo vivo en un 25% en las selvas maduras y casi en un 80% en las selvas más jóvenes (3-5 años de abandono).

El reservorio de carbono de la categoría diamétrica < 2.5 cm no varió entre las categorías de edad sucesional (Figura 9b), pero su aporte relativo al carbono aéreo vivo fue mucho mayor en la categoría más joven (casi 33%), que en las demás categorías (< 5%).

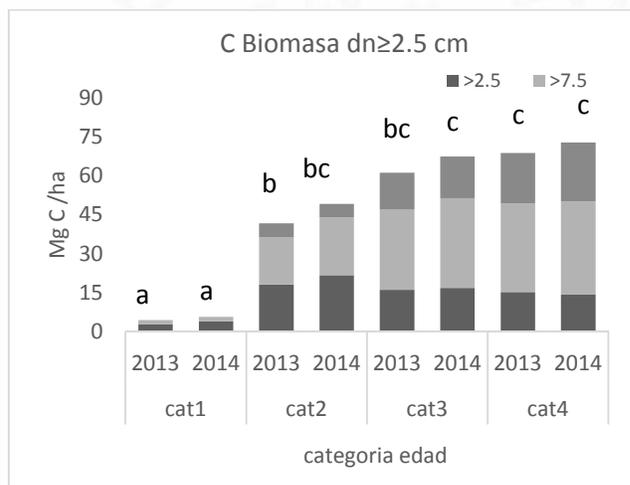


Figura 9. Reservorio de carbono en la biomasa aérea viva en 2013 y 2014.

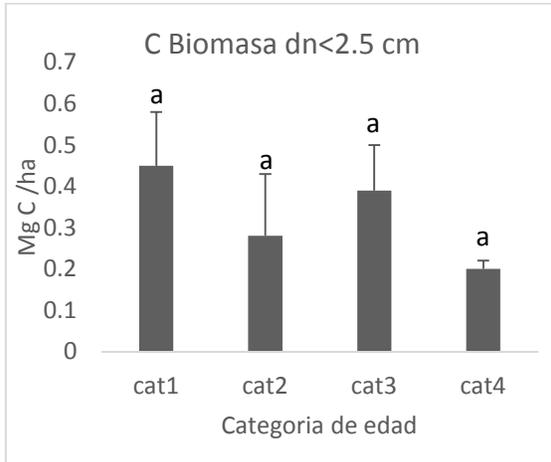


Figura 10. Reservorio de carbono en la biomasa aérea viva con dn < 2.5 cm.

CAPÍTULO IV. MADERA MUERTA

Se considera como madera muerta a los árboles muertos en pie, los tocones y el material leñoso caído (IPCC 2006). Los árboles muertos en pie y tocones representan un componente básico de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas forestales, dado que proveen de hábitat y refugio a diferentes organismos –siempre y cuando no se favorezca la aparición de plagas y el potencial de incendios (Díaz et al., 2013). Sin embargo, el estudio de la madera muerta en los bosques tropicales es aún escaso, a pesar de cumplir diversas funciones ecológicas y de su importancia en el ciclo global del carbono (Harmon et al., 1995; Eaton y Lawrence, 2006; Morfín-Ríos et al., 2012).

El material leñoso caído (MLC), son las piezas de madera que están sobre el piso forestal y hasta una altura de dos metros, desprendidas de su fuente original y con menos de 45° de inclinación (Waddell, 2002; Morfín et al., 2012; CONAFOR, 2012). Los ecosistemas forestales tropicales se caracterizan por almacenar una gran cantidad de MLC de diferente tamaño (Harmon et al., 1995); por su dinámica de descomposición y propiedades físico-químicas, se ha caracterizado al MLC como un sumidero de nutrientes y carbono en un periodo de corto a mediano plazo (Brown et al., 1996; Clark et al., 2002; Chamber et al., 2000; McFee y Stone, 1996, Waddell, 2002).

A. Diseño de muestreo en campo

Árboles muertos en pie

Los árboles muertos en pie se registraron en las parcelas de 80, 400 y 1000 m². Estos árboles se clasificaron en tres clases, siguiendo la metodología de Walker *et al.* (2009) (Figura 11):

Clase 1. Árboles con ramas y ramitas que asemejan a un árbol vivo (excepto por la ausencia de hojas). Para confirmar que el árbol realmente está muerto, se pueden hacer cortes tangenciales a la corteza del árbol hasta ver el duramen; si no hay señales de humedad en esta parte, el árbol se considera como muerto. Otra alternativa es usar la información de los informantes locales, ya que ellos pueden saber si un árbol con apariencia de muerto, está vivo.

Clase 2. Árboles que van desde los que contienen ramas grandes y pequeñas a los que sólo tienen ramas grandes.

Clase 3. Árboles que tienen únicamente el tronco.

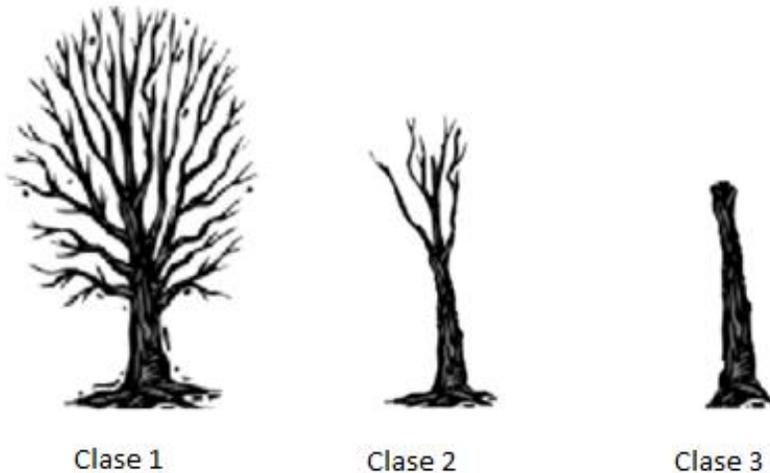


Figura 11. Clasificación de árboles muertos en pie. Tomada de Walker *et al.*, 2009.

Se midió el DN de los árboles muertos en pie utilizando el mismo criterio de los árboles vivos y se registró la altura total del individuo para las tres clases.

Tocones

En el manual de campo del INFyS (CONAFOR 2012) se define como tocón al trozo de tallo con altura menor a 1.30 m, que queda de un árbol debido a perturbaciones naturales o al aprovechamiento. Los tocones se midieron dentro de las parcelas de muestreo (80, 400 y 1000 m²) de acuerdo a sus diámetros, y se clasificaron según su estado. Se registró el diámetro de la parte media del tocón y la altura total.

Material leñoso caído

Se consideró como material leñoso caído (MLC) todas aquellas piezas de madera que estaban desprendidas de su fuente original, es decir, que no estaban pegadas al tallo de un árbol o arbusto en pie. Para la medición de este componente, en cada conglomerado se establecieron 3 transectos de intersección equidistantes en forma de cruz, ubicados a 35 m del centro del conglomerado y orientados al sur, noreste y noroeste (45°, 180° y 315°). Cada transecto tiene 4 líneas de muestreo de 15 m de largo, donde se midió todo el MLC grueso (diámetro ≥ 7.5 cm) que intersectaba en la línea de muestreo; el MLC mediano (diámetro ≥ 2.5 y ≤ 7.5 cm) se midió en un tramo de 8 m de cada transecto; mientras que el MLC fino (diámetro ≥ 0.5 y ≤ 2.5 cm) se registró en un tramo de 4 m (Figura 12). A cada pieza se le registró el diámetro, peso fresco, longitud, categoría diamétrica, clase de descomposición, especie (de ser posible) y la pendiente de la línea.

a)

b)

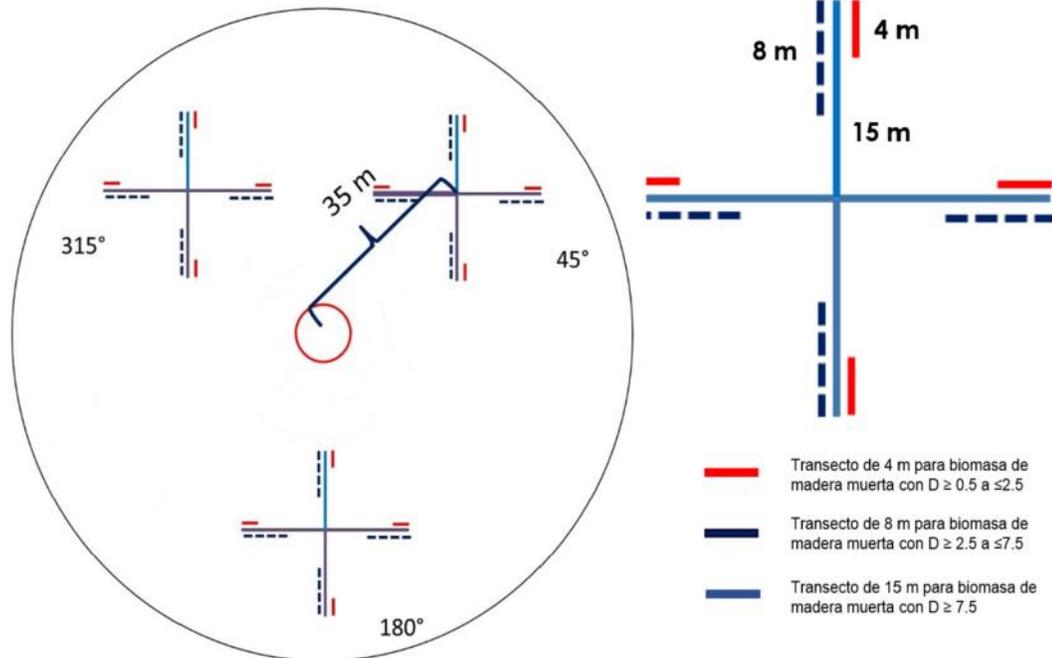


Figura 12. Esquema de (a): Ubicación de los transectos de material leñoso caído (MLC). (b): Categorías de material muestreado en los transectos de de 15m por línea.

La descomposición de cada pieza se clasificó mediante el uso de un sistema de cinco clases propuesto por Waddell, 2002, y se siguió el protocolo del INFyS para materiales combustibles, basado en Brown (1974) para determinar los criterios para incluir el MLC en la base de datos. Estos criterios son: 1) Se contabilizan todas las piezas separadas de su fuente original, pero no se consideran las hojas, corteza, frutos, pastos y hierbas. 2) Las ramas gruesas y delgadas, así como las ramillas ubicadas sobre el piso forestal y dentro de la capa de hojarasca se cuentan. No se consideran las piezas cuando su eje central se encuentra en la capa de fermentación, aún si son intersectadas por la línea de muestreo. 3) Se consideran las piezas ubicadas al final de la línea de muestreo cuando su eje central es intersectado. 4) No se miden las piezas cuando su eje central coincide exactamente con la línea de muestreo (Mc Rae et al., 1979). 5) Cuando las piezas son de forma curva y son intersectada dos veces por la línea, se miden en cada intersección. 6) Se miden individualmente todos los tocones y raíces separados del piso forestal. 7) Se consideran las piezas altamente desintegradas y sin una estructura original. Para ello, se construye visualmente la forma original de la pieza (cilíndrica) y se registra el diámetro promedio para tallos irregulares, como lo señalan Marshall y colaboradores (2000).

Para las tres categorías de MLC se obtuvieron al menos tres muestras para hacer la determinación de la gravedad específica. Estas muestras se colectaron alrededor del transecto dentro del conglomerado. Cada muestra se etiquetó, de acuerdo a su ubicación y clase diamétrica y se llevó al laboratorio. Una vez en el laboratorio se procedió a obtener el peso seco de cada pieza, dejándolas secar en un horno a 70 °C hasta obtener peso constante y pesándolas en una balanza analítica. Además, para cada pieza se calculó el volumen mediante la técnica de desplazamiento del agua. Con los valores de peso seco y volumen se determinó la densidad específica de la madera (peso seco/volumen) para cada pieza y se estimaron los valores promedio por categoría diamétrica y clase de descomposición. Posteriormente, se trituraron y molieron las muestras de MLC grueso, se tomó una sub-muestra de 10 gramos por clase de descomposición y se envió al laboratorio para la determinación de la concentración de carbono mediante el método de combustión seca. El contenido de carbono del MLC grueso se calculó multiplicando el peso seco, la gravedad específica de las muestras y la concentración de carbono.

B. Estimación del carbono en la madera muerta

Estimación del carbono en árboles muertos en pie y tocones

Dado que no se encontraron modelos alométricos para estimar la biomasa de los árboles muertos en pie, se utilizaron ecuaciones de volumen para fuste limpio y para árbol total, reportadas para la zona de trabajo. Para elegir la ecuación se siguieron los mismos criterios mencionados en el apartado de estimación de carbono en biomasa aérea. Para convertir los datos de volumen a biomasa, se multiplicó el volumen por la gravedad específica (peso seco/volumen seco) de los árboles muertos en pie o del material leñoso caído. Si no se contaba con datos de gravedad específica, se utilizó la densidad de la madera muerta.

En el caso de los tocones, se aplicó la fórmula de Huber (Ugalde, 1981):

$$V=L \times A$$

Donde V= volumen del tocón (m^3); L= Longitud de la pieza (m); A=área de la parte media del tocón (m^2).

Para transformar a biomasa, el volumen se multiplicó por la gravedad específica. El reservorio de carbono de los árboles muertos en pie y los tocones se estimó utilizando un factor de 0.416 para la biomasa, el cual fue obtenido de las muestras de material leñoso caído.

Resultados de las estimaciones

Carbono en árboles muertos en pie y tocones utilizando estimadores de razón

Utilizando los estimadores de razón, se obtuvo un total de 1,345 toneladas de carbono en el área de 3 x 3 km (900 ha), equivalentes a 1.5 t C/ha, con una incertidumbre del 17.6% (Cuadro 3). Este componente fue el reservorio de carbono de menor magnitud en el SMIC Kaxil Kiuc.

Carbono en árboles muertos en pie utilizando el enfoque de cronosecuencia

El reservorio de carbono almacenado en árboles muertos en pie y tocones varió entre las categorías de edad sucesional y mostró un aumento gradual con la edad sucesional (Figura 13). Además, se observó un claro aumento en este componente de 2013 a 2014 en todas las categorías de edad, excepto en la más joven, que presentó una ligera disminución. La contribución relativa de las diferentes clases diamétricas también varió entre las categorías de edad sucesional (Figura 13).

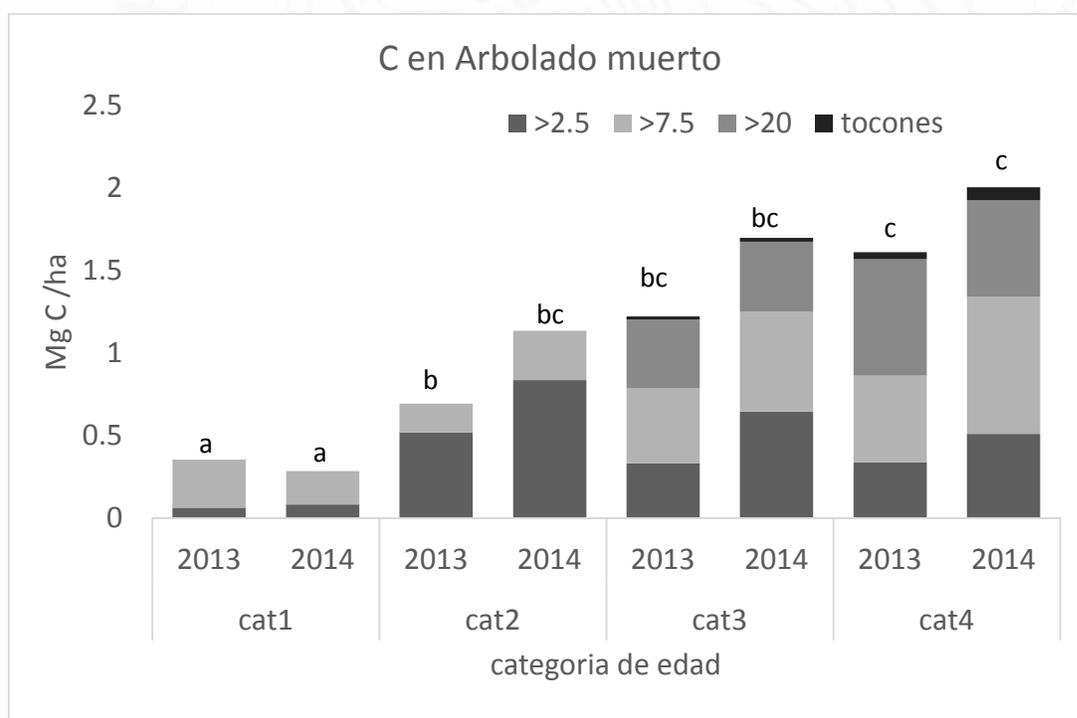


Figura 13. Reservorio de carbono en el arbolado muerto en pie en 2013 y 2014, por categoría de edad sucesional y clase diamétrica.

Estimación del carbono en el material leñoso caído (MLC)

La estimación de la biomasa en el MLC se hizo mediante la ecuación de Van Wagner (1982):

$$C = (k) \times (G) \times \Sigma (D) \times (c) / L$$

Donde

C: biomasa de MLC ($t\ ha^{-1}$); k: Constante equivalente a 1.234, derivada de la densidad del agua y de factores de conversión para obtener la biomasa del MLC en $t\ ha^{-1}$; Dc: Diámetro cuadrático, que es el diámetro intersectado elevado al cuadrado; GE: Gravedad o densidad específica de la madera ($g\ cm^{-3}$); L: longitud del transecto (m); c: Factor de corrección por la pendiente en una base horizontal, se calcula con la siguiente expresión:

$$c = \sqrt{1 + \left(\frac{p}{1} (\%) \right)^2}$$

Para las piezas finas y medianas, para las que se registró la frecuencia por línea, la estimación de biomasa se hizo reemplazando Dc por Dcp (Diámetro cuadrático, que es el diámetro intersectado elevado al cuadrado) en la ecuación anterior.

Finalmente, el valor de biomasa se multiplicó por la concentración de carbono derivada de los datos de laboratorio, para obtener el contenido de carbono en el MLC.

Resultados de las estimaciones

Carbono en MLC utilizando estimadores de razón

La cantidad total de carbono almacenada en el material leñoso caído (MLC) en el área de 3 x 3 km (900 ha) fue de 1,960.4 toneladas, equivalentes a 2.2 t C/ha, con una incertidumbre del 30.3%. La madera muerta (árboles muertos en pie, tocones y MLC) es el reservorio de carbono de menor magnitud en este ecosistema, lo cual podría deberse en parte a un bajo impacto de huracanes (debido a la distancia del SMIC Kaxil Kiuc de las costas, dado que los huracanes pierden fuerza cuando circulan sobre tierra), la ausencia de tala selectiva para la extracción de madera y la práctica de recoger MLC grueso como combustible (leña) que realizan los pobladores locales.

Carbono en MLC utilizando el enfoque de cronosecuencia

El carbono almacenado en el MLC no mostró diferencias significativas entre las categorías de edad sucesional, aunque tendió a ser menor en la categoría más joven (C1: 3-5 años; Figura 14). En general, la clase diamétrica menor (< 2.5 cm) fue la de mayor aporte a este reservorio, especialmente en las categorías sucesionales intermedias y avanzadas (C2-C4). Sin embargo, hay que considerar que este reservorio cambia considerablemente en el espacio y el tiempo debido a la caída de árboles y ramas y su posterior descomposición.

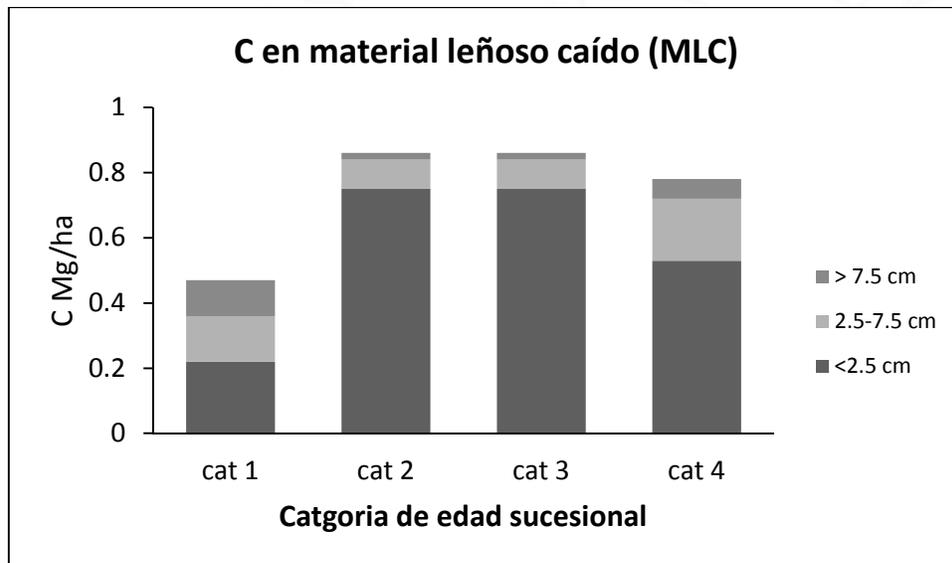


Figura 14. Reservorio de carbono en el material leñoso caído (MLC) en 2013 por categoría de edad sucesional y clase diamétrica. Cat 1: 3-5 años, Cat 2: 10-17 años, Cat 3: 18-25 años, Cat 4: > 25 años de abandono.

CAPÍTULO V. COMPONENTES SUBTERRÁNEOS

Los componentes subterráneos comprenden el suelo, las raíces y el mantillo (residuos orgánicos acumulados sobre el suelo mineral). En los ecosistemas forestales, incluyendo los bosques tropicales, este componente, especialmente el suelo, es un reservorio muy importante de carbono, que frecuentemente es de magnitud similar o mayor que la de la biomasa aérea (Burton y Pregitzer 2008). Los reservorios subterráneos con frecuencia cambian lentamente en el tiempo, pero son susceptibles de liberarse con gran rapidez hacia la atmósfera después de disturbios naturales u ocasionados por los humanos (e.g. incendios, erosión, arado). Por lo tanto, la estimación de estos reservorios es necesaria tanto para cuantificar el almacenamiento real (total) de carbono en el ecosistema, como para entender el potencial de captura de carbono del suelo o su liberación a la atmósfera debido a factores como disturbios, deforestación y reforestación o sucesión, entre otros (Burton y Pregitzer 2008).

El carbono orgánico del suelo (COS) se considera como el carbono presente en los suelos minerales incluyendo raíces finas vivas y muertas que no se pueden distinguir de manera empírica de la parte mineral (IPCC 2006). Es un reservorio de carbono muy importante, ya que se estima que el suelo puede almacenar aproximadamente 69.8 % del carbono orgánico de la biosfera, con un valor cercano a 1,500 Pg ($1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$) a 1 m de profundidad (Schlesinger, 1990; Gifford, 1994; Kern, 1994; Swift, 2001). El suelo puede actuar como fuente o sumidero de carbono, dependiendo del uso y manejo, el clima, la textura y la topografía, (Lal, 1997; Lal, 2005; Zinn et al., 2005).

La biomasa radical es un reservorio de carbono importante y tiene varias funciones como el anclaje al sustrato, la absorción de agua y nutrientes (Pregitzer 2002, Trumbore y Gaudinski 2003, Da- Lun et al. 2010) y la formación de asociaciones simbióticas con hongos y otros organismos del suelo (Bardgett et al. 2014). Paralelamente, representa una de las principales vías de transferencia de carbono hacia el suelo, influyendo en la actividad microbiana y en los procesos de descomposición de la materia orgánica (Janssens et al. 2002).

El mantillo comprende residuos orgánicos como hojas, ramas, frutos, corteza y material leñoso con diámetro $< 5 \text{ mm}$, en diferentes estados de descomposición, que se encuentran acumulados sobre el suelo mineral u orgánico. Puede dividirse en distintas capas, que se diferencian dependiendo el grado de descomposición del material, pero que no siempre están presentes, ya que varían dependiendo del tipo de ecosistema y la temporada del año. Las tres capas orgánicas que se pueden reconocer son: 1) capa L (también nombrada horizonte Oi), caracterizado por ser material poco descompuesto y en donde se pueden identificar claramente los componentes; 2) capa F (horizonte Oe),

mantillo parcialmente descompuesto con estructuras vegetales aún reconocibles; y 3) capa H (horizonte Oa), materia orgánica en estado de descomposición muy avanzado, en donde la identificación del origen de dicho material resulta imposible (Burton y Pregitzer 2008).

A. Diseño de muestreo en campo

En el SMIC Kaxil Kiuic se utilizó el mismo diseño y los mismos puntos de muestreo para obtener las muestras de mantillo, raíces y suelo, empleando el método de cuadros.

Mantillo

En cada conglomerado, se establecieron 4 puntos de muestreo, uno por parcela de 400 m², ubicados a 5.64 m del centro la parcela, en dirección sureste. En la parcela 1 se estableció un cuadro de 50 x 50 cm, mientras que en las demás parcelas se emplearon cuadros de 30 x 30 cm (Figura 15).

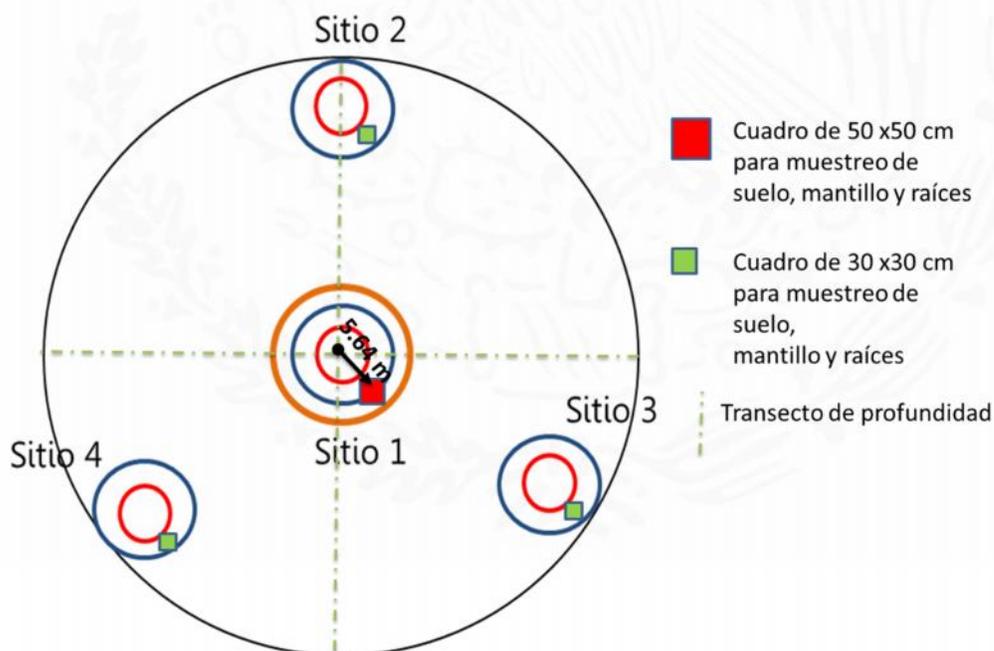


Figura 15. Esquema de ubicación de los puntos de muestreo de mantillo, raíces y suelo, así como de los transectos para medir la profundidad del suelo.

A continuación se enumeran los pasos seguidos para el muestreo de este componente:

1. Sobre el piso forestal se colocó un marco de madera o metal de 30 x 30 cm o de 50 x 50 cm, cuyo centro sea el punto de muestreo. Se identificó la primera capa de mantillo (materia orgánica recién caída) y se subdividió el cuadro en cuatro cuadrantes para medir su profundidad en el centro de cada cuadrante con un flexómetro.
2. Se colectó todo el material de esta primera capa que estaba dentro del área del marco cortando con un cuchillo el perímetro del cuadro y se separó el material leñoso caído (MLC) con diámetro < 0.5 cm; el MLC con diámetro > 0.5 cm **no** se colectó, puesto que ya se lo considera en los transectos de MLC. El material seleccionado se colocó en bolsas de papel debidamente rotuladas.
3. Si la muestra era muy grande, se tomaba una submuestra para llevar al laboratorio. Para ello se tomó el peso fresco de toda la muestra y de la submuestra.
4. Se repitieron los pasos 2 y 3 para las otras dos capas orgánicas del suelo, cuando estaban presentes.
5. Las muestras y/o submuestras que estaban muy húmedas se pusieron a secar parcialmente lo antes posible en el campo, colocándolas en una estufa rústica. Posteriormente se las trasladó al laboratorio para su procesamiento.
6. En el laboratorio se registró el peso húmedo de las muestras utilizando una balanza y se pusieron a secar en horno a 70°C hasta alcanzar peso constante.
7. Se registró el peso seco de cada muestra en una balanza y se hicieron muestras compuestas a nivel de conglomerado y para cada capa. Estas muestras compuestas se molieron y pusieron en bolsas de plástico debidamente rotuladas.
8. Finalmente se tomaron submuestras de 10 g por conglomerado y se enviaron al laboratorio para la determinación de la concentración de carbono, mediante el método de combustión seca con un analizador de carbono orgánico total.

Muestreo de Suelo

Además de los cuadros empleados para el muestreo de los componentes subterráneos, se estableció un transecto en forma de cruz a lo largo del conglomerado, en el cual se registró la profundidad del suelo cada 5 m, para tener información de la distribución de la profundidad del suelo en el conglomerado (Figura 15).

Una vez tomadas las muestras de mantillo, se limpió cuidadosamente la superficie para la toma de la muestra de suelo, eliminando residuos orgánicos.

Las muestras se tomaron a intervalos de 10 cm de profundidad en los primeros 30 cm y de ahí en adelante, en intervalos de 20 cm. Para el sitio 1 se tomaron las muestras en un marco de 50 x 50 cm y en los sitios 2, 3, 4 se realizó con un marco de 30 x 30 cm.

A continuación se enumeran los pasos seguidos para el muestreo de este componente:

1. Se aseguró el marco de muestreo cm con estacas o clavos para evitar que éste se moviera. Con ayuda de una pala plana, una de jardinero y cucharas de albañil, se removió el suelo dentro del cuadro, cuidando de no pasar el límite de cada profundidad. Debido a que la profundidad es variable en este sitio, se anotó la profundidad en cuatro puntos, en el centro de los cuatro cuadrantes del cuadro.
2. Se trató de igualar las paredes del hueco; cuando había un alto contenido de piedras, se procuró que al removerlas no se dejaran huecos que sobrepasen los límites del cubo. Si había una piedra muy grande de la cual sólo una parte se encontraba dentro del hueco, se procuró sustituirla por una de dimensiones parecidas para tomar en cuenta su volumen y/o peso.
3. El material extraído se tamizó con un tamiz de 12 mm de malla; el material que quedó encima, se separó por componente (ej. piedras, raíces y otros residuos orgánicos). Las raíces y residuos orgánicos se llevaron al laboratorio, mientras que las piedras se pesaron o se tomó una submuestra.
4. Se pesó el material previamente tamizado (tamiz de 12 mm) con ayuda de una cubeta o una lona.
5. Sobre una lona, se vació la muestra del material < 12 mm y se homogeneizó, tomando una submuestra representativa más pequeña pero suficiente para los análisis de laboratorio (aproximadamente 500 g). Se registró el peso fresco de la submuestra de suelo con una báscula romana y se puso en una bolsa de plástico debidamente etiquetada.
6. Para estimar la densidad aparente es necesario tener el peso seco del suelo (g) y el volumen (cm³); el peso seco se obtuvo en el laboratorio, en una balanza digital, después de secar el suelo en horno a 70°C hasta alcanzar peso constante.
7. Con el dato del peso seco, se calculó el porcentaje de humedad (% H) usando la siguiente fórmula (Walker, 2010):

$$\% H = \frac{\text{peso humedo} - \text{peso seco}}{\text{peso humedo}} (100)$$

Con este dato se hizo el ajuste de peso seco a la cantidad total de suelo que se obtuvo en el campo (el que pasó por el tamiz).

8. Para estimar el volumen se siguió el siguiente procedimiento: una vez vaciado el hueco, se cubrió con una lona de plástico flexible y se llenó el hueco con perlita, midiendo con un recipiente graduado (en mililitros) el volumen de perlita requerido para llenar el hueco. El

procedimiento se repitió para cada profundidad, teniendo cuidado de marcar el sitio a partir del cual se había medido la profundidad anterior. Se empleó este método para estimar el volumen porque, en la mayoría de los casos, no se tenía un cubo perfecto, debido a la presencia de piedras y/o a la pendiente del terreno.

9. Finalmente, se tomaron aproximadamente 250 gramos suelo para las determinaciones de pH, textura y carbono.

Muestreo de Raíces

En las mismas unidades de muestreo del suelo se tomaron las muestras de raíces. La extracción de raíces se realizó conforme se fue sacando el suelo a las profundidades especificadas anteriormente. Las raíces gruesas se separaron del suelo mineral usando un tamiz de 12 mm, como se explicó anteriormente; las raíces finas que pasaron a través del tamiz fueron separadas en la submuestra de suelo que se llevó al laboratorio.

Cada una de las submuestras de suelo se secó y se tamizó con un tamiz de 2 mm de abertura; las raíces que no pasaron por el tamiz fueron separadas, enjuagadas con agua para eliminar otros componentes y después se colgaron para eliminar el exceso de agua. Una vez escurridas las raíces se separaron en tres categorías de tamaño: < 5 mm, 5-20 mm y ≥ 20 mm. Las raíces de cada categoría se colocaron en bolsas de papel debidamente etiquetadas y se pusieron a secar a 70°C durante 24 horas para obtener el peso seco.

Aquellas raíces gruesas que fueron separadas en el campo, se enjuagaron con agua, se pusieron a escurrir para eliminar el exceso de agua y después se pusieron a secar a 70°C durante 24 horas para obtener su peso seco con una balanza digital.

Después de haber registrado el peso seco de las muestras, se agruparon a nivel de conglomerado, se trituraron con ayuda de tijeras industriales y se molieron. Finalmente, se tomó una submuestra de las raíces molidas, de aproximadamente 10 g, para la determinación de la concentración de carbono (método de combustión seca).

B. Estimación del carbono de los componentes subterráneos

Al igual que con los demás reservorios, la estimación del carbono en los componentes subterráneos se realizó siguiendo dos enfoques: estimadores de razón (en el área de 3 x 3 km alrededor de la torre de flujos) y cronosecuencia (fuera de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc).

Resultados de las estimaciones

Carbono en el mantillo utilizando estimadores de razón

Utilizando el enfoque de estimadores de razón, se obtuvo un total de 4,057 toneladas de carbono en el mantillo en el área de 3 x 3 km (900 ha), equivalentes a 4.5 t/ha, con una incertidumbre del 20.7%.

Carbono en el mantillo utilizando estimadores de razón

En total se recolectaron 147 muestras de mantillo; el contenido de carbono varió de 0.44 a 13.27 Mg/ha, y los valores promedio por conglomerado, de 1.97 Mg/ha en el conglomerado 22 (3-5 años), a 6.02 Mg/ha en el conglomerado 20 (100 años). El carbono en el mantillo varió entre las categorías de edad sucesional ($P < 0.0001$), siendo menor en la categoría 1 (3-5 años), intermedio en las categorías 2 y 3 (10-24 años) y mayor en la 4 (> 25 años de abandono) (Figura 16).

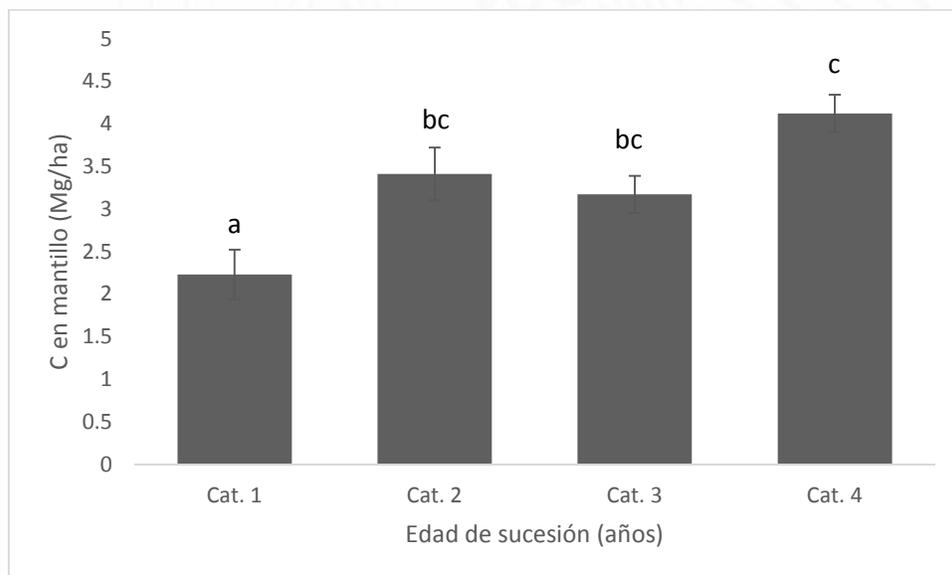


Figura 16. Contenido de carbono (Mg/ha) en el mantillo en las cuatro categorías de edad sucesional en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc. Cat. 1: 3-5 años, Cat. 2: 10-17 años, Cat. 3: 18-25 años, Cat. 4: > 25 años de abandono.

Carbono orgánico del suelo (COS) utilizando estimadores de razón

Se colectaron en total 269 muestras de suelo, en cuatro categorías de profundidad 0-10 (105), 10-20 (88), 20-30 (63), 30-50 (13). El contenido total de carbono orgánico en el suelo (COS) para el área de 3 x 3 km (900 ha) obtenido mediante estimadores de razón solamente para los primeros 30 cm de profundidad fue de 47,486 toneladas, equivalentes a 52.8 t/ha, con una incertidumbre del 14.7%.

Carbono orgánico del suelo (COS) utilizando el enfoque de cronosecuencia

El carbono orgánico del suelo (COS) varió de 0.95 a 70.13 (Mg/ha). Los valores máximos se encontraron en la capa de 0-10 cm de profundidad (70.13 Mg/ha) en las parcelas mayores a 60 años de abandono, y los valores mínimos se encontraron en la capa de 20-30 cm de profundidad (14.20 Mg/ha) en las parcelas de 3-5 años de abandono (Figura 17).

El COS no mostró diferencias significativas entre las categorías de edad de sucesión ($P=0.22$), pero sí entre las capas de profundidad ($P<0.0001$), siendo mayor en la capa más superficial (0-10 cm), comparada con las demás (Figura 17).

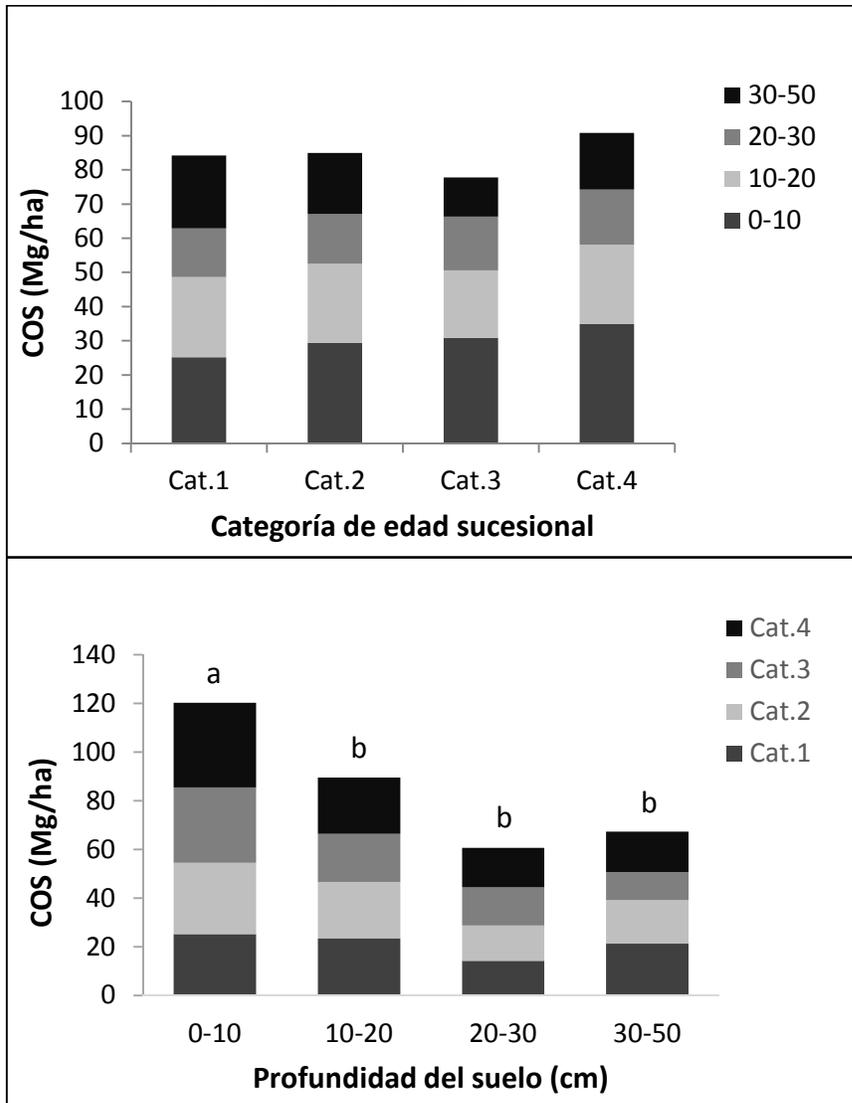


Figura 17. Carbono orgánico promedio (Mg/ha) en el suelo (COS) en cuatro categorías de edad sucesional o tiempo de abandono y en cuatro capas de profundidad en el SMIC Kaxil Kiuc.

Biomasa subterránea (raíces) utilizando estimadores de razón

El contenido total de carbono en las raíces obtenido para el área de 3 x3 km (900 ha) por el método de estimadores de razón fue de 3,880 toneladas, equivalentes a 4.3 t/ha, con una incertidumbre de apenas 3.8%, la más baja de todos los componentes analizados.

Biomasa subterránea (raíces) utilizando el enfoque de cronosecuencia

El contenido total de carbono en las raíces varió de 0.96 a 4.84 (Mg/ha). No se encontraron diferencias significativas entre categorías de edad sucesional (Kruskal Wallis $P=0.126$), aunque el contenido de carbono en las raíces tendió a aumentar con la edad de abandono, de 5.62 Mg/ha en la categoría 1 (3-5 años), hasta 9.67 Mg/ha en la categoría 4 (>25 años) (Figura 18). También se observa que la contribución relativa de las diferentes categorías diamétricas varió entre categorías de edad sucesional, siendo las raíces finas (<5mm de diámetro) las que más carbono aportan en la categoría de edad 1, y las gruesas (especialmente las de >20 mm) las que más aportan en las categorías 3 y 4 (Figura 18).

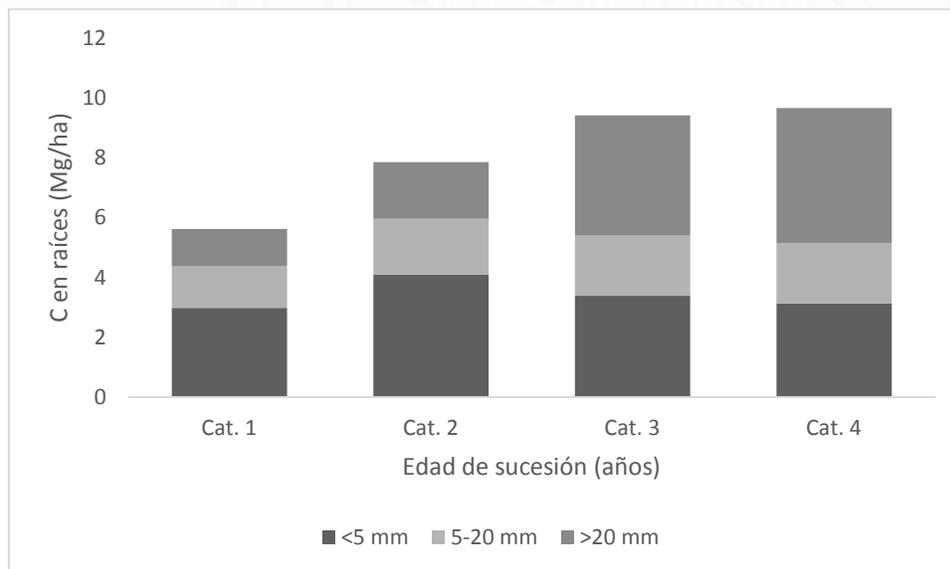


Figura 18. Contenido de carbono en raíces (Mg/ha) en tres categorías diamétricas y cuatro categorías de edad sucesional en el SMIC Kaxil Kuic.

CAPÍTULO VI. FLUJOS DEL CARBONO FORESTAL

Las estimaciones de las emisiones y remociones de gases de efecto invernadero (GEI) en los sistemas forestales normalmente no consideran los flujos de carbono dentro de los ecosistemas (e.g. la producción de hojarasca y la descomposición de la materia orgánica), ni entre el ecosistema y la atmósfera (e.g. fotosíntesis y respiración de las plantas, respiración del suelo, etc.). Esto se debe a que éstos son procesos que requieren de un monitoreo constante y que, en algunos casos, requieren de equipo e infraestructura costosos y con grandes requerimientos técnicos para su uso. Sin embargo, la información que proporciona la estimación de estos flujos es útil, dado que brinda detalles sobre la dinámica del carbono en el corto plazo y puede generar información que sirve como insumo a modelos de la dinámica del carbono, para realizar las estimaciones de emisiones/remociones de GEI, todo ello para disminuir la incertidumbre asociada a las estimaciones. Además, para conocer el balance del carbono en un ecosistema forestal, se requiere conocer el flujo de carbono entre la atmósfera y la biósfera, incluyendo las emisiones asociadas a la respiración de la vegetación y de los componentes subterráneos (i.e. organismos del suelo).

Producción de hojarasca

La producción de hojarasca es la sumatoria de los detritos vegetales (hojas, ramas, flores, frutos, etc.) que caen al suelo durante un periodo de tiempo, expresado en unidades de t ha⁻¹ año⁻¹ o g m⁻² año⁻¹ (del Valle-Arango 2003, Newbould 1967, Proctor 1983, Vitousek 1984). Constituye una de las principales vías mediante la cual el carbono atmosférico, asimilado por medio de la fotosíntesis, pasa al suelo (Pardé 1980, Sala et al. 1988).

La hojarasca actúa como un sistema de entrada de carbono y nutrientes al suelo, considerándose como una fuente básica para el suelo y la biota asociada a este (Isaac y Nair 2006, Vitousek y Sanford 1986). Se estima que alrededor de 80% del total de los bioelementos que ingresan al suelo en los bosques tropicales, se deriva de la hojarasca (León-Rico 2003). Adicionalmente, las tasas de caída y de descomposición de la hojarasca regulan el flujo de energía y de nutrientes, así como la productividad primaria y la formación y mantenimiento de la fertilidad del suelo en los ecosistemas terrestres (Olson 1963). Por lo tanto, la cuantificación de la producción de hojarasca es importante para estimar la cantidad de carbono que pasa de la biomasa aérea a los componentes subterráneos que se incorporan al carbono orgánico del suelo (Cousteaux et al. 1995, Facelli y Pickett 2008, Martín et al. 1996).

A. Diseño de muestreo en campo

Para las estimaciones de los flujos del carbono forestal, se seleccionaron solamente 15 de los 32 conglomerados, debido a limitaciones de recursos humanos y tiempo para el establecimiento y mantenimiento de los estudios y el procesamiento de la gran cantidad de muestras generadas.

Para seleccionar estos 15 conglomerados, se tomaron en cuenta dos factores principales: la edad del rodal y la condición topográfica del terreno. Se consideró la edad sucesional debido a su conocida influencia en la estructura del bosque y en la magnitud de los diferentes almacenes y flujos de carbono, así como por su importancia para poder estimar la tasa de recuperación de la biomasa y el carbono forestal durante el proceso de sucesión secundaria, después de incendios o cambios de uso del suelo (Read & Lawrence 2003, Chazdon et al. 2007, Vargas et al. 2008, Grace et al. 2014). También se consideró la condición topográfica, puesto que ésta también puede afectar la estructura del bosque y la magnitud de los diferentes almacenes y flujos de carbono (Clark & Clark 2000, Segura et al. 2003, Dupuy et al. 2012a,b).

Se seleccionaron 9 conglomerados de 3 diferentes categorías de edad sucesional (3-5 años, 10-17 años y 18-25 años de abandono) –3 conglomerados por categoría. Además, para aquellos conglomerados de más de 60 años de edad ubicados en el área de 3 x 3 km, se seleccionaron otros 6 conglomerados en dos condiciones topográficas (plano o lomerío bajo y cerro). En el Cuadro 4 se presenta una descripción de los 15 conglomerados seleccionados y las coordenadas de su ubicación.

La metodología utilizada para la cuantificación de la producción de hojarasca se basó en colocar trampas de hojarasca, las cuales fueron muestreadas mensualmente; esta es una metodología común para estimar la productividad primaria neta (Vitousek et al., 1994; Berg y Laskowski, 2005; Quinto et al., 2009; González et al., 2008; Rocha-Loredo et al., 2009).

En cada conglomerado se establecieron 12 trampas para la recolección de hojarasca (tres trampas por parcela), ubicadas en tres direcciones (Norte, Este y Oeste), a 6 m de distancia del centro de cada parcela (Figura 19). Cada trampa consistió en una sección circular de 80 cm de diámetro (0.502 cm^2 de área) de poliducto de pvc de media pulgada, sostenida por tres varillas de acero a una altura de 80 cm sobre la superficie del terreno y elaborada con tela de malla fina (apertura de 0.5 mm) para recolectar material vegetal pequeño y permitir, a su vez, la salida del agua de lluvia.

Cuadro 4. Características de los 15 conglomerados seleccionados para flujos de carbono

# de CN	Rango de edad	Condición del terreno	Coordenadas	
22	3-5	plano	228993	2225271
21	3-5	Plano	229550	2225256
23	3-5	Plano/Lomerío	228839	2226075
25	10-17	Plano	229897	2225707
28	10-17	Plano/Lomerío	236619	2219220
26	10-17	Lomerío	237421	2220203
29	17 - >25	Plano	237408	2220501
30	17 - >25	Plano	228496	2226651
31	17 - >25	Lomerío	229379	2224525
5	>60	Cerro/plano	231906	2223568
7	>60	Cerro	231656	2223818
13	>60	Plano	231905	2224817
8	>60	Lomerío	231656	2224068
2	>60	Cerro	232156	2224068
20	>60	Plano/Lomerío	230906	2224818

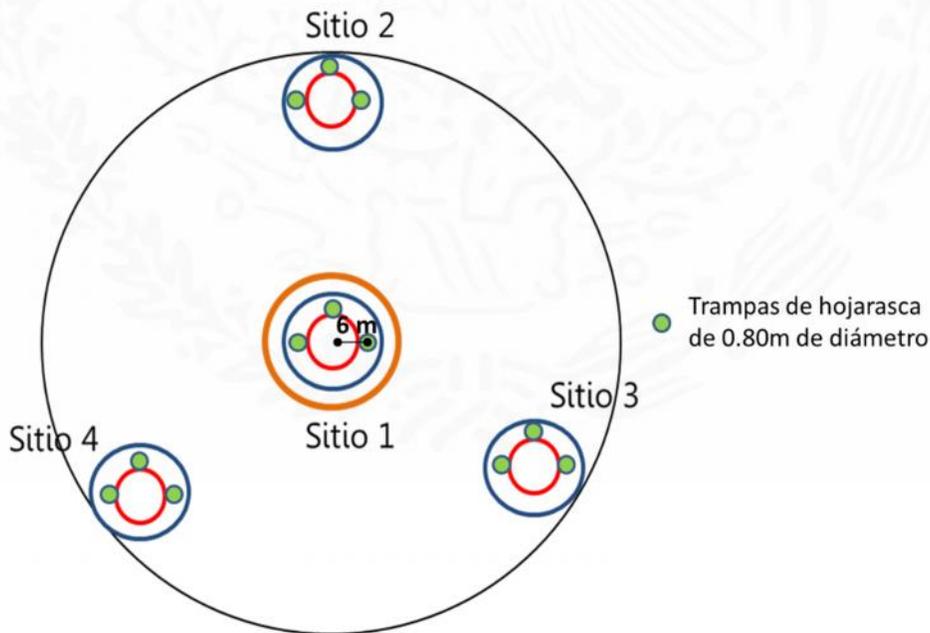


Figura 19. Esquema de distribución de las trampas o canastas para producción de hojarasca en el SMIC Kaxil Kiuc.

Procesamiento de las muestras

Las muestras de hojarasca se recolectaron en campo cada mes y se pusieron en bolsas de plástico debidamente rotuladas, para su traslado al Laboratorio de Ecología del Centro de Investigación Científica de Yucatán. Una vez en el laboratorio, las muestras se colocaron en bolsas de papel y fueron separadas en diferentes componentes (ramas, hojas y estructuras reproductivas, como flores, frutos y semillas), en fracciones gruesas y finas (Cuadro 5). Posteriormente, las fracciones separadas por componente fueron secadas a 70°C en horno hasta alcanzar un peso constante (Martínez y Sarukhán, 1993). Finalmente, se registró el peso seco por cada componente con ayuda de una balanza analítica de precisión y se tomó una muestra de 10 g de cada componente para la determinación de la concentración de carbono.

Cuadro 5. Descripción de los componentes separados en las muestras de hojarasca en el SMIC Kaxil Kiuic.

Componente	Fracción	Detalle
Hojas	Gruesas	Hojas con tamaño mayor a 0.8 cm.
	Finas	Hojas con tamaño menos a 0.8 cm.
Ramas	Gruesas	Ramas con diámetro mayor o igual a 1 cm.
	Finas	Ramas con diámetro menor a 1 cm.
Estructuras Reproductivas		Flores, semillas, frutos, cascaras de frutos.

B. Estimación del carbono de la producción de hojarasca

Con los datos del peso seco de la hojarasca obtenidos en cada uno de los muestreos, se determinó la tasa de producción mensual de hojarasca, calculada mediante la siguiente ecuación (modificada de Honorio y Baker, 2010):

$$P = \frac{P_{s t i d c i t i} (g)}{\text{Áre} d l u t i (5026.56 \text{ cm}^2) \times h_1 d t i d c i (\text{día})} \times \frac{10^8 \text{ C }^2}{1 \text{ ha}} \times \frac{30 \text{ día}}{1 \text{ m}} \times \frac{1 \text{ M}}{10^6 \text{ g}}$$

Posteriormente se multiplicó la biomasa de hojarasca así obtenida por la concentración de carbono de cada componente, para obtener el carbono almacenado.

Toda la información de producción mensual de hojarasca se capturó en hojas de cálculo Excel, y fue revisada para identificar inconsistencias y valores anómalos. Las muestras de

algunas trampas en algunas colectas se perdieron porque no pudieron ser secadas antes de su procesamiento y se pudrieron durante el tiempo en que fueron almacenadas. Al detectar este problema, se tomó la determinación de secar parcialmente en horno las muestras de hojarasca que estuvieran húmedas, previo a su almacenamiento.

Resultados de las estimaciones

Carbono en la producción de hojarasca utilizando estimadores de razón

Utilizando el enfoque de estimadores de razón se obtuvo un total de 2,468.4 toneladas de carbono en la hojarasca producida durante un año (2013 a 2014) en el área de 3 x 3 km (900 ha) alrededor de la torre, equivalentes a 2.74 t/ha, con una incertidumbre del 251.6%. Este valor tan alto de incertidumbre, seguramente se debe a la gran variabilidad en los valores de producción de hojarasca entre trampas y al reducido número de trampas (72) considerado en el área de 3 x 3 km. Al considerar los 15 conglomerados seleccionados para las mediciones de flujos (incluyendo aquellos ubicados fuera del área de 3 x 3 km), la incertidumbre obtenida fue de 19.5%.

Carbono en la producción de hojarasca utilizando el enfoque de cronosecuencia

El carbono que proviene de la producción de hojarasca fue bajo en general y mostró un marcado efecto estacional, con un pico en la temporada de sequía (marzo a mayo) (Figura 20). Además, la producción de hojarasca varió entre las categorías de edad sucesional (Kruskall Wallis, $P < 0.001$), siendo menor en la categoría más joven (3-5 años; 3.7 Mg/ha año), comparada con las demás categorías (6.1-6.6 Mg/ha año), las cuales no variaron entre sí.

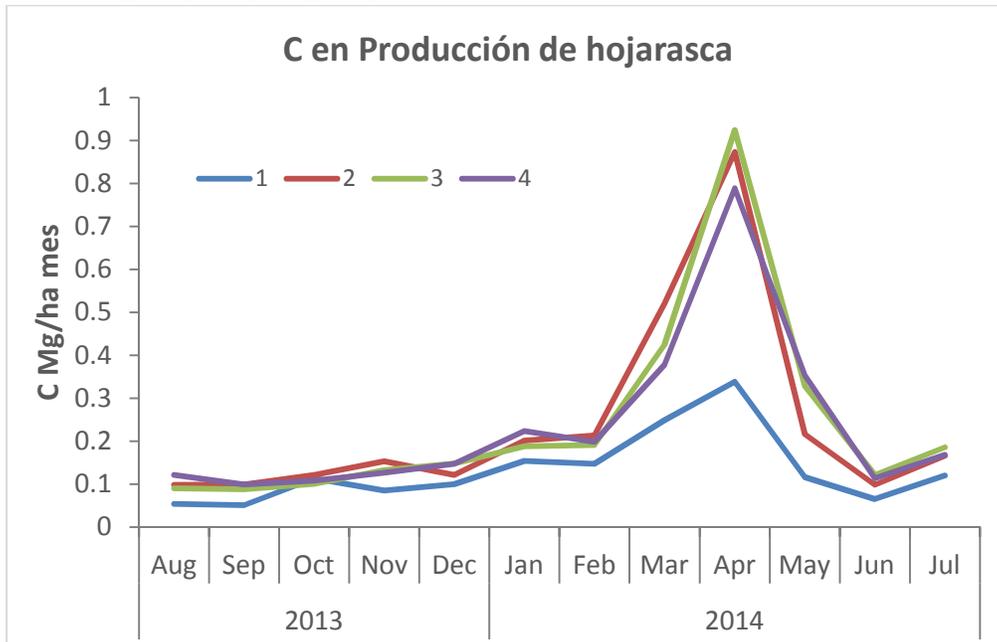


Figura 20. Estimación de contenido de carbono de la producción de hojarasca en la Reserva Biocultural Kaxil kiuc.

Descomposición del material foliar

La descomposición involucra varios procesos que provocan cambios físicos y químicos en la materia orgánica y transforman sus constituyentes básicos en formas inorgánicas que pueden ser asimiladas por las plantas (Chapin III et al. 2002, Swift et al. 1979, Waring y Schlesinger 1985). Estos procesos contribuyen a la transferencia de materia y energía dentro de los ecosistemas (Aber y Melillo 1991); por lo que contribuye a la regulación del ciclo de nutrientes y a mantener la fertilidad del suelo (Del Valle-Arango, 2003; Wang et al., 2008; Anderson, 2005; Xu et al., 2004; Prescott, 2005). Se estima que la mayor parte de la producción primaria neta terrestre regresa al suelo en forma de materia orgánica muerta y se incorpora a este a través de la descomposición (Coleman et al. 2004).

Los principales factores que regulan la descomposición de la hojarasca son el clima (principalmente la humedad y la temperatura), las características de la hojarasca (sus propiedades físicas como la dureza y grosor de la cutícula, y su composición química) y la composición de la comunidad de descomponedores (Coûteaux et al., 1995; Aerts, 1997; Hättenschwiler et al., 2005; Tuomi et al., 2009).

La descomposición de la hojarasca considera cuatro grandes procesos (Singh y Gupta, 1977; Álvarez-Sánchez, 2001): a) trituración, que implica el fraccionamiento de los tejidos;

b) lixiviación, que consiste en la pérdida de compuestos altamente solubles en agua; c) catabolismo (involucra el proceso de mineralización y humificación), es la transformación de los compuestos orgánicos a formas asimilables por las plantas, realizado por microorganismos descomponedores (Aber y Melillo, 1991; Castellanos-Barliza y León, 2011); y d) humificación, es la nueva materia orgánica formada por los microorganismos y contribuye a la calidad/fertilidad edáfica (Berg y McClauherty, 2008).

A. Diseño de muestreo en campo

Uno de los métodos más utilizados para evaluar la descomposición de la materia orgánica, es el de las bolsas de malla, el cual consiste en cuantificar la pérdida de peso del material en un periodo de tiempo (Anderson e Ingram, 1989). Este método fue el que se siguió para obtener la tasa de descomposición de las hojas y la transferencia de carbono al suelo en el SMIC Kaxil Kiuc. Para ello se establecieron tres cuadros para los ensayos de descomposición, tanto de la fracción foliar, como la leñosa, ubicados a 20 m del centro de las parcelas (Figura 21) en los 15 conglomerados seleccionados para las estimaciones de los flujos del carbono forestal.

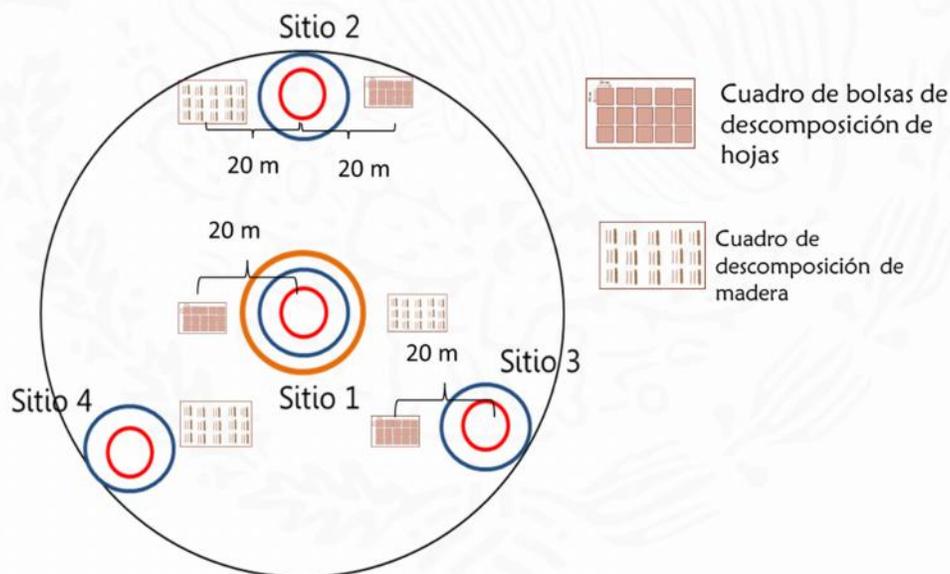


Figura 21. Esquema de distribución de los cuadros para la estimación de la descomposición de la fracción foliar (hojas) y leñosa (madera) en el SMIC Kaxil Kiuc.

Primero se colectó el material foliar senescente de los conglomerados seleccionados; para ello se establecieron varias trampas adicionales de 1x1 m en cada conglomerado y se colectó la hojarasca producida en un mes. Posteriormente, se identificaron las especies representadas en la hojarasca recolectada, se limpiaron y se secaron las hojas en bolsas de

papel a temperatura ambiente durante 5 días. Una vez secas, se colocaron 20 g aproximadamente, en bolsas de malla de tul de 20 x 20 cm con una apertura de 3 mm y se ubicaron 15 bolsas en campo en los cuadros correspondientes (Figura 21), para un total de 45 mallas por conglomerado.

Las bolsas se colectaron cada 15 días en la temporada de lluvias, cuando se espera que la descomposición sea más rápida, y de manera mensual en las demás temporadas. En cada ocasión, se recolectó una bolsa de cada ensayo (tres por conglomerado). Las mallas se colocaron en bolsas de plástico debidamente rotuladas para su traslado al laboratorio. El contenido de las bolsas se lavó suavemente con agua destilada en caso de que presentara sedimento pegado a las bolsas; posteriormente se secó en horno a 70°C durante 48 horas y luego se pesó el contenido de la bolsa en una balanza analítica para obtener el peso seco de la muestra.

B. Estimación de la tasa de descomposición de la hojarasca

Con los datos de peso seco se calculó el porcentaje de masa remanente y se estimó la constante anual de descomposición (K), así como el tiempo requerido para que se descomponga el 50 y el 95% de las hojas. Para estimar la constante de descomposición de las hojas (k) se utilizó una regresión enfocada en la primera etapa de descomposición y una ecuación de descomposición con exponencial negativo:

$$X_t/X_0 = e^{-kt}$$

Donde X_t/X_0 es la proporción de masa original restante en el tiempo t, y k es la constante de descomposición (Karberg *et al.*, 2008). La constante k, puede ser calculada mediante el ajuste del modelo exponencial negativo con un gráfico de dispersión de X_t/X_0 contra el tiempo.

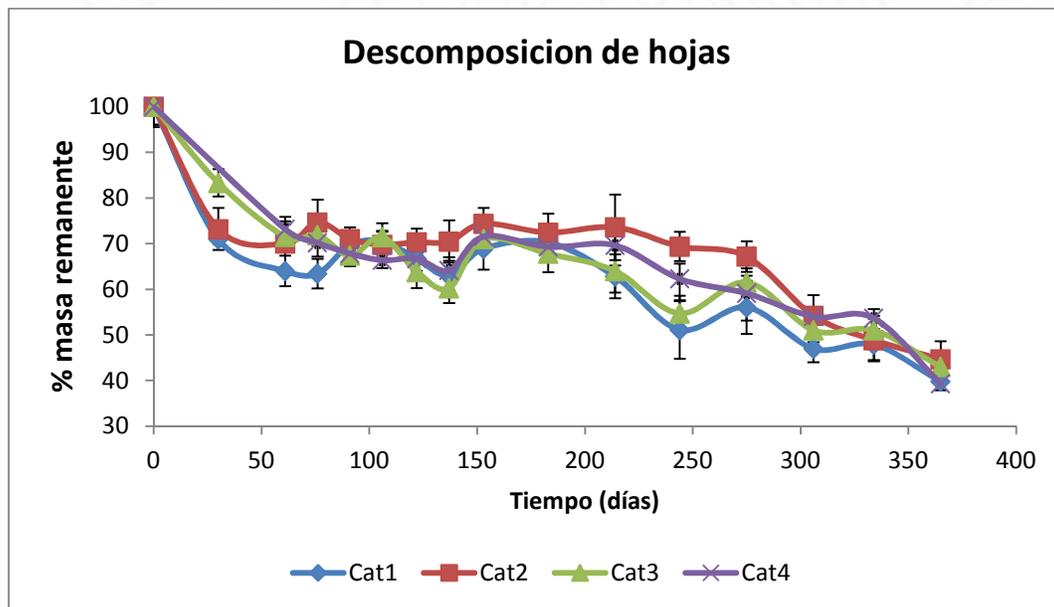
Resultados de las estimaciones

Las constantes (k) de descomposición de hojas no mostraron diferencias significativas entre las categorías de edad sucesional (ANOVA, $p_{(11,1.96)}=0.1989$) y variaron en promedio de 0.0157 en la categoría 3 (18-25 años) a 0.0184 en la categoría 2 (10-17 años). Con base en estos valores, se estima que se emitirían a la atmósfera entre 5.33 y 10.38 Mg de C/ha (correspondientes al 95% del carbono contenido en la hojarasca), en un lapso de 0.45 a 0.53 años. (Cuadro 6).

Cuadro 6. Biomasa de hojarasca, tasa de descomposición (K) y tiempo de liberación del 95% del carbono reservorios en las hojas.

Categoría de edad	Mg /ha	K	R2	T0.50 %	Mg C/ha	T95%	Mg C/ha
1 (3-5 años)	4.5	0.0160	0.954	0.124	2.80	0.52	5.33
2 (10-17 años)	7.3	0.0184	0.977	0.108	5.04	0.45	9.58
3 (18-25 años)	7.7	0.0157	0.967	0.124	5.46	0.53	10.38
4 (> 25 años)	7.2	0.0165	0.973	0.117	8.99	0.50	8.99

El porcentaje promedio de peso remanente de hojas no mostró una tendencia clara de variación con la categoría de edad sucesional (Figura 22). Las tasas de descomposición de hojas de todas las categorías de edad sucesional se correlacionaron positivamente con la precipitación ($P < 0.05 = r > 0.8$), pero no con la temperatura.



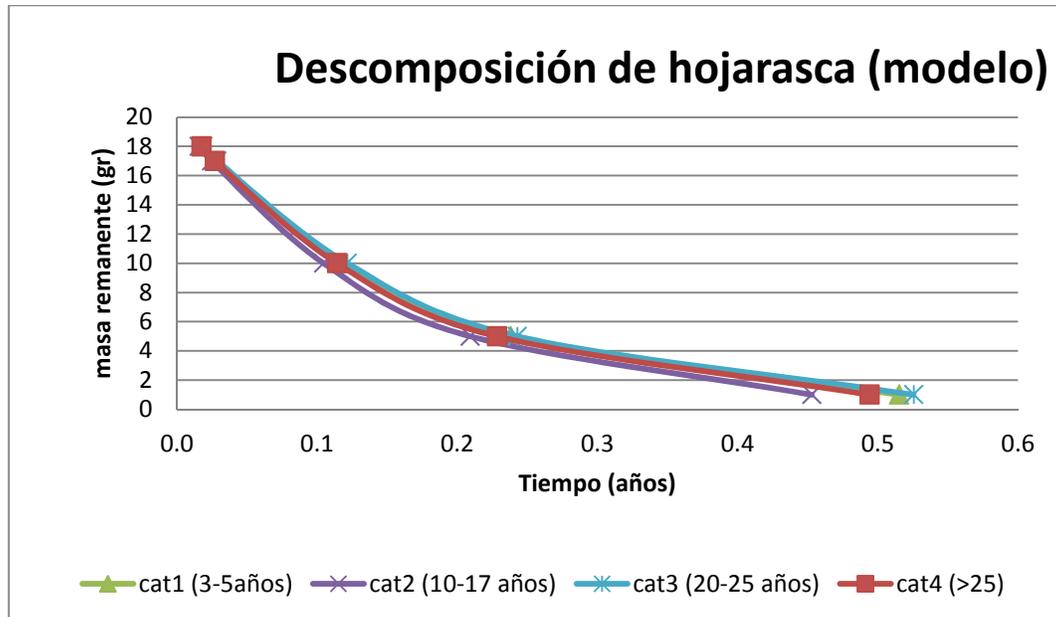


Figura 22. A) porcentaje masa remanente en la descomposición de hojas durante el 2014 en la reserva de Kaxil kiucic. B) Modelo de la descomposición de masa remanente de hojas

Descomposición del material leñoso

La ocurrencia de disturbios naturales a gran escala como el impacto de huracanes y otros a pequeñas escalas como la caída de árboles senescentes trae como resultado la caída de ramas al suelo forestal. La presencia de ramas sobre el suelo es relevante como hábitat de diversas especies de fauna y como reservorio de nutrientes y carbono a mediano y largo plazo (Abbott et al. 1982).

La descomposición del material leñoso, al igual que la del material foliar, es afectada por factores climáticos (temperatura y humedad), las propiedades del suelo (dureza, textura, entre otros), la variedad y cantidad de organismos descomponedores, así como la calidad del material vegetal (Swift et al., 1979; Lavelle et al., 1993; Coûteaux et al., 1995; Aerts, 1997; Hättenschwiler et al., 2005; Tuomi et al., 2009). La tasa descomposición de las ramas en bosques naturales con dosel cerrado, es también influenciada por la incidencia de radiación solar al piso forestal, la posición de las ramas sobre la hojarasca, su tamaño y dureza (Khalid y Anderson, 2000; Lim y Zaharah, 2000; Khalid y Zakaria; 2000).

A. Diseño de muestreo en campo

Dado que la dureza de la madera y las características anatómicas particulares de cada especie afectan la descomposición del material leñoso, para este componente se tomó en cuenta la composición de especies dominantes en cada conglomerado, así como la

densidad específica de la madera. Primero se seleccionaron las especies más importantes o representativas de cada categoría de edad sucesional o condición topográfica. Para ello, se calculó el índice de valor de importancia como la sumatoria de la densidad relativa, el área basal relativo y la frecuencia relativa de los conglomerados seleccionados, procurando que las especies estuvieran presentes en los tres conglomerados de cada categoría o condición. Además, y para relacionar los resultados de este ensayo con los de material leñoso caído (MLC), se tomó en cuenta la densidad de la madera de las especies seleccionadas, considerando tres categorías de dureza (determinadas a partir de los percentiles de la densidad de madera de 73 especies para las cuales se disponía de información):

Blando= 0-0.33 g/cm³.

Intermedio=0.34-0.66 g/cm³.

Duro=0.67-1.0 g/cm³.

En el Cuadro 7 se muestran las especies seleccionadas en cada categoría o condición y su respectiva categoría de dureza de la madera. Para cada una de estas especies, se seleccionaron árboles vivos ubicados fuera de los sitios de medición y se cortaron ramas de 30 cm de largo en tres categorías de diámetro: finos (0.5 ≤ d < 2.5 cm); medianos (2.5 ≤ d < 7.5 cm) y gruesos (≥ 7.5 cm). De esta manera, este ensayo de descomposición consideró varios factores: la categoría de edad sucesional de las selvas, la categoría de tamaño de las ramas, la categoría de densidad de la madera de tres especies por categoría de edad sucesional. Se colocaron 3 cuadros de descomposición de madera en cada uno de los 15 conglomerados seleccionados para las mediciones de flujos de carbono (Figura 21).

Cuadro 7. Especies con mayor Valor de importancia de los 15 conglomerados seleccionados.

Rango de edad (años) o condición topográfica	IVI 1 (dureza)	IVI 2 (dureza)	IVI 3 (dureza)
3-5	<i>Piscidia piscipula (I)</i>	<i>Lysiloma latisiliquum (B)</i>	<i>Bursera simaruba(B)*</i>
10-17	<i>Bursera simaruba(B)</i>	<i>Piscidia piscipula (I)</i>	<i>Neomillspaughia emarginata (D)</i>
18-25	<i>Bursera simaruba (B)</i>	<i>Caesalpinia gaumeri (D)</i>	<i>Vitex gaumeri (I)</i>
>25 (Plano)	<i>Bursera simaruba (B)</i>	<i>Caesalpinia gaumeri (D)</i>	<i>Gymnopodium floribundum (I)</i>
>25 (Cerro)	<i>Bursera simaruba (B)</i>	<i>Thouinia paucidentata (D)</i>	<i>Piscidia piscipula (I)</i>

*= se tiene dos intermedios porque las especies duras no presentan un IVI muy bajo para considerarlas; B= Blanda, I= Intermedia, D= Dura.

La colecta de muestras de madera se llevó a cabo cada dos meses para la categoría diamétrica fina, cada 3 meses para la mediana y cada 6 meses para la gruesa; se tomó una pieza de cada especie de los cuadros (3 piezas de cada especie por conglomerado) y se llevó al laboratorio en una bolsa de plástico debidamente rotulada. En el laboratorio, las muestras se secaron a 70°C en horno para eliminar la humedad del ambiente y las termitas. Posteriormente, se pesaron las piezas en una balanza digital para obtener el peso seco de cada pieza.

Para estimar la gravedad específica de la madera, a cada muestra de 30 cm de largo se le cortó una rodaja de 5 cm de un extremo, la cual se empleó para estimar el volumen por el método de desplazamiento de agua. Posteriormente se calculó la densidad específica dividiendo el peso seco entre el volumen. Finalmente, se trituró y molió una muestra de madera de cada especie por categoría de diámetro y condición de edad sucesional o posición topográfica y se envió una submuestra de 10 g para la determinación de la concentración de carbono.

B. Estimación de la tasa de descomposición del material leñoso

Para estimar la tasa de descomposición del material leñoso se empleó la misma ecuación utilizada para calcular la descomposición de la hojarasca.

Resultados de las estimaciones

Las ramas más grandes ($d_n > 7.5$ cm) son las que mayor contenido de carbono en madera muerta tienen y también son las que se descomponen más lentamente (0.6 a 0.63 años para que se descomponga el 95% del carbono (Cuadro 8)-. Las ramas finas y medianas se descomponen más rápidamente (0.47 a 0.53 años).

Cuadro 8. Tasas de descomposición (K) de ramas y tiempo de liberación del carbono por categoría de tamaño de las ramas y de edad de sucesión.

Cat	Cat	k	t50 (años)	MG C/ha	t95 (años)	MG C/ha
Fino	Cat1	0.0166	0.115	0.095	0.497	0.181
	Cat2	0.0174	0.109	0.331	0.472	0.629
	Cat3	0.0173	0.110	0.351	0.476	0.666
	Cat4	0.0174	0.110	0.243	0.476	0.461
mediano	Cat1	0.0157	0.123	0.064	0.531	0.122
	Cat2	0.0168	0.113	0.042	0.491	0.079
	Cat3	0.0166	0.116	0.044	0.500	0.084
	Cat4	0.0160	0.120	0.092	0.519	0.176
Grueso	Cat1	0.0131	0.146	0.049	0.632	0.092
	Cat2	0.0139	0.138	0.012	0.597	0.023
	Cat3	0.0137	0.140	0.011	0.604	0.021
	Cat4	0.0132	0.145	0.027	0.629	0.052

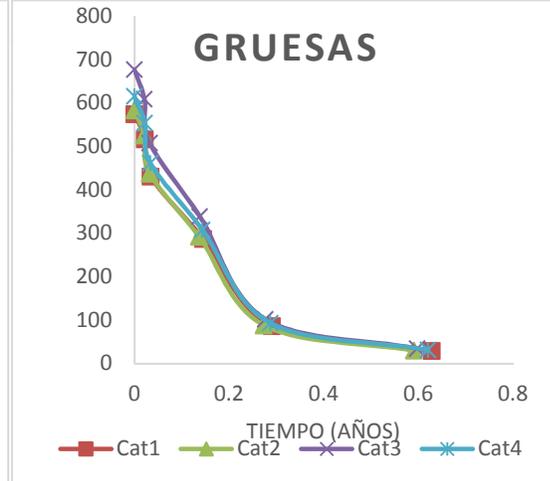
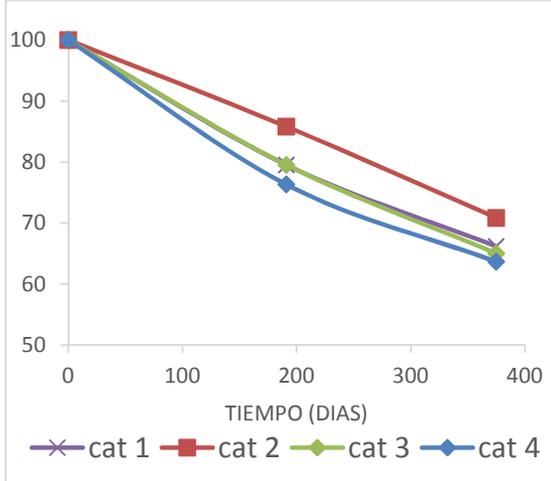
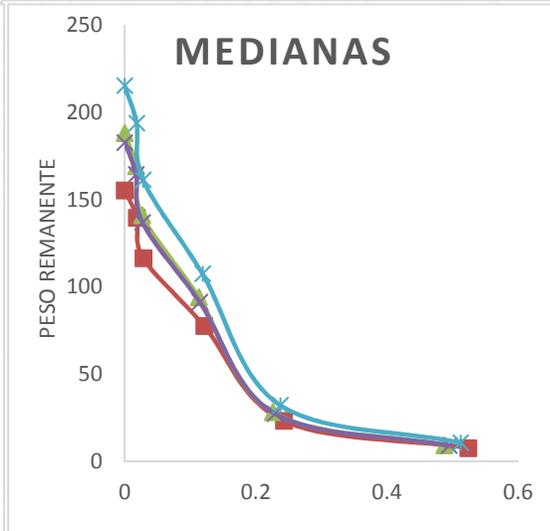
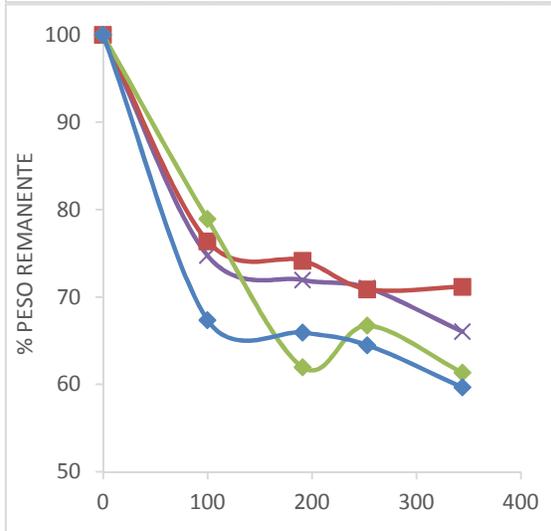
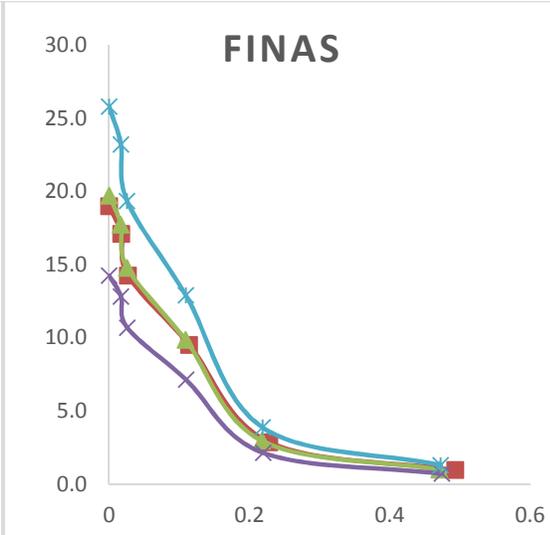
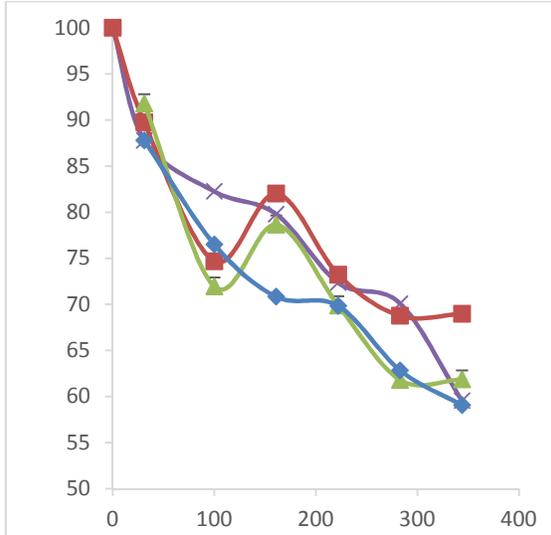


Figura 23. Porcentaje de pérdida de masa remanente en la descomposición de ramas finas, medianas y gruesas durante el 2014 en la reserva de Kaxil kiuc. Las gráficas del lado izquierdo muestran los ajustes de los datos crudos, mientras que las de la derecha representan los ajustes de los modelos obtenidos con los valores de k.

El porcentaje promedio de peso remanente de material leñoso no mostró una tendencia clara de variación temporal con respecto a la edad de sucesión, aunque sí se encontró un efecto significativo del tamaño de las ramas, siendo más lenta la disminución del remanente en las ramas de mayor diámetro (Figura 23).

En este ensayo se observó que muchas ramas de *Bursera simaruba* (densidad de madera blanda), *Thouinia paucidentata* (dura) y *Caesalpinia gaumeri* (dura) fueron consumidas por termitas, lo cual afectó las estimaciones de descomposición, haciendo que se libere más rápido el carbono (Hoover et al, 2008.)

Producción de raíces

Las raíces son un componente importante de la productividad primaria neta (PPN), de la cual representan aproximadamente un tercio (Jackson et al. 1997, Vogt et al. 1998, Da-Lun et al. 2010), y del flujo de carbono o respiración del suelo. Están involucradas en el control de flujos de nutrientes hacia el suelo y además juegan un rol ecológico importante dentro de los ecosistemas, proveyendo agua y nutrientes a las plantas. Por ello, es de gran importancia conocer y entender la dinámica de las raíces, su función y los patrones espaciales y temporales de su producción, dentro de los ecosistemas terrestres.

Por ser un componente que implica un gran esfuerzo en su muestreo, no se tienen muchos datos sobre la dinámica de las raíces. Existen distintas metodologías para dar seguimiento a esta dinámica, entre ellas los minirizotrones. Esta es una metodología visual no destructiva en la que se inserta en el suelo un tubo transparente, el cual cuenta con un sistema de procesamiento de vídeo (mini cámaras) para almacenar y analizar las imágenes grabadas (Polomski y Kuhn 2002). Estas cámaras capturan imágenes fotográficas del crecimiento de las raíces finas a diferentes profundidades y pueden ser medidas directa y repetidamente en el mismo segmento de suelo (Polomski y Kuhn 2002, Vogt et al. 1998).

Los minirizotrones permiten obtener información sobre características cuantitativas como longitud, densidad, dinámica, propagación de raíces laterales y clasificación en clases diamétricas (McMichael y Taylor 1987, Vogt et al. 1998). Además dan información cualitativa como color, porcentaje de suberización, ramificación de raíces, patrones de senescencia, parasitismo y simbiosis (Hendrick y Pregitzer 1993, Majdi et al. 1992).

A. Diseño de muestreo en campo

Para estimar la producción de raíces finas se instalaron 12 minirizotrones en total; 6 en sitios planos y 6 en cerros. Para ello se seleccionaron cuatro conglomerados dentro del área de 3 x 3 km y una parcela por conglomerado (dos en zonas planas y dos en cerros) y se instalaron tres minirizotrones por parcela.

Los minirizotrones se instalaron a una distancia de un metro del punto de muestreo de suelo en tres direcciones (Norte, Oeste y Este), con una inclinación de 45°. Para los sitios planos se cavó un triángulo, como se ilustra en la imagen inferior izquierda de la figura 24, tratando de causar la menor perturbación posible en el lugar donde se insertó el tubo.



Figura 24. Ejemplo de la instalación de los minirizotrones en los conglomerados en zonas planas, mostrando la orientación de los mismos con respecto al punto de muestreo de suelo en el SMIC Kaxil Kiuic.

Para los sitios de cerro se intentó hacerlo del mismo modo (Figura 25), pero donde no se pudo cavar el triángulo se cavó un rectángulo y después de colocar el tubo, se acomodó el material que se sacó (suelo, piedras y raíces).



Figura 25. Ejemplo de minirizotrones instalados en cerros en el SMIC Kaxil Kiuic.

B. Estimación de la producción de raíces

Para estimar la producción de raíces finas se deben tomar y procesar fotografías de las cámaras de los minirizotrones a determinados intervalos de tiempo. Sin embargo, antes de esto es necesario permitir que se establezca el sistema después de la perturbación ocasionada por la instalación de los minirizotrones. El tiempo requerido para ello varía según las condiciones climáticas, el tipo de suelo y de ecosistema. En el SMIC Kaxil Kiuic, se empezaron a tomar las primeras fotos un mes después de instalados los minirizotrones.

Resultados de las estimaciones

Las primeras fotos de los 12 tubos de minirizotrones establecidos (6 en cerro y 6 en plano), se tomaron un mes después de su instalación. Se tomaron varias fotos de dos caras (norte y sur) en cada tubo obteniendo un total de 454 imágenes de los 12 tubos. En el Cuadro 9 se muestra el número de fotos por tubo.

Cuadro 9. Características de los sitios seleccionados para la medición de producción de raíces finas y número de fotos tomadas por tubo.

CONGLOMERADO	SITIO	CONDICION	TUBO	Nº DE IMAGENES
8	4	PLANO	1	45
8	4	PLANO	2	33
8	4	PLANO	3	29
7	4	PLANO	4	40
7	4	PLANO	5	44
7	4	PLANO	6	45
2	1	CERRO	7	30
2	1	CERRO	8	44
2	1	CERRO	9	36
5	2	CERRO	10	23
5	2	CERRO	11	41
5	2	CERRO	12	44

El número de imágenes varió debido a que los tubos no se pudieron colocar de manera homogénea, por las particularidades de cada sitio. En la mayoría de las imágenes se observa la presencia de raíces pero no se sabe si están vivas o muertas. También se observan espacios vacíos y agregados de suelo (Figura 26), lo cual posiblemente se deba a la reciente perturbación del suelo. Se espera que, con las primeras lluvias, el suelo se estabilice y se compacte reduciendo los espacios vacíos.

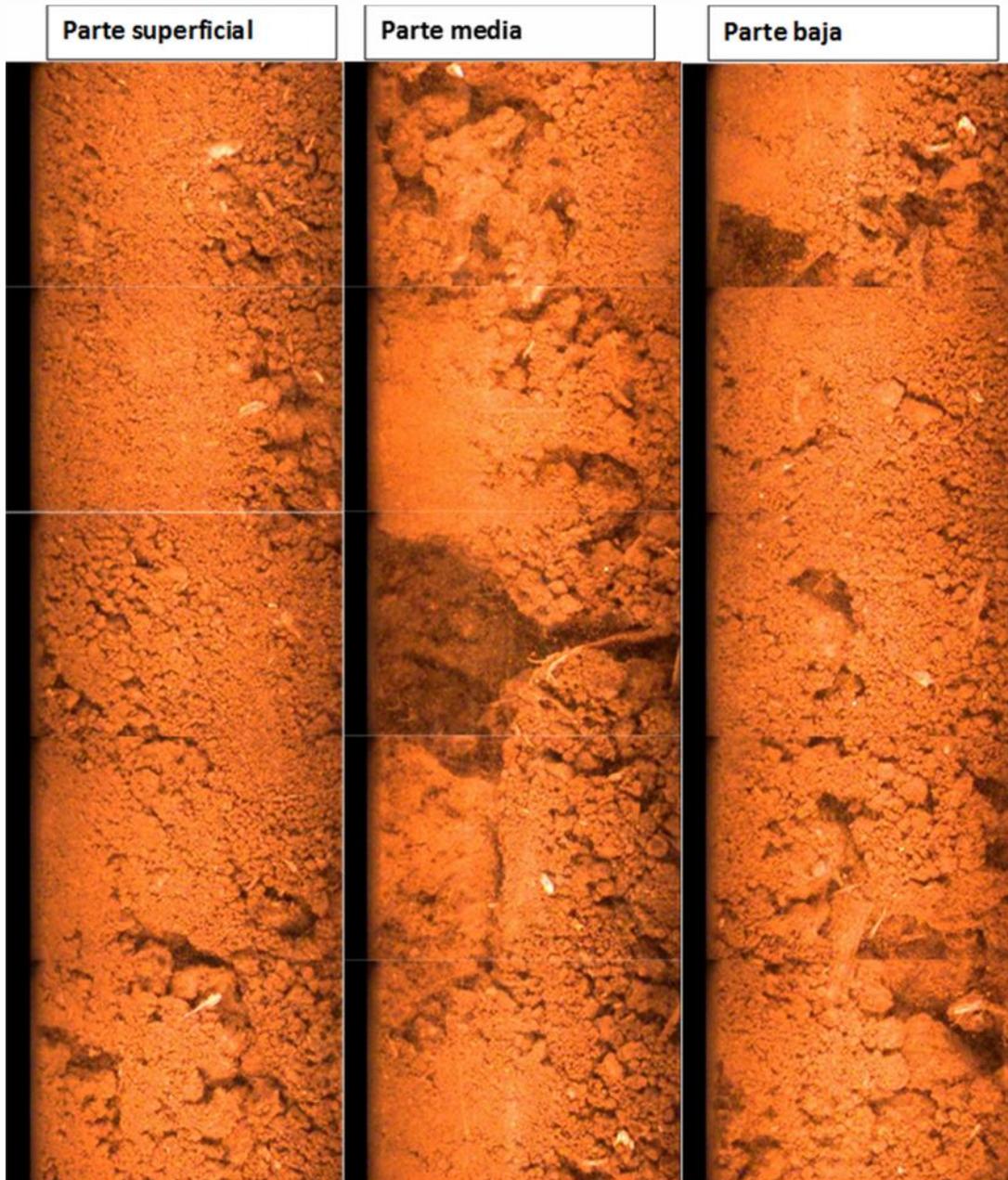


Figura 26. Ejemplo de una vista del lado norte de un minirizotrófon colocado en el conglomerado 8 (plano) en el SMIC Kaxil Kiuc.

Flujo de carbono del suelo

Una de las principales salidas de carbono de los ecosistemas forestales se debe a la difusión del dióxido de carbono (CO_2) del suelo hacia la atmósfera, y deriva de la respiración de las raíces y de los organismos como bacterias, hongos y diversos grupos de animales que habitan el suelo. Este fenómeno es conocido como flujo de carbono del suelo, respiración del suelo o evolución de CO_2 (Raich y Schlesinger 1992, Luo y Zhou 2006).

El flujo de carbono del suelo de los ecosistemas forestales varía en el espacio y tiempo; su variación espacial está asociada a diferencias en el tamaño de los árboles, la temperatura y la humedad del suelo, la biomasa de bacterias y raíces, el tipo de suelo, la cantidad de mantillo y la condición topográfica (Adachi et al. 2006, Epron et al. 2006, Kosugi et al. 2007, Katayama et al. 2009, Bréchet et al. 2011, Takahashi et al. 2011, Bae et al. 2013, Ryan y Law 2005, Song et al. 2013). La variación temporal del flujo de carbono del suelo está influenciada por la temperatura y la humedad del suelo, la precipitación y la actividad fotosintética de las plantas (Raich y Schlesinger 1992, Raich et al. 2002, Parkin y Kaspar 2003, Adachi et al. 2009, Ruehr et al. 2010, Kume et al. 2013, Ming et al. 2014). Debido a que la variación espacial en el flujo de carbono del suelo es importante tanto en distancias menores a un metro como de varios metros (Davidson et al. 2002), y a que la variación temporal puede ocurrir tanto entre horas de un mismo día como entre semanas, estaciones o años, es importante considerar los factores espacio-temporales que afectan al flujo de carbono del suelo de un ecosistema cuando se pretende estimar el flujo a escala del paisaje.

A. Diseño de muestreo en campo

Para realizar las mediciones del flujo de carbono, la temperatura y el contenido volumétrico de agua del suelo, en el SMIC Kaxil Kiuic se seleccionaron parcelas donde se están realizando los experimentos de descomposición de material foliar y leñoso y donde existen trampas de hojarasca, con el fin de obtener información completa y complementaria de los diferentes flujos de carbono.

Se insertaron en el suelo anillos de policloruro de vinilo (PVC) con medidas específicas para poderse acoplar al sistema de la cámara del instrumento: 20 cm de diámetro, 8 cm de altura y 1.5 cm de espesor. Los anillos de PVC se insertaron en el suelo en agosto 2014 en las parcelas seleccionadas. En un muestreo preliminar, se insertaron 3 anillos por parcela con una separación mínima de 2 m entre cada uno de ellos en una distribución

triangular y lejos de troncos de árboles. El número de anillos en las parcelas y conglomerados se muestra en el cuadro 10.

Cuadro 10. Localización y número de anillos de PVC instalados inicialmente para la medición del flujo de carbono del suelo en el SMIC Kaxil Kiuic.

No. Conglomerado	No. Parcela	No. de anillos
1	1	3
7	4	6
8	2	3

B. Estimación del flujo de carbono del suelo

Las mediciones del flujo de carbono, la temperatura y el contenido volumétrico de agua del suelo se realizan con el sistema automatizado para flujo de CO₂ en suelos LI-8100A (LI-COR), el cual tiene acoplados sensores para la medición de la temperatura y la humedad del suelo.

Con base en el análisis de los resultados de las mediciones de 2014 (septiembre – diciembre) se encontró poca variación de los valores de flujo dentro de cada parcela; incluso entre parcelas tampoco hubo mucha variación. Sin embargo, se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las mediciones mensuales, con una disminución gradual de todas las variables. Los datos se presentan en el cuadro 11.

Cuadro 11. Flujo de carbono, temperatura y contenido volumétrico de agua del suelo en los meses de septiembre a diciembre de 2014 en el SMIC Kaxil Kiuic.

Mes	Flujo de carbono del suelo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	Temperatura del suelo ($^{\circ} \text{C}$)	Contenido volumétrico de agua del suelo (%)
Septiembre	6.617	25.9	27
Noviembre	4.467	23.2	14
Diciembre	2.307	21.6	09
Total	4.079	23.2	15

Con base en estos resultados preliminares, se decidió reducir el número de anillos en cada parcela e incluir una mayor cantidad de parcelas y conglomerados. Además, se decidió contrastar el flujo entre parcelas consideradas de *lomerío* con parcelas consideradas como de *plano*, pues en 2014 sólo se habían elegido parcelas de plano. El diseño de muestreo actual se muestra en el cuadro 12.

Cuadro 12. Localización y número de anillos de PVC definitivos para la medición del flujo de carbono del suelo en el SMIC Kaxil Kiuic.

No. Conglomerado	No. Parcela	No. de anillos	Condición
1	1	6	Ambos
7	4	6	Ambos
8	2	3	Plano
8	4	3	Borde loma
13	1	3	Plano
13	2	3	Borde loma

Resultados de las estimaciones

Al igual que en 2014, en ninguno de los meses posteriores se observaron diferencias significativas entre las parcelas, pero sí entre los meses. En enero se obtuvo el mayor flujo de carbono del suelo y en abril el menor, el flujo promedio de los tres primeros meses de 2015 fue de $2.1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. La disminución en el flujo de carbono del suelo a través de los meses estuvo acompañada de una disminución en la humedad del suelo y un aumento en su temperatura, lo cual coincide con la estacionalidad del SMIC de Kaxil Kiuic. Los datos de estos meses en las diferentes condiciones se muestran en el Cuadro 13.

Cuadro 13. Flujo de carbono, coeficiente de variación (CV) del mismo, temperatura y contenido volumétrico de agua del suelo de enero a abril de 2015 en el SMIC Kaxil Kiuc.

Mes	Condición respecto a lomas	Flujo de carbono del suelo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	CV flujo de carbono del suelo	Temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$)	Contenido volumétrico de agua en el suelo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)
Enero	Lejos	2.9 ± 0.7	23.7	23.2 ± 0.6	0.11 ± 0.04
	Borde	2.9 ± 0.6	20.8	23.1 ± 0.3	0.10 ± 0.03
	Total	2.9 ± 0.6	21.6	23.2 ± 0.5	0.11 ± 0.03
Marzo	Lejos	1.9 ± 0.4	20.2	26.5 ± 0.9	0.08 ± 0.03
	Borde	2.6 ± 0.7	25.5	26.5 ± 1.1	0.08 ± 0.05
	Total	2.2 ± 0.6	29.2	26.5 ± 1	0.08 ± 0.04
Abril	Lejos	1.1 ± 0.4	34.3	29.3 ± 1.3	0.03 ± 0.01
	Borde	1.5 ± 0.4	26.7	29.3 ± 1.3	0.03 ± 0.01
	Total	1.3 ± 0.4	31.9	29.3 ± 1.3	0.03 ± 0.01
Total	Lejos	1.9 ± 0.8	44.3	26.7 ± 3	0.07 ± 0.04
	Borde	2.3 ± 0.8	36.5	26.6 ± 3	0.07 ± 0.05
	Total	2.1 ± 0.8	40.9	26.6 ± 3	0.07 ± 0.04

Al conjuntar los datos de 2014 con los de 2015 (Figura 27), se puede observar que el flujo de carbono del suelo ha disminuido desde septiembre de 2014 hasta abril del 2015, y que el flujo sigue una tendencia muy similar a la que sigue la humedad del suelo en los distintos meses.

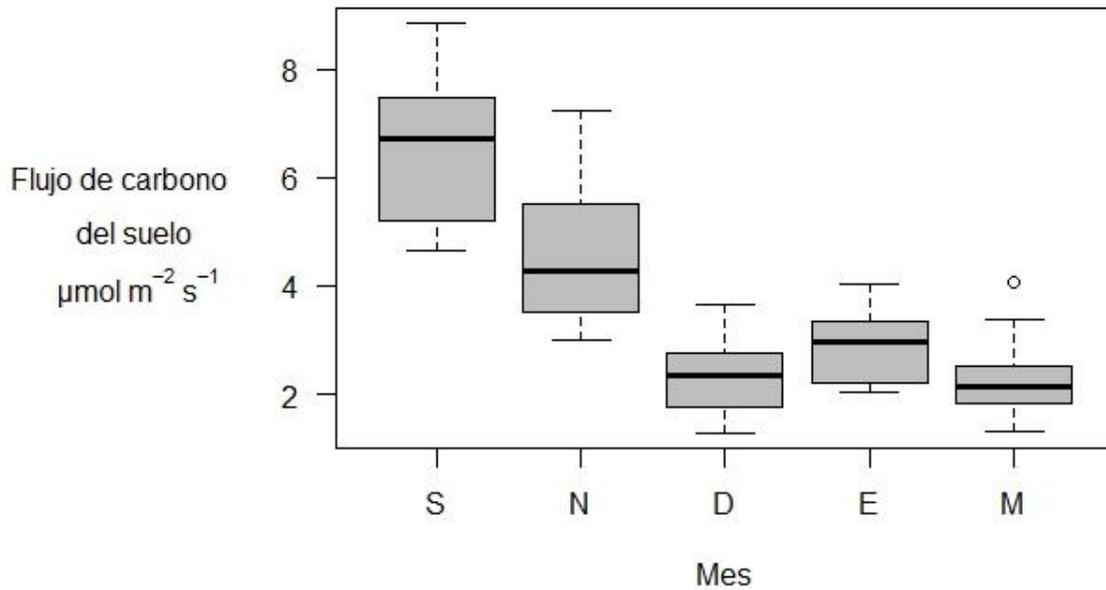


Figura 27. Flujo de carbono del suelo de septiembre de 2014 (S) a marzo de 2015 (M) en el SMIC Kaxil Kiuic. La línea negra al interior de las cajas corresponde a la mediana.

Al comparar el flujo de carbono del suelo entre puntos de medición lejos o cerca de lomas de parcelas sin lomas se observaron diferencias en el flujo únicamente durante marzo (Figura 28), las cuales no pudieron atribuirse a diferencias en la temperatura y la humedad del suelo entre sitios cerca o lejos de lomas. Se cree que las diferencias en el flujo por la cercanía a las lomas podrían deberse a diferencias en la composición de especies arbóreas o en las características del suelo, por lo que falta evaluar la información ya recolectada.

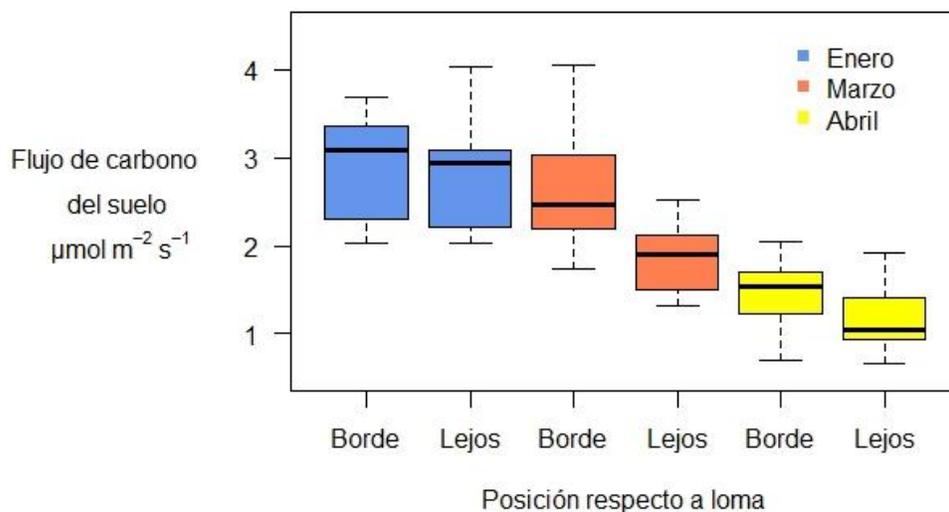


Figura 28. Flujo de carbono del suelo de enero a marzo de 2015 en sitios ubicados en el borde o lejos de lomas en el SMIC Kaxil Kiuic.

CAPÍTULO VII. INTERCAMBIO DE CARBONO ENTRE EL ECOSISTEMA Y LA ATMÓSFERA

Torres de covarianza de torbellinos

La covarianza de torbellinos (*eddy covariance*) se utiliza para calcular el flujo vertical o la tasa de intercambio vertical de un escalar entre una superficie (bosque, cultivo, lago) y la atmósfera. El escalar en cuestión puede ser la concentración de gases atmosféricos como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) o vapor de agua (H_2O), o bien propiedades del aire como la temperatura. La técnica consiste en la medición simultánea en alta frecuencia de la velocidad del viento y del escalar de interés, y el análisis posterior de la covariación de ambas series temporales para obtener el flujo vertical del escalar. A nivel mundial este tipo de torres han sido instaladas en diferentes ecosistemas, en su mayoría bosques, aunque existen algunas en áreas agrícolas, pastizales, lagos, océanos, zonas urbanas o suburbanas (Balducchi 2003, Crawford et al. 2011, Reimer et al. 2013).

Ante los efectos cada vez más evidentes del cambio climático de origen antropogénico, resulta imperante la medición continua de las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (GEI), como el bióxido de carbono (CO_2) y el metano (CH_4). Los sitios que cuentan con una torre de covarianza de torbellinos (TCT) pueden medir estos GEI e inferir sobre lo que sucede en sitios con características similares. Aunque una TCT sólo es un punto de observación, cuando los datos generados en cada uno de estos puntos se unen a nivel regional y continental, las observaciones en conjunto de todos los sitios pueden integrarse en una red densa de datos contundentes. Existen diferentes tipos de redes donde se agrupan los sitios que cuentan con TCT: a nivel global FLUXNET, a nivel continental ASIAFLUX, AMERIFLUX, EUROFLUX y OZFLUX y a nivel de país, como CARBORED-ES (España) y FLUXNET-CANADA, entre otros (Balducchi et al. 2001).

En México existe una red de TCT llamada MexFlux, dedicada a medir los flujos, tanto de gases de efecto invernadero, como de energía, en ecosistemas terrestres, urbanos, marinos y costeros. Actualmente cuenta con 11 sitios establecidos y su objetivo principal es generar conocimiento científico sobre el rol que juega la dinámica de los ecosistemas mexicanos en el cambio ambiental global (Vargas et al. 2013). Sin embargo, a pesar de que algunos sitios pertenecientes a MexFlux generan datos desde el año 2002, la falta de apoyos financieros pone en riesgo el funcionamiento de algunos sitios de medición. En junio 2011, en el sitio de medición intensiva de carbono (SMIC) Kaxil Kiuic se instaló una torre de medición de flujos basada en esta técnica, la cual consta de cinco componentes principales: estructura metálica, equipo meteorológico, equipo en suelo, equipo para flujos de CO_2 y H_2O y equipo de registro.

Instrumentación

Para estimar los flujos de CO₂ y H₂O la torre tiene un anemómetro ultrasónico y un analizador de gases en infrarrojo (IRGA; por sus siglas en inglés). El anemómetro es la pieza clave de la instrumentación en la torre, y mide la dirección y la velocidad del viento. El analizador de gases para CO₂ es de sistema cerrado (LI-7200). Este sistema es más recomendable para sitios con alta humedad relativa pero requiere más energía para su funcionamiento.

Para obtener los datos meteorológicos la torre cuenta con un sensor de temperatura y humedad relativa, un pluviómetro, un cuantómetro, un piranómetro y un radiómetro neto. Para la información del suelo la torre cuenta con sondas de temperatura, de contenido volumétrico de agua y placas de flujo de calor; se cuenta con un par de sondas para medir el contenido volumétrico de agua en el suelo, un par de sondas de temperatura, y dos pares de placas para medir el flujo de calor en el suelo. Estos sensores están divididos en dos juegos en extremos opuestos alrededor de la torre.

Para la adquisición y almacenamiento de todos los datos obtenidos se cuenta con un registrador de datos (*datalogger*) Campbell CR3000. Este registrador se programa para obtener todos los datos meteorológicos atmosféricos y de suelos y proporcionar promedios cada 15 o 30 minutos.

Para la alimentación eléctrica, la torre cuenta con cuatro paneles solares, los cuales permiten cubrir el requerimiento de 74 W h⁻¹ necesario para el funcionamiento de todo el equipo 24 horas al día.

Procesamiento de datos

La capacidad de almacenamiento de datos de los registradores y computadoras actuales hace posible el almacenamiento de los llamados datos crudos de alta frecuencia a partir de los cuales se realiza el cómputo de las covarianzas y los flujos. Los datos obtenidos suelen dividirse en dos tipos: a) Datos meteorológicos: incluyen generalmente los flujos no turbulentos (radiación neta y flujo de calor hacia y desde el suelo); b) Datos de alta frecuencia para el cálculo de flujos turbulentos (i.e., flujo de CO₂, calor latente y calor sensible).

El intervalo para el cálculo de los flujos no debe ser demasiado largo como para incluir contribuciones de flujos no turbulentos (e.g. patrones atmosféricos de tipo sinóptico), ni demasiado corto como para excluir la contribución de los torbellinos (eddies) más lentos y por lo tanto subestimar el flujo real. En el SNIC Kaxil Kiuic se seleccionaron periodos de 15

o 30 minutos. Estos mismos periodos se seleccionaron para promediar los datos meteorológicos.

La obtención de los flujos turbulentos requiere una serie compleja de pasos, que incluye pero no se limita a: el filtrado de los datos (picos) que se encuentran fuera de los rangos plausibles para cada variable, la aplicación de coeficientes de calibración a los datos del analizador de gases, la rotación de ejes coordinados para corregir errores de inclinación del anemómetro, la maximización de las covarianzas entre la velocidad vertical del viento y los escalares atmosféricos, la aplicación de correcciones espectrales, la implementación del procedimiento de Webb, Pearman y Leuning para corregir un aparente flujo de masa por cambios en la densidad del aire (Webb et al. 1980), y finalmente el cálculo de los flujos utilizando las ecuaciones adecuadas. El procesamiento de los datos concluye con el control de calidad de los flujos resultantes y el rellenado de las series de flujos (“gap filling”) para estimar los intercambios a escala estacional o anual y la verificación de los resultados finales.

Para realizar todos estos pasos con miles de datos, puede utilizarse el programa de libre acceso EddyPro, el cual es distribuido por LI-COR para facilitar los cálculos de los flujos a los usuarios de sus equipos (IRGAS). Aunque se pueden correr sólo los datos correspondientes al analizador de gases y al anemómetro para estimar los flujos, es recomendable proveer al programa Eddypro los archivos de datos meteorológicos y los de suelo, ya que pueden servir para hacer el balance de energía del sitio o para ayudar en la verificación del patrón obtenido en los flujos.

Resultados

La medición de los flujos no se han venido realizando de forma regular debido a dos factores: energía y daño al equipo. La falta de energía fue compensada con la instalación de un par de paneles solares más, pero el daño al anemómetro sónico no ha podido ser reparado.

Los datos climáticos si han sido obtenidos casi ininterrumpidamente desde 2011. En base a un análisis de los años 2012-2013 podemos intuir que el inicio de la temporada de lluvias es diferente para cada año y la precipitación fue mayor en 2013, mientras que la precipitación del 2012 (850 mm) colocaría a este año entre los más secos registrados desde 1969 en estaciones meteorológicas cercanas. En la figura 29 se puede observar que 2013 muestra un comportamiento similar al promedio anual de las estaciones cercanas, pero 2012 fue un año más seco.

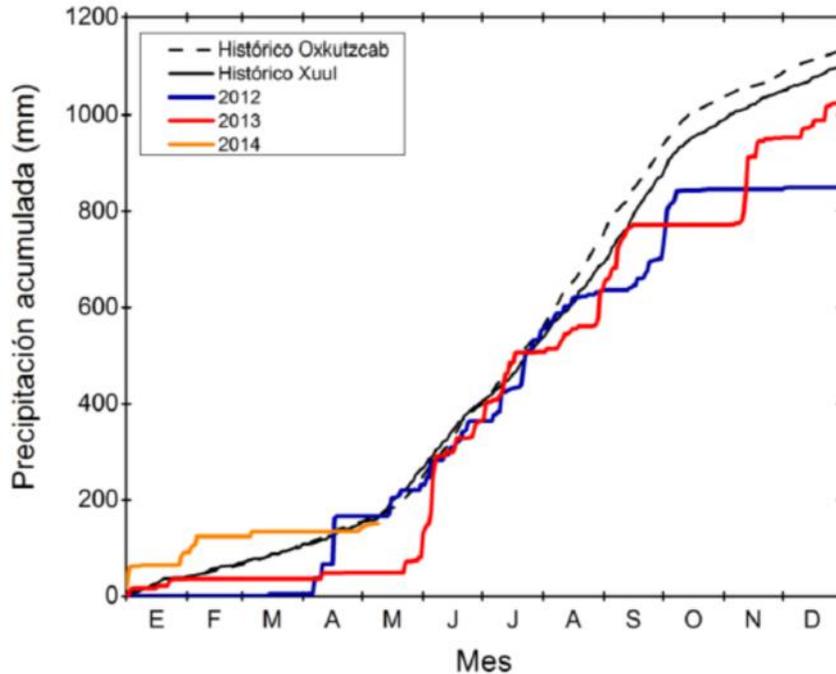
TRY
IRS

Figura 29. Precipitación acumulada para los años 2012-2014 en el SMIC Kaxil Kiuic y promedio histórico de precipitación en las estaciones meteorológicas cercanas.

Con base en los datos de temperatura del aire y humedad relativa, se calcula el déficit de presión de vapor (DPV) y, junto con los datos de flujo de fotones fotosintéticos, se ha podido observar que podemos dividir el año en cuatro trimestres, donde el trimestre julio-septiembre es el menos variable en cuanto a condiciones ambientales como se muestra en la figura30.

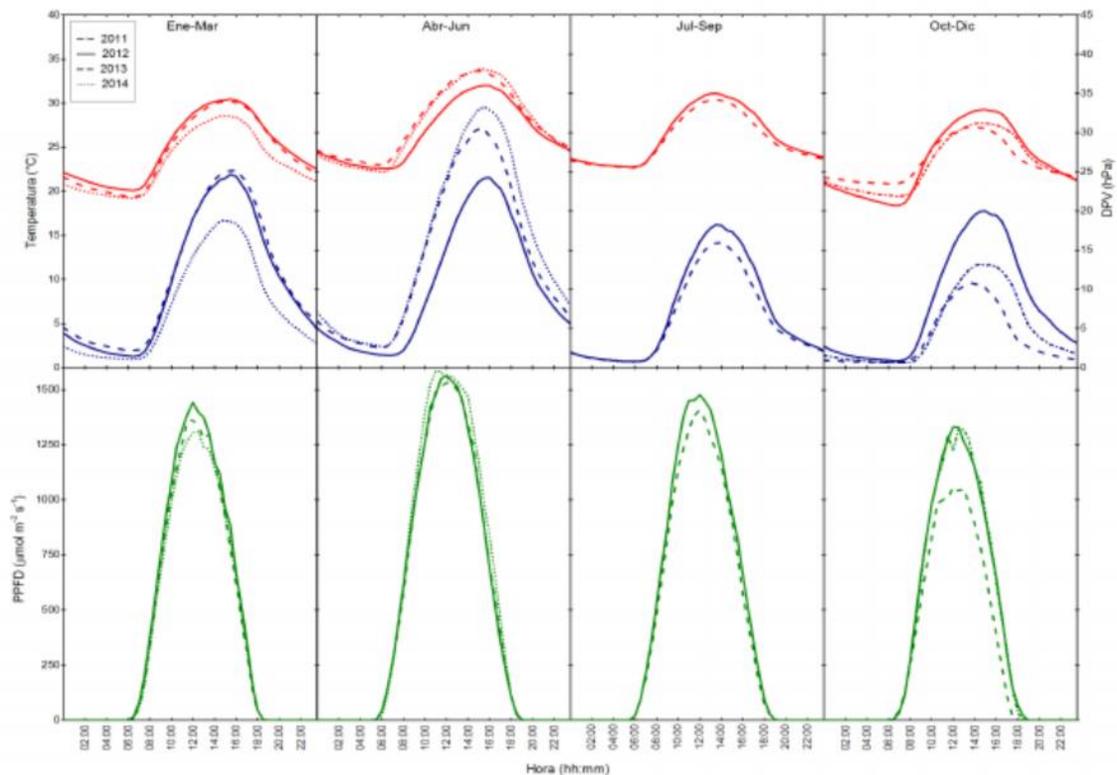


Figura 30. Curso diario de las variables: temperatura del aire, déficit de presión de vapor (DPV) y flujo fotónico para fotosíntesis (PPFD) para los años 2011-2014. Los promedios son trimestrales.

Asimismo, los datos de radiación neta y flujo de calor del suelo arreglados en forma trimestral muestran una menor variabilidad entre años (Figura 31). Esta figura muestra además que en el último trimestre del año 2012 hubo una atmósfera más seca, más fría y con una mayor demanda evaporativa.

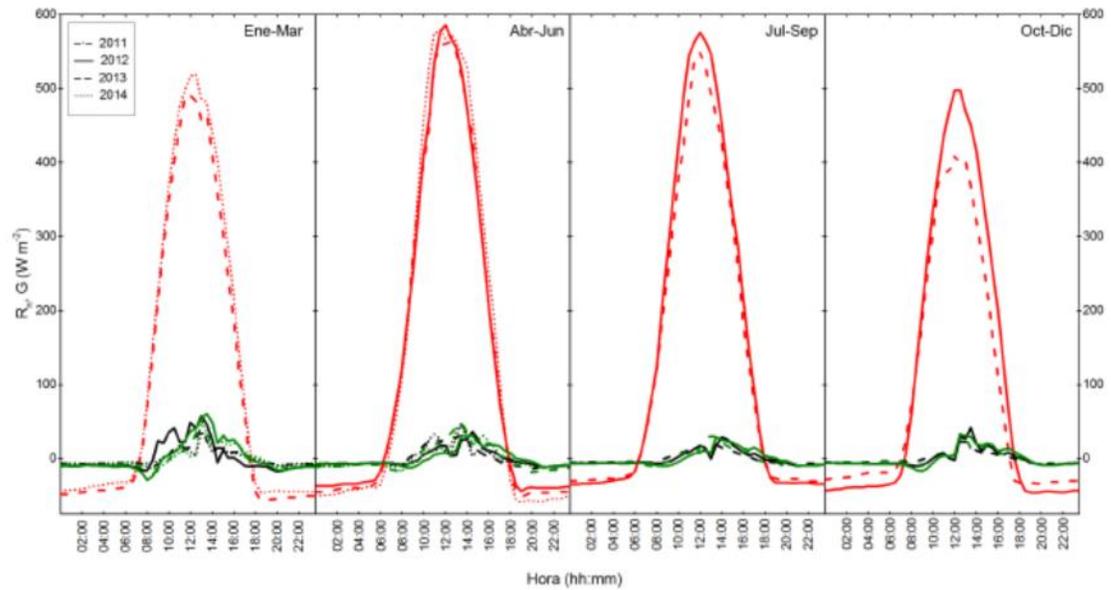


Figura 31. Curso diario del promedio trimestral de la radiación neta (R_n ; líneas rojas) y flujo de calor sensible en el suelo (G ; líneas verde y negras) para los años de estudio.

Perspectivas

Una vez que se arregle el anemómetro, se podrán obtener los datos de flujo de CO_2 y agua. Con los análisis de las variables meteorológicas se tendrán las bases para el llenado de los datos de las series de tiempo para el SMIC Kaxil Kiuic. Además, estos datos servirán como referencia para identificar las diferencias meteorológicas en los años posteriores, así como para relacionar con los cambios de biomasa (crecimiento, productividad primaria neta) entre años de los datos biométricos.

CAPÍTULO VIII. ESTIMACIONES DE CARBONO CON SENSORES REMOTOS

Contar con información completa sobre la distribución espacial de la biomasa aérea es fundamental para apoyar el diseño de políticas que puedan mantener las existencias del carbono forestal. Desafortunadamente, esta información no se puede obtener de manera exclusiva a partir de inventarios tradicionales, debido a las dificultades logísticas y los costos involucrados. La percepción remota ofrece un medio económico para obtener una cobertura espacial completa de dicha información en grandes áreas, de una manera consistente, y por lo tanto puede ser extremadamente útil para estimar la distribución espacial de la biomasa. Además la percepción remota permite realizar evaluaciones y actualizaciones temporales.

Uno de los métodos más comunes para estimar la distribución de la biomasa aérea consiste en obtener los valores promedio de esta variable para diferentes coberturas del suelo (Hernández-Stefanoni y Ponce-Hernández 2006). En este método, las clases de cobertura del suelo o tipos de vegetación son vistas como hábitats y la biomasa dentro de esas clases es estimada a través de muestreos en campo, con el fin de utilizar el valor medio de la clase como interpolador espacial. Dos de los problemas de este método son la simplificación de tener un único valor promedio para estimar todos los puntos no medidos dentro de cada clase, y el suponer independencia de las muestras, es decir que no se toma en cuenta la dependencia espacial o la autocorrelación (Dormann et al. 2007).

Por otro lado, existen diferentes métodos de interpolación espacial, que utilizan datos auxiliares intensivos obtenidos de sensores remotos y la autocorrelación, los cuales pueden aumentar la precisión de las predicciones de la variable de interés. Entre esos procedimientos se encuentra el Kriging, que es un método de interpolación espacial que incorpora un modelo matemático para describir la variación espacial de los datos a través de una medida de la autocorrelación espacial entre pares de muestras para describir la varianza en una distancia dada. Kriging utiliza el grado de autocorrelación espacial entre sitios de muestreo para obtener estimaciones en sitios no medidos (Webster y Oliver 2001). Una variación de este método es la Regresión con kriging, la cual combina un modelo de regresión lineal simple o múltiple con el kriging ordinario de los residuales de regresión, para finalmente estimar la distribución espacial continua de la variable de interés (Webster y Oliver 2001).

La percepción remota está basada en el hecho de que los diferentes tipos de cobertura presentes en la superficie terrestre interactúan de forma específica con el espectro electromagnético de la luz (firma espectral), reflejando y emitiendo radiación. En el caso de la vegetación, los minerales, el agua y los pigmentos (e.g. la clorofila) contenidos en sus

tejidos presentan picos de absorción dentro los espectros visible e infrarojo, lo cual hace posible su análisis mediante imágenes obtenidas por sensores remotos (van Leeuwen & Nieuwenhuis, 2010). Así, es posible encontrar las relaciones físicas y estadísticas entre el parámetro que se desea estudiar (biomasa o carbono aéreos, PPN, biodiversidad, etc.) y las características de dispersión electromagnética de la superficie.

Estudios diversos han demostrado que la información satelital puede ser utilizada para obtener estimados precisos de la biomasa aérea para áreas donde se le ha relacionado empíricamente con los valores satelitales de reflectancia (Flores et al., 2006; Jensen and Binford, 2004; van Leeuwen & Nieuwenhuis, 2010). La cantidad de vegetación verde y la biomasa han sido asociadas con la reflectancia espectral e índices de vegetación como el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada). Sin embargo, se ha observado que éstos valores derivados de forma óptica, alcanzan una asíntota o punto de saturación a valores de biomasa altos (Anderson et al., 2004; Birky, 2001), lo cual representa una restricción importante para la utilización de éste tipo de insumos en zonas con vegetación muy abundante o densa. Asimismo, la naturaleza y características propias de las imágenes ópticas, ya sean satelitales o aéreas, limitan la información disponible sobre estructura de la vegetación a un solo plano horizontal.

En contraste con lo anterior, las técnicas de escaneo aéreo con láser basan sus mediciones en la emisión de pulsos láser y el número y cantidad de sus retornos, generando así una nube de puntos en tres coordenadas: X, Y, y Z. La fortaleza de este tipo de insumos está en que permiten evaluar la estructura tridimensional (vertical y horizontal) del dosel (Peduzzi et al, 2012) a una escala fina y sin problemas de saturación, indistintamente de la abundancia de la vegetación (Sasaki et al, 2013).

LiDAR aéreo

LiDAR (Light Detection and Ranging) es una técnica de sensor remoto activa, ya que emite un pulso de láser y mide el tiempo que tarda éste en retornar. Esta medida de tiempo es entonces convertida en unidades de distancia utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Rango (m)} = (\text{Velocidad de la luz}) (\text{Tiempo de vuelo}) / 2 \quad (\text{White et al. 2013})$$

El equipo está compuesto por una unidad de emisión y recepción del pulso laser, GPS diferencial (tanto en la plataforma como en tierra), unidad de medición inercial (IMU en inglés) para determinar la posición de la aeronave en todo momento, y computadora para el control del equipo y el procesamiento de los pulsos. Tiene la capacidad de operar desde diversas plataformas (terrestre, aérea y satelital), lo que le confiere la ventaja de adquirir información detallada de una forma relativamente sencilla (mas no económica) y a escalas variables (desde individuos hasta paisajes) (van Leeuwen & Nieuwenhuis, 2010).

LiDAR ofrece una ventaja sobre la mayoría de otras tecnologías de percepción remota: su habilidad de penetrar el dosel y detectar la estructura tridimensional del bosque. Esto permite obtener buenas estimaciones de la estructura de la vegetación sin problemas de saturación a valores altos de biomasa (Næsset & Okland, 2002; Drake et al. 2003).

Procesamiento de datos LiDAR

Las imágenes de LiDAR fueron adquiridas durante agosto del 2013 y abril del 2014 por un contratista privado (CartoData) y por G-LiHT airborne imager de la NASA (Cook et al. 2013) respectivamente. Ambos conjuntos de datos fueron adquiridos utilizando el mismo sensor, un scanner de laser aerotransportado RIEGL-QV-480, con características similares y parámetros de vuelo parecidos (Cuadro 14). La densidad de pulsos fue muy similar en los dos conjuntos de datos por lo que no fue necesario ningún pre-procesamiento de los dos conjuntos de datos.

Cuadro 14. Especificaciones de las adquisición de datos LiDAR para el SMIC Kaxil Kiuic

	LiDAR con hojas	LiDAR sin hojas
Fechas de Vuelo	Agosto, 2012	Abril, 2013
Sensor	RIEGL VQ480	RIEGL VQ480
Angulo de escaneo (+/- grados de nadir)	15	30
Promedio de altura de vuelo (m)	396.2	335.0
Tasa de pulsos (Khz)	200	300
Solapamiento de franja (%)	50	60
Divergencia del haz (mrad)	0.3	0.3
Densidad de pulsos (m ⁻²)	5	6
Retornos por pulso	5	7

Los datos LiDAR fueron procesados con el software FUSION (McGaughey 2012). Primero se utilizaron las coordenadas X, Y y el radio de cada unidad de muestreo de campo (ya fueran las parcelas de 400 o 1,000 m², o toda el área muestreada en el conglomerado: 2,200 m²) para extraer la nube de puntos que corresponda con el área de dichas unidades. Antes de realizar esta extracción, los datos fueron normalizados a la superficie del terreno, con el fin de expresar los retornos en términos de la altura sobre el terreno en lugar de la altura sobre el nivel del mar. Enseguida, se calculan las métricas disponibles en FUSION (62), utilizando la nube de puntos de cada una de las unidades de muestreo seleccionadas.

Para el conglomerado completo (2200 m²), se calculó además la media y la desviación estándar de los valores de las métricas derivados de las tres parcelas 400 m² y de la parcela de 1000 m².

Las métricas obtenidas de los datos LiDAR fueron utilizadas como variables predictivas en los modelos para estimar la distribución espacial de la biomasa área. Estas métricas pertenecen a dos categorías. El primer grupo está basado en estadísticas de la altura de los retornos e incluye elevación media, mínima y máxima, la variabilidad de la altura de los retornos (varianza, coeficiente de variación), estadísticas para cuantificar la localización (percentiles 1, 5, 10, ..., 100 and L-momentos), entre otras. El segundo grupo de métricas es la cobertura de copas y se utiliza para evaluar la cobertura de la vegetación. Se utilizó un umbral de 1.5 m de altura sobre el nivel del suelo para reducir el error de la nube de puntos obtenida en la vegetación baja y el suelo. Una lista completa de las métricas y la descripción detalla de cada una de ellas, así como las ecuaciones para calcularlas pueden obtenerse en (McGaughey 2012).

Existe la tendencia a que los errores en la estimación de la biomasa decrezcan al aumentar el tamaño del sitio, ya sea porque sitios de mayores dimensiones reducen la probabilidad de los efectos de borde –cuando la copa de los árboles se encuentran en los límites de la parcela; o bien debido a que las parcelas de mayor tamaño capturan de forma más adecuada la variabilidad estructural en el campo (Chave et al, 2004). Por lo tanto, un primer objetivo de este estudio fue evaluar el tamaño óptimo de la parcela en campo para mejorar la predicción de la biomasa aérea y desarrollar un mejor modelo que estime la distribución espacial de la biomasa.

Por otro lado los datos LiDAR tomados durante la época en que se encuentran las hojas en los árboles no están siempre disponibles para grandes áreas, lo cual es particularmente importante para los bosques tropicales secos, donde estas condiciones coinciden con una alta cobertura de nubes asociadas con la temporada de lluvias. En contraste durante la época en la que no hay hojas en los árboles, es común no encontrar nubes. Por lo tanto otro objetivo de este estudio fue evaluar la precisión de las estimaciones en ambas épocas (de lluvias y de sequía), con el fin de saber si los dos conjuntos de datos son adecuados para estimar la biomasa en bosques tropicales secos.

Finalmente, la topografía y las propiedades del suelo pueden causar cambios en los atributos de la vegetación tales como altura, área basal, riqueza y composición de especies (Clark & Clark 2000). Por ejemplo Dupuy et al. (2012) encontraron que hay un decremento en la altura y área basal de los árboles, así como en el número de especies y la densidad de árboles en las áreas de colinas en comparación con áreas planas en este tipo de bosques. La estimación de la altura, un atributo importante relacionado con la biomasa, está determinado por la densidad de tallos, la cual afecta el porcentaje de

retornos de LiDAR que son reflejados por el dosel (Brubaker et al. 2014). Por lo tanto, un objetivo final de este estudio fue determinar la influencia de las condiciones topográficas sobre la estimación de la biomasa con LiDAR.

Análisis estadísticos

Se utilizó el análisis de regresión lineal múltiple para modelar las relaciones entre la variable de respuesta (biomasa aérea) y las variables explicativas (métricas de LiDAR) en cada uno de los tres tamaños de parcelas (400, 1,000 and 2,200 m²) y con los dos conjuntos de datos LiDAR (con hojas y sin hojas). Todos los análisis de regresión fueron ejecutados usando “stepwise forward selection”. Se puso atención a que las variables explicativas utilizadas en los análisis expresaran valores bajos de colinearidad (Zar, 1999).

El ajuste de los diferentes modelos fue evaluado utilizando validación cruzada dejando un dato afuera. Este procedimiento remueve iterativamente una observación del conjunto de datos, y las restantes observaciones se utilizan para ajustar el modelo y obtener los valores predichos. La validación cruzada produce una lista de valores estimados de biomasa aérea que corresponden con los valores de las mediciones en campo para cada parcela de muestreo. Los valores observados y predichos de la biomasa aérea fueron comparados usando el coeficiente de determinación (R^2), así como la raíz del cuadrado medio del error (RMSE).

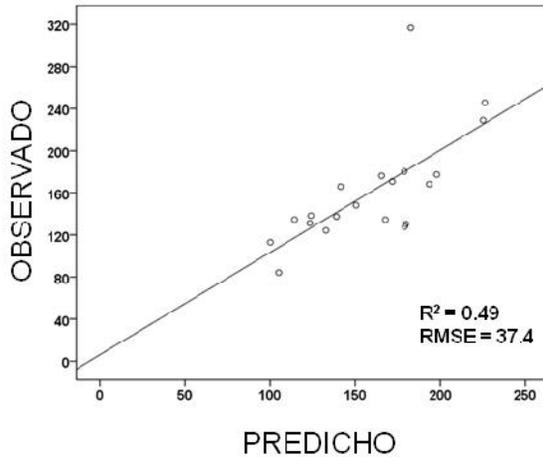
Finalmente, para evaluar los efectos de la topografía (colinas y áreas planas) y tipo de datos LiDAR (con hojas y sin hojas) sobre la estimación de la distribución espacial de la biomasa, las diferencias promedio entre las estimaciones de biomasa obtenidas después de aplicar el proceso de validación cruzada y las estimaciones de biomasa in situ para cada muestra fueron comparadas usando un ANOVA de 2 factores.

Resultados

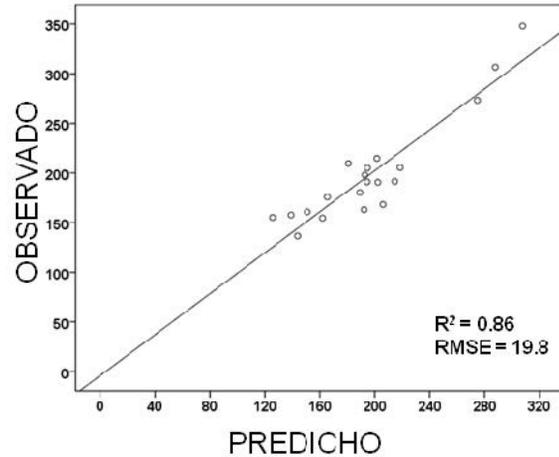
Efectos del tamaño y el diseño de parcelas sobre la estimación de la biomasa

Existe una mejora sustancial de la predicción de la biomasa aérea cuando se incrementa el tamaño de la parcela de 400 a 1000 m². Los valores de las R^2 se incrementaron de 0.49 a 0.86. Mientras que el RMSE disminuyó de 37.7 a 19.8 (Figura 32). Sin embargo la precisión de las estimaciones no mejoró para el conglomerado de las 4 parcelas de 2200 m² comparada con la parcela de 1000 m². Por el contrario el R^2 disminuyó de 0.86 a 0.70. Estos resultados sugieren que aunque se incrementa el tamaño del área muestrada con el conglomerado de 4 parcelas, también se incrementa el efecto de borde, lo que conduce a errores de estimación más grandes en biomasa.

Parcela de 400 m²



Parcela de 1000 m²



Conglomerado de 4 parcelas de 2200 m²

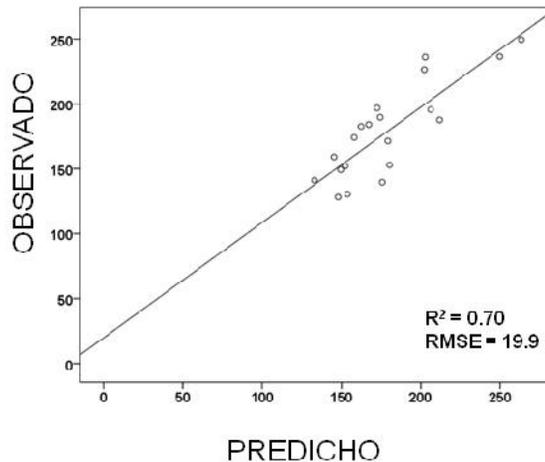


Figura 32. Resultados de los análisis de validación cruzada usados para comparar la precisión de las estimaciones entre los valores observados y predichos de biomasa para diferentes tamaños de parcela. R^2 es el coeficiente de determinación y RMSE es la raíz del cuadrado medio del error.

Por otro lado, la biomasa aérea fue explicada principalmente por métricas LiDAR de densidad de cobertura y elevación para los tamaños de parcelas de 400 y 1000 m², mientras que para el conglomerado de las cuatro parcelas, la biomasa fue explicada principalmente por la media de los valores de las métricas de elevación y cobertura en las cuatro parcelas (Cuadro 15).

Cuadro 15. Resumen de las estadísticas del modelo de regresión lineal múltiple para estimar la biomasa a partir métricas LiDAR usando diferentes tamaños de parcela

Tamaño de parcela (m ²)	Variables Predictoras ***	Parámetros Estimados (error estándar)	R ² de modelo
400	Ordenada	10.38 (0.51)*	0.59
	Elev L3	-14.33 (2.79) *	
1000	Ordenada	52.52 (7.33)*	0.89
	Percentage of first returns above 4.0 (All returns above mean)/ (Total firs returns)*100	-0.65 (0.09) *	
	Elev P50	1.64 (0.15) *	
	MEAN Elev P80	0.63 (0.19) *	
2200	MEAN Elev kurtosis	-19.55 (8.87) *	0.78
	STD Elev P10	1.09 (0.55) **	
	MEAN Elev P10	1.09 (0.55) **	

* Variables incluidas en el modelo con $p < 0.01$

** Variables incluidas en el modelo con $p < 0.05$

*** Elev P10, P50, P80 y P90 = 10, 50, 80 y 90 percentil de la elevación,

Elev Maximun = valor máximo de elevación,

Elev L3 y L4 = L3 y L4 momento del valor de elevación, Elev Kurtosis = Curtosis del valor de elevación,

MEAN y STD = media y desviacion estándar de los valores de las métricas en las 4 parcelas.

Efectos la época de toma de datos LiDAR sobre la estimación de la biomasa

Los modelos de regresión para estimar la biomasa explicaron el 88% y 84 de la variabilidad de la biomasa usando datos de LiDAR con hojas (época de lluvias) y sin hojas (época de sequía) respectivamente. La biomas fue explicada principalmente por métricas de la densidad de puntos y métricas de elevación (Cuadro 16). Se encontró una fuerte correspondencia entre los valores observados de biomasa y los predichos por las métricas de LiDAR (Figura 33). Las estimaciones de los datos de LiDAR con hojas arrojaron estimaciones más precisas ($R^2 = 0.84$; RMSE = 21.6 Mg/ha) que aquellas sin hojas ($R^2 = 0.77$; RMSE = 25.7 Mg/ha); sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los residuales de las estimaciones de biomasa con LiDAR y las estimaciones de biomasa in situ cuando se compararon datos LiDAR con hojas y sin hojas ($F[1,39] = 0.03$, $P = 0.87$). Esto indica que las predicciones de las estimaciones de biomasa en las dos épocas en la que se tomaron los datos son comparables.

Cuadro 16. Resumen de las estadísticas de los modelos de regresión lineal múltiple entre la biomasa y las métricas LiDAR durante las dos épocas de toma de datos LiDAR

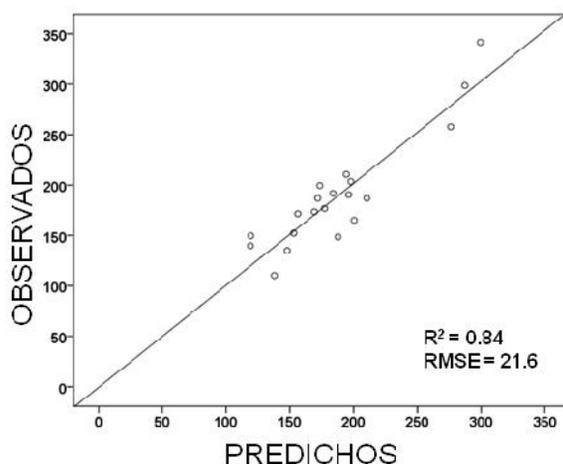
Variable Dependiente	Epoca de Toma	Predictor Variables ***	Parametros (error estándar)	R ² del modelo
Sqrt biomasa	con hojas	Ordenada	44.19 (7.79)*	0.88
		Elev P70	1.48 (0.15)*	
		Percentage of first returns above 4.0 (All returns above mean)/ (Total first returns) * 100	-0.61 (0.11) *	
			0.16 (0.04)*	
Sqrt biomasa	sin hojas	Ordenada	10.42 (2.20)*	0.84
		Elev Mode	0.60 (0.12) *	
		Elev MAD Median	2.97 (0.69)*	
		Percentage of All returns above 4.0	-0.186 (0.07) **	

* Variables incluidas en el modelo con $p < 0.01$

** Variables incluidas en el modelo con $p < 0.05$

*** Elev P70 and P99 = el percentil 70 y 99 de la altura, Elev Maximun = máxima elevación, Elev L4 = L4 momento de la elevación, Elev MAD mean = desviación abs de la media de elevación, MEAN and STD = media y desviación estándar de las métricas del conglomerado de 4 parcelas. Elev Mode = moda de la elevación.

Con hojas



Sin Hojas

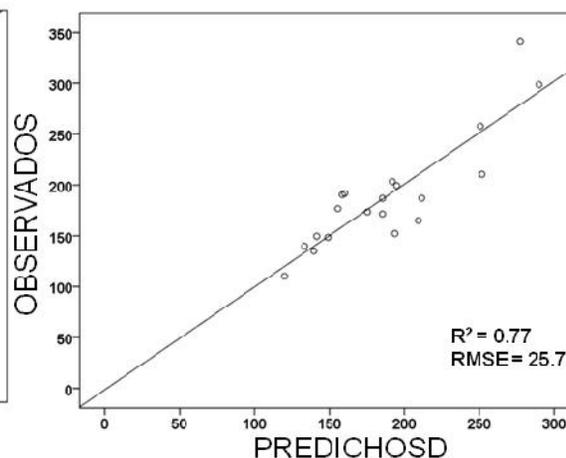


Figura 33. Resultados de los análisis de validación cruzada usados para comparar la precisión de las estimaciones entre los valores observados y predichos de biomasa para diferentes épocas de toma de datos LiDAR. R^2 es el coeficiente de determinación y RMSE es la raíz del cuadrado medio del error.

Efectos de la topografía sobre la estimación de la Biomasa

No se encontraron diferencias significativas entre los residuales de las estimaciones de biomasa con LiDAR y las estimaciones de biomasa in situ cuando se compararon datos LiDAR con hojas y sin hojas ($F_{[1,39]} = 0.03$, $P = 0.87$) ni entre las áreas planas y las de colinas ($F_{[1,39]} = 1.36$, $P = 0.25$) (Figura 34).

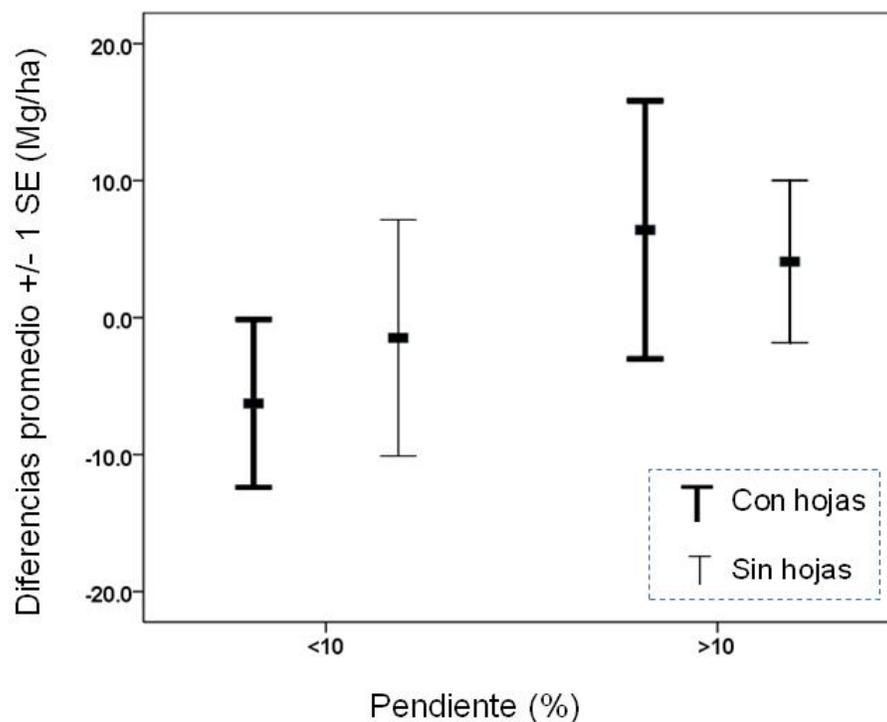


Figura 34.- Diferencias de las estimaciones de biomasa en LiDAR e in situ usando diferentes condiciones topográficas (colinas y áreas planas) y época de toma de datos (con hojas y sin hojas).

CAPÍTULO IX. DINÁMICA DEL CARBONO EN EL SMIC YUCATÁN

Hasta el momento solamente ha sido posible caracterizar cada uno de los tres componentes principales del SMIC Kaxil Kiuic por separado: biometría, mediciones continuas en el tiempo del intercambio neto de CO₂ entre la vegetación y la atmósfera (datos de la torre de covarianza de torbellinos) e información de sensores remotos (LiDAR aéreo), así como integrar parcialmente las estimaciones de la biomasa aérea con los datos de LiDAR, como se mostró claramente en el capítulo anterior.

Con los datos de biometría obtenidos en 2013, 2014 y 2015 se planea evaluar los cambios temporales en la biomasa aérea, para estimar el crecimiento de la vegetación y evaluar la contribución relativa de diferentes procesos de dinámica comunitaria (reclutamiento, crecimiento y mortalidad). Además, y junto con los análisis de la biomasa aérea muerta (árboles muertos en pie y tocones) y la producción de hojarasca, se podrá tener una estimación aproximada de la producción primaria neta aérea (PPNA) en este ecosistema. Todos estos análisis se harán tanto para el área de estudio en total, como por categoría de edad de abandono, es decir en función de la edad de sucesión, con el fin de estimar las tasas de recuperación de la biomasa y el carbono aéreos, así como la capacidad de captura de carbono de la vegetación secundaria de diferentes edades de abandono.

Por otro lado, aún no se ha podido integrar la información del componente de biometría de campo con las mediciones continuas del intercambio neto de CO₂ entre la vegetación y la atmósfera provenientes de la torre de flujos de covarianza de torbellinos, dado que no se tienen aún datos continuos de esta variable, debido a diversos problemas, como la falta de energía fotovoltaica suficiente hasta que se instaló una segunda torre exclusivamente para albergar dos paneles solares adicionales, o, más recientemente, la avería que sufrió el anemómetro sónico, el cual aún no ha podido ser reparado. Tan pronto se repare este equipo y se tengan datos de flujos netos de la torre, se podrán comparar e integrar dichos datos con las diversas estimaciones de reservorios y flujos de campo en los conglomerados y parcelas, así como sus cambios temporales.

Finalmente, toda la información generada en estos tres componentes (biometría en campo, torre de flujos y sensores remotos) servirá para parametrizar y/o validar el modelo de dinámica de carbono del servicio forestal canadiense (CBM-CFS3). Este modelo no solamente permitirá integrar gran parte de toda la información generada en el SMIC Kaxil Kiuic, sino además, obtener estimaciones de la dinámica del carbono a diferentes escalas espaciales (paisaje, región) y temporales (años, décadas), así como hacer proyecciones y simulaciones bajo diferentes escenarios, ya sea de cambio climático y/o de uso del suelo y manejo de los recursos forestales.

BIBLIOGRAFÍA

- Bautista, F. y C. Delgado, 2005. Descomposición de hoja rasca y abundancia de macro invertebrados por el uso de mantillos y cultivos de cobertera, p. 269-281. En: F. Bautista y G. Palacio (Eds.) Caracterización y Manejo de los Suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones Agropecuarias, Forestales y Ambientales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán. 282 p.
- Bezaury-Creel, J.E., J. Fco. Torres, Sébastien Proust, Y. Paiz-Merino y J.M. Canto Vergara. 2014. Área de Atención Prioritaria Alianza México REDD+, Puuc-Chenes, Yucatán y Campeche. Alianza México REDD+. Formato cartel.
- Bray, J. & Gorham, E. 1964. Litter production in forest of the world. In: Advances in ecological research. The Nature Conservancy Merlewood Research Station. Cragg, J. (Ed.). First edition. Academic Press. Grangeover-sands, Lancashire, England, vol. 7, 101-157.
- Brown, J.K., 1974. Handbook for inventorying downed woody material (Gen.Tech. Rep. INT-16.). Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station., Ogden, UT: U.S. In: CONAFOR. 2012. Inventario nacional forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2012
- Brubaker, K.M., Johnson, S.E., Brinks, J., & Leites, L.P. 2014. Estimating Canopy Height of Deciduous Forests at a Regional Scale with Leaf-Off, Low Point Density LiDAR. Canadian Journal of Remote Sensing 40(2): 123-134.
- Cairns, M.A.; Olmsted, I.; Granados, J.; Argaez, J. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. For. Ecol. Manag. 2003, 186, 125–132.
- Celentano, D., R. A. Zahawi, B. Finegan, R. Ostertag, R. J. Cole, and K. D. Holl. 2011. Litterfall Dynamics Under Different Tropical Forest Restoration Strategies in Costa Rica. BIOTROPICA 43(3): 279–287.
- Chapman, S. B. 1976. Production ecology and nutrient budgets in S. B. Chapman (Ed), Methods in Plant Ecology. pp. 157:228. Blackwell Scientific Publications Ltd. London. En Rico-Gray V. y A. Lot 1983. Producción de hojarasca del manglar de la laguna de la mancha, Veracruz, México. Biótica. 8(3):295-301.
- Chave, J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B 2004, 359, 409–420.

- Chave, J.; Condit, R.S.; Lao, S.; Caspersen, J.; Foster, R.B.; Hubbell, S.P. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: Results from a large census plot in Panama. *J. Ecol.* 2003, 91, 240–252.
- Clark, D.B., & Clark, D.A. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 137(1): 185-198.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Clarke, K.R., & Gorley R.N. 2005. Plymouth Routines. In *Multivariate Ecological Research (PRIMER)*. v. 6.1. PRIMER-E Ltd, Plymouth.
- Comisión Nacional Forestal. 2014. Manuales Para el Levantamiento de Datos en Campo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Available online: <http://www.cnf.gob.mx:8080/snif/portal/infys/temas/documentos-metodologicos> (accessed on 13 May 2014).
- Coomes. A.D., Allen B. R., Scott N.A., Goulding C., Beets P. 2002. Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. In: *Forest Ecology and Management* 164 (2002) 89–108.
- Couteaux, M. M, P. Bottner and B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 63-66.
- Drake, J.B., Knox, R.G., Dubayah, R.O., Clark, D.B., Condit, R., Blair, J.B. & Hofton, M. 2003. Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using LiDAR remote sensing: Factors affecting the generality of relationships. *Global Ecology and Biogeography* 12: 147-159.
- Dupuy, J.M., Hernández-Stefanoni, J.L., Hernández-Juárez, R.A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J.O., Leyequién-Abarca, E., Tun-Dzul, F.J., May-Pat, F. 2012. Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica* 44:151-162.
- Frangi, J.L.; Lugo, A.E. Ecosystem dynamics of a sub-tropical floodplain forest. *Ecol. Monogr.* 1985, 55, 351–369.
- Gómez, D. J.D. 2008. Determinación de los almacenes de carbono en los compartimentos aéreo y subterráneo de dos tipos de vegetación en la reserva de la biosfera “sierra de Huautla”, Morelos, México. Tesis Doctoral. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. Página 122.
- Gerwing J. J. , A. S Stefan., Burnham R. J., Bongers F., Chave J., J. DeWalt S., E. N. Ewango C., Foster R., Kenfack D., Martínez-Ramos M., Parren M., Parthasarath, Pérez-

- Salicrup D. R., E. Putz F, and Thomas D. W. A Standard Protocol for Liana Censuses. In: *biotropica* 38(2): 256–261 2006.
- Martinez Téllez, Y. G. 2008. Análisis de la estructura poblacional de especies arbóreas, en diferentes edades sucesionales, en una selva mediana subcaducifolia en Yucatán, Tesis de Maestría en Ciencias y Biotecnología de Plantas, CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN A. C., Mérida, Yucatán, 79 p.
- Morfin-Ríos, J.E., E.J. Jardel P., Alvarado C. y J.M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México. 111 páginas.
- Hermann S., Prescott E.C. Mass loss and nutrient dynamics of coarse woody debris in three rocky mountain coniferous forest: 21 year results. In: *Canadian Journal forest research* 38: 125-132 (2008).
- Hughes, R.F.; Kauffman, J.B.; Jaramillo-Luque, V.J. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology* 1999, 80, 1892–1907.
- Hoover C.M. 2008. *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*. Springer. Walker, SM, Pearson, TRH, Harris, N, MacDicken, K, and Brown, S. 2009. *Procedimientos Operativos Estándar para la Medición de Carbón Terrestre*. Winrock International.
- IPCC, 2006. *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use. Edited by Simmon Eggleston, Leandro Buen día, Kyoko Miwa, Todd Ngara and Kiyoto Tanabe.
- Kyung Y.T., Chung H., Kim H.R., Noh J.N., Seo W.K., Lee K.S., Jo W. y Son Y. Coarse woody debris mass dynamics in temperate natural forest of Mt. jumbong, Korea. In: *Journal of ecology and field biology* 34(1):115-125, 2011.
- Martínez Y. A., Sarukhán J. 1993. Cambios estacionales en el mantillo de un bosque tropical caducifolio y uno sub caducifolio en Chamela, Jalisco. *Acta botánica Mexicana*, abril, número 021. Instituto de ecología A.C. Patzcuáro, Michioacán. Páginas 1-6.
- McGaughey RJ FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p. 154, 2012. Available online: <http://www.fs.fed.us/eng/rsac/fusion> (accessed on 13 May 2014).
- Miller, D.M. Reducing transformation bias in curve fitting. *Am. Stat.* 1984, 38, 124–126.

- Morfin-Ríos, J.E., E.J. Jardel P., Alvarado C. y J.M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México. 111 páginas.
- Næsset, E. & Okland, T. 2002. Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *Remote Sensing of Environment* 79(1): 105-115.
- Oliveira-Filho, A.T., Curi, N., Vilela, E.A., & Carvalho, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30: 362–375.
- Olguín M.^{1*}, Wayson C., Kurz W., Birdsey R.², Fellows M., Maldonado V., López-Merlín D., Richardson K., Ángeles G., Andrade, J.L., Arreola J., Carrillo O. ¹, Caamal J.P., Dupuy J.M., Esparza L.⁸, Hernández, J.L., Mascorro V., Méndez M., Sánchez G., Morfín J., Serrano E. Urquiza-Haas, T.; Dolman, P.M.; Peres, C.A. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *For. Ecol. Manag.* 2007, 247, 80–90.
- Read, L. & Lawrence D. 2003. Recovery of Biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* 13: 85-97.
- Sáenz Perdoza, I. 2014. Establecimiento de plántulas y dinámica temporal y sucesional de brinzales de especies leñosas en un bosque tropical seco en Yucatán. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN A. C., Mérida, Yucatán, 152 p.
- SEGURA, G., P. BALVANERA, E.DURAN & A. PEREZ. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecol.* 169: 259–271.
- Ugalde, A.L.A. 1981. Conceptos básicos de dasimetría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Programa de recursos naturales renovables. Costa Rica, Turrialba.
- Vargas, R., Allen, M. F. & Allen E. B. 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology* 14: 109-124.
- Waddell, K. L. (2002). Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. (1), 139-153.
- Zamora C., J. C. (2003). Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido “La Majada” municipio de Periban de Ramos, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agrobiología “Presidente Juárez” U.M.S.N.H. Uruapan, Michoacán. 48 p.

SEMARNAT
SECRETARÍA DE
MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS NATURALES



Zar, J.H. Biostatistical Analysis; Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ, USA, 1999.

