



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
División Académica de Ciencias Biológicas



**“DETERMINACIÓN DE LA BIOMASA EN VEGETACIÓN DE LOS
SISTEMAS DE PRODUCCIÓN FORESTAL EN LA CUENCA BAJA DEL
USUMACINTA EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS, TABASCO, MÉXICO”**

Trabajo recepcional, en la modalidad de:

Tesis de Doctorado

Para obtener el grado en:

Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales

Presenta:

M.C.A. Antonio García Domínguez

Directores:

Dra. Luisa del Carmen Cámara Cabrales
Dr. Johanes Cornelis Van Wal

Villahermosa, Tabasco, México

Enero, 2019



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCION**

ENERO 23 DE 2019

**C. ANTONIO GARCÍA DOMÍNGUEZ
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"DETERMINACIÓN DE LA BIOMASA EN VEGETACIÓN DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN FORESTAL EN LA CUENCA BAJA DEL USUSMACINTA EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS, TABASCO, MÉXICO"**, asesorado por la Dra. Luisa del Carmen Cámara Cabrales y Dr. Johannes Cornelis Van Wal, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por Dr. Humberto Hernández Trejo, Dr. Pablo Martínez Zurimendi, Dra. Luisa del Carmen Cámara Cabrales, Dr. Johannes Cornelis Van Wal, Dr. José Luis Martínez Sánchez, Dra. Carolina Zequeira Larios y Dr. José Ángel Gaspar Génico

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

M. EN C. ROSA MARTHA PADRON LOPEZ
DIRECTORA

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **“DETERMINACIÓN DE LA BIOMASA EN VEGETACIÓN DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN FORESTAL EN LA CUENCA BAJA DEL USUSMACINTA EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS, TABASCO, MÉXICO”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 23 Días del mes de Enero de 2019

AUTORIZO



ANTONIO GARCÍA DOMÍNGUEZ



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCION**

Villahermosa, Tab., a 23 de Enero de 2019

ASUNTO: Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
PRESENTE**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza al **C. ANTONIO GARCÍA DOMÍNGUEZ** egresado del Doctorado en **CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Doctorado denominado: **"DETERMINACIÓN DE LA BIOMASA EN VEGETACIÓN DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN FORESTAL EN LA CUENCA BAJA DEL USUSMACINTA EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS, TABASCO, MÉXICO"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E

**M. EN C. ROSÁ MARTHA PADRON LOPEZ
DIRECTORA DE LA DIVISIÓN ACADEMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente Alumno de la División Académica
C.c.p.- Interesado

Agradecimientos

A ti mi **Dios**, porque tu palabra me ha enseñado que si escucho aprenderé, pero si pongo atención seré sabio (Sir 6:33).

A mí madre, por haberme dado la esperanza en Dios, por ser también padre al mismo tiempo, por darme el calor de sus brazos, el amor de su corazón y esos inequívocos consejos.

A mi amada esposa; por haberme permitido incluirla en mi vida. Por ser las estrellas de mi noche, el astro de calor en mi ser y el puerto de arribo a cada día.

Mi hija e hijo; Hilcias Nahara y A. Ezequiel por ser esas porciones de mi vida que le da sentido a mi existencia.

A los Doctores: Luisa del Carmen Cámara Cabrales y Johannes Cornelis Van der wal, por haberme abrigado en su proyecto y sobre todo tenerme paciencia en el camino recorrido, para llevar a cabo esta meta.

Al grupo de sinodales de mi comité tutorial; el Dr. Humberto Hernández Trejo; Al Dr. Pablo Martínez Zurimendi; Dr. José Alberto Gallardo Cruz. Por haber dirigido este proyecto de tesis.

A mis maestros de posgrado y profesores; que de alguna manera han estado presentes en mi preparación académica.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por su apoyo en el financiamiento y manutención del proyecto de investigación.

Al Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste por su invaluable apoyo y financiamiento para las prácticas de campo.

A todos los ejidatarios de Tenosique, Balancán y Emiliano Zapata por amistad y apoyo en el trabajo de campo.

Y a todos aquellos que escapan en este momento de mi memoria, que contribuyeron a realizar esta meta en mi vida profesional.

Muchas gracias...

INDICE

1.- INTRODUCCIÓN	1
2.- ANTECEDENTES.....	2
2.1.- Algunas investigaciones realizadas sobre contenidos de biomasa y carbono en selvas.....	4
2.2.- Algunas investigaciones realizadas sobre contenidos de biomasa y carbono en acahuales.	5
2. 3.- Algunas investigaciones realizadas sobre produccion y descomposicion de hojarasca.	6
2.4.- Algunas investigaciones realizadas sobre modelos alométricos para la estimación de biomasa:	7
3.- JUSTIFICACIÓN	9
4.- OBJETIVOS	10
General:.....	10
Específicos:	10
5.- HIPÓTESIS.....	11
6.- MATERIALES Y MÉTODOS	11
6.1 - Área de estudio	11
6.2 - Sitios de estudio	13
6.3 - Tamaño de la muestra y de la unidad de muestreo.....	14
6.4 - Biomasa aérea (componente árboles maduros y juveniles), densidad.....	15
6.5 – Hojarasca.....	16
6.5.1 - Producción.....	16
6.5.2 - Descomposición	16
6.6 - Estimación de la biomasa y carbono método directo (cosecha).....	18
6.6.1.- El Índice de valor de importancia	19
6.6.2. - Cosecha de árbol para construir la ecuacion alometrica para el cálculo de biomasa aérea:.....	19
6.6.2.1 - División de las partes del árbol:	20

6.6.2.2 -Biomasa del fuste limpio:.....	21
6.6.2.3 - Biomasa de:	22
6.6.2.3.1 - Ramas:	22
6.6.2.3.2 - Hojas:	23
6.6.3 - Análisis estadísticos.....	24
7.- LITERATURA CITADA.....	26
Capítulo 2	35
Artículo 1: Biomasa en acahuales de tres unidades ecogeográficas del estado de Tabasco.....	35
2.1.- RESUMEN.....	38
2.2.- ABSTRACT	39
2.3.- INTRODUCCION.....	40
2.4.- MATERIALES Y MÉTODOS.....	42
2.4.1- Área de estudio y toma de datos	42
2.5.- RESULTADOS.....	45
2.5.1.- Atributos estructurales y biomasa.....	45
2.6.- DISCUSIÓN.....	50
2.7.- CONCLUSIONES.....	55
2.8.- RECONOCIMIENTOS.....	56
2.9.- Conflicto de intereses.....	56
2.10.- Contribuciones por autor	56
2.11.- REFERENCIAS	57
Capítulo 3	63
Artículo 2:.....	63
Producción y tasa de descomposición de hojarasca en acahuales de Tabasco, México Production and litter decomposition rate in secondary vegetation of Tabasco, Mexico.....	63
3.1.- RESUMEN.....	65
3.2. - Abstract.....	66
3.3.- Introducción.....	67
3.4.- Objetivo	68

3.5.- Materiales y métodos	69
3.5.1.- Área de estudio	69
3.6.- Resultados	73
3.6.1.- Caída de hojarasca.....	73
3.6.2.- Peso remanente	75
3.6.3.- Constante de descomposición.....	76
3.7.- Discusión	78
3.8.- Conclusiones.....	81
3.9.- RECONOCIMIENTOS.....	82
3.10.- Conflicto de intereses.....	82
3.11.- Contribuciones por autor	82
3.12.- REFERENCIAS	83
Capítulo 4	91
Artículo 3:.....	91
Ecuaciones alométricas para tres especies tropicales de acahuales: <i>Caesalpinia gaumeri</i> , <i>Bucida buceras</i> y <i>Coccoloba barbadensis</i> del estado de Tabasco, México	91
4.1.-Resumen	93
4.2.- INTRODUCCIÓN	94
4.3.- Materiales y Métodos	96
4.4. Resultado y Discusión.....	100
4.5.- Conclusiones.....	108
4.6.- AGRADECIMIENTOS	109
4.7.-Literatura	109

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

CAPÍTULO 1

PROTOCOLO

1.- INTRODUCCIÓN

Con el propósito de contribuir al restablecimiento de concentraciones permisibles de CO₂ en la atmósfera a nivel global, la Convención de las Naciones Unidas finca un desafío para la reducción de estos gases de efecto invernadero (GEI) con el establecimiento del Protocolo de Kioto, mientras que el 2012 en México, se publica la Ley General de Cambio Climático (LGCC), que propone acciones que coadyuven a contrarrestar el impacto del aumento de los GEI en la atmósfera terrestre. Así mismo en Tabasco, se origina el Programa Estatal de Cambio Climático como medida piloto para mitigar la problemática generada por las emisiones de GEI, lo que busca contribuir a minimizar la vulnerabilidad actual y futura de la población con respecto al aumento de las emisiones de gases en la atmosfera.

Con 403.21 ppm de bióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera (NOAA, 2017), las estrategias y mecanismos para su pronta disminución se hacen inaplazables, ya que desde 1760 con la naciente revolución industrial, el incremento de este gas ha sido evidente, trayendo consigo alteraciones atmosféricas como el efecto invernadero que rompen el equilibrio en los regímenes de la temperatura, íntimamente vinculados con el origen del denominado cambio climático.

Uno de estos mecanismos adoptados y aceptados mundialmente para mitigar este problema de las altas concentraciones CO₂, es el servicio que de forma natural ofrecen los ecosistemas para capturarlo e integrarlo en su biomasa aérea, en el suelo y sobre el suelo como reservorios por periodos de tiempos relativamente largos con mayores beneficios.

La estimación de los reservorios de carbono en un ecosistema puede darse desde dos vertientes, la directa e indirecta, la primera mediante la construcción de ecuaciones alométricas para condiciones o especies locales que estimen de manera más precisa el contenido de biomasa y por ende su fracción de carbono de cada componente o compartimento. La segunda mediante ecuaciones alométricas definidas por características de similitud ambiental de otros sitios con el de interés.

Es por ello que la presente investigación tiene la meta de contribuir a la generación de datos y análisis con un método indirecto (ecuaciones alométricas) y directo (construcción

de ecuaciones alométricas de especies con mayor IVI en las terrazas de Balancán) sobre la captura de carbono de las comunidades vegetales de selvas (alta, mediana) y acahuales (medianos) en tres unidades ecogeográficas (Tenosique; Laderas septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas, Balancán; Terraza de Balancán, Emiliano Zapata; Planicies fluviales de corrientes alóctonas), pertenecientes a la cuenca baja del Usumacinta, en la Región de los Ríos en Tabasco, que han sido poco o nada estudiada y que consigan promover la conservación y manejo sustentable de la vegetación, actuando como sumideros de carbono.

2.- ANTECEDENTES

Con el principio seis, de la declaración de Estocolmo sobre el medio ambiente humano, en 1972; se asientan las bases para minimizar concentraciones de sustancias toxicas; tales que el medio ambiente no puede neutralizarlas. Posteriormente a esta fecha trascendental para el medioambiente se crearon iniciativas como las Cumbres de la Tierra (1992, 1997, 2002, 2010, 2012) y las Conferencias de las partes (COP 1 a 21). En el protocolo de Kioto (COP 3) celebrado en 1997, se decreta de forma obligatoria a los países desarrollados a limitar y reducir sus emisiones de Gases de efecto invernadero (GEI) con el fin de contribuir a la limpieza de la atmosfera; pero es en la Cumbre de la Tierra celebrada en 1992 en Rio de Janeiro Brasil, donde 180 países firmaron el Tratado sobre Cambio Climático (CC), comprometiéndose a tomar medidas para la mitigación de los efectos del CC debido a las crecientes emisiones de estos GEI.

Los gases fundamentales que forman la atmósfera son: Nitrógeno (78.084%), Oxígeno (20.946%), Argón (0.934%) y Dióxido de Carbono (0.033%). Este último; el bióxido de carbono (CO₂), es un componente natural de la atmósfera, pero es también producto de las actividades antrópicas ocasionadas por quema de combustibles fósiles y los cambios de uso de suelo que deterioran el capital natural, ya que de 280 partes por millón (ppm) de CO₂ mantenidos en equilibrio durante centurias, en el siglo XIX presenta los primeros cambios sustanciales al percibirse cambios en su concentración (Trabalka, 1985; Rosete-Vergés *et al*, 2014; Galeana-Pizaña *et al*, 2013), informes de hoy indican que las concentraciones de este gas de efecto invernadero (GEI) sobrepasan las 400 ppm (NOAA, 2017). Se estima que el

aumento de nivel de CO₂ ocasione cambios climáticos considerables. En los últimos años se han demostrado y documentado abiertamente que el aumento de la concentración del CO₂ tiene el potencial de manifestar impactos negativos en el medio ambiente. Por lo que paralelamente se han creado iniciativas que tienen por objetivo el garantizar acciones que mitiguen los efectos provocados por los GEI, especialmente el CO₂.

Estudios han proporcionado una base adecuada de metodologías para resarcir esta problemática, tales como la fijación de CO₂ en la biomasa terrestre, mediante la reforestación, manejo de plantaciones forestales ayudado por instrumentos económicos como los derechos del carbono fijado en la biomasa como bonos de carbono (Seppänen, 2002). Por lo tanto, la medición de la captura y secuestro del carbono se han convertido en temas prioritarios en las agendas ambientales, considerando diferentes metodologías para su estimación (Figueroa-Navarro *et al.* 2005). Pero principalmente mediante el uso de los ecosistemas forestales que fungen como sumideros y reservorios de carbono, método que es cada día más aceptado (Sánchez *et al.* 2008).

Ya que las masas forestales juegan un papel fundamental en el secuestro de carbono (C) (Boone *et al.* 2009; Álvarez y Rubio, 2013) las estimaciones de la biomasa sobre el suelo son fundamentales para el estudio de las reservas de carbono (Návar-Cháidez, 2011), por considerarse que los bosques al ser un sistema natural complejo contribuyen a mitigar el cambio climático, almacenando carbono en diferentes componentes (Acosta-Mireles *et al.* 2002; Pimienta de la Torre *et al.* 2007). Para llevar a cabo estas estimaciones de contenido de carbono almacenado en la biomasa forestal se han desarrollado dos métodos: los métodos directos (Destructivos) y los métodos indirectos (ecuaciones alométricas). El primer método consiste en un análisis de cosecha para la estimación del peso en verde o húmedo y el peso seco de cada uno de los componentes por cada árbol seleccionado seccionado en sus componentes como el fuste, ramas, hojas, frutos y flores (Acosta-Mireles *et al.* 2002). El segundo es el de la estimación de la biomasa por medio de ecuaciones alométricas, tomando generalmente el diámetro normal (DN), la altura total y densidades de madera.

A pesar de contar con ecuaciones alométricas propuestas para los trópicos por Brown (1997), Cairns *et al.* (2003) y Chave *et al.* (2005) y otros; hace falta contar con ecuaciones que estimen la biomasa total con real apego mediante la construcción de

indicadores nacionales (Gayoso y Guerra, 2005; Douterlungne, 2013), especialmente ecuaciones de carácter local que puedan aplicarse a una mejor estimación de la biomasa y su fracción de carbono, partiendo del supuesto que existe la probabilidad que varias especies que crecen en un mismo tipo de vegetación presenten similitud del patrón morfológico de crecimiento en la asignación de biomasa aérea (Acosta-Mireles *et al.* 2002).

2.1.- Algunas investigaciones realizadas sobre contenidos de biomasa y carbono en selvas.

En 2001, Heider reportó que la biomasa aérea total en los Tuxtlas, para el tipo de vegetación del bosque tropical húmedo fueron del orden de 416 Mg ha⁻¹ en promedio, con un rango de variación entre 320 y 545 Mg ha⁻¹. El mismo autor también menciona que para el caso del bosque tropical húmedo-lluvioso del mismo sitio la biomasa es mayor con 434 Mg ha⁻¹ en promedio y manteniendo un rango entre 379-502 Mg ha⁻¹.

Para el 2003 Cairns *et al.* determinaron el contenido de biomasa aérea en una selva mediana subcaducifolia en la Pantera Quintana Roo (método destructivo), evaluando que las plantas de menos de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (dap) mantienen 33.5 Mg ha⁻¹ y las de mayor tamaño (dap > 10 cm) 191.5 Mg ha⁻¹ teniendo una biomasa total de 225 Mg ha⁻¹.

También en 2005 Sarmiento *et al.*, estudiaron la variabilidad de la biomasa en selvas tropicales americanas de baja altitud, indicando que la biomasa aérea de árboles vivos en parcelas de 0.25 a una hectárea cubren un rango de 167 a 419 Mg ha⁻¹, los de biomasa aérea total de 160 a 435 Mg ha⁻¹, mientras que con parcelas menores los valores extremos son 115 y 864 Mg ha⁻¹.

Así mismo; Aceñolaza *et al.* 2007 encontraron que los contenidos de C almacenado en la biomasa aérea en llanura aluvial en Argentina (templado-cálido y húmedo 19°C) para sauces (*Salix humboldtiana*) son de 113 Mg C ha⁻¹, y de 79 Mg C ha⁻¹ para el bosque de alisos (*Tessaria integrifolia*) y de 50 Mg C ha⁻¹ para el de timbó blanco (*Albizia inundata*).

Por otro lado, Becknell *et al.* 2012 encontraron que los bosques estacionalmente seco en condiciones maduras mantienen un rango de biomasa aérea que van desde los 39 a 334 Mg ha⁻¹, y que sus variaciones en los contenidos de biomasa para estos bosques pueden ser

explicados en un 50% por una simple variable climática como lo es la precipitación media anual.

Behera *et al.* 2017 encontraron que la biomasa aérea en bosque tropicales caducifolios en la India mantienen un rango entre 290.82-455.99 Mg ha⁻¹ en los diferentes tipos funcionales de plantas. Y que la biomasa aérea mantiene una correlación positiva con la densidad de árboles y la cobertura.

En lo que respecta para el estado de Tabasco, García-Domínguez *et al.* 2018 encontraron que para la unidad ecogeográfica denominada Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas la biomasa de selvas para dos sitios la biomasa promedio son del orden de 295 y 317.56 Mg ha⁻¹.

2.2.- Algunas investigaciones realizadas sobre contenidos de biomasa y carbono en acahuales.

En 1993 Kauffman *et al.*, encontraron que para Serra Talhada, en Brasil para vegetación secundaria en bosques tropicales secos, que la biomasa aérea total mantiene un promedio de 74 Mg ha⁻¹.

Así mismo Hughes *et al.* 2000 mencionó en su reporte que en los Tuxtlas para vegetación secundaria para bosques tropicales húmedos esta biomasa son de 149 Mg ha⁻¹, con un rango entre 5 y 293 Mg ha⁻¹.

Por su parte Read y Lawrence, (2003) y Puc, (2014) encontraron que acahuales entre el rango de los 5 y 80 años, aportan entre 20 Mg ha⁻¹ y 39.75 Mg ha⁻¹ para diámetros menores a 7.5 cm (juveniles), mientras que de 179 ± 7 Mg ha⁻¹ para acahuales con DN ≥ 7.5 cm conceptualizados como árboles adultos, para el sur de Quintana Roo.

Por otro lado en Tabasco para el 2018, García-Domínguez *et al.*, en su estudio para tres unidades ecogeográficas encontraron que la biomasa en acahuales de 15 años la biomasa total 66 Mg ha⁻¹ y 102.3 para 20 años en las Terrazas, así mismo que para las laderas fue de 152 Mg ha⁻¹ para 20 años y de 65.1 Mg ha⁻¹ para la edad sucesional de 30 años. Y por último en la planicies inundables esta biomasa 71.29 Mg ha⁻¹ para una edad de 100 años.

En el contexto de biomasa aérea arbórea, también se han realizado estudios sobre la tasa anual de acumulación de carbono, donde Aryal *et al.* 2014 y Anderson-Teixeira *et al.* 2016 encontraron que la tasa de acumulación de biomasa en los primeros 20 años de la sucesión son del orden de 3.1 y de 0.9 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para los siguientes 60 años de la regeneración en los ecosistemas tropicales.

También, López *et al.* 2002 mencionan que para el noroccidente de Ecuador la biomasa aérea total en bosques secundarios son de alrededor de 112 a 199 Mg ha⁻¹ en áreas donde la precipitación media anual esta entre 1000 a 2500 mm y de 86 a 291 Mg ha⁻¹ en zonas donde la precipitación es mayor a los 2500 mm, dependiendo principalmente de la edad del bosque.

2. 3.- Algunas investigaciones realizadas sobre producción y descomposición de hojarasca.

Villavicencio-Enríquez, 2012; analizó la producción, pérdida de masa y tasa de descomposición de hojarasca en parcelas agroforestales con Sistema Tradicional de Café, Sistemas Rústico de Café y Selva mediana subperennifolia, en San Miguel, Veracruz, México. La tasa de descomposición (k) fue alta para la hojarasca en Sistemas Rústico de Café, en todas las fechas de muestreo, indicando un posible efecto del microclima o de la calidad de hojarasca. En cuanto a la producción de hojarasca se obtuvo una mayor durante la época seca (enero a mayo). Una segunda temporada de producción se estableció al final de la época de lluvias.

Bonilla *et al.* 2008; determinaron la producción y descomposición de hojarasca, en bosques nativos y de *Leucaena sp.*, en el municipio de Agustín Codazzi (Cesar, encontrando una producción estimada de hojarasca 16.7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el relicto de bosque seco y 13.2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en *Leucaena sp.*, mientras que la descomposición registró en sus curvas de degradación un modelo de tipo exponencial; con tasas más altas en el sistema basado en *Leucaena sp.*, con 7.8 x 10⁻⁵ Mg ha⁻¹ año⁻¹). Además, menciona, que la caída de hojarasca representa el mayor proceso de transferencia de nutrientes de las partes aéreas de la planta hacia el suelo.

Caldato *et al.* 2010; observaron durante tres años y evaluaron la producción y descomposición de hojarasca en la Selva Ombrófila mixta en el sur de Brasil, de dos tipos forestales, el primero dominado *Araucaria angustifolia* en el dosel y la dos, dominada por latifoliadas en el estrato superior con mayor diversidad de especies arbóreas. Encontrando que la producción de hojarasca no difirió significativamente en los dos tipos forestales ($7.661 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y $8.624 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$). Así mismo que los meses de mayor cantidad de hojarasca en el primero estuvieron correlacionados con períodos de mayores precipitaciones (primavera y verano). Para el mantillo hubo diferencias significativas entre los dos tipos forestales.

Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial, 2009; evaluaron la producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México; encontrando que la máxima acumulación de hojarasca se registró en el bosque de pino-encino ($7.59 \pm 0.29 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguido por el bosque de encino ($6.58 \pm 0.27 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), el bosque de pino-encino-Liquidámbar ($5.33 \pm 0.18 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), el bosque de pino ($5.18 \pm 0.19 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y el menor aporte anual de hojarasca se registró en las parcelas bajo restauración forestal ($2.43 \pm 0.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Así mismo; la máxima descomposición de hojarasca se dio a partir de los diez meses (61 y 67%), argumentando que el clima y la calidad de la hojarasca son dos factores que controlaran de forma directa la descomposición de la hojarasca.

2.4.- Algunas investigaciones realizadas sobre modelos alométricos para la estimación de biomasa:

Debido a que las masas forestales que aún se encuentran en el planeta son consideradas como sumideros que parten de la fijación de bióxido de carbono como respuesta al proceso de fotosíntesis (Carrillo-Anzúres *et al.* 2004; Díaz-Franco *et al.* 2007), estimar esta cantidad de carbono contenido en la vegetación mediante métodos destructivos ha sido considerada por muchos, el mejor de los mecanismos existentes para lograr una mejor proximidad de los valores reales de los contenidos que poseen estas masas forestales (Brown *et al.* 1989; Ketterings *et al.* 2001).

Los modelos alométricos son expresiones matemáticas que relacionan la biomasa con variables medibles en pie, las cuales generalmente son el DN o dap, la altura total, la densidad específica y el tipo de bosque. Para lograr el desarrollo de estos modelos, es

necesario realizar un muestreo destructivos de árboles, donde el tamaño de la muestra debe ser definido de manera que el error de la predicción del modelo este dentro de rangos aceptables (Chave *et al.* 2005 y Vallejo *et al.* 2007).

Díaz *et al.* 2007 generaron ecuaciones alométricas bajo el modelo $Y=b*X^k$ para datos de biomasa y carbono; para estimar la biomasa aérea total y el carbono aéreo total a partir diámetro a la altura del pecho (dap) en *Pinus patula* encontrando que estas ecuaciones con coeficiente de determinación (R²) del 0.98 son confiables para usarse en condiciones similares y para la misma especie a partir del dap en cualquier cálculo.

Chou y Gutiérrez-Espeleta, 2013 generaron ecuaciones para bosques tropicales húmedos de Costa Rica a partir de las mediciones de 907 árboles con la variable dap para diámetros mayores a 10 cm, esto mediante una regresión segmentada (por la relación que tienen el dap y la altura total con la variable biomasa transformada) y cuadrados medios ponderados para resolver el problema de heterocedasticidad, ellos encontraron que su modelo obtuvo un coeficiente de determinación de 0.992 y que las variables principales en este modelo fueron principalmente el Dap y la densidad de la madera.

Návar-Cháidez *et al.* 2013 desarrollaron ecuaciones para árboles tropicales del inventario forestal de Sinaloa, donde encontraron que los modelos desarrollados *in situ* incrementan en gran medida la precisión de estos a diferencia de los modelos convencionales de biomasa, ya que fuentes de error como la desviación estándar el coeficiente de variación (cv) muestran que las ecuaciones alométricas desarrolladas *in situ* proporcionan una mejor bondad de ajuste ($r^2 = 0,88$ y $0,78$ y los cv de $40,6\%$ y $52,5\%$) en contraste con las ecuaciones convencionales desarrolladas *ex situ*, donde estos valores de biomasa total se desviarían cerca del doble, al igual que aquellas a nivel de sitio cuando se usan ecuaciones desarrolladas *ex situ*.

Rojas-García *et al.* 2015 hace una extensa investigación sobre ecuaciones alométricas de las especies tropicales desarrolladas en México, mencionando que en su mayoría estas son para especies comerciales, principalmente para las familias de las Pinaceae con 132, las Fabaceae con 73, las Fagaceae con 50, así como con 223 ecuaciones más, repartidas en otras familias, dentro de las cuales 411 fueron hechas para árboles, que en su

mayoría utilizan la variable diámetro a la altura del pecho (DAP), 47 son para la forma de vida de arbustos, las cuales se sirven de la altura del tallo a diferentes consideraciones, 15 son para bambú bajo la variable DAP y dos para palmas que toman la variable DAP, así como la altura total.

3.- JUSTIFICACIÓN

En las agendas internacionales y nacionales, el disminuir las concentraciones de bióxido de carbono (CO₂) que han incrementado desde inicios de la era industrial hasta nuestros días, se ha vuelto un tópico de carácter especial, para su atención urgente por el vínculo señalado con el llamado cambio climático.

Esta problemática ambiental, mundialmente reconocida, por las altas concentraciones de CO₂, ha obligado a la generación de estudios sobre mecanismos y métodos para la captación, retención y confinamiento de este gas, fundamentalmente el Carbono (C). Una de las alternativas para la mitigación y reducción del CO₂, es el que de manera natural brindan los sistemas productivos de la vegetación encontrados en la naturaleza o cultivados, y que con los cálculos ya sea de manera directa o indirecta pueden ofrecer datos sobre el contenido del carbono aéreo y sobre el suelo, con los que participa el ecosistema.

Se sabe que el contenido de carbono es diferente para cada tipo de ambiente y que la capacidad de los ecosistemas forestales para almacenar carbono varía en función de la composición florística, la edad, la densidad, la calidad del sitio y su conservación como comunidad vegetal.

La meta de esta investigación fue contribuir al conocimiento del aporte de biomasa y carbono de los diferentes tipos de vegetación, pertenecientes a los sistemas de producción forestal de la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México, así como la generación de ecuaciones alométricas de predicción de biomasa de las especies de mayor índice de valor de importancia (IVI) existente en acahuales (vegetación secundaria). Información que será relevante, porque no existen, al menos para esta cuenca, datos de la estimación de carbono en diferentes sistemas de vegetación ni sus ecuaciones alométricas locales para dichas especies, haciendo hincapié en que dichas comunidades vegetales pueden

actuar como sumideros de carbono en estados tempranos de la sucesión y en estadios maduros (Orihuela-Belmonte *et al.* 2013).

4.- OBJETIVOS

General:

Estimar el contenido biomasa en los paisajes productivos (selvas y acahuales) de tres unidades ecogeográficas (Laderas septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas en Tenosique, Terrazas de Balancán y Planicies fluviales de corrientes alóctonas en Emiliano Zapata) pertenecientes a la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México.

Específicos:

- 1.- Estimar el contenido la biomasa aérea mediante ecuaciones alométricas generales, en los paisajes productivos dentro de las unidades ecogeográficas situadas en la cuenca baja del Usumacinta correspondientes a la región de los Ríos, Tabasco, México.
- 2.- Determinar la producción de biomasa por hojarasca durante el periodo de un año, así como su velocidad de descomposición, en los paisajes productivos dentro de las unidades ecogeográficas situadas en la cuenca baja del Usumacinta correspondientes a la región de los Ríos, Tabasco, México.
- 3.- Construir modelos para la estimación de biomasa de las tres especies con mayor índice de valor de importancia (IVI) de acahuales encontradas en la unidad ecogeográfica Terraza de Balancán, que forma parte de la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México.

5.- HIPÓTESIS

- 1.- Los paisajes productivos con un estado sucesional avanzado, menor grado de disturbio y mayor conservación dentro de cada unidad ecogeográfica, presentarán mayor almacenamiento de carbono en su biomasa aérea y sobre el suelo, que los que presenten un deterioro evidente.
- 2.- La producción de hojarasca es mayor en temporada de seca, que, en lluvias, presentándose la descomposición de la misma en los tres primeros meses después de la deposición en todos los paisajes productivos dentro de cada unidad ecogeográfica.
- 3.- Con las ecuaciones alométricas específicas generadas a partir de diámetro normal, altura del árbol, de cada especie de árboles de mayor IVI de los acahuales pertenecientes a la terraza de Balancán, se podrá calcular de forma más precisa la biomasa, que con una ecuación general de biomasa utilizada para la estimación indirecta de la misma.

6.- MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 - Área de estudio

La sub-región Ríos tiene una extensión de 6,079.63 km² y está situada entre las coordenadas 17°16'00'' y 18°12'00'' de latitud norte; 90°56'00'' y 91°52'00'' de longitud oeste. Dicha sub-región está conformada por tres municipios: Emiliano Zapata, Balancán y Tenosique (Fig. 1). Cuenta con 119,196 habitantes, de los cuales 45,562 pertenecen a la zona urbana y 73,634, a la zona rural (INAFED, 2010).

En esta sub-región existen tres unidades ecogeográficas de acuerdo a Ortiz-Pérez *et al* (2005): Laderas Septentrionales de la Sierra del Norte de Chiapas (LSSNCh) en Tenosique, Terrazas en Balancán (T) y Planicies fluviales de corrientes alóctonas (PFCA) en Emiliano Zapata, las cuales presentan un arreglo geológico-estructural con un gradiente

altitudinal desde los 250 msnm en la parte sierra y los 6 msnm hacia la costa del Golfo de México, presentando en su parte central los 50 msnm. Las precipitaciones en las montañas (entre 2000 y 4000 mm anuales) favorecen un clima cálido húmedo con lluvias todo el año (Af(m)), con una temperatura media anual que oscila de 22 a 29 °C y en la zona media (Terrazas de Balancán), mantiene un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw) con precipitaciones que van de 1500 a 2000 mm y una temperatura media anual de 26 °C y las Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA) con 6 msnm, le corresponde un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Am (f)), con 1500 a 2000 mm anuales de precipitación y temperatura media anual de 26 °C (García, 1973; INEGI, 1986).

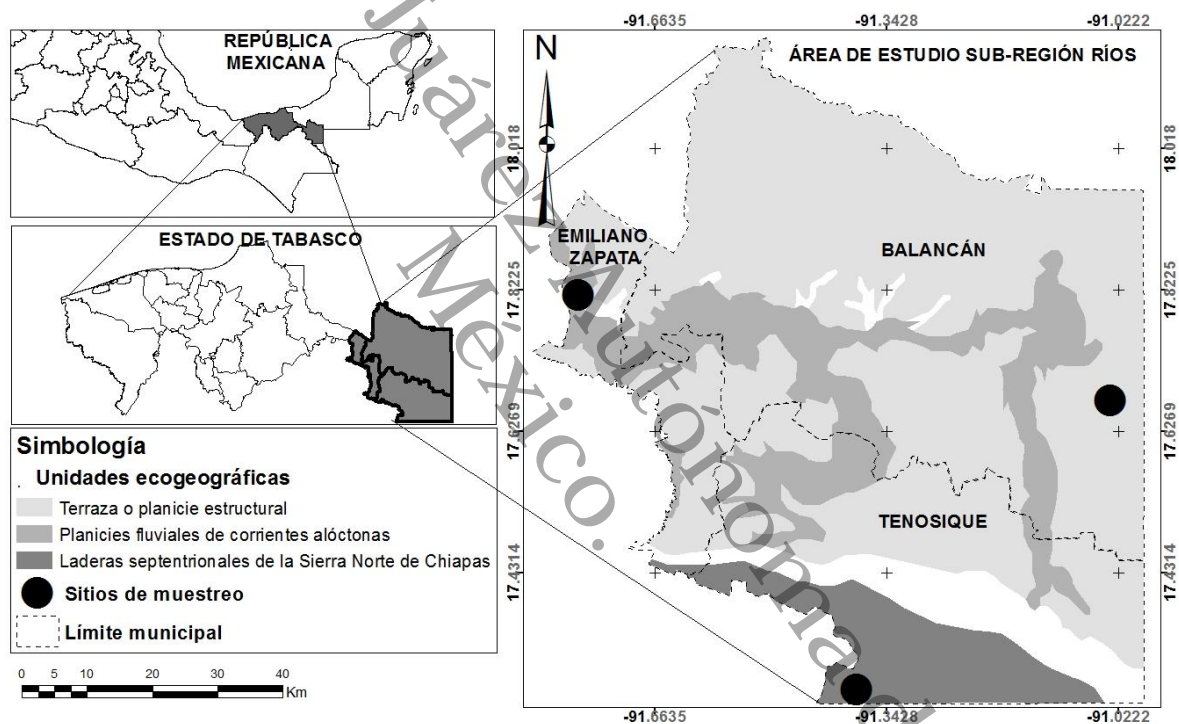


Figura 1. Unidades ecogeográficas (UE): Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh) en Tenosique, Terrazas (T) en Balancán y Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA) en Emiliano Zapata, en la región de los Ríos, Tabasco, México.

En la sub-región existen dos temporadas que guardan relación con los índices de precipitación. La primera temporada conocida como secas, la conforman los meses de marzo, abril, julio y agosto, aunque estos dos últimos meses pertenecen a un periodo conocido como canícula o sequía intraestival que abarca los últimos quince días del mes de julio y una gran parte del mes de agosto, la cual se caracteriza por días muy secos, altas temperaturas con

una fase húmeda que provoca bochornos. En la segunda temporada de precipitación, se encuentra el periodo conocido como de lluvias que abarca los meses de mayo, junio, septiembre y octubre, donde la precipitación se incrementa gradualmente, de medio lluvioso a torrenciales con corta duración, mientras que el último periodo conocido como nortes comprende los meses de noviembre, diciembre, enero y febrero, que ocasiona nublados, disminución de la temperatura, lluvias de ligeras a fuertes que mantiene duración de varios días o semanas.

6.2 - Sitios de estudio

El análisis de biomasa por componentes en estas unidades ecogeográficas se centró en una parte de la llamada cuenca baja del Usumacinta, la cual representa finamente dos tipos vegetación arbórea natural; la selva mediana subperennifolia (SMS) en las zonas altas y acahuals medianos (AMd) o vegetación secundaria extendidos ampliamente en esta región a consecuencia de una ganadería extensiva, la propia agricultura y el cambio de uso de suelo suscitado en los trópicos en últimas décadas (Barbier y Tesfaw, 2012; FAO 2001).

Tenosique:

- Niños héroes. Selva alta perennifolia. 100 años.
Acahual o vegetación secundaria. 30 años.
- Corregidora. Selva alta perennifolia. 100 años.
Acahual o vegetación secundaria. 30 años.

Balancán:

- Ramonal. Acahual o vegetación secundaria. 15 años.
- Capulín. Acahual o vegetación secundaria. 20 años.

Emiliano Zapata:

- Jobal, Avispero, Pochote. Acahual o vegetación secundaria. 100 años.

6.3 - Tamaño de la muestra y de la unidad de muestreo

El diseño del muestreo dasonómico se hizo por conglomerados (CONAFOR, 2011), con la finalidad de contar con elementos estadísticos que permitieron la confiabilidad de la toma de datos de las estructuras vegetativas más complejas.

La selección de los sitios donde se situaron los conglomerados fue completamente al azar, en las áreas donde se encontraron los tipos de vegetación de interés.

Se hicieron tres conglomerados (Unidad de Verificación) por tipo de vegetación con una equidistancia de aproximadamente 0.5 a 1 km, lo que permitió obtener una distribución espacial, regular y consistente del total de los conglomerados.

Cada conglomerado estuvo compuesto por cuatro parcelas o unidades de muestreo (UM). Las UM fueron sitios rectangulares de 400 m² es decir de 40 metros de largo y 10 metros de ancho (Fig. 2).

Las variables tomadas en cada conglomerado fueron:

- Nombre común
- Altura total (h)
- Diámetro normal entre 2.5-156 cm de DN
- Producción de hojarasca (Método de trampas recolectoras)
- Descomposición de hojarasca (Método litterbag)

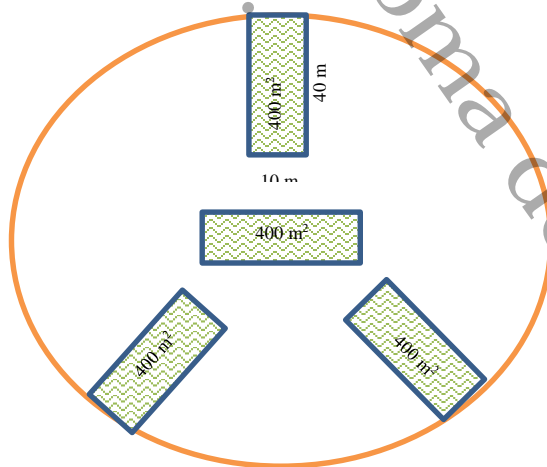


Figura 2. Diseño de muestreo del INFyS

(CONAFOR, 2011; IPPC, 2003)

6.4 - Biomasa aérea (componente árboles maduros y juveniles), densidad

En todos los conglomerados por tipo de vegetación, se midió el DN de todos los árboles ≥ 2.5 cm y ≤ 9.9 cm, a los que se le catalogó como juveniles, de igual forma; como maduros a los ≥ 10 cm. Para el cálculo de la biomasa se usó la ecuación alométrica de Chave *et al.* 2005 para selvas húmedas (Ecu. 1), en conjunto con las ecuaciones alométricas específicas para cada especie que estuviera disponible en Rojas-García *et al.* (2015).

$$Y = \exp(-2.977 + \ln(\rho D^2 h))$$

Ecu. 1

Dónde:

Y = biomasa (Kg/árbol),

ln = logaritmo natural,

ρ = densidad de cada especie (g/cm³),

D = diámetro normal (cm),

h = altura (m).

Ecu. 2

$$Densidad = \frac{\text{no. de individuos}}{\text{área muestreada (ha)}}$$

Las pruebas a posteriori se utilizaron para observar diferencias estadísticas entre áreas basales y biomasa para los tiempos de abandono de los acahuals como la principal fuente de variación a un $p \leq 0.05$.

El análisis de varianza y la comparación de medias de Tukey Kramer HSD se efectuaron con el paquete estadístico JMP 2008®.

6.5 – Hojarasca

6.5.1 - Producción

Para cuantificar la producción de hojarasca (selvas y acahuales) se colocaron un total de 144 trampas colectoras, 6 trampas por conglomerado para cada tipo de vegetación, resultando en $n=18$ trampas por ejido (36 por UE para acahuales y 36 para SMSp). Las trampas fueron de una estructura de tubos de PVC hidráulico (Quinto *et al.* 2007) de 13 mm de diámetro, con medidas 100 x 100 cm (Nájera y Hernández, 2009) levantados a 50 cm del suelo, las mallas son de tela mosquitero de 2 x 2 mm de luz de malla (ojo u abertura de la tela de polipropileno) que se costuraron con cordel para evitar el desgaste de hilvanes por la intemperie.

Las trampas fueron distribuidas al azar dentro de la UM (400 m²) de cada conglomerado. La hojarasca se recolectó mensualmente a lo largo de un año (marzo 2014 a marzo 2015).

La hojarasca de cada trampa se pesó y se obtuvo el peso húmedo o fresco, y posteriormente se secaron dichas muestras a 70° C durante 48 horas en un horno de convección hasta obtener peso constante y se obtuvo el peso seco de la necromasa (Cornelissen *et al.* 2003).

Para calcular la cantidad de hojarasca, se sacó el promedio de las parcelas por tipo de ambiente/sitio, y se extrapolo a una hectárea, sacando el promedio mensual y el anual al terminar las mediciones de este diseño. Siendo expresados los valores en megagramos de hojarasca por hectárea por mes (Mg. ha⁻¹ mes⁻¹) así como megagramos de hojarasca por hectárea por año (Mg ha⁻¹ año⁻¹), considerándose como una producción total de hojarasca, sin distinción de componentes.

6.5.2 - Descomposición

Para la evaluación de la descomposición de la hojarasca en los distintos tipos de ambientes (selva y acahual) se utilizó el método de “bolsas de descomposición” (litterbag method; Harmon *et al.* 1999).

Las bolsas fueron de tela mosquitero de polipropileno de 2 x 2 mm abertura de luz de malla con medidas de 17 x 25 cm, cada bolsa se armó con 10 gr de hojarasca homogenizada en peso seco (70 °C), de las colectadas en las trampas (Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial, 2009) ya que si se colectaba del suelo no se sabría con precisión cual es el tiempo de caída de estas. Fueron cerradas con una selladora de bolsas.

Las bolsas de hojarasca de descomposición fueron en total 384 dispuestas sobre el suelo al azar y se ubicaron en las mismas parcelas donde se encontrarían las trampas colectoras de hojarasca. El tiempo estimado del diseño fue en promedio de 8 meses, retirándose un total de 12 bolsas cada mes, sitio y tipo de vegetación. Manualmente se separó la contaminación de suelo, como raíces, insectos, y otro material foráneo. Luego se secó a 70 °C, hasta obtener el peso constante en un horno de convección.

El peso remanente se calculó mediante la ecuación:

$$\% PR = (Xt / Xo) * 100$$

Dónde:

% PR=es la proporción de peso remanente,

Xt = peso en el tiempo t (días),

Xo = valores iniciales

La tasa de descomposición se calculó mediante la ecuación propuesta por Olson (1963):

$$k = \frac{-\ln(X/X_0)}{t}$$

Dónde:

k = constante de descomposición,

X = peso de la hojarasca en un tiempo dado

X₀ = Peso inicial de la hojarasca en el tiempo cero,

t = Tiempo expresado en días.

Los datos obtenidos tanto de producción, pérdida y tasa de descomposición se sometieron a un análisis de varianza de una vía o de un factor (ANOVA) para explorar diferencias entre las unidades ecogeográficas, para posteriormente aplicarles la prueba Tukey-kramer HSD como test a posteriori para encontrar diferencias estadísticas, ambas pruebas a un $\alpha=0.05$. Estos análisis estuvieron realizados con el paquete estadístico JMP® 8.0.2 y Excel 2016®.

6.6 - Estimación de la biomasa y carbono método directo (cosecha)

Con la identificación de especies y las medidas dasonómicas realizadas en la etapa uno de este estudio en los acahuales pertenecientes a la unidad ecogeográfica “Terrazas de Balancán” (Ortiz-Pérez *et al.* 2005), se eligieron dos sitios con este tipo de vegetación, los cuales fueron los ejidos El Ramonal y El Capulín. Los individuos considerados para ser cosechados fueron resultado de sitios que iban a ser intervenidos para la agricultura, donde iba a ser utilizada la roza-tumba y quema, como método de preparación del terreno para los cultivos.

Posteriormente a las especies arbóreas identificadas en los conglomerados se les aplicó el índice de valor de importancia (IVI), y se seleccionaron las tres primeras con mayor IVI. De las clases diamétricas en base a la frecuencia de individuos encontrados por especie y tomado como base un mínimo de individuos por especie (15 árboles) se estimó el total de individuos por clase diamétrica, considerando de igual forma que por lo menos un individuo estuviera presente en cada una de las clases diamétricas encontradas. Las especies seleccionadas de acuerdo al IVI fueron: *Caesalpinia gaumeri* (14 individuos entre un rango de 3 a 40 cm de diámetro normal (DN)), *Bucida buceras* (13 individuos entre un rango de 3 a 30 cm de DN) y *Coccoloba barbadensis* (con 13 individuos entre un rango de 6 a 21 cm de DN). El número de individuos totales de cada especie se mantuvo semejante al mínimo requerido para la elaboración de modelos alométricos de biomasa propuestos por Russell, (1983); Deans *et al.* (1996); Acosta-Mireles *et al.* (2002); Gómez-Díaz *et al.* (2011); Ebuy Alipade *et al.* (2011); Picard *et al.* 2012 para localidades específicas.

El acotamiento de estas clases diamétrica ≤ 40 , se hizo debido a que no se nos permitió cortar árboles de mayor grosor por los dueños de los predios, así mismo que la

mayoría de estas especies del IVI no alcanzan dicho estándar, además de quedar pocos individuos que sirven como árbol madre.

6.6.1.- El Índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) se analizó tomando en consideración los valores relativos de densidad, frecuencia y dominancia (Rocha *et al.* 2010).

Densidad absoluta = Número de individuos / unidad de área

Densidad relativa = (Individuos de una especie / total de individuos) x 100

Frecuencia absoluta = (Número de unidades en las que aparece una determinada especie /
Número de unidades totales) x 100

Frecuencia relativa = (Frecuencia absoluta / Σ Frecuencia absoluta de todas las especies) x 100

Dominancia absoluta = Σ Área basal de una especie

Dominancia relativa = (Área basal de una especie / Σ Área basal de todas) x 100

IVI = densidad relativa + frecuencia relativa + dominancia relativa

6.6.2. - Cosecha de árbol para construir la ecuación alométrica para el cálculo de biomasa aérea:

Mediciones árboles en pie:

- Número de árbol
- Dap o DN (1.30 m)
- Altura total
- Altura del fuste limpio
- Altura de la copa
- Diámetro de copa 1

- Diámetro de copa 2

Mediciones después del derribo:

- Dap o DN (1.30 m)
- Altura total
- Altura del fuste limpio
- Altura de la copa
- Distancias entre P
- Altura del tocón (0.30 m)
- Peso total de ramas $\varnothing \geq 5$ cm y $\varnothing \leq 5$
- Peso total de hojas y ramas finas $\varnothing \leq 1$
- Peso total de fuste en tramos (t1, t2, t3)

El corte para el derribo se hizo a 30 cm (especies nativas) Schlegel *et al.* 2000, Picard *et al.* 2012, Cairns *et al.* 2003.

6.6.2.1 - División de las partes del árbol:

Hojas: pesado total y toma de tres muestras para el porcentaje de humedad (Figura 3).

Ramas: clasificadas en dos diámetros $\varnothing \geq 5$ cm y $\varnothing \leq 5$; pesado total y de las que se tomaron tres muestras transversales para el porcentaje de humedad (Figura 3).

Tronco o fuste limpio: pesado de trozas y toma de una rodaja de (P_i) para el porcentaje de humedad y la proporción entre la madera (Figura 3).

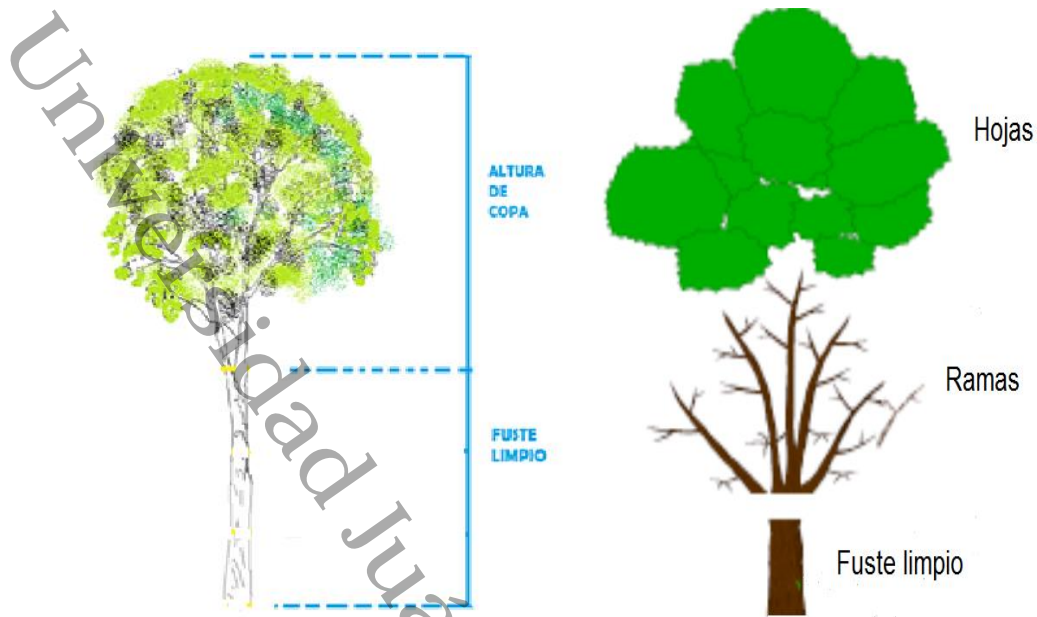


Figura 3. División de las partes del árbol.

6.6.2.2 -Biomasa del fuste limpio:

Se obtuvieron cuatro rodajas o galletas (rd) de cinco centímetros de grosor a lo largo del fuste limpio de la siguiente manera; tocón a 0.30 m (P1), diametro normal (DN) a 1.30 m (P2), altura comienzo de copa (HCC) (P4) y P3 es la parte intermedia entre la distancia de P2 y P4 (Figura 4).

De cada rd; se registró el peso humedo (Ph) y diámetros. Asi mismo de cada tramo (t1,t2 y t3) perteneciente a las P se tomaron sus longitudes y Ph de cada sección a lo largo del fuste limpio (Figura 4).

Cada tramo entre las P se manejó en secciones de 100 kg para una mayor facilidad de carga en los trípodes o soportes.

Se calculó una razón promedio de P_s/P_h para la biomasa del fuste.

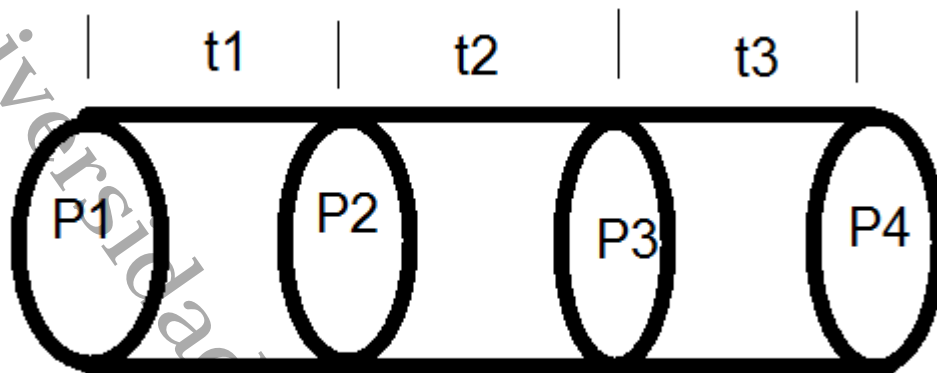


Figura 4. División del fuste limpio.

(Acosta-Mireles *et al.*, 2002).

6.6.2.3 - Biomasa de:

6.6.2.3.1 - Ramas:

Se clasificaron las ramas en ≥ 5 cm y ≤ 5 de diámetro. Se pesaron en fresco todas las ramas de cada grupo. Se sacaron tres muestras de este componente por cada diámetro. Se tomaron tres muestras de aproximadamente 200 gr.

Para cada muestra se calculó una razón de peso seco/peso húmedo (Ps/Ph). Calculándose una razón promedio de Ps/Ph por componente.

Las muestras de ramas y hojas se llevaron al laboratorio para ser secadas hasta un peso constante a 75° C de temperatura.

Se multiplicó el peso húmedo total de cada componente por su razón de Ps/Ph correspondiente para obtener una estimación del peso seco total del componente.

Sumando todos los pesos de los componentes del árbol se obtuvieron el peso seco del mismo.

Se utilizan las mediciones del fuste de cada sección para determinar el volumen.

6.6.2.3.2 - Hojas:

La sección de la altura de copa (Figura 3) se desfolió y se pesaron las hojas (ramas finas ≤ 1 cm de diámetro se contabilizan como hojas), se homogenizó el conjunto de hojas y se aplicó el método del cuarteo (Figura 5) sacándose tres muestras de cada componente (hojas y ramillas + hojas), de aproximadamente 200 gramos cada muestra (Segura y Andrade, 2008).

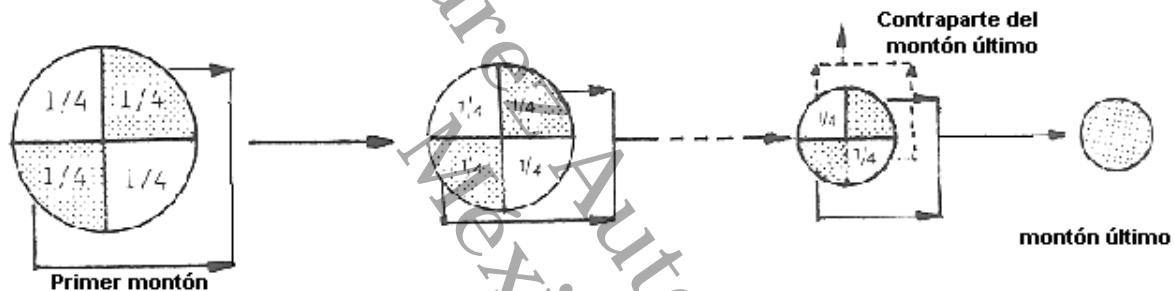


Figura 5. Método del cuarteo

Para cada muestra se calculó una razón de peso seco/peso húmedo (P_s/P_h). Calculándose una razón promedio de P_s/P_h por componente.

Con la finalidad de obtener el peso seco de cada uno de los árboles, las muestras del fuste (rodajas), al igual que las ramas y hojas se secaron en las instalaciones de la Universidad Juárez autónoma de Tabasco-División académica de Ciencias Biológicas, en una estufa de convección a $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta lograr peso constante. Cuando se estableció la relación Peso seco/peso fresco de cada una de las muestras, ésta se utilizó para obtener el peso seco de cada sección del fuste a partir de su peso fresco. El mismo procedimiento se aplicó para obtener el peso seco de las ramas y hojas de la copa. Una vez que se obtuvo la suma del peso seco de cada una de las secciones del tronco, ramas y hojas, se registró la biomasa aérea total de cada árbol.

6.6.3 - Análisis estadísticos

Los análisis se hicieron con el paquete estadístico SAS ®, versión 9.2. Los modelos para cada especie se construyeron mediante validación cruzada, distribuyendo los datos en tres grupos, en un porcentaje de 70% para el modelo y 30% para validación.

Así mismo, se obtuvo la eficiencia de cada modelo (EF), el error medio del modelo (MRES), y la diferencia absoluta media (AMRES); que son estimadores sugeridos para la evaluación de modelos con regresiones no lineales (Huang *et al* 2003; Rodríguez-Toro *et al* 2016; Murillo-Brito *et al* 2017).

Para encontrar el mejor modelo alométrico que determinará el contenido de biomasa aérea de cada especie se probaron ocho de las ecuaciones genéricas más empleadas para la determinación de biomasa (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ecuaciones utilizadas para modelar biomasa aérea

Modelo	Ecuación
Berkhout	$BA = a + b * DN$
Kopezky	$BA = a + b * DN^2$
Hohenadl-Krenn	$BA = a + b * DN + c * DN^2$
Husch	$\ln BA = a + b * \ln DN$
Spurr	$BA = a + b * DN^2 * h$
Stoate	$BA = a + b * DN^2 + c * DN^2 * h + d * h$
Meyer	$BA = a + b * DN^2 + c * DN * h + d * DN^2 * h$
Schumacher-Hall	$\ln BA = a + b * \ln DN + c * \ln * h$

Fuente: Segura y Andrade, (2008).

BA = biomasa (kg árbol⁻¹); DN = diámetro normal (cm); h = altura total (m); a, b, c, d = parámetros del modelo; ln = logaritmo base e.

$$EF = 1 \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}$$

$$MRES = 1 \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}$$

$$AMRES = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i|}{n}$$

Dónde:

y_i = valor observado

\hat{y}_i = valor estimado con el modelo

\bar{y}_i = valor promedio de los valores observados o reales.

La selección del modelo de los ocho generados para cada especie se hizo a partir de la eficiencia predictiva, los errores medios y la diferencia absoluta, el análisis de los residuos y el análisis gráfico del ajuste de los datos observados.

7.- LITERATURA CITADA

- Aceñolaza, P., L. P. Zamboni y J. F. Gallardo-Lancho. 2007. Estimación de carbono en tres bosques de la llanura aluvial del bajo Paraná (R. Argentina). La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. In: Juan F. Gallardo Lancho (Ed.) Impreso en España.
- Acosta-Mireles, M., J. Vargas-Hernández, A. Velázquez-Martínez y J. D. Etchevers-Barra. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 36(6): 725-736.
- Álvarez, S y A. Rubio 2013. Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la sierra Juárez (Oaxaca, México). Aplicación del modelo CO2fix v.3.2. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1): 125-137.
- Anderson-Teixeira, K. J., M. M. H. Wang, J. C. Mcgarvey and D. S. Lebauer. 2016. Carbon dynamics of mature and regrowth tropical forests derived from a pantropical database (TropForC-db). *Global Change Biology*, 22: 1690–1709 doi: 10.1111/gcb.13226
- Aryal, D. R., B. H. J. De Jong, S. Ochoa-Gaona, L. Esparza-Olguin and J. Mendoza-Vega. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 195: 220–230 doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.005
- Avilés-Hernández, V., A. Velázquez-Martínez, G. Ángeles-Pérez, J. Etchevers-Barra, H. De los Santos-Posadas, T. Llanderal. 2009. Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia*, 43: 457-464.
- Barbier, E. B y A. T. Tesfaw. 2012. Can REDD+ Save the Forest? The Role of Payments and Tenure. *Forest*. 3: 881-895. doi:10.3390/f3040881
- Becknell, J. M., L. Kissing Kucek and J. S. Powers. 2012. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276: 88–95. doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.033

- Behera, S. K., N. Sahu, A. K. Mishra, S. S. Bargali, M. D. Behera and R. Tuli. 2016. Aboveground biomass and carbon stock assessment in Indian tropical deciduous forest and relationship with stand structural attributes. *Ecological Engineering*, 99: 513-524.
- Bonilla, R., B. Roncallo, J. Jimeno y T. García. 2008. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena sp.*, en Codazzi, Cesar. *Revista Corpoica – Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 9(2): 5-11.
- Boone, K. J., H. R. Flint y C. Heider. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications*, 19(5): 1211-1222.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer. FAO Forestry Paper 134. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 55 p.
- Brown, S., A. J Gillespie y A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, 35:881-902.
- Cairns, M. A., I. Olmsted., J. Granados y J. Argáez. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 186(1): 125-132.
- Caldato, S. L, P. A. Floss y E. C Serafini Floss. 2010. Producción y descomposición de hojarasca en la selva ombrófila mixta en el sur de Brasil. *Bosque*, 31(1): 3-8.
- Carrillo-Anzúres, F., M. Acosta-Mireles, E. Flores Ayala, J. E. Juárez-Bravo y E. Bonilla-Padilla. 2014. Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5 (5):779-793.
- Castañeda-Mendoza, A., J. Vargas-Hernández, A. Gómez-Guerrero, J. I. Valdez-Hernández y H. Vaquera-Huerta. 2005. Acumulación de carbono en la biomasa aérea de una plantación de *Bambusa oldhamil*. *Agrociencia*. 39(1): 107-116.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra y T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecología*, 145(1): 87-99.

- Chou, S. W y E. E. Gutiérrez-Espeleta. 2013. Ecuación para estimar la biomasa arbórea en los bosques tropicales de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 26(2):41-54.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2011. Inventario nacional forestal y de suelos: Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo 2011. [EN LINEA] URL http://www.climateactionreserve.org/wpcontent/uploads/2011/03/Sampling_Manual-Remuestreo-Conafor-INFyS.pdf
- Cornelissen J. H. C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, B. Buchmann, D. E. Gurvich, P.B. Reich, H. Steege, H.D. Morgan, M.G. van der Heijden, J. G. Pausas y H Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51: 335-380.
- Deans, J. D., J. Moran and J. Grace, J. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduous tropical moist forest in Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 88(3): 215-225.
- Díaz-Franco, R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala y J. D. Etchevers-Barra. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Maderas y Bosques*, 13(1): 25-34.
- Douterlungne, D., A. M. Herrera-Gorocica, B. G. Ferguson, I. Siddique y L. Soto-Pinto. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia*, 47(4): 385-397.
- Ebuy Alipade, J., J. P. Lokombé Dimandja, Q. Ponette, D. Sonwa and N. Picard. 2011. Biomass equation for predicting tree aboveground biomass at Yangambi, DRC. *Journal of Tropical Forest Science*, 23(2): 125-132.
- Figueroa-Navarro, C., J. D. Etchevers-Barra, A. Velázquez- Martínez y M. Acosta-Mireles. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra Latinoamericana*, 23(1): 57-64.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2001. Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Rome, Italy. 511 pp

- Galeana-Pizaña, J., J. A. B. Ordóñez-Díaz y N. Corona-Romero. 2013. Estimación de contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México Madera y Bosques, 19(1): 53-69.
- García-Domínguez, A., L. C. Cámara, J. C. Van der Wal y P. Martínez. 2018. Biomasa en acahuales de tres unidades ecogeográficas del estado de Tabasco. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 9(48): 69-91. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.132>
- García-Velásquez, L. M., A. Ríos-Quintana y L. J. Molina-Rico. 2010. Estructura, composición vegetal y descomposición de hojarasca en el suelo, en dos sitios de un bosque nublado andino (reforestado y en sucesión espontánea), en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia. Actual Biol, 32(93): 147-164.
- Gayoso, A. J. y J. Guerra C. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. Bosque, 26(2): 33-38.
- Gómez-Díaz, J. D., J. D. Etchevers-Barra, A. I. Monterrosos-Rivas, J. Campo-Alvez; J. A. Tinoco-Rueda. 2011. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia*. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 17(2): 261-272.
- Harmon, M. E., K.J. Nadelhoffer y J. Blair. 1999. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. pp. 202-240. En Robertson G.P., D.C., Coleman., C. 42 S., Bledsoe, P., Sollins (Eds.) Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press. Nueva York. EUA.
- Heider, C. H. 2001. Landscape-level patterns in biodiversity: plant species and biomass structure. Thesis. Oregon State University. Corvallis, Oregon, USA.
- Huang, S.; Y. Yang, Y. Wang. 2003. A critical look at procedures for validating growth and yield models. In: Amaro, A.; Redd, A.; Soares, P. (Eds.) Modelling Forest Systems. Wallingford, UK: CAB International. 271-293.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman, and V. J. Jaramillo. 2000. Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. Ecological Applications 10: 515-527.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1986). Síntesis geográfica. Nomenclator y Anexo cartográfico del estado de Tabasco. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D. F. 116 pp; 13 cartas temáticas (1 :250 000

- Instituto para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED). 2010. Secretaría de Gobernación (SEGOB). Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México: Estado de Tabasco. [EN LINEA] URL <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM27tabasco/index.html> consultado el 12 de junio de 2014 a las 22:00 hrs
- Kauffman, J. B., R. L. Sanford, D. L. Cummings, E. V. S. B. Sampaio and I. H. Salcedo. 1993. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in Neotropical dry forests. *Ecology*, 74: 140-151.
- Ketterings, Q. M., R. Coe, M. Van Noordwijk, Y. Ambagau y C. A. Palm. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *For. Ecol. Manage.* 146: 199–209. DOI:10.1016/S0378-1127(00)00460-6
- López, M., F. de Koning, H. Paredes y P. Benitez. 2002. Investigación de bosques tropicales: Estimación de carbono en biomasa de bosques secundarios y plantaciones forestales en el noroccidente de Ecuador. Eschborn, República Federal de Alemania, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. 34 p.
- Murillo-Brito, Y., M. Domínguez-Domínguez, P. Martínez-Zurimendi, L. C. Lagunes-Espinoza y A. Aldrete. 2017. Índice de sitio en plantaciones de *Cedrela odorata* en el trópico húmedo de México. *Rev. FCA UNCUYO*. 49(1): 15-31.
- Nájera-Luna, J. A y E. Hernández-Hernández. 2009. Acumulación de biomasa aérea en un bosque coetáneo de la región de El salto, Durango. *Ra Ximhai: revista de sociedad, cultura y desarrollo sustentable*, 2(5): 225-230.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2017. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. [en línea] URL <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/weekly.html> consultado el 12 de junio de 2017 a las 12:00 hrs
- Návar-Chaidez, J. 2011. The spatial distribution of aboveground biomass in tropical forests of Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 13: 149-158.
- Návar-Cháidez, J., F. de Jesús Rodríguez-Flores, P. A. Domínguez-Calleros. 2013. Ecuaciones alométricas para árboles tropicales: aplicación al inventario forestal de Sinaloa, México. *Agronomía mesoamericana*, 24(2):347-356.

- Olson, J. S. 1963. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology*, 44(2): 322-331.
- Orihuela-Belmonte, D. E., B.H.J. De Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto y A. Flamenco-Sandoval .2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 171: 72-84.
- Ortiz-Pérez, M. A., C. Siebe y S. Cram. 2005. Diferenciación ecogeográfica de Tabasco. In: Bueno J., F. Álvarez y S. Santiago (eds.). *Biodiversidad de estado de Tabasco*. Cap. 14: 305-322. Instituto de Biología. UNAM-Conabio. México, D.F., México. 386 p.
- Picard, N., L. Saint-André y M. Henry. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción. Las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y el Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Rome, Montpellier, 223 pp.
- Pimienta de la Torre D. J., G. Domínguez-Cabrera, O. Aguirre-Calderón, F. J Hernández y J. Jiménez-Pérez. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi Blanco*, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques*, 13(1): 35-46.
- Quinto, H., Y. A. Ramos y D. Abadía, 2007. Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un bosque pluvial tropical en Salero, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó D.L.C.* 26: 28-41.
- Read, L y D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatán. *Ecological Applications*, 13: 85–97.
- Rocha R. A., R. Chávez, A. Ramírez y S. Cházaro. 2010. *Comunidades. Métodos de estudio*. 4ta reimpresión. México D.F. UNAM y la Facultad de estudios superiores Iztacala. 248 pp.
- Rocha-Loredo A. G. y N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.*, 84: 1-12.
- Rodríguez-Toro, A., R. Rubilar-Pons, F. Muñoz-Sáez, E. Cártes-Rodríguez, E. Acuña-Carmona y J. Cancino-Cancino. 2016. Modelo de ahusamiento para *Eucalyptus*

- nitens, en suelos de cenizas volcánicas de la región de La Araucanía (Chile). Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina, 48(1): 101-114.
- Rojas-García, F., B. H. J. De Jong, P. Martínez-Zurimendi y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, 72: 835-864. DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Rosete-Vergés, F. A., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Maderas y Bosques*, 20(1): 21-35.
- Russell, C. 1983. Nutrient cycling and productivity of native and plantation forests at Jari Florestal, Para, Brazil. Ph.D. thesis, University of Georgia, Athens, GA, USA.
- Sánchez, F. C., D. Lama y P. Suatunce. 2008. Hojas caídas y aporte de nutrientes de diez especies forestales tropicales. *Ciencia y Tecnología*, 1: 73-78.
- Sarmiento, G., M. Pinillos, I. Garay. 2005. Biomass variability in tropical american lowland rainforests. *Ecotropicos*, 18(1): 1-20.
- Schlegel, B., J. Gayoso y J. Guerra. 2000. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial: manual de procedimientos muestreos de biomasa forestal. Enero 2000 Valdivia. Universidad Austral De Chile Proyecto FONDEF D98I1076. 24 pp.
- Segura, M. y H. J. Andrade. 2008. ¿Cómo construir modelos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes?. *Agroforestería de la Américas*, 46: 89-96.
- Seppänen, P. 2002. Secuestro de carbono a través de plantaciones de eucalipto en el trópico húmedo. *Foresta Veracruzana*, 4(2): 51-58.
- Torres, R. J. M. y S. A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: Captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica*. 63: 40-59.
- Trabalka, J. R. (Eds.) 1985. Atmospheric carbon dioxide and the global carbon cycle. Washington, D.C. 1-341.
- Vallejo, A.; P. Rodríguez; C. Martínez; P. Hernández y B. de Jong. 2007. Guía para el diseño de proyectos MDL forestal y de bioenergía. CATIE, Turrialba, CR. 253 p.

Villavicencio-Enríquez, L. 2012. Producción, pérdida de peso y tasas de descomposición de hojarasca en cafetales tradicional y rústico, y selva mediana, en Veracruz, México. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 18(2): 159-173.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

CAPÍTULO 2

Artículo 1: Biomasa en acahuales de tres unidades ecogeográficas del estado de Tabasco

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.



Biomasa en acahuales de tres unidades ecogeográficas del estado de Tabasco

Antonio García-Domínguez¹
Luisa del Carmen Cámara Cabrales^{1*}
Johannes Cornelis Van der Wal²
Pablo Martínez Zurimendi²

¹Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México.

²Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, Ecosur. México.

*Autor por correspondencia; correo-e: lcamara27@hotmail.com

Resumen:

La escasa información sobre los atributos de los acahuales en Tabasco contribuye a que no se les dé la debida importancia a esos ecosistemas en programas de conservación y como reservorios de carbono. El presente trabajo contribuye a subsanar el poco conocimiento que se tiene de la magnitud de la biomasa existente en acahuales. En tres unidades ecogeográficas, se establecieron 18 conglomerados de cuatro parcelas (10 × 40 m), en un arreglo de Y invertida, con un total de 28 800 m². Los años de abandono en las áreas de estudio fueron de 15, 20, 30 y 100; en cada uno se tomaron parámetros dasonómicos para determinar rasgos básicos estructurales y su biomasa. Los acahuales con menor tiempo de abandono mantuvieron mayor densidad de individuos, distribuidos principalmente en dos clases diamétricas (2-10 y 10-18 cm, DN) y tres estratos de altura (2-7, 7-12 y 12-17 m). El área basal y la biomasa no cambiaron, proporcionalmente, con respecto a la etapa sucesional. A pesar de la variabilidad en su estructura, estos ecosistemas mostraron tener un potencial de captura y reservorio de carbono importante, en relación a la vegetación primaria en menores lapsos de tiempo; por lo que, si se siguen manteniendo hacia etapas avanzadas de sucesión pueden ser una alternativa de vegetación estable que genere servicios ambientales de captura de carbono y biodiversidad.

Palabras claves: Áreas abandonadas, área basal, biodiversidad, densidad, estructura, reservorio de carbono.

2.1.- RESUMEN

La escasa información de los atributos de los acahuales en Tabasco contribuye a que no se les dé la debida importancia a estos ecosistemas para ser considerados en programas de conservación y reservorios de carbono. Este trabajo contribuye a subsanar la falta de información sobre la magnitud de la biomasa en acahuales. En tres unidades ecogeográficas, se establecieron 18 conglomerados de cuatro parcelas (10 x 40 m), con un arreglo de Y invertida, con un total de 28 800 m². Los años de abandono de acahuales estudiados fue de 15, 20, 30 y 100 y en cada uno se tomaron parámetros dasonómicos para determinar rasgos básicos estructurales y su biomasa. Los acahuales con menor tiempo de abandono mantuvieron mayor densidad de individuos, distribuidos principalmente en dos clases diamétricas (2-10 y 10-18 cm DN) y tres estratos de altura (2-7, 7-12 y 12-17 m). El área basal y la biomasa no cambiaron proporcionalmente con respecto a la etapa sucesional. A pesar de la variabilidad en su estructura, estos ecosistemas mostraron tener un potencial de captura y reservorio de carbono importante con respecto a vegetación primaria en menores lapsos de tiempo, por lo que, si estos se siguen manteniendo hacia etapas avanzadas de sucesión, pueden ser una alternativa de vegetación estable que genere servicios ambientales de captura de carbono y biodiversidad.

PALABRAS CLAVES: áreas abandonadas, área basal, densidad, estructura, reservorio de carbono.

2.2.- ABSTRACT

The lack of information of secondary vegetation (*acahuales*) in Tabasco obscure the importance to these ecosystems to be considered in conservation programs and carbon reservoirs. This work contributes to reduce the lack of information on *acahuales*. In three ecogeographic units, 18 conglomerates of four plots each of 10 x 40 m, with an inverted Y arrangement, were established for a total of 28 800 m², in abandoned areas of secondary vegetation with ages of 15, 20, 30, and 100 years. In each area dasonomic parameters were taken to determine plant biomass and basic structural characteristics. Results showed that younger secondary vegetation areas support higher density of individuals, which are mainly distributed in two diametric classes (2-10 and 10-18 cm DN) and three high levels (2-7, 7 - 12 and 12-17 m). Basal area and biomass did not change proportionally to the age or successional stage. In spite of their variability, these ecosystems demonstrate to have a high potential for carbon accumulation with respect to primary vegetation. Therefore, if these abandoned areas continue to grow to advances succession stages, they will be an alternative strategy for environmental services like carbon sequestration and biodiversity.

KEY WORDS: abandoned areas, basal area, density, structure, carbon reservoirs.

2.3.- INTRODUCCION

Los cambios de uso del suelo en los trópicos modifican los paisajes de bosques y selvas en masas forestales secundarias (FAO, 2010). La superficie de vegetación secundaria se ha extendido a nivel global. En México, esta vegetación conocida como “acahuales” va en aumento como consecuencia de la degradación de más de 300 mil hectáreas de selvas al año, por lo que últimamente la han convertido, como la capa forestal más dominante para zonas tropicales (SEMARNAT, 2012; Mukul y Herbohn, 2016).

Generalmente los acahuales se consideran como sistemas de flora que carecen de valor, por lo que las políticas para su conservación en los trópicos denotan poco interés por parte de instancias de gobierno (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2007). En algunos estudios se ha demostrado que esta vegetación mantienen una variabilidad en su capacidad productiva acorde a su etapa sucesional, que puede ser multifuncional desde la perspectiva de fuente alimentaria, medicinal y de suministros de productos forestales y proveer otros servicios ambientales importantes como protección al suelo y almacenamiento de carbono (Alayon-Gamboa *et al.*, 2016) que los volverá vitales para la economía rural logrando en muchos casos reemplazar funciones básicas y presiones hacia los bosques primarios (del Valle *et al.*, 2011; Schulze *et al.*, 2000).

Los acahuales por su extensión y nivel de incremento en biomasa muestran tener potencial para mitigar el aumento en las concentraciones de CO₂ atmosférico. Por ejemplo, se sabe que a diferentes edades de abandono pueden funcionar como grandes reservorios de carbono (C) que sobrepasan los 190 Mg C ha⁻¹ (Johnson *et al.*, 2000), pero la poca importancia que representan en general su estudio a nivel mundial, así como en nuestro país, ha resultado en escasa información y desconocimiento del aporte y potencial de los acahuales hacia el ciclo global del carbono.

En México, los acahuales con potencial productivo mantienen una cobertura del 3% (SEMARNAT, 2012), pero su escasa información cuantitativa y cualitativa de los atributos con que cuentan esta vegetación, impiden ver su viabilidad de conservación. Por esta razón se estimaron datos básicos estructurales y de biomasa de acahuales a diferentes edades de abandono para dos componentes, “árboles juveniles y árboles maduros” de tres regiones ecogeográficas de Tabasco. El objetivo central del trabajo fue evidenciar el

potencial de los acahuales con relación al servicio ambiental de captura de carbono. La información de este estudio permite ayudar a demostrar que los acahuales pueden ser considerados dentro del esquema de pagos por servicios ambientales, que conlleve a mejorar la estrategia de planeación del recurso biomasa como método de conservación integral de la biodiversidad, que minimice el deterioro del capital natural en el trópico húmedo.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

2.4.- MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1- Área de estudio y toma de datos

Esta investigación se realizó en la sub-Región de los Ríos de Tabasco, entre las coordenadas 17°16'00'' y 18°12'00'' de latitud norte; 90°56'00'' y 91°52'00'' de longitud oeste, en tres unidades ecogeográficas (UE) clasificación de Ortiz-Pérez *et al.* (2005): Las Laderas Septentrionales de la Sierra del Norte de Chiapas (LSSNCh) en Tenosique, Terrazas en Balancán (T) y Planicies fluviales de corrientes alóctonas (PFCA) en Emiliano Zapata, las cuales presentan un arreglo geológico-estructural con un gradiente altitudinal desde 250 msnm en la parte de la sierra y los 6 msnm hacia la costa del Golfo de México, presentando en su parte central los 50 msnm. Las precipitaciones en las laderas (3000 mm) favorecen un clima cálido húmedo con lluvias todo el año (Af(m)) y en las zonas de altitud media y baja, la precipitación media anual es de 1500 mm, con clima cálido húmedo con lluvias en verano (Am(fz)) INEGI (1986).

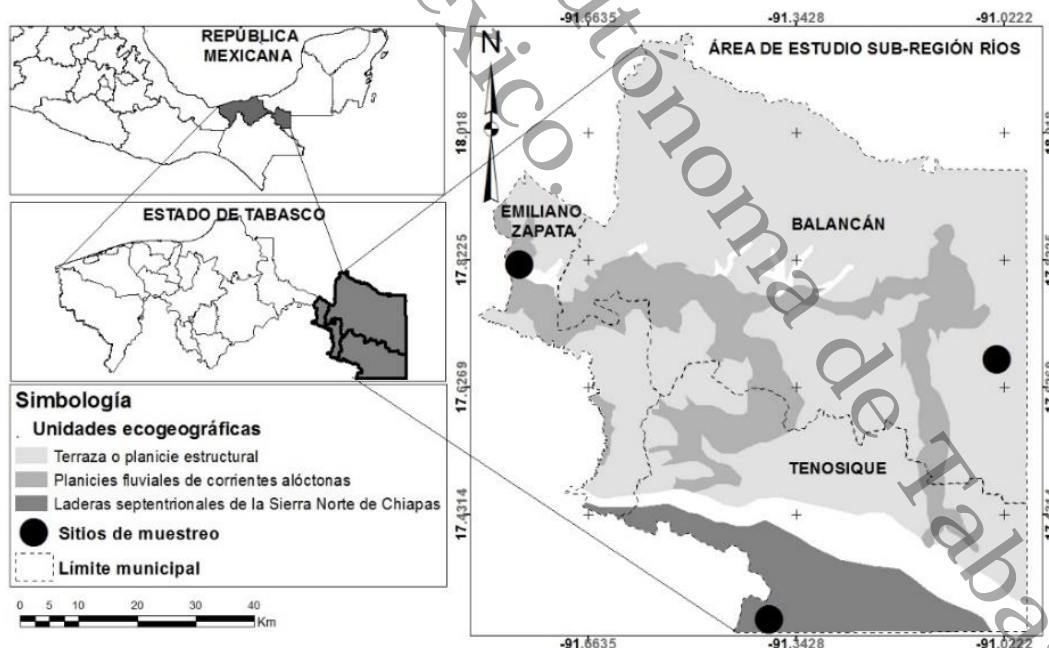


Figura 1. Unidades ecogeográficas (UE) y sitios de muestreo en la sub-región Ríos; Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh) en el municipio de Tenosique.

Terrazas (T) en el municipio de Balancán y Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA) en el municipio de Emiliano Zapata, de Tabasco, México.

En cada UE, se establecieron seis conglomerados de 1600 m² constituidos de cuatro parcelas de 10 x 40 m, con un arreglo de Y invertida (CONAFOR, 2011), los sitios estudiados se seleccionaron con base en la cartografía del estudio regional de la UMAFOR Ríos de Cámara-Cabrales *et al.* (2011). *In-situ*, se establecieron las edades de abandono de los acahuales de acuerdo con el conocimiento de campo de los dueños de los predios. En las PFCA la edad de abandono fue de 100 años, en T de 15 y 20 años, en LSSNCh de 20 y 30 años. Así mismo, se consideraron dos muestras de selva en LSSNCh, como referencia de una vegetación madura.

Las variables para determinar la estructura fueron; nombre común y científico de las especies, diámetro normal (DN), altura total y densidad específica de la madera (Zanne *et al.*, 2009). Con esta información se calcularon los valores de densidad (Ecuación 1), área basal (Ecuación 2) y biomasa (Ecuación 3). De la medición de diámetros normales (DN) se catalogaron dos componentes dentro de los acahuales; árboles maduros (Amad) a los DN ≥ 10 cm y como árboles juveniles (AJuv) a DN ≥ 2.5 cm y ≤ 9.9 cm, a esta categorización se les aplicó la ecuación alométrica de biomasa propuesta por Chave *et al.* (2005), para selvas húmedas (1500 a 3500 mm) en conjunto con las ecuaciones alométricas específicas para cada especie que estuviera disponible en Rojas-García *et al.* (2015).

Ecu. 1

$$Densidad = \frac{\text{no. de individuos}}{\text{área muestreada}}$$

Ecu. 2

$$AB = \frac{\pi}{4} D^2 = 0.7854 * D^2$$

Donde:

AB = Área basal por árbol (cm²),

π = 3.1416,

D = diámetro normal (cm).

Ecu. 3

$$Y = \exp(-2.977 + \ln(\rho D^2 h))$$

Donde:

Y = biomasa (Kg/árbol),

\ln = logaritmo natural,

ρ = densidad de cada especie (g/cm^3),

D = diámetro normal (cm),

h = altura (m).

El análisis de varianza y la comparación de medias de Tukey Kramer HSD se efectuaron con el paquete estadístico JMP 2008®. Las pruebas *a posteriori* se utilizaron para observar diferencias estadísticas entre áreas basales y biomasa para los tiempos de abandono de los acahuals como la principal fuente de variación, a un $p \leq 0.05$.

2.5.- RESULTADOS

2.5.1.- Atributos estructurales y biomasa

Se observó de manera general, que conforme el tiempo de abandono de los acahuales es mayor el número de individuos totales disminuye, en las planicies fluviales de corrientes alóctonas (PFCA) la edad de 100 años ofreció una menor densidad de árboles (406) Ind. ha⁻¹ y 131 Ind. ha⁻¹ en AJuv. La diferencia porcentual para la densidad de árboles entre juveniles y adultos se percibió más en las PFCA donde el número de Amad se mantiene en más del 35 %. que los AJuv, en T esta diferencia es menor del 2 %, mientras que en las LSSNCh los Amad mantiene hasta en un 28 % esta proporción (Figura 2).

En la distribución diamétrica la mayor concentración de Ind. ha⁻¹ en cada tiempo de abandono se presentó tan solo en dos clases diamétricas, la categoría de 2 a 10 cm conocida como árboles juveniles y la categoría de 10 a 18 cm de árboles maduros . Ambas clases diamétricas son las que están mejor representadas para todos los tiempos de abandono ya que la primera de las clases mantiene hasta un 52 % del total Ind. ha⁻¹ y en la segunda clase hasta un 38 % del total de estos. En las clases diamétricas subsecuentes el número de Ind. ha⁻¹ va disminuyendo progresivamente conforme los diámetros normales aumentan, manteniendo un comportamiento de J invertida para todos los tiempos de abandono. En estos acahuales, la presencia de diámetros mayores a los 50 cm es consistente para todos los tiempos de abandono, aunque también se observa que para ciertos tiempos algunas clases diamétricas no están presentes. Los acahuales de 20 años en LSSNCh y de 100 años en PFCA mantuvieron todas sus clases diamétricas, hasta DN de 66 cm (Figura 2).

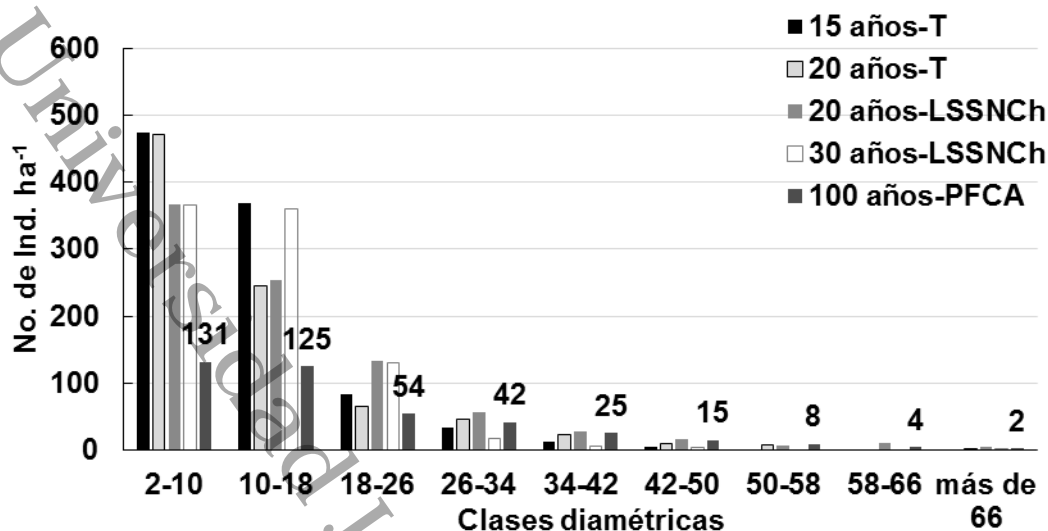


Figura 2. Número de individuos por hectárea ($No. de Ind. ha^{-1}$) por clase diamétrica (cm) en los acahuales a diferentes edades, en cada una de las unidades ecogeográficas (UE) identificadas en la cuenca baja del Usumacinta, Región de los Ríos, Tabasco, México.

En las distribuciones de altura para todos los tiempos de abandono se distinguen la existencia de tres estratos arbóreos; un estrato bajo de 2 a 7 m, uno medio de 7 a 12 m y uno alto que comprende de 12 a 17 m de altura. La clase 2 a 7 m, le corresponde de un 36 al 64 % del total de los individuos en cada tiempo de abandono (Figura 3).

El acahual de 30 años en LSSNCh es el que mantiene un mayor porcentaje de individuos en la clase de altura de 2-7 m la cual está representada con el 64 % del total Ind. ha^{-1} para este tiempo de abandono. Los acahuales de 20 años y 30 en LSSNCh, mostraron árboles emergentes de hasta 30 m de altura. La tendencia observada es que a medida que la clase de altura aumenta, el número de individuos tienden a disminuir y en algunas edades estas clases emergentes desaparecen. En las Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA) la altura alcanza un máximo de 17 m. Al igual que los diámetros el comportamiento de las alturas después de la clase de 7 a 12 m, mantiene una semejanza de J invertida que disminuye el número de individuos hacia las siguientes clases superiores en cada tiempo de abandono (Figura 3).

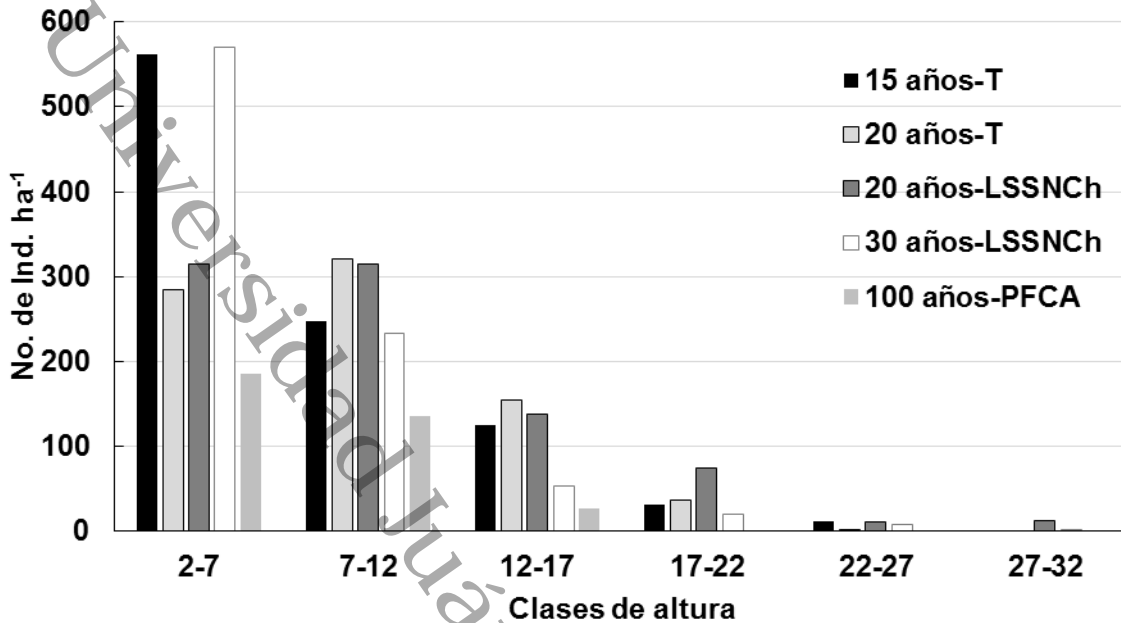


Figura 3. Número de individuos por hectárea (No. de Ind. ha⁻¹) por clase de altura (m) en los acahuales a diferentes edades, en cada una de las unidades ecogeográficas (UE) identificadas en la cuenca baja del Usumacinta, Región de los Ríos, Tabasco, México.

El área basal (AB) de los Amad, osciló entre $12.6 \pm 2.10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ a $25.84 \pm 2.34 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. La mayor AB la presentó el acahual de 20 años ($25.84 \pm 2.34 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) en la unidad ecogeográfica LSSNCh. El análisis de varianza (ANOVA), muestra diferencia estadística significativa entre estas AB en todas sus etapas sucesionales ($p \leq 0.0016$). La prueba de Tukey-Kramer HSD (TKHSD), muestra que solo la edad de 20 años en LSSNCh es significativamente diferente ($p \leq 0.05$) en relación con las edades de abandono en las otras UE. En la unidad ecogeográfica T, se observa un aumento sobre la edad sucesional, mostrando que, a mayores tiempos de abandono, existe de igual forma un área basal mayor. En LSSNCh este comportamiento se expresó de forma contraria debido a que su AB no se incrementa con un estado sucesional mayor.

Las AB en AJuv, oscilaron entre 0.20 ± 0.06 a $1.07 \pm 0.18 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. El análisis de varianza evidenció diferencias estadísticas significativas entre las edades ($p \leq 0.0008$). La prueba *a posteriori* denota que solo existe diferencia significativa entre los acahuales existentes en T de 15 y 20 años, con respecto a de 100 años pertenecientes a PFCA. En estas AB para árboles juveniles se encontró que existe una tendencia al aumento para cada

unidad ecogeográfica, porque conforme aumenta la edad de abandono, también se incrementa el área basal (Figura 4).

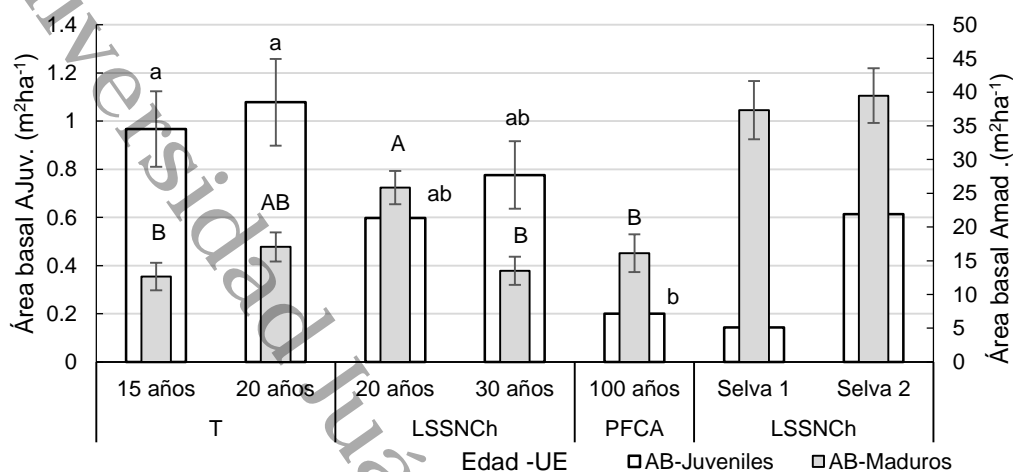


Figura 4. Del lado izquierdo. - Área Basal ($m^2 ha^{-1}$), en el componente árboles Juveniles (AJuv) para los acahuales en diferentes edades en las unidades ecogeográficas (UE). Del lado derecho. - Área Basal ($m^2 ha^{-1}$), en el componente árboles maduros (Amad.). Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras diferentes mayúsculas para Amad. y minúsculas para AJuv., indican diferencias significativas entre edades ($\alpha \leq 0.05$). Así mismo, las áreas basales de dos muestras de selva mediana.

La biomasa aérea en los tiempos de abandono para Amad, mantuvo una variación entre 150.90 ± 21.79 a $63.51 \pm 24.57 Mg ha^{-1}$. La mayor concentración de biomasa se encontró en la edad de abandono de 20 años, dentro de la unidad ecogeográfica LSSNCh. El ANOVA, reveló que, entre los contenidos de biomasa aérea para estos tiempos de abandono, existe diferencia significativa ($p \leq 0.0045$). La prueba de Tukey-Kramer HSD ($\alpha \leq 0.05$) mostró que el acahual de 20 años en LSSNCh, es similar al contenido de biomasa con el acahual de 20 años en T y diferente a los otros tiempos de abandono en las unidades ecogeográficas. En la unidad ecogeográfica T, el incremento de biomasa con respecto al tiempo de abandono se mantiene en aumento, mientras que en LSSNCh este comportamiento se muestra de forma contraria (Figura 5).

En árboles juveniles (Figura 5) la biomasa encontrada estuvo desde los $3.47 \pm 0.76 \text{ Mg ha}^{-1}$ como valor máximo y un mínimo de $0.375 \pm 0.13 \text{ Mg ha}^{-1}$. El ANOVA, indicó diferencia estadística significativa entre los contenidos de biomasa con respecto a la edad de abandono ($p \leq 0.0004$). La prueba *a posteriori* ($\alpha \leq 0.05$), reveló que, en T, ambos acahuales son similares en sus contenidos de biomasa para este componente. El acahual de 20 años en T mantuvo diferencia significativa para las edades de 20 y 30 años en LSSNCh y con la edad de 100 años en PFCA. En T, el componente árboles juveniles mantuvo un comportamiento de aumento con respecto a un tiempo de mayor abandono y de forma inversa en LSSNCh.

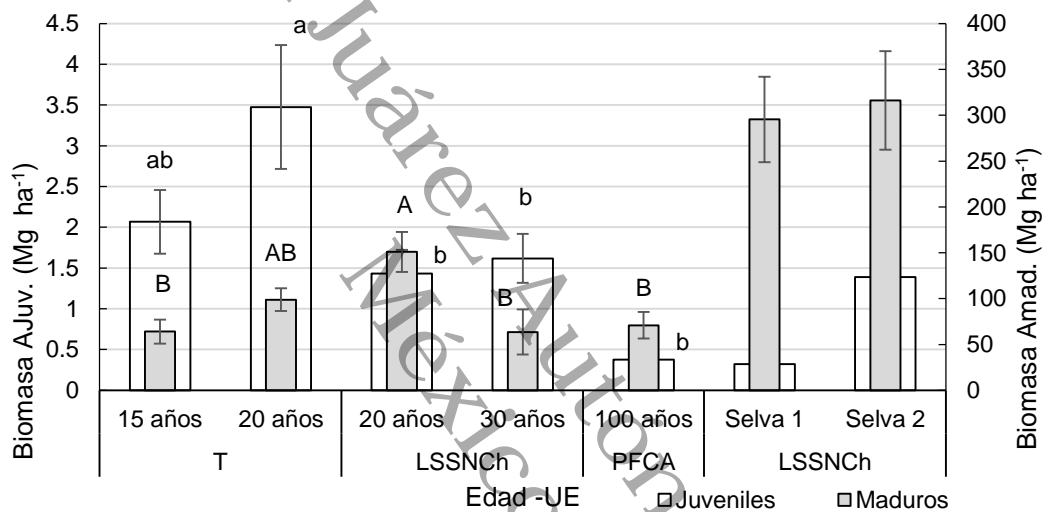


Figura 5. Del lado izquierdo. - Biomasa (Mg ha^{-1}) en componente árboles Juveniles (AJuv) en acahuales a edades diferentes en las unidades ecogeográficas (UE). Del lado derecho. - Biomasa (Mg ha^{-1}) en el componente árboles maduros (Amad). Las líneas verticales representan el error estándar. Las letras diferentes. indican diferencias significativas entre edades ($\alpha \leq 0.05$), mayúsculas para Amad. y minúsculas para AJuv. Así mismo, la biomasa de dos muestras de selva mediana.

2.6.- DISCUSIÓN

De manera general se encontró que, a un menor tiempo de abandono, le correspondió una mayor densidad de individuos. Este comportamiento de densidades mayores en tiempos tempranos de abandono sugiere que las especies que componen estas etapas sucesionales responden positivamente a una alta disposición de recursos, que favorecen en cierta manera el crecimiento y supervivencia, al no existir una gran competencia por nutrientes y luz, cuya característica primordial es mantener un gran número de individuos en clases diamétricas pequeñas (Smith *et al.*, 1997; Ajbilou *et al.*, 2003). Así mismo; Morales-Salazar *et al.* (2012) y Puc, (2014) encontraron que, para bosques tropicales secundarios, la densidad arbórea mantiene una tendencia al aumento a un mayor tiempo de abandono, lo que difiere a lo encontrado en este trabajo, ya que la densidad de individuos a mayores tiempos de abandono fue disminuyendo progresivamente. Esta tendencia podría explicarse de alguna manera por la incidencia de algún fenómeno climatológico o aprovechamiento selectivo, aunque no se tiene algún registro de ello.

A lo largo de la cronosecuencia, la densidad de AJuv a un mayor tiempo de abandono se ajustó a lo que se espera de manera natural, ya que conforme avanza el grado de sucesión, por cualidades intrínsecas de historia de vida de las especies estas disminuyen (Chazdon *et al.*, 2007), pero se ha encontrado que esta densidad baja cuando la apertura del dosel disminuye, lo cual repercute en la supervivencia y crecimiento de los árboles de algunos grupos (Muñiz-Castro, 2008). Pero si existiera otro comportamiento que rompa esta generalidad, probablemente se deba a una perturbación episódica (Ajbilou *et al.*, 2003) que incrementa la regeneración, haciendo que un mayor número de individuos juveniles proliferen, por ejemplo; el acahual de 30 años y selva 2, donde se observó que el dosel fue abierto por la tala selectiva de especies maderables, lo cual hizo que probablemente aparecieran especies dependientes de la apertura de claros en el dosel.

Particularmente hay que señalar que en PFCA (100 años) la poca densidad de AJuv y Amad, se ve influenciada por características propias del sitio, más que por la edad de abandono, ya que al ser una zona de inundación temporal esto puede estar incidiendo en la baja densidad encontrada, ya que investigaciones como las de Cortés y Islebe, (2005),

sugieren que la densidad arbórea tiende a ser menor en estas zonas que en relieves altos. Así mismo; esta anegación puede no estar permitiendo una regeneración principalmente por semillas al descomponerse estas con el agua, la cual probablemente incide en una baja tasa de germinación para el establecimiento de plántulas que enriquezcan estas densidades de AJuv y Amad. También se ha encontrado que el efecto de la inundación puede causar reducción en la disponibilidad de oxígeno en las raíces, la cual origina senescencia y mortalidad (Moreno y Fischer, 2014) que probablemente este favoreciendo una baja densidad, lo cual puede explicar este resultado encontrado.

El patrón de distribución de los individuos por clase diamétrica, toman una forma de J invertida independientemente de la edad de abandono, con una tendencia hacia la disminución del número de individuos hacia una categoría diamétrica mayor (figura 2), tendencia similar a la presentada también por Morales-Salazar *et al.* (2012), para bosques secundarios menores y mayores de 30 años, que fueron producto del abandono de potreros en Costa Rica. Al igual que Carreón-Santos y Valdez-Hernández, (2014) y Puc, (2014), se encontró que la mayor parte de los individuos se mantiene agrupados en dos categorías diamétricas inferiores a los 20 cm de DN, la primera de 2-10 cm (AJuv) y de 10 a 18 cm (Amad), lo cual advierte que estos acahuales se encuentran en fase de regeneración óptima (Guariguata, 1998; Ajbilou *et al.*, 2003) que aseguran la persistencia del bosque y el equilibrio del mismo a través del proceso de sucesión (Lamprecht, 1990; Higuchi *et al.*, 2008). También se encontró que en estados sucesionales de edades menores sin pasar los 30 años, es donde se mantiene una mayor existencia de individuos por hectárea que a edades superiores.

La distribución diamétrica, afianzada en dos clases menores a 20 cm de DN, independiente del tiempo de abandono en las UE, puede responder a situaciones de la historia de uso de la tierra e impactos que modifican las distribuciones diamétrica, ya que, en los acahuales de T, por ejemplo; se han registrado incendios que favorecen el repoblado de árboles jóvenes, mientras que en LSSNCh (30 años), se observó, un aprovechamiento, que eventualmente modifica el dosel existente, repercutiendo en la existencia de clases diamétricas pequeñas. Así mismo; la existencia de valores extremos que forman clases diamétricas mayores que no corresponderían a edades tempranas de abandono (suponiendo un incremento medio anual de 1 cm), después de la roza-tumba y quema, puede ser

altamente explicada a la historia del uso de la tierra, ya que es una práctica común en estas zonas, mantener árboles de sombra o de algún valor comercial, por lo que se encontraron árboles de grandes dimensiones.

La distribución de los individuos por su altura para las distintas edades, muestran que tres estratos son los que sobresalen, este comportamiento es similar al encontrado por Díaz *et al.* (2002) y Carreón-Santos y Valdez-Hernández, (2014). Esto porque los individuos tanto de acahuales como selvas se hallaron dispuestos en clases de altura de estratos bajos menores a los 10 m de altura, los cuales representa hasta el 80% sobre las demás clases. Así mismo; Carreón-Santos y Valdez-Hernández, (2014) también señala que la característica de J invertida advierte que se trata de masas forestales jóvenes con buena repoblación. Ajbilou *et al.* (2003) también encontró que una mayor densidad de individuos jóvenes en estratos inferiores es una característica que revela un mayor nivel de perturbación. Esta condicionante de perturbación se observa en la región de LSSNCh y T para el acahual de 30 años y 15 años donde aparentemente existen un aprovechamiento relativo de los recursos, así como incendios recientes en T.

En cuanto al comportamiento de las alturas en las UE, se observa que en PFCA, no existe más allá de tres estratos (17 m), este comportamiento de árboles de poca talla se encuentra sujetos a condiciones de anegación altas (Cortés y Islebe, 2005) ya que áreas donde existen selvas inundables para Tabasco, el dosel no sobre pasa los 20 m de altura apegado a la descripción descrita en Rzedowski, (1979).

Las áreas basales (AB) tanto para Amad y AJuv variaron respecto al tiempo de abandono. Sólo en T, para Amad con un tiempo de abandono mayor, le correspondió un AB en aumento para estos tiempos En el componente AJuv de manera generalizada en cada una de las unidades ecogeográficas, mantiene una tendencia al aumento con respecto a un mayor tiempo de abandono.

Estas AB tan sólo en el Amad están por encima de la consideración de la legislación vigente en México de vegetación secundaria, que es de $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, esta subestimación de manera general puede estar promoviendo, la no conservación o restauración de estos ecosistemas forestales, en lo particular cada tiempo de abandono mantiene un AB, cercano a bosque primarios, como al reportado por Plonczak, (2005) para un bosque seco tropical en Venezuela ($DN \geq 10 \text{ cm}$) donde su AB estuvo alrededor de los

21.4 m² ha⁻¹ y al de Cuello, (2002) para una selva nublada en Venezuela con 26.6 m² ha⁻¹ para su valor más bajo de (DN ≥ 2.5 cm). Así mismo, el AB de los acahuales con una fracción de la edad de las selvas medianas en este estudio en poco tiempo podrían estar alcanzando un AB similar a los valores estimados para estas selvas, así como a los propios valores existentes en áreas de selvas con estatus de protección dentro de la unidad ecogeográfica LSSNCh que son de 40 m² ha⁻¹. Las AB encontradas para los acahuales son mayores a los reportes hechos por Puc, (2014) para edades similares.

En este estudio, las AB que deberían de haberse encontrado con aumento hacia un tiempo de abandono subsecuente, pudo no darse de esta forma debido a factores tales como; el efecto que causa la corta selectiva para uso doméstico; que fue observado principalmente en LSSNCh para el acahual de 30 años, donde el AB de AJuv es mayor y AB de Amad es menor que para uno de 20 años en la misma UE, al igual que para selva 2, para el componente AJuv para su AB, donde existe una corta selectiva para uso local o doméstico, a diferencia de selva 1, que mantiene AB en el componente AJuv menores, donde aparentemente no existe acciones de tala selectiva importante.

La acumulación de biomasa en general mostró una variabilidad en contenidos, comúnmente relacionados con sus edades de abandono (del Valle *et al.*, 2011). Estos valores de biomasa para estos acahuales se mantienen dentro del rango de los 190 Mg C/ha, para masas forestales secundarias menores a 100 años (Johnson *et al.*, 2000; Puc, 2014). Por su parte Read y Lawrence, (2003) y Puc, (2014) encontraron que acahuales entre el rango de los 5 y 80 años, aportan entre 20 Mg ha⁻¹ y 39.75 Mg ha⁻¹ para diámetros menores a 7.5 cm (juveniles), mientras que de 179 ± 7 Mg ha⁻¹ para acahuales con DN ≥ 7.5 cm conceptualizados como árboles adultos, para el sur de Quintana Roo. Por tanto, la biomasa en los dos componentes estudiados aquí se encuentra dentro del rango esperado para los contenidos de biomasa a distintas edades de abandono.

La cantidad de biomasa en los acahuales para la edad de abandono de 15 años fue mayor a los reportes efectuados por Urquiza-Haas *et al.* (2007) para una edad similar en bosques estacionalmente secos en Yucatán y subhúmedos en Quintana Roo, aunque para rodales maduros de 100 años en PFCA (70.9 Mg ha⁻¹) es bajo considerando los reportes de estos autores, al haber encontrado 191 Mg ha⁻¹.

De manera generalizada, se observa que la biomasa de estos acahuales para tiempos de abandonos menores a los 30 años, mantienen un potencial de acumulación de biomasa entre 100 y 150 Mg ha⁻¹ que es más de los 100 Mg ha⁻¹ considerados por Brown y Lugo, (1990) y Silver *et al.* (2000) Para edades menores de 20 años, así mismo si se mantienen, con el tiempo estos podrían alcanzar valores similares de biomasa de selvas en la mitad del tiempo, ya que estas albergaron hasta 300 Mg ha⁻¹ de biomasa, la cual se encuentra dentro del rango general señalado para distintos tipos de bosques tropicales primarios, que van desde los 200 a 400 Mg ha⁻¹ (Sarmiento *et al.*, 2005; Yepes *et al.*, 2010).

La variabilidad en los contenidos de biomasa a edades similares que se ha reportado son respuesta a factores propios de cada ecosistema, lo cual permite expresar como máximo o mínimo estos contenidos de biomasa alrededor del mundo (Ngo *et al.*, 2013; Rutishauser *et al.*, 2013; Puc, 2014). Aunque el aporte de biomasa entre Amad y AJuv tuvo una diferencia de 95%, estos resultados son similares de acuerdo con Read y Lawrence, (2003), para datos en el sur de México. Dupuy *et al.* (2012) menciona que esta proporcionalidad mayor del componente Amad, se debe a que en principio AJuv mantiene diámetros y alturas pequeñas a pesar de su abundancia, lo cual por razones obvias de competencia se mantiene esta desproporcionalidad en todas las etapas sucesionales.

2.7.- CONCLUSIONES

Los acahuales para este estudio presentan diferencias significativas en sus atributos estructurales, dependientes de la edad de abandono, así como factores propios de cada UE. Aunque; la cronosecuencia en las unidades ecogeográficas no siga patrón de incrementos generalizados conforme avanza a la edad, en algunas UE parecen ajustarse a lo señalado por varios autores con respecto a los incrementos estructurales y de biomasa. Que no se ajuste, probablemente se deba a la relación de la vegetación con factores derivados de fenómenos naturales y antropogénica que condicionan las características intrínsecas de vida de los acahuales, que propician la variabilidad estructural, lo cual está repercutiendo en la acumulación de biomasa. Los acahuales, al ser una tendencia mundial por los cambios de uso de suelo; pueden mantener un potencial de secuestro por su acelerada acumulación de biomasa, signo positivo para la mitigación del cambio climático global derivados de gases de efecto invernadero.

Los acahuales con menor tiempo de abandono tienen un potencial de acumulación de biomasa, en gran medida también son los más vulnerables, ya que la poca importancia que representan para los dueños de la tierra a estas edades da pauta para ser intervenidos continuamente. Si los acahuales aquí estudiados, con menos de la mitad de edad de las selvas, presentan atributos estructurales similares a ellas con una considerable acumulación de carbono, si se manejaran adecuadamente, podrían ser significativamente beneficiosos para ayudar a mitigar el incremento de CO₂ atmosférico.

2.8.- RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para estudios de posgrado. Este artículo es parte de los productos del proyecto de investigación doctoral “Determinación de la biomasa en vegetación de los sistemas de producción forestal en la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México” del proyecto FOMIX de cambio global y sustentabilidad en la cuenca del Usumacinta, del Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A.C. (CCGSS), Ecosur y UJAT. Así mismo a todos los que participaron en sus diversas etapas, especialmente a los productores de los ejidos Niños Héroe, Corregidora, Capulín, Ramonal, Jobal, Avispero y Pochote.

2.9.- CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

2.10.- CONTRIBUCIONES POR AUTOR

Antonio García Domínguez: Redactó e integró la elaboración del artículo, analizó datos de campo, elaboró la cartografía del artículo y preparó la metodología para la realización del artículo; Luisa del Carmen Cámara Cabrales: coordinó el equipo de investigación, contribuyó en el trabajo de campo, en la información metodológica, las revisiones de los borradores del artículo, así mismo coordinó el proyecto que dio origen a este documento; Pablo Martínez Zurimendi: colaboró en el análisis de resultados del artículo y revisó los borradores; Johannes Cornelis Van der Wal: colaboró en el análisis de resultados del artículo y revisó los borradores, así mismo coordinó el proyecto que dio origen a este documento.

2.11.- REFERENCIAS

- Ajbilou, R., T. Marañón y J. Arrollo. 2003. Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos forestales*, 12 (2): 111-123.
- Alayon-Gamboa, J.A., G. Jiménez-Ferrer., G. Nahed-Toral, J y G. Villanueva-López. 2016. Estrategias silvopastoriles para mitigar efectos del cambio climático en sistemas ganaderos del sur de México. *AP Agro Productividad*, 9(9): 10-15.
- Brown, S. y A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 1-32.
- Cámara-Cabrales, L. C., H. Hernández-Trejo., O. Castillo-Acosta., A. Galindo-Alcántara., A. Morales., C. Zequeira-Larios., C. Rullán-Ferrer., M. C. Jesús-García., L. M. Gama-Campillo., S. Cappello-García y M.A. Guadarrama. 2011. Estudio regional de la UMAFOR de los Ríos. Informe técnico. UJAT-DACBiol. Conafor-Unión de silvicultores. 280 p.
- Carreón-Santos, R y J. I Valdez-Hernández. 2014. Estructura y diversidad arbórea de vegetación secundaria derivada de una selva mediana subperennifolia en quintana roo. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20, 1, 119-130.
- Chave J., C. Andalo., S. Brown., M. A. Cairns., J. Q. Chambers., D. Eamus., H. Folster., F. Fromard., N. Higuchi., T. Kira., J. P. Lescure., B. W. Nelson., H. Ogawa., H. Puig., B. Riéra y T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecología*, 145(1): 87-99.
- Chazdon, R. L., S. G. Letcher., M. van Breugel., M. Martínez-Ramos., F. Bongers., y B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1478): 273-289.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2011. Inventario nacional forestal y de suelos: Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo. Recuperado de: http://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2011/03/Sampling_Manual-Remuestreo-Conafor-INFyS.pdf (octubre 2016).

- Cortés-Castelán, J. C y G. Islebe. 2005. Influencia de factores ambientales en la distribución de especies arbóreas en las selvas del sureste de México. *Revista de Biología Tropical*, 53(1-3): 115-133.
- Cuello., N. 2002. Altitudinal changes of Forest diversity and composition in the ramal of Guaramacal in the Venezuelan Andes. *Ecotropicos*, 15(2), 160-176.
- Del Valle, J. I., H. I. Restrepo y M. M. Londoño. 2011. Recuperación de la biomasa mediante la sucesión secundaria, Cordillera Central de los Andes, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59, 1337-1358.
- Díaz, G. J. R., A. O. Castillo y G. García. 2002. Distribución espacial y estructura arbórea de la selva baja subperennifolia en un ejido de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. *Universidad y Ciencia*, 18(35): 11-28.
- Dupuy, R. J. M., J. L. Hernández S., R. Hernández J., F. Tun D y F. May P. 2012. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. *Investigación Ambiental* 4(1): 130-140.
- FAO (Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación). 2010. La gestión de los bosques ante el cambio climático. Recuperado de: <http://www.fao.org/docrep/014/i1960s/i1960s00.pdf> (septiembre 2016).
- Guariguata, M. R. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Higuchi, P., A. Oliveira-Filho., A. da Silva., E. L. Mendonça., R. dos Santos y D. Salgado. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. *Revista Árvore*, 32(3): 417-426.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1986. Síntesis geográfica. Nomenclator y Anexo cartográfico del estado de Tabasco. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D. F. 116 p; 13 cartas temáticas (1:250 000).
- Johnson, C. M., D. J. Zarin and A. H. Johnson. 2000. Post-disturbance aboveground biomass accumulation in global secondary forests. *Ecology*, 81, 1395-1401.
- Lamprecht., H. 1990. Silvicultura en los trópicos: Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento

- sostenido. Trad. A Carrillo. Eschborn, República Federal de Alemania, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. 335 p.
- Morales-Salazar, M., B. Vilchez-Alvarado., R. L. Chazdon., M. Ortega-Gutiérrez., E. Ortiz-Malayassi y M. Guevara-Bonilla. 2012. Diversidad y estructura horizontal en bosques tropicales del corredor biológico de Osa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9, 2215-2505.
- Moreno, A y G. Fischer. 2014. Efectos del anegamiento en los frutales. Una revisión. *Temas agrarios*, 19(1):106-123.
- Mukul, S. A y J. Herbohn. 2016. The impacts of shifting cultivation on secondary forests dynamics in tropics: a synthesis of the key findings and spatio temporal distribution of research. *Environ. Sci. Policy*, 55, 167–177.
- Muñiz-Castro, M. A. 2008. Sucesión secundaria y establecimiento de especies arbóreas nativas para restauración de bosque mesófilo de montaña en potreros abandonados del centro de Veracruz. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México. 174 p.
- Ngo, K. M., B. L. Turner, H. C. Muller-Landau, S. J. Davies, M. Larjavaara, N. F. bin Nik H y S. Lum. 2013. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forests Ecology and Management*, 296, 81–89.
- Ortiz-Pérez, M. A., C. Siebe y S. Cram. 2005. Diferenciación ecogeográfica de Tabasco. *In*: Bueno J., F. Álvarez y S. Santiago. Biodiversidad de estado de Tabasco. Cap. 14: 305-322. Instituto de biología. UNAM-CONABIO. México. 386 p. ISBN 970-9000-26-8.
- Plonczak, M. 2005. Método integrado para la planificación silvicultural del bosque natural con fines de manejo. *In*: Hernández. L y N. Valero. Desarrollo sustentable del bosque húmedo tropical. Características, ecológica y uso. Fondo editorial UNEG. Universidad Nacional Experimental de Guayana. Puerto Ordaz.
- Puc K., R. 2014. Acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales secundarios del sur de Quintana Roo, México. Tesis de Maestría. Instituto de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas. Colegio de Postgraduados. Texcoco, Estado de México. 130 p.

- Read, L y D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatán. *Ecological Applications*, 13: 85–97.
- Rojas-García, F., B. H. J. De Jong., P. Martínez-Zurimendi y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Rutishauser, E., F. Noor., Y. Laumonier., J. Halperin., K. Rufié., Hergoualc'h y L. Verchot. 2013. Generic allometric models including height best estimate forests biomass and carbon stocks in indonesia. *Forest Ecology and management*, 307: 219-225.
- Rzedowski, J. 1979. *Vegetación de México*. Limusa. México, D. F. 432 p.
- Sánchez-Sánchez, O., G. A. Islebe y M. Valdez Hernández. 2007. Flora arbórea y caracterización de gremios ecológicos en distintos estados sucesionales de la selva mediana de Quintana Roo. *Foresta Veracruzana*, 9(2): 17- 26.
- Sarmiento, G., M. Pinillos y I. Garay. 2005. Biomass variability in tropical american lowland rainforests. *Ecotropicos*, 18(1):1-20.
- Schulze, E. D., Ch. Wirth y M. Heimann. 2000. Managing forests after Kyoto. *Science* 289 (5487): 2058-2059.
- Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2012. *EL Ambiente en Números. Selección de Estadísticas Ambientales*. D.F. México. 70 p.
- Silver, W. L., R. Ostertag y A. E. Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8, 394-407.
- Smith, J., C. Sabogal., W. de Jong y D. Kaimowitz. 1997. *Bosque secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina*. CIFOR, Occasional Paper No. 13, Bogor, Indonesia.
- Urquiza-Haas, T., P. M. Dolman y C. A. Peres. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatán Península, México: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology Management*, 247, 80–90.
- Yepes, A. P., J. I. del Valle., S. L. Jaramillo y S. A. Orrego. 2010. Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Rev. Biol. Trop.* 58, 427-445.

Zanne, A. E., G. López-González., D. A. Coomes., J. Ilic., S. Jansen., S. L. Lewis., R. B. Miller., N. G. Swenson., M. C. Wiemann and J. Chave. 2009. Global wood density database. Recuperado de: <http://datadryad.org/resource/doi:10.5061/dryad.234/1> (sep. 2016)

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

CAPÍTULO 3

Artículo 2:

Producción y tasa de descomposición de hojarasca en acahuales de Tabasco, México

Production and litter decomposition rate in secondary vegetation of Tabasco, Mexico

Enviado a la revista maderas y bosques con estatus de segunda revisión.

Autores:

Antonio Garcia-Dominguez¹

Luisa del Carmen Cámara Cabrales^{1*}

Johannes Cornelis Van der Wal²

Humberto Hernández Trejo¹

José Luis Martínez Sánchez¹

¹ Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México.

² Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, Ecosur. México.

*Autor de correspondencia; Correo-e: lcamara27@hotmail.com

3.1.- RESUMEN

La dinámica entre la caída y descomposición de hojarasca mantienen en funcionamiento a los ecosistemas. Se evaluó la producción, pérdida y tasa de descomposición de la hojarasca de selva y vegetación secundaria en unidades ecogeográficas (UE) de laderas de montañas, terrazas y planicies fluviales en la sub-región de los Ríos de Tabasco en México. En cada UE se establecieron seis conglomerados con cuatro parcelas de 10 x 40 m y en tres parcelas de cada conglomerado se distribuyeron 6 trampas de 1 m² (n=144), las cuales se recogieron de marzo 2014 a marzo 2015. Para determinar el peso remanente y la tasa de descomposición se utilizó el método de bolsas de descomposición, inicialmente con 10 gr de hojarasca por bolsa (n= 384). El periodo para determinar la descomposición estuvo comprendido de junio 2014 a marzo 2015 y mensualmente se recogieron cuatro bolsas por conglomerado, las cuales se secaron a peso constante. Los resultados muestran que la producción de hojarasca de los acahuales en las UE es similar a los de vegetación primaria en dos zonas, mientras que en solo una de ellas se mantiene por encima. La pérdida de peso y tasa de descomposición mostro que para vegetación primaria ambas son ligeramente mayores que para los acahuales. Estos resultados pueden ser significativos por la inexistencia de trabajo sobre la producción y degradación de hojarasca a nivel unidad ecogeográfica, que aseguren el manejo y conservación de los acahuales en Tabasco.

PALABRAS CLAVES: Bolsas de descomposición; conglomerado; peso; secas; temporada; unidad ecogeográfica.

3.2. - ABSTRACT

The dynamic between litter fall and its decay keep the functioning of ecosystems. It was evaluated the production, loss and rate of decomposition of forest litter and secondary vegetation in ecogeographic units (UE) of mountain slopes, terraces and fluvial plains in the sub-region of the rivers of Tabasco in Mexico. In each EU, six conglomerates were established with four plots of 10 x 40 m and in three plots of each conglomerate 6 traps of 1 m² were distributed (n = 144), which were collected from March 2014 to March 2015. To determine the remaining weight and the decomposition rate, the decomposition bags method was used, initially with 10 g of litter per bag (n = 384). The period to determine the decomposition was comprised from June 2014 to March 2015 and monthly four bags were collected per conglomerate, which were dried at constant weight. The results show that the litter production of the secondary vegetation in the EU is similar to that of primary vegetation in two zones, while in only one of them is it maintained above. The weight loss and decomposition rate showed that for primary vegetation both are slightly higher than for the acahuals. This results may be significant due to the inexistent works about the production y decay of litter in the ecogeographic unit, that help to secure the management and conservation of secondary vegetation in Tabasco state.

KEYWORD: Litterbags; conglomerate; weight; dried; season; ecogeographic unit.

3.3.- INTRODUCCIÓN

La caída y descomposición de hojarasca es un proceso de depósito y reducción de material orgánico que libera nutrientes al ecosistema para mantenerlo en funcionamiento (Vitousek *et al.*, 1986; Polyakova y Billor, 2007). Esta dinámica que conlleva el reciclaje de nutrientes está precedido por procesos fisicoquímicos tales como la trituración, lixiviación, catabolismo y humificación (Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial, 2009; Singh y Gupta, 1977) y que generalmente son gobernadas por factores de suelo (Bonilla *et al.*, 2008; Aceñolaza *et al.*, 2010), clima (Coûteaux *et al.*, 1995), calidad de hojarasca, abundancia de organismos degradadores (Lavelle *et al.*, 1993; Aerts, 1997; Poggiani y Schumacher, 2004; Bautista y Delgado, 2006), etapa sucesional (Rivera *et al.*, 2013), densidad arbórea y latitud (Reyes-Carrera *et al.*, 2013).

La caída y descomposición de hojarasca se ha documentado que responde a patrones de temporalidad, variaciones ambientales de vientos, temperatura y precipitación (Álvarez-Sánchez, 2001), por lo que comúnmente en las zonas con alguna estacionalidad marcada, la caída de hojarasca puede hacerse más notoria en periodos más secos o bien en tiempos de máxima intensidad de lluvias (Ramírez y Ataroff, 2001; Ramírez *et al.*, 2007; Quinto *et al.*, 2007; Rivera *et al.*, 2013), de igual forma se ha encontrado que una mayor tasa de descomposición se efectúa en periodos de alta humedad relacionada con la lluvia, lo que implica una mayor abundancia absoluta de organismos detritívoros (Bonilla *et al.*, 2008; González y Seastedt, 2001), así mismo se ha demostrado que estas tasas de descomposición tienden a ser más altas en bosques tropicales lluviosos que en los secos, con una mayor descomposición en las zonas tropicales (Anderson y Swift, 1983; Del Valle, 2003).

Las caídas de hojarasca en los bosques primarios del mundo son del orden de 6.5 a 12 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Martius *et al.*, 2004; Barlow *et al.*, 2007), mientras que para la vegetación secundaria estas deposiciones mantienen un orden entre 8 y 11 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Hairiah *et al.*, 2006; Schessl *et al.*, 2008; Barlow *et al.*, 2007). Su descomposición en tanto dependerá de las especies o mezcla de ellas, aunque la mayor pérdida de masa por descomposición se ha indicado que generalmente se llevara a cabo durante los tres primeros meses (Golley, 1978).

Aunque a nivel global (Monedero y González, 1995; Didham, 1998; McDonald y Healey, 2000; Palacios-Bianchi, 2002; Di Stefano y Fournier, 2005; Caldato *et al.*, 2010) y en México (Villavicencio-Enríquez, 2012; Rivera *et al.*, 2013; Reyes-Carrera *et al.*, 2013) existen estudios sobre tasas de producción y descomposición de hojarasca, puede afirmarse que son pocas las publicaciones realizadas en nuestro país, para vegetación secundaria “acahuales” y selvas a lo largo de un gradiente altitudinal a nivel de unidades ecogeográficas.

Este conocimiento de los procesos de producción, pérdida y descomposición de la hojarasca es información que puede dar soporte en un tiempo no muy lejano a políticas que conlleven a la conservación y manejo de los sistemas productivos forestales tropicales en el sureste tabasqueño, principalmente los derivados de vegetaciones primarias inmersas en el mosaico productivo de estos sitios.

3.4.- OBJETIVO

Determinar la producción, pérdida y tasa descomposición de hojarasca para dos tipos de vegetación; Acahuales y Selva Mediana subperennifolia (SMSp) en tres unidades ecogeográficas con diferente altitud en la región de los Ríos, Tabasco, México.

3.5.- MATERIALES Y MÉTODOS

3.5.1.- Área de estudio

En la sub-región de los Ríos, coordenadas 17°16'00'' y 18°12'00'' de latitud norte; 90°56'00'' y 91°52'00'' de longitud Oeste, de los municipios de Tenosique, Balancán y Emiliano Zapata, del estado de Tabasco, México (Fig. 1), se identificaron tres unidades ecogeográficas (Ortiz-Pérez *et al.*, 2005): las Laderas Septentrionales de la Sierra de Chiapas (LSSNCh) con altitud de 250 msnm, mantiene un clima cálido húmedo con lluvias todo el año (Af (m)), precipitaciones entre 2000 - 4000 mm anuales y temperatura media anual que oscila de 22 y 29 °C , las Terrazas de Balancán (T) con 50 msnm, mantiene un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw) precipitaciones que van de los 1500 a 2000 mm y temperatura media anual de 26 °C y las Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA) con 6 msnm, le corresponde un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Am (f)), con 1500 a 2000 mm anuales de precipitación y temperatura media anual los 26 °C (García, 1973; INEGI, 1986).

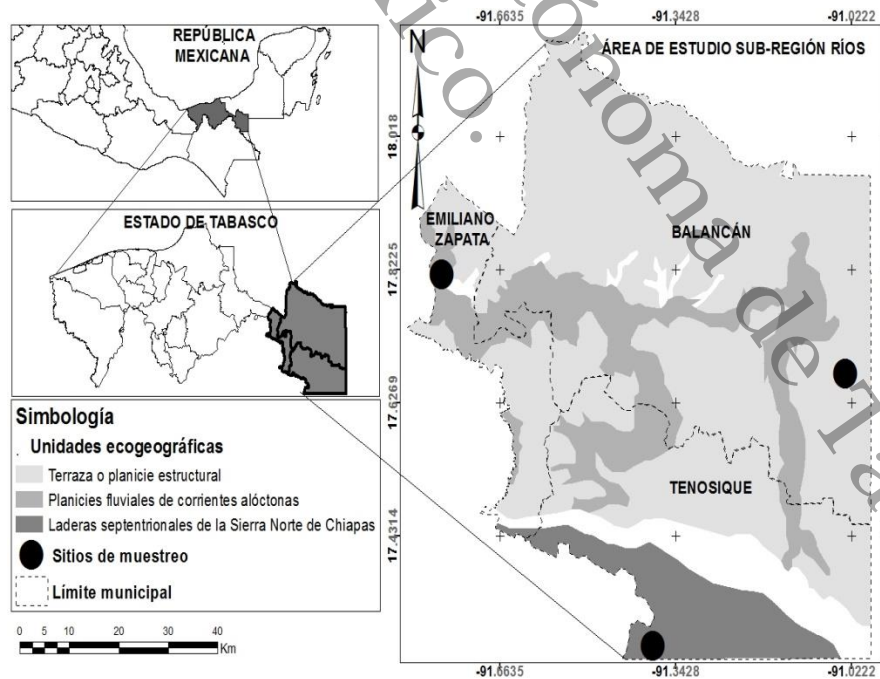


Figura 1. Unidades ecogeográficas (UE): Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh) en Tenosique, Terrazas (T) en Balancán y Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA) en Emiliano Zapata, en la región de los Ríos, Tabasco, México.

A partir de diferentes fuentes y pláticas personales con conocedores del tema y por la falta de bibliografía con referencia citable, se construyó la distribución de las temporadas o periodos de secas y lluvias para el estado de Tabasco. En este territorio, se identificaron que existen dos temporadas de sequias con poca precipitación, el primer periodo conocido como seca se encuentra identificado en los meses de marzo y abril; así mismo perteneciente a los meses secos existe una temporada conocida como canícula o sequia intraestival que abarca los últimos quince días del mes de julio y una gran parte del mes de agosto, la cual se caracteriza por días muy secos, altas temperaturas y una fase húmeda que provoca bochornos. Dentro de las temporadas de precipitación, se encuentra el periodo conocido como de lluvias que abarca los meses de mayo, junio, septiembre y octubre, donde la precipitación se incrementa gradualmente, de medio lluvioso a torrenciales con corta duración, la última temporada conocida como nortes comprende los meses de noviembre, diciembre, enero y febrero, ocasionando nublados, disminución de la temperatura, lluvias de ligeras a fuertes con duración de varios días o semanas.

En las LSSNCh se seleccionaron dos localidades, los ejidos La Corregidora y Niños Héroes en el municipio de Tenosique, en los cuales se encontró la existencia de selva mediana subperennifolia (SMSp) con más de 100 años y acahuales derivados de las mismas con edades aproximadas de 30 años. De igual forma en T se seleccionaron dos localidades, ejido El Ramonal y El Capulín para el municipio de Balancán, con edades aproximadas de 15 y 20 años de edad respectivamente y finalmente en PFCA tres localidades; El Avispero, El Pochote y El Jobal, en el municipio de Emiliano Zapata, los cuales comparten acahuales de una sola edad sucesional de aproximadamente 100 años, derivada de una histórica perturbación antropogénica (Tudela, 1989; Cámara-Cabrales *et al.*, 2011; Rodríguez-Sandoval, 2012).

En cada ejido y por tipo de vegetación, se seleccionaron tres áreas completamente al azar en las cuales se establecieron tres conglomerados de 1600 m², compuesto por cuatro parcelas de 10 x 40 m (CONAFOR, 2010), en tres parcelas de cada conglomerado se colocaron seis trampas para cuantificar la acumulación de hojarasca, resultando en n=18 trampas por ejido (36 por UE para acahuales y 36 para SMSp) para un total de 144 trampas. Las trampas consistieron en bastidores de PVC de 1 m² de área cubiertas de tela mosquitero de 2 mm² de luz, levantadas a 50 cm del suelo. La hojarasca se recogió por el periodo de un año en intervalos mensuales de marzo 2014 a marzo 2015. De cada trampa se obtuvo el peso húmedo in situ y peso seco, para este último se colocaron las muestras en una estufa de convección a 70 °C a peso constante. Para calcular la cantidad de hojarasca por unidad de área el peso medio se extrapoló a una hectárea, expresándose los valores obtenidos en megagramos de hojarasca por hectárea por mes (Mg. ha⁻¹. mes), así como megagramos por hectárea por año (Mg. ha⁻¹. año) considerándose como una producción total de hojarasca, sin distinción de componentes.

Para evaluar la pérdida y tasa de descomposición de hojarasca, se utilizó el método de bolsas de descomposición (Litterbag method: Bärlocher, 2005 utilizado por Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial, 2009). Las bolsas se elaboraron con malla de propileno (tela mosquitero) de 17 x 25 cm de 2 mm² de apertura de luz, para un total de 48 bolsas por conglomerado (un total de 384 bolsas para todo el diseño experimental), estas contenían 10 g de mezcla homogénea de hojarasca seca a peso constante de la primera cosecha colectada de las seis trampas de cada conglomerado. Ocho bolsas de descomposición se colocaron superficialmente alrededor de las seis trampas recolectoras de hojarasca, mensualmente (de junio 2014 a marzo 2015) se retiraron cuatro bolsas por conglomerado, las cuales se trajeron al laboratorio para su secado en un horno de convección a 70 °C hasta lograr su peso constante residual de cada muestra. Con lo cual se obtuvo el porcentaje de pérdida de necromasa inicial y final a cada tiempo.

El peso remanente se calculó mediante la ecuación:

$$\% \text{ PR} = (X_t / X_0) * 100$$

Dónde: % PR es la proporción de peso remanente, X_t es el peso en el tiempo t (días), y los respectivos valores iniciales X_0 .

La tasa de descomposición se calculó mediante la ecuación propuesta por Olson (1963):

$$k = \frac{-\ln(X/X_0)}{t}$$

Dónde: k = constante de descomposición, X = peso de la hojarasca en un tiempo dado y X_0 = Peso inicial de la hojarasca en el tiempo cero, t = Tiempo expresado en días.

Los datos obtenidos tanto de producción, pérdida y tasa de descomposición se sometieron a un análisis de varianza de una vía o de un factor (ANOVA) para explorar diferencias entre las unidades ecogeográficas, para posteriormente aplicarles la prueba Tukey-kramer HSD como test a posteriori para encontrar diferencias estadísticas, ambas pruebas a un $\alpha=0.05$. Estos análisis estuvieron apoyados con el paquete estadístico JMP® 8.0.2 y Excel 2016 ®.

3.6.- RESULTADOS

3.6.1.- Caída de hojarasca

La deposición de hojarasca de la selva mediana subperennifolia (SMSp) en la unidad ecogeográfica (UE) Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh) fue de $11.99 \pm 0.41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La mayor caída de hojarasca se observó en los meses de marzo, abril y julio, los dos primeros meses corresponden a la temporada de secas, con un promedio de 1.81 ± 0.11 y $1.94 \pm 0.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ respectivamente, así como en julio dentro de la temporada conocida como canícula ($1.26 \pm 0.08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$), en ambas temporadas la precipitación es poca a lo largo del año de acuerdo a los históricos en estos territorios. Los acahuales en LSSNCh, presentaron una caída de hojarasca de $8.88 \pm 0.51 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La distribución mensual en el año de la caída de hojarasca en LSSNCh para los acahuales mantuvieron un patrón semejante a lo observado en SMSp. Sin embargo, el mes de deposición máxima de los acahuales con respecto al mes de deposición máxima de la SMSp en LSSNCh fue menor a $0.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ (Figura 2).

En T, la producción de hojarasca para los acahuales fue de $14.20 \pm 0.40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La mayor deposición de hojarasca se presentó en los meses de abril en 2014 y marzo 2015, aunque en enero y febrero también pueden observarse estos picos de caída máxima. En T, el patrón de caída fue distinto al encontrado en LSSNCh, tanto en SMSp y acahuales, ya que existieron caídas máximas similares a meses secos, aunque enero y febrero, pertenece a una temporada conocida como nortes que no necesariamente representan bajos índices de precipitación (Figura 2).

En los acahuales de las Planicies Fluviales de Corrientes Aloctonas (PFCA) la caída de hojarasca registrada fue de $7.68 \pm 0.57 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La máxima caída se presentó en Marzo 2015 temporada de seca y julio temporada conocida como canícula, ambas temporadas son de escasa precipitación, al igual que en T se presentó un mes (noviembre) de máxima caída que no pertenece a los meses secos (Figura 2).

El ANOVA realizado en las LSSNCh-SMSp, LSSNCh-Acahual, T-Acahual y PFCAAcahual, mostraron que la deposición mensual y entre temporadas en cada unidad

ecogeogeografica, existió diferencias altamente significativa ($\alpha < 0.05$) para la producción de hojarasca.

La prueba de de Tukey-Kramer HSD reveló que entre temporadas para LSSNCh-SMSP y acahual, la seca mantiene diferencia estadística sobre las otras temporadas, mientras que lluvias y nortes son similares en cuanto a esta caída de hojarasca. La misma prueba mostró que en T, solo las temporadas de secas y canícula fueron diferentes. En las PFCA la temporada de nortes y secas mantuvieron diferencia significativa ($\alpha < 0.05$).

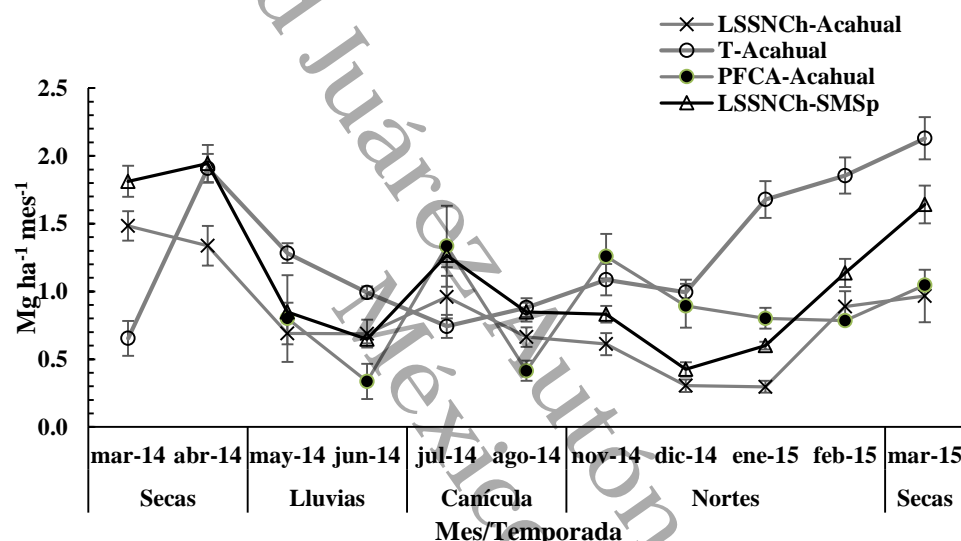


Figura 2. Caída mensual de hojarasca (promedio \pm e. e., Mg ha⁻¹ mes⁻¹) durante el periodo marzo de 2014 – marzo de 2015, en las UE; Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh) en vegetación de Selva Mediana Subperennifolia (SMSP) y de los acahuals en las Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh), Terrazas de Balancán (T) y Planicies Fluviales de Corrientes Alóctonas (PFCA).

Los coeficientes de correlación de Pearson entre producción mensual de hojarasca y precipitación promedio mensual efectuados en LSSNCh para SMSP ($r = 0.250$) y Acahual ($r = 0.191$), T acahual ($r = 0.018$) y PFCA acahual ($r = 0.396$) a una $P < 0.05$, mostraron que no existe una correlación fuerte con la precipitación.

3.6.2.- Peso remanente

Después de ocho meses de haber puesto la hojarasca en cada una de las regiones ecogeográficas para su descomposición, de manera general se observó una disminución continua de un peso inicial a lo largo del tiempo. En los primeros 30 días, en SMSp y acahuales de la LSSNCh, se registró una pérdida del peso inicial de un 20%, mientras que, para los acahuales en T, esta disminución de peso fue de un 15%. La prueba de Tukey-Kramer HSD, ($\alpha < 0.05$) indica que la pérdida de peso de cada UE, para este primer mes no son diferentes significativamente. A partir del segundo y hasta el cuarto mes la prueba a posteriori muestra que, si existió diferencia significativa entre tipos de vegetación y que es la SMSp, la que registra en general un mayor porcentaje de pérdida de hojarasca en cada uno de estos meses. Los acahuales de ambas unidades ecogeográficas, no presentan diferencia en el porcentaje de pérdida, al compararse de forma mensual. En la SMSp, la pérdida del 50% de su peso inicial se registró a los 180 días posteriores de su puesta en la UE, mientras que los acahuales para LSSNCh y T, este mismo porcentaje se presentó a los 265 días (Figura 3).

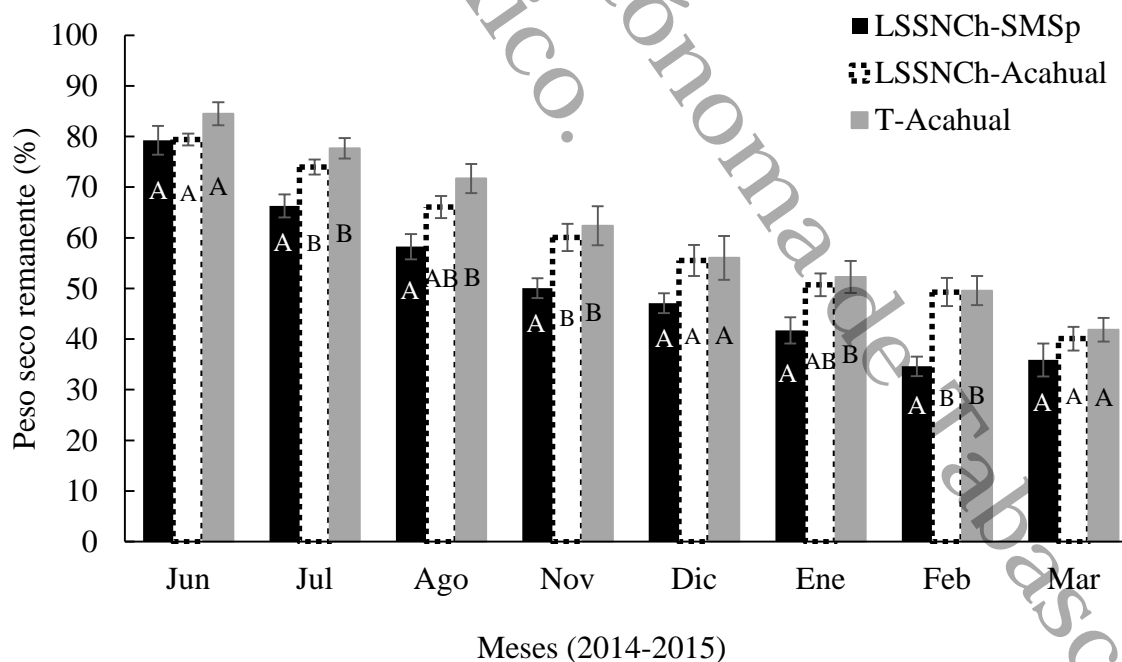


Figura 3. Porcentaje de peso seco remanente de hojarasca (promedio \pm e.e, intervalo de confianza del 95%) en bolsas de descomposición en dos unidades ecogeográficas LSSNCh y T para dos tipos de vegetación selvas y acahuales. Las letras dentro de las barras indican diferencias entre cada mes ($P \leq 0.05$) con la prueba a posteriori de Tukey-Kramer HSD.

3.6.3.- Constante de descomposición

En todas las unidades ecogeográficas, la velocidad de descomposición se presentó de manera generalizada en una forma decreciente con el transcurso del tiempo para los dos tipos de vegetación en estudio. Los valores obtenidos para la constante de descomposición, durante el primer mes después de la puesta, son relativamente más altos que en sus consecutivos; al ser comparadas las velocidades de descomposición entre unidades ecogeográficas, para este primer intervalo de tiempo, la prueba de Tukey-Kramer HSD ($\alpha < 0.05$) advirtió que estas, son similares para los primeros 30 días.

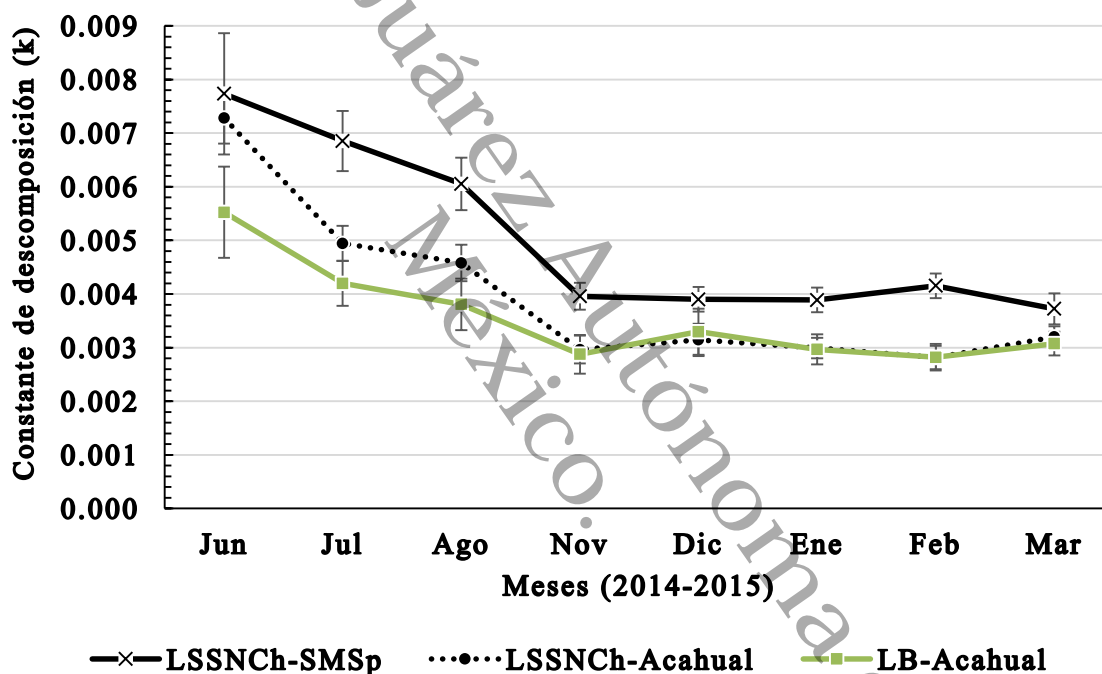


Figura 4. Constante de tasa de descomposición (k) de la hojarasca (promedio \pm e. e.) en selva mediana subperennifolia (SMSP) y acahuales, para las unidades ecogeográficas Laderas Septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas (LSSNCh), Terrazas de Balancán (T).

Las velocidades de descomposición en cada una de las UE se mantienen de forma decreciente con un mayor dinamismo en los tres primeros meses, ya que partir del cuarto mes, esta velocidad disminuye y se manifiesta de forma lineal con el paso del tiempo. Al ser comparadas las velocidades de descomposición entre tipos de vegetación

(Tukey-Kramer HSD, $\alpha < 0.05$), la SMSp a partir del segundo mes, es la que sostiene velocidades superiores de descomposición y que los acahuals sin importar la unidad ecogeográfica no son diferentes para los mismos meses.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

3.7.- DISCUSIÓN

La producción de hojarasca en la SMSp en LSSNCh, estuvo dentro del rango señalado por Martius *et al.* (2004) y Barlow *et al.* (2007), que es de 6.5 a 12 Mg ha⁻¹ año⁻¹, que podrían considerarse como referente en cuanto a la producción de hojarasca a nivel mundial, así mismo fue ligeramente superior a los reportes de Didman (1998) de 7.948 Mg ha⁻¹ año⁻¹, McDonald y Healey (2000) de 9.319 Mg ha⁻¹ año⁻¹, Palacios-Bianchi (2002) de 8.36 Mg ha⁻¹ año⁻¹, Villavicencio-Enríquez (2012) de 8.190 Mg ha⁻¹ año⁻¹, pero similares a los valores encontrados por Monedero y González (1995) con 10.7 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Los acahuales en LSSNCh y de las PFCA estuvieron dentro del rango de 8 y 11 Mg ha⁻¹ año⁻¹ presentados por Hairiah *et al.* (2006); Schessl *et al.* (2008) y Barlow *et al.* (2007), para vegetación secundaria como un referente de producción de hojarasca. La producción de hojarasca en T para acahuales fue superior a este rango señalado, inclusive para vegetación primaria. Esta deposición en T representa el 46% del total de la hojarasca para acahuales de la sub-región en estudio.

La existencia de una mayor deposición de hojarasca en la unidad ecogeográfica T, mantiene relación a lo encontrado por Rivera *et al.* (2013), Rave-Oviedo (2013) y Wang *et al.* (2007), estos hallaron que estados sucesionales jóvenes y en pleno crecimiento (menor de 20 años), mantienen una mayor caída de hojarasca que sucesiones de mayor edad, esta característica de edad menor se hizo presente en la unidad ecogeográfica T, otra cualidad relacionada con una alta productividad de hojarasca también fue descrita por Neiff y Poi de Neiff (1990) y Aceñolaza *et al.* (2010), estos argumentan que una mayor densidad en rodales jóvenes también hace posible una mayor producción de hojarasca, en T a diferencia de las otras unidades existió una mayor densidad de individuos (877 Ind. ha⁻¹), en LSSNCh para acahuales fue de 810 Ind. ha⁻¹ mientras que para selvas fue de 776 Ind. ha⁻¹ y para PFCA de 406 Ind. ha⁻¹. Aunque no existen estudios sobre si la proporción de individuos de árboles jóvenes con árboles adultos (considerando los jóvenes de diámetros ≥ 2.5 y ≤ 10 cm de diámetro normal; DN y adultos a individuos ≥ 10 cm de DN) en acahuales, incida en la producción de hojarasca para rodales mixtos. Se observa con datos de García-Domínguez (2017), que esta proporción del 50% de jóvenes sobre adultos en T a diferencia del 30% de las otras unidades, puede estar coadyuvando a una producción mayor

de hojarasca por encima de las demás. Este comportamiento con referencia al DN diferenciando entre rodales con individuos jóvenes o adultos, así como su densidad, se ha observado en plantaciones estudiadas por Jeong *et al.* (2009), donde rodales con mayor densidad y menores DN han mantenido una producción mayor de hojarasca, por encima de la menor densidad y mayores diámetros.

El comportamiento de caída de hojarasca en la unidad ecogeográfica LSSNCh para los dos tipos de vegetación se ajusta a lo que típicamente se ha reportado por Golley (1983); Álvarez-Sánchez y Guevara (1993); Di Stefano y Fournier (2005); Orihuela-Belmonte *et al.* (2012); Rivera *et al.* (2013) y Rave-Oviedo (2013); que es una mayor caída de hojarasca en periodos de sequías (secas y canícula) como estrategia de la vegetación para evitar pérdida de agua, lo que favorece una abundante caída de material foliar, e inversamente a este comportamiento típico se dio en las unidades ecogeográficas T y PFCA, en donde picos de máxima caída se observaron en periodos de lluvias y nortes, al igual a los reportes efectuados por Sarmiento (1984); Veneklaas (1991); Rodríguez y Rosas (1993); Caldato *et al.* (2010) (Figura 2). Un factor más por el cual se esté dando un máximo producción de hojarasca en T, puede mantener relación a que dicha unidad ecogeográfica se encuentra enclavada en la porción más seca del territorio tabasqueño (Cámara-Cabrales *et al.*, 2011).

La pérdida de peso a través del tiempo y la tasa de descomposición en cada una de las regiones ecogeográficas, mantiene un comportamiento similar al descrito por Arellano *et al.* (2004) y Villavicencio-Enríquez (2012), donde se manifiestan que la hojarasca debe de estar sometida a dos fases de degradación para darle cabida al proceso de reducción; la primera conocida como fase inicial que es de rápido desarrollo, donde se propicia la pérdida de materiales de fácil degradación en lapsos de tiempo cortos, lo que provoca que un mayor porcentaje de peso se pierda, lo que aumenta la velocidad de descomposición en un tiempo breve como pudo observarse en los valores obtenidos en este estudio (Figura 3 y 4). Así mismo con los datos encontrados también puede inferirse que la existencia de una segunda fase se mostró efectivamente, por lo que el porcentaje de pérdida disminuyó y con ello la constante de descomposición, observándose que requirió un tiempo mayor para mostrar descomposición y pérdida de peso como en la fase inicial, esta fase lenta según lo señalado por la bibliografía se debe a que la mayoría de los elementos

restantes a degradar son del tipo recalcitrantes que al volverse más estables repercuten en un menor porcentaje de pérdida de peso y una constante de igual forma menor, requiriendo mayores lapsos de tiempos para lograr la degradación de estos elementos (Gómez y Sánchez, 1999; Arellano *et al.*, 2004; Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). Este comportamiento también fue congruente con los resultados presentados por Swift y Anderson (1989); Xuluc-Tolosa *et al.*, (2003); Fioretto *et al.*, (2005).

El menor o mayor tiempo requerido para que la pérdida de peso alcanzara un 50% en la selva y en los acahuales, probablemente se deban a factores propios de cada ecosistema (Swift *et al.*, 1979; Aerts y Chapin, 2000), es sabido que en el caso de las selvas (Álvarez-Sánchez y Naranjo-García, 2003) al existir una mayor humedad y altas temperaturas, la macrofauna, la actividad microbiana y la aparición de microflora tales como hongos, puede favorecer altamente a la descomposición de estructuras moleculares más solubles que se encuentran presentes en la necromasa foliar, por lo que menores tiempos para la degradación pueden estar favoreciendo la pérdida de peso y aumentando la velocidad de descomposición. Así mismo, en sitios perturbados como los acahuales donde la pérdida de humedad podría considerarse constante por la poca cobertura arbórea, el número de poblaciones microbianas y de hongos pueden ser pequeñas en comparación de las selvas, lo que probablemente este repercutiendo en menores porcentajes de pérdidas de peso e inferiores velocidades de descomposición, lo cual va a requerir tiempos mucho más largos para lograr la degradación para estos ecosistemas. En el caso de selvas, pérdidas mayores de peso y altas tasas de descomposición también se encuentran relacionadas íntimamente con la calidad de la hojarasca, registros como los de Álvarez-Sánchez y Becerra (1996) han indicado que estos ecosistemas han logrado descomponer la hojarasca hasta un 30% más rápido por encima de otros ecosistemas, como pudo observarse al contrastar selvas y acahuales (Figura 3 y 4).

3.8.- CONCLUSIONES

La caída de hojarasca de selvas y acahuales en general mantiene una producción similar a los reportes presentados para bosque tropicales húmedos del mundo. Aunque en este estudio no se haya evaluado el factor edad como variable que influyen en producción de hojarasca, se puede observar que una mayor producción se dio en la unidad ecogeográfica T, que es donde convergen acahuales de menor edad o etapas sucesionales jóvenes. En contraste a lo que típicamente se espera de la caída de hojarasca, en relación con la precipitación que esta es mayor en temporadas secas. En este estudio también se encontraron que caídas máximas también coexisten en periodos con meses donde no necesariamente existe un déficit pluviométrico a la cual se refiere como temporada de nortes. La pérdida de peso a través del tiempo, así como las tasas de descomposición en todas las unidades ecogeográficas mantuvieron un patrón similar a través del tiempo y es en la vegetación primaria de SMSp donde existieron menor peso remanente y mayores constantes de descomposición como se ha demostrado en otros estudios para bosques tropicales, a diferencia de los acahuales donde el peso remanente es mayor y sus constantes de descomposición fueron menores. Hay que mencionar que ningún trabajo en el sureste mexicano se ha hecho así con tres regiones que intenten mostrar que los acahuales en estos sitios pueden representar un potencial para el manejo y conservación de los mismos.

3.9.- RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para estudios de posgrado. Este artículo es parte de los productos del proyecto de investigación doctoral “Determinación de la biomasa en vegetación de los sistemas de producción forestal en la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México” del proyecto FOMIX de cambio global y sustentabilidad en la cuenca del Usumacinta, del Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A.C. (CCGSS), Ecosur y UJAT. Así mismo a todos los que participaron en sus diversas etapas, especialmente a los productores de los ejidos Niños Héroes, Corregidora, Capulín, Ramonal, Jobal, Avispero y Pochote.

3.10.- CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

3.11.- CONTRIBUCIONES POR AUTOR

Antonio García Domínguez: Redactó e integró la elaboración del artículo, analizó datos de campo, elaboró la cartografía del artículo y preparó la metodología para la realización del artículo; Luisa del Carmen Cámara Cabrales: coordinó el equipo de investigación, contribuyó en el trabajo de campo, en la información metodológica, las revisiones de los borradores del artículo, así mismo coordinó el proyecto que dio origen a este documento; Johannes Cornelis Van der Wal, Humberto Hernández Trejo y José Luis Martínez Sánchez colaboraron en el análisis de resultados del artículo y revisó los borradores.

3.12.- REFERENCIAS

- Aceñolaza, P. G., Zamboni, L. P., Rodríguez, E. E. y Gallardo, J. F. (2010). Litterfall production in forests located at the Pre-delta area of the Paraná River (Argentina). *Ann. For. Sci.*, 67(311), 1-10. DOI: 10.1051/forest/2009117
- Aerts, R. (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79, 439-449. DOI: 10.2307/3546886
- Aerts, R. y Chapin, F. S. (2000). The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Adv. Ecol. Res.*, 30, 1-67. DOI:10.1016/S0065-2504(08)60016-1
- Álvarez-Sánchez, J. (2001). Descomposición y ciclo de nutrientes en Ecosistemas terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*. Número especial, 1, 11-27. Recuperado de: <http://www.redalyc.org/pdf/575/57500002.pdf>
- Álvarez-Sánchez, J. y Becerra, R. (1996). Leaf decomposition in a mexican tropical rain forest. *Biotropica*, 28(4b): 657-667. DOI: 10.2307/2389052
- Álvarez-Sánchez, J. y Guevara, S. (1993). Litterfall dynamics in a Mexican lowland tropical rain forest. *Trop. Ecol.*, 34, 127-142.
- Álvarez-Sánchez, J. y Naranjo-García, E. (Eds.). (2003). *Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México*. Instituto de Ecología, A. C., Instituto de Biología y Facultad de Ciencias, UNAM. Xalapa, México. 316 p.
- Anderson J. y Swift, M. (1983). Decomposition in tropical forests. En: S. L. Sutton., T. C. Whitmore y A. C. Chadwick (Eds.), *Tropical rain forest: ecology and management* (287-327). Oxford, (U. K.): Blackwell.
- Arellano, R., Paolini, J., Vásquez, L. y Mora, E. (2004). Producción y descomposición de hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado de Trujillo, Venezuela. *Rev. Forest. Venez.*, 48, 7-14.
- Bärlocher, F. (2005). Leaf mass loss estimated by litter bag technique. En: A. S. Graca., F. Bärlocher y M. O. Gessner (Eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide* (36-42). Springer, Dordrecht, Alemania. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Felix_Baerlocher/publication/226372640_Le

- af_Mass_Loss_Estimated_by_Litter_Bag_Technique/links/0fcfd50abd2e088fad00000.pdf
- Barlow, J., Gardner, T. A., Ferreira, L.V., Peres, C. A. (2007). Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 247, 91-97.
- Bautista, F. y Delgado, C. (2005). Descomposición de hojarasca y abundancia de macroinvertebrados por el uso de mantillos y cultivos de cobertera. En: F. Bautista y G. Palacio (Eds.) *Caracterización y Manejo de los Suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones Agropecuarias, Forestales y Ambientales* (269-281). Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Bonilla, R., Belisario-Roncillo, J. J. y García, T. (2008). Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena sp.*, en Codazzi, Cesar. *Revista Corpoica – Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 9(2), 5-11.
- Caldato, S. L., Floss, P. A. y Serafini, F. E. C. (2010). Producción y descomposición de hojarasca en la selva ombrófila mixta en el sur de Brasil. *Bosques*, 31(1): 3-8.
- Cámara-Cabrales, L. C., Hernández-Trejo, H., Castillo-Acosta, O., Galindo-Alcántara, A., Morales, A., Zequeira-Larios, C., ... Guadarrama, M. A. (2011). Estudio regional de la UMAFOR de los Ríos. Informe técnico. UJAT-DACBiol. Conafor-Unión de silvicultores. 280 pp.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Inventario nacional forestal y de suelos: Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo. Recuperado de: http://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2011/03/Sampling_Manual-_Remuestreo-_Conafor_INFyS.pdf
- Coûteaux, M. M., Bottner, P. y Berg, B. (1995). Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 63-66.
- Del Valle-Arango, J. I. (2003). Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico Colombiano. *Interciencia*, 28(3): 148-153.
- Di Stefano, J. F., Fournier, L. A. (2005). Caída de hojarasca y tasas de descomposición de las hojas de *Vochysia guatemalensis* en una plantación de 10 años, Tabarcia de Mora, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 29(1): 9-16.

- Didham, R. K. (1998). Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecología*, 116, 397-406.
- Fioretto, A., Dinardo, C., Papa, S y Fuggi, A. (2005). Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 1083-1091.
- García, E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Autónoma de México. 2da. Edición. 246 p.
- García-Domínguez, A. (2017). Determinación de la biomasa en vegetación de los sistemas de producción forestal en la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México. Tesis de Doctorado. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Centro, Tabasco. 120 p.
- Golley, F. (1983). Decomposition. En: F. Golley F. (Eds.), *Tropical Rain Forest Ecosystems* (157-166). Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, Netherlands.
- Goma-Tchimbakala, J. y Bernhard-Reversat, F. (2006). Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecol. Manag.*, 229, 304-313.
- Gómez, J. y Sánchez, M. (1999). El proceso de descomposición de residuos vegetales. Universidad Nacional, Palmira. Material para docencia, 12-14 pp.
- González, G. y Seastedt, T. R. (2001). Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forest. *Ecology*, 82(4): 955-964.
- Hairiah, K., Sulistyani, H., Suprayogo, D., Widiyanto, Purnomosidhi, P, Widodo, R. H. y Van Noordwijk, M. (2006). Litter layer residence time in forest and coffee agroforestry systems in Sumberjaya, West Lampung. *Forest Ecology and Management*, 224, 45-57.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1986). Síntesis geográfica. Nomenclator y Anexo cartográfico del estado de Tabasco. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D. F. 116 pp; 13 cartas temáticas (1:250 000).

- Jeong, J., Kim, C., Hyun-Chul, A., Hyun-Seo, C. y Gap-Chul, C. (2009). A compararison of Litterfall dynamics in tree coniferous plantations of identical age under similar site conditions. *Journal of Ecology and Field Biology*, 32, 97-102.
- Lavelle, P., Blanchart E., Martin, A., Martin, S., Spain, A., Toutain, F., Barois, I. y Schaefer, R. (1993). A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 25, 130-150.
- Martius, C., Höfer, H., Garcia, M. V. B., Römbke, J. y Hanagarth, W. (2004). Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68, 137-154.
- McDonald, M. A. y Healey, J. R. (2000). Nutrient cycling in secondary forests in the blue mountains of Jamaica. *Forest Ecology and Management*, 139, 257–278. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00442-4
- Monedero, C. y González, V. (1995). Producción de hojarasca y descomposición en una selva nublada del ramal interior de la Cordillera de la Costa, Venezuela. *Ecotrópicos*, 8(1-2): 1-14.
- Neiff, J. J. y Poi de Neiff, A. (1990). Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *T. integrifolia* (Compositae) in the Paraná River floodplain. *Hydrobiology*, 203, 45–52.
- Olson, J. S. (1963). Energy storage and balance of producers and decomposer in ecological systems. *Ecology*, 44, 322-331.
- Orihuela-Belmonte, D. E y De Jong, B. H. J. (2012). Producción de hojarasca en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, en el Estado de Chiapas. En: F. Paz y R. M. Cuevas (Eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011* (17-25). Texcoco, Estado de México, México: Universidad Autónoma del Estado de México: Programa Mexicano del Carbono: Instituto Nacional de Ecología. ISBN: 978-607-7150-85-5
- Ortiz-Pérez, M. A, Siebe, C. y Silke, S. (2005). Diferenciación ecogeográfica de Tabasco. En: J. Bueno., F, Álvarez, S. Santiago (Eds.), *Biodiversidad de estado de Tabasco*. (386 p). Instituto de Biología. UNAM-CONABIO. México. ISBN 970-9000-26-8.
- Palacios-Bianchi, P. A. (2002). Producción y descomposición de hojarasca en un Bosque Maulino fragmentado. Seminario de título. *Biología Ambiental*. Universidad de

- Chile. Santiago, Chile. 12 pp. Recuperado de. <http://www.mantruc.com/pilar/seminario-palacios-bianchi2002.pdf>
- Poggiani, F y Schumacher, M. V. (2004). Nutrient cycling in native forests. En: J. L. M. Goncalves y V Benedetti (Eds.), Forest nutrition and fertilization (287-305). Piracicaba, Brasil. IPEF.
- Polyakova, O. y Billor, N. (2007). Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. *Forest Ecology and Management*, 253, 11-18.
- Quinto, M. H., Ramos, P. Y., Abadía, B. D. (2007). Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un bosque pluvial tropical en Salero, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó D.L.C.* 26, 28-41.
- Ramírez, J. A., Zapata, C. M., León, J. D., González, M. I. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de piedras blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32(5): 303-311.
- Ramírez, M. E. y Ataroff, M. (2001). Producción de hojarasca en una selva nublada andina: estacionalidad, descomposición y nitrógeno. *Memorias del IV Simposio Internacional de Desarrollo Sustentable en Los Andes: la estrategia Andina para el siglo XXI.* CD-ROM. Fecha de acceso: 28 de noviembre de 2017. Recuperado de: <http://www.ciencias.ula.ve/icae/publicaciones/selvanublada/pdf/ramirez2001a.pdf>
- Rave-Oviedo, S. Y., Montenegro-Ríos, M. y Molina-Rico, L. J. (2013). Leaf fall and leaf litter decomposition of *Juglans neotropica Diels* (1906) (Juglandaceae) in an andean mountain forest, Pijao (Quindío), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 35(98), 33-43.
- Reyes-Carrera, S. A., Méndez-González, J., Nájera-Luna, J. A. y Cerano-Paredes, J. (2012). Producción de hojarasca en un rodal de *Pinus cembroides* Zucc. en Arteaga, Coahuila, México y su relación con las variables climáticas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1): 147-155.
- Rivera-Vázquez, R., Soto-Pinto, L., Núñez-Colín, C. A.; De Jung, B., Hernández-Rivera, M. G., Ordóñez-Díaz, J. A. B. (2013). Producción y tasa de descomposición de

- hojarasca en acahuales de selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(20): 20-30.
- Rocha-Loredo, A. G y Ramírez-Marcial, N. (2009). Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Bol. Soc. Bot. Mex.*, 84, 1-12.
- Rodríguez, E y Rosas, M. (1993). Caída de hojarasca en el bosque alto andino de Carpanta. En: G. Andrade (Eds.), "Carpanta" selva nublada y páramo: ecología y conservación de un ecosistema altoandino (81-95). Primera edición, Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- Rodríguez-Sandoval, J. J. (2012). Sucesión ecológica de un fragmento de selva mediana subperennifolia en la colonia La Cuchilla y la sabana de *Quercus oleoides* en el municipio de Balancán, Tabasco, México. Tesis de maestría. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Centro, Tabasco. 211 p.
- Sarmiento, G. (1984). *Los ecosistemas y la ecósfera*. Primera edición, Barcelona, España, Editorial Blume. 85-95 pp.
- Schessl, M., Da Silva, W. L. y Gottsberger, G. (2008). Effects of fragmentation on forest structure and litter dynamics in Atlantic rainforest in Pernambuco, Brazil. *Flora*, 203, 215- 228.
- Singh, S. y Gupta, S. (1977). Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Bot. Rev.*, 43, 449-528.
- Swift, M. J. y Anderson, J. M. (1989). Decomposition. En: H. Lieth y M. J. A. Werger (Eds.), *Tropical Rain Forest Ecosystems. Biogeographical and Ecological Studies* (547-569). Elsevier, Amsterdam.
- Swift, M. J., Heal, O.W. y Anderson, J. M. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford, England.
- Tudela, F. (Coord.) (1989). *La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco. Proyecto Integrado del Golfo, México, D. F., El Colegio de México, CINVESTAV, IFIAS y UNRISD*. 475 p.
- Veneklaas, E. (1991). Litterfall and nutrients fluxes in two montane tropical rain forests, Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 7, 319-336.

- Villavicencio-Enríquez, L. (2012). Producción, pérdida de peso y tasas de descomposición de hojarasca en cafetales tradicional y rústico, y selva mediana, en Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(2): 159-173.
- Vitousek, P. M. y Sanford, R. L. (1986). Nutrient cycling moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 137-67.
- Wang, Q., Wang, S., Fan, B. y Yu, X. (2007). Litter production, leaf litter decomposition and nutrient return in *Cunninghamia lanceolata* plantations in south China: effect of planting conifers with broadleaved species. *Plant Soil*, 297, 201-211.
- Xuluc-Tolosa, F. J., Vester, H. F., Ramírez-Marcial, N., Castellanos-Albores, J. y Lawrence, D. (2003). Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, México. *Forest Ecology and Management*, 174 (1-3), 401-412.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

CAPÍTULO 4

Artículo 3:

Ecuaciones alométricas para tres especies tropicales de acahuals: *Caesalpinia gaumeri*, *Bucida buceras* y *Coccoloba barbadensis* del estado de Tabasco, México

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Artículo enviado a la revista Agrociencia bajo su guía de autores.

ECUACIONES ALOMÉTRICAS PARA TRES ESPECIES TROPICALES DE ACAHUALES: *Caesalpinia gaumeri*, *Bucida buceras* y *Coccoloba barbadensis* DEL ESTADO DE TABASCO, MÉXICO

Antonio García-Domínguez¹, Luisa del Carmen Cámara Cabrales^{1*}, Pablo Martínez Zurimendi^{2,3}, Johannes Cornelis Van der Wal², José Ángel Gaspar Génico¹

4.1.-RESUMEN

En la actualidad los modelos para cuantificar biomasa de especies no maderables de acahuales son escasos, por la poca importancia económica e ignorancia del potencial de retención de carbono en su biomasa. El objetivo de este trabajo fue desarrollar modelos de estimación de biomasa aérea para tres especies de acahuales con mayor índice de valor de importancia, para las cuales no existe registro nacional para dos de ellas. Los datos se recolectaron en la unidad ecogeográfica Terrazas de Balancán, de un inventario forestal de nueve conglomerados de cuatro parcelas cada uno (14, 400 m²) entre un rango de 2.5 a 40 cm de DN, bajo una distribución diamétrica con al menos tres individuos de cada especie por categoría diamétrica. La cosecha en promedio para cada especie fue de 14 individuos. Ocho modelos fueron probados, para las especies *Caesalpinia gaumeri*, *Bucida buceras*, *Coccoloba barbadensis* y el conjunto de las tres especies donde Kopezky, Husch, Spurr y Hohenadl-Krenn fueron los mejores, la selección del mejor modelo fue bajo los criterios de bondad de ajuste en base a los estadísticos de validación de eficiencia (EF), error medio (MRES), diferencia absoluta media (AMRES), análisis de residuales y análisis gráfico del ajuste a los datos observados. Los mejores modelos coincidieron en ser aquellos con el DN como variable de peso, demostrando que no mejoró la eficiencia de los modelos al ser incorporados en la ecuación. El resultado positivo de estos análisis mediante estos estadísticos recomienda ampliamente el uso de estas ecuaciones para dichas especies.

Palabras clave: unidad ecogeográfica, residuales, *Caesalpinia gaumeri*, *Bucida buceras*, *Coccoloba barbadensis*.

4.2.- INTRODUCCIÓN

El desarrollo de modelos matemáticos, comúnmente llamados ecuaciones alométricas, permite estimar teóricamente la biomasa contenida de las especies arbóreas con alguna utilidad en particular (Brown, 1997; Pompa-García y Yereña-Yamallel, 2014). El desarrollo de modelos matemáticos para la estimación de esta biomasa surgió en un principio del interés colectivo por lograr la reducción de los gases de efecto invernadero (GEI), en la década de los 90's con la creación del protocolo de Kioto (IPCC, 2003). Actualmente es aún más necesario ante la preocupación de que estos GEI mantengan implicaciones negativas en el planeta al haber superado las 400 ppm en la atmósfera (NOAA, 2017), por lo que esta estimación de biomasa se vuelve crucial, así mismo la creación de modelos más cercanos a la realidad de la biomasa contenida en los ecosistemas.

Debido a que las masas forestales que aún se encuentran en el planeta son consideradas como sumideros que parten de la fijación de bióxido de carbono como respuesta al proceso de fotosíntesis (Díaz-Franco *et al.*, 2007; Carrillo *et al.*, 2014), estimar esta cantidad de carbono contenido en la vegetación mediante métodos destructivos ha sido considerada por muchos, el mejor de los mecanismos existentes para lograr una mejor proximidad de los valores reales de los contenidos que poseen estas masas forestales (Brown *et al.*, 1989; Ketterings *et al.*, 2001).

Las ecuaciones alométricas de las especies tropicales desarrolladas en México, en su mayoría son para especies comerciales, principalmente para las familias de las Pinaceae con 132, las Fabaceae con 73, las Fagaceae con 50, así como con 223 ecuaciones más, repartidas en otras familias, dentro de las cuales 411 fueron hechas para árboles, que en su mayoría utilizan la variable diámetro a la altura del pecho (DAP), 47 son para la forma de vida de arbustos, las cuales se sirven de la altura del tallo a diferentes consideraciones, 15 son para bambú bajo la variable DAP y dos para palmas que toman la variable DAP, así como la altura total (Rojas-García *et al.*, 2015).

En nuestro estudio se consideró generar ecuaciones alométricas de tres especies con mayor índice de valor de importancia (IVI) dentro de la vegetación secundaria conocida como acahuals en Tabasco: *Caesalpinia gaumeri* (Britton & Rose) Greenm. "Jabalí", *Bucida buceras* L. "Pucte" y *Coccoloba barbadensis* Jacq. "Bolchiche", para las cuales en particular no existe registro del desarrollo de las mismas en el estado y de las

cuales solo se encuentra para *Bucida buceras* en Quintana Roo (Rojas-García *et al.*, 2015). Así mismo *Caesalpinia gaumeri*, además de ser una especie con mayor IVI, ésta sólo se encontró en la región fisiográfica conocida como Terrazas (Ortiz-Pérez *et al.*, 2005) de la región de los Ríos.

A razón de que los acahuales y sus especies, aunque en su mayoría no comerciales pueden mantener un potencial de almacenamiento de carbono (García-Domínguez, 2018) que deben ser cuantificadas y medidas en la actualidad (Aquino-Ramírez *et al.*, 2015), esta vegetación secundaria va escalando en magnitud debido a que en época reciente dicha cobertura va ganando mayor representatividad en los trópicos por la ampliación de la frontera agrícola (FAO, 2010); por todo esto el objetivo de este trabajo fue desarrollar modelos alométricos para estimar la cantidad de biomasa aérea total en *Jabalí*, *Pucte* y *Bolchiche* y una ecuación en conjunto con las tres especies arbóreas nativas de los acahuales de Tabasco. Con esta aportación se busca, complementar las bases de datos existentes de los modelos alométricos en México, que ayuden a lograr reducir el uso de ecuaciones ajenas al ambiente donde se desarrollan las especies, que pueden causar desconfianza al querer ser integrados dentro de un modelo sustentable de conservación con un posible pago por servicio ambiental, debido a la incertidumbre que pueda dar el uso de ecuaciones generales en la estimación de la biomasa.

4.3.- MATERIALES Y MÉTODOS

Las especies de árboles fueron obtenidas de las Terrazas de Balancán (Ortiz-Pérez *et al.*, 2005), en la región de los Ríos, coordenadas 17°16'00'' y 18°12'00'' de latitud norte; 90°56'00'' y 91°52'00'' de longitud oeste (Figura 1).

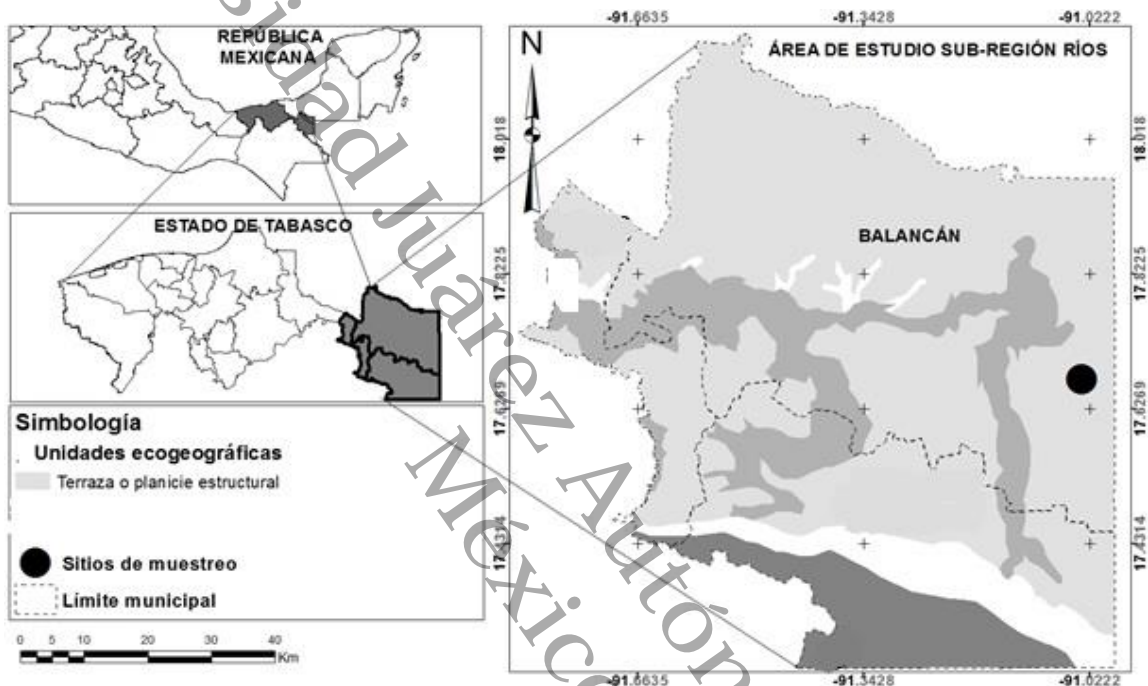


Figura 1. Localización del sitio de muestreo de *Caesalpinia gaumeri*, *Bucida buceras* y *Coccoloba barbadensis*, en la sub-región de los Ríos, Tabasco, México.

Los individuos cosechados fueron resultado de sitios que iban a ser intervenidos para la agricultura, en los cuales como práctica común se utiliza la roza-tumba y quema, como método de preparación del terreno para los cultivos.

Del inventario forestal de nueve conglomerados de cuatro parcelas cada uno (14,400 m²), realizados dentro de un área de acahual, entendiéndose por acahual la vegetación secundaria nativa que surge de manera espontánea en terrenos preferentemente forestales que estuvieron bajo uso agrícola o pecuario en zonas tropicales (RLGDFS, 2005), se determinó el índice de valor de importancia (IVI) de las especies. Así mismo; se obtuvieron los diámetros máximos y mínimos de cada especie con mayor IVI para

establecer una distribución diamétrica entre los individuos. Las especies elegidas bajo este concepto de importancia fueron: *Caesalpinia gaumeri* de la cual se seleccionaron 14 individuos en un intervalo de 3 a 40 cm de diámetro normal (DN), *Bucida buceras* con 13 individuos en un intervalo de 3 a 30 cm de DN y *Coccoloba barbadensis* con 13 individuos entre un intervalo de 6 a 21 cm de DN. En cada categoría diamétrica de 10 cm de amplitud se aseguró que al menos tres individuos de cada especie estuvieran presentes, con un número mayor para las categorías diamétricas con mayor frecuencia (Schlegel *et al.*, 2001). El número de individuos está dentro del rango mínimo considerado por Deans *et al.* (1996); Acosta-Mireles *et al.* (2002); Gómez-Díaz *et al.* (2011); Ebuy Alipade *et al.* (2011) y Picard *et al.* (2012) para localidades específicas.

Antes de derribar cada árbol se midieron cuatro variables: DN o DAP (1.30 m), altura total (h), altura de fuste limpio, altura de copa (Schlegel *et al.*, 2001). Para después del derribo se midieron: altura total, comienzo de copa, así mismo se hizo una combinación de las metodologías de Schlegel *et al.* (2001) y Acosta-Mireles *et al.* (2002).

Con el fin de determinar la relación peso seco/peso fresco del tronco y de la copa y calcular la biomasa total de los árboles, se obtuvieron cuatro rodajas consideradas como muestras probetas (P_i) de 5 cm de espesor que se distribuyeron en cuatro posiciones a lo largo del tallo o Fuste limpio: P_1 se obtuvo a los 0.30 m del suelo; P_2 a 1.3 m correspondiente a DN; P_3 en la parte media de cada individuo; P_4 en la base de la copa. Para obtener el peso fresco de los árboles, en cada una de sus secciones (antes de cortar las probetas), fueron pesadas en campo para no perder humedad con una balanza digital de 200 kg, marca Pesola AG, Rebmattli 19, CH-6340 Baar, Switzerland hecha en China (Acosta-Mireles *et al.*, 2002; Picard *et al.* 2012).

Para el peso de las hojas y ramas de la copa, se consideró ramas menores a un centímetro de diámetro en la fracción hojas y se hizo una separación de ramas \geq a 5 cm de diámetro y de ramas \leq 5 cm de diámetro, pero \geq 1. Ramas y hojas fueron separadas y pesadas, se sacaron tres muestras representativas entre 100 y 300 gramos de acuerdo con la disponibilidad del componente (Schlegel *et al.*, 2001). El peso de las hojas y ramas se obtuvo con una balanza digital de 500 gr marca Oaus, modelo Scout prg, capacidad de lectura 0.1 gr.

Con la finalidad de obtener el peso seco de cada uno de los árboles, las muestras del fuste (rodajas), al igual que las ramas y hojas éstas se secaron en las instalaciones de la Universidad Juárez autónoma de Tabasco-División Académica de Ciencias Biológicas, en una estufa de convección marca Felisa modelo FE-294AD serie 1412021 a 70 °C hasta lograr peso constante. Cuando se estableció la relación Peso seco/peso fresco de cada una de las muestras, ésta se utilizó para obtener el peso seco de cada sección del fuste a partir de su peso fresco. El mismo procedimiento se aplicó para obtener el peso seco de las ramas y hojas de la copa. Una vez que se obtuvo la suma del peso seco de cada una de las secciones del tronco, ramas y hojas se registró la biomasa aérea total de cada árbol.

Los análisis estadísticos se hicieron con el paquete estadístico SAS ®, versión 9.2. Mediante el procedimiento NLIN. Los modelos para cada especie se construyeron mediante validación cruzada (Rodríguez-Toro *et al.*, 2016; Murillo-Brito *et al.*, 2017) distribuyendo los datos en tres grupos, en un porcentaje de 70% para el modelo y 30% para validación.

Así mismo; se obtuvo la eficiencia de cada modelo (EF, ecuación 9), el error medio del modelo (MRES, ecuación 10) y la diferencia absoluta media (AMRES, ecuación 11); que son estimadores sugeridos para la evaluación de modelos con regresiones no lineales (Huang *et al.*, 2003; Rodríguez-Toro *et al.*, 2016; Murillo-Brito *et al.*, 2017).

Para encontrar el mejor modelo alométrico que determinara el contenido de biomasa aérea de cada especie se probaron ocho de las ecuaciones genéricas más empleadas para la determinación de biomasa, sugeridas por Segura y Andrade (2008) mostradas en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Ecuaciones utilizadas para modelar biomasa aérea.

Modelo	Ecuación	No. de ecuación
Berkhout	$BA = a + b * DN$	(1)
Kopecky	$BA = a + b * DN^2$	(2)
Hohenadl-Krenn	$BA = a + b * DN + c * DN^2$	(3)
Husch	$Ln BA = a + b * Ln DN$	(4)
Spurr	$BA = a + b * DN^2 * h$	(5)
Stoate	$BA = a + b * DN^2 + c * DN^2 * h + d * h$	(6)
Meyer	$BA = a + b * DN^2 + c * DN * h + d * DN^2 * h$	(7)
Schumacher-Hall	$Ln BA = a + b * Ln DN + c * Ln * h$	(8)

BA=biomasa (kg árbol-1); DN = diámetro normal (cm); h = altura total (m); a, b, c, d = parámetros del modelo; ln= logaritmo base e.

$$EF = 1 \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^{i=n} (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (9) \quad MRES = 1 \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (y_i - \hat{y}_i)^2}{n} \quad (10) \quad AMRES = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} |y_i - \hat{y}_i|}{n} \quad (11)$$

Dónde:

EF = Eficiencia

MRES = error medio del modelo

AMRES = diferencia absoluta media

y_i = valor observado

\hat{y}_i = valor predicho con el modelo

\bar{y}_i = valor promedio de los valores observados o reales.

La selección del modelo entre los ocho generados para cada especie fue a partir de la eficiencia predictiva, los errores medios, la diferencia absoluta, el análisis de los residuos y el análisis gráfico del ajuste de los datos observados. A cada modelo se le asignó un número de orden para cada indicador estadístico de validación, de acuerdo con el mejor resultado (1 al valor más alto para EF, 1 al valor absoluto más bajo para MRES y AMRES, 2 al siguiente y así sucesivamente) y sumando estos números de orden. El modelo mejor fue el que presentó un valor sumatorio más bajo (Murillo-Brito et al., 2017).

4.4. RESULTADO Y DISCUSIÓN

De los ocho modelos probados con base en los estadísticos de validación, eficiencia (EF), error medio (MRES) y diferencia absoluta media (AMRES), se obtuvo que para la especie *Caesalpinia gaumeri*, Kopezky fue el mejor modelo (Cuadro 2), para *Bucida buceras* fue Husch (Cuadro 3), Spurr para *Coccoloba barbadensis* (Cuadro 4) y para el modelo en conjunto de las tres especies fue Hohenadl-Krenn (Cuadro 5). Rivera (2018)¹ también encontró que el modelo de Spurr, fue el que mejor estimó la biomasa individual para *Polylepis flavipila* del bosque Japoní, por lo que es recomendable su utilización sin realizar ningún ajuste, Lerma y Orjuela (2014)² coinciden de la misma forma con que los modelos Kopezky, Husch, Hohenadl-Krenn, fueron los que mayor eficiencia presentaron.

Trabajos como los de Huang *et al.* (2003); Martínez-Zurimendi *et al.* (2015) Rodríguez-Toro *et al.* (2016) y Murillo-Brito *et al.* (2017) han probado que los estadísticos de EF, MRES y AMRES han sido estimadores que poseen recomendación fiable para la evaluación de modelos aplicados con regresiones no lineales, por lo que el uso de estos modelos derivados bajo dichos parámetros, otorgaran siempre una mayor confiabilidad para el uso de estas ecuaciones generadas para la estimación de biomasa.

A excepción del modelo de Spurr para *Coccoloba barbadensis*, al igual que Brown (1997); Chave *et al.* (2005); Díaz *et al.* (2007), Návar (2009) y Rojas-García *et al.* (2015), también se notó que los mejores modelos fueron aquellos que en su estructura de cálculo de biomasa aérea (BA) mantuvieron el diámetro normal (DN) como variable de peso (Cuadro 1). Estas investigaciones junto con la nuestra, han ratificado sin duda alguna

¹ Rivera P., M. N. 2018. Determinación de ecuaciones para estimar biomasa en la parte leñosa aérea de *Polylepis flavipila* "Quinual" en el bosque Japoní-Huarochirí, Lima. Tesis de ingeniero forestal. Universidad Nacional Agraria La Molina: Facultad de ciencias forestales. Lima-Perú. 159 p.

² Lerma M. M. A., y E. L. Orjuela. 2014. Modelos alométricos para la estimación de la biomasa aérea total en el Páramo de Anaime, Departamento del Tolima, Colombia. Tesis de Ingeniero Forestal, Universidad Del Tolima. Facultad de Ingeniería Forestal, Ibagué, Colombia. 79 p.

que el DN es la variable más importante para las ecuaciones alométricas en la determinación de BA.

Aunque Ketterings *et al.* (2001); Chave *et al.* (2005) y Sampaio *et al.* (2010) han indicado que la variable altura (h) mejora la precisión en el cálculo de la biomasa, aquí se observó que la utilización de este parámetro, no mejoró substancialmente la eficiencia de los modelos al ser integrada a la ecuación, para la predicción de BA, siendo coincidente con el trabajo realizado por Gómez-Díaz *et al.* (2011), donde estos expresan que la altura de los árboles no incrementa de manera significativa la precisión de los modelos para la estimación de la biomasa. Además se ha coincidido que la altura para árboles tropicales, al ser un parámetro difícil de medir, éste podría omitirse y ahorrar recursos logrando incrementar los esfuerzos de muestreo (López, 2005; Winck *et al.*, 2015).

Cuadro 2. Eficiencia, error medio (MRES) y diferencia absoluta (AMRES) de los modelos de biomasa aérea para *Caesalpinia gaumeri*.

Modelos	Eficiencia (EF)	Número de Orden	MRES	Número de Orden	AMRES	Número de Orden	Suma de números de orden
Kopezky	0.922	1	1.334	1	33.015	1	3
Hohenadl-Krenn	0.911	2	-2.107	2	30.955	2	6
Husch	0.848	3	38.405	7	58.657	3	13
Berkhout	0.724	6	13.194	3	72.650	6	15
Spurr	0.819	5	-31.804	6	74.750	5	16
Schumacher-Hall	0.821	4	33.984	8	56.449	4	16
Meyer	0.663	8	-27.094	4	92.240	7	19
Stoate	0.701	7	-25.017	5	88.294	8	20

Cuadro 3. Eficiencia, error medio (MRES) y diferencia absoluta (AMRES) de los modelos de biomasa aérea para *Bucida buceras*.

Modelos	Eficiencia (EF)	Número de orden	MRES	Número de orden	AMRES	Número de orden	Suma de números de orden
Husch	0.985	2	3.076	3	7.028	1	6
Stoate	0.984	3	4.002	2	11.614	2	7
Spurr	0.987	1	-4.504	4	11.758	3	8
Meyer	0.973	6	4.403	1	12.863	6	13
Schumacher-Hall	0.980	5	-4.391	5	11.785	4	14
Kopezky	0.981	4	7.894	6	12.923	5	15
Hohenadl-Krenn	0.969	7	11.098	8	18.005	7	22
Berkhout	0.872	8	12.227	7	39.434	8	23

Cuadro 4. Eficiencia, error medio (MRES) y diferencia absoluta (AMRES) de los modelos de biomasa aérea para *Coccoloba barbadensis*.

Modelos	Eficiencia (EF)	Número de Orden	MRES	Número de Orden	AMRES	Número de Orden	Suma de números de orden
Spurr	0.950	3	0.461	1	4.299	2	6
Hohenadl-Krenn	0.953	2	0.400	2	4.382	3	7
Husch	0.954	1	1.245	6	4.121	1	8
Kopezky	0.944	4	0.972	4	5.706	5	13
Schumacher-Hall	0.928	5	-0.443	7	4.369	4	16
Stoate	0.876	7	0.746	3	8.437	7	17
Meyer	0.912	6	0.497	5	6.819	6	17
Berkhout	0.763	8	2.359	8	11.358	8	24

Cuadro 5. Eficiencia, error medio (MRES) y diferencia absoluta (AMRES) de los modelos de biomasa aérea para las tres especies en conjunto.

Modelos	Eficiencia (EF)	Número de Orden	MRES	Número de Orden	AMRES	Número de Orden	Suma de números de orden
Hohenadl-Krenn	0.959	1	-1.207	1	19.310	1	3
Spurr	0.923	3	-4.058	4	26.900	2	9
Kopezky	0.946	2	2.039	5	27.308	3	10
Stoate	0.918	4	-1.526	3	27.880	4	11
Meyer	0.908	5	-2.984	2	28.703	5	12
Husch	0.898	6	18.177	7	31.294	6	19
Berkhout	0.766	8	7.432	6	58.183	8	22
Schumacher-Hall	0.888	7	18.580	8	31.954	7	22

Los residuales en cada uno de los mejores modelos de cada especie, mantienen una distribución normal frente a las variables independientes DN y h (Figura 2, 3 y 4). El modelo de Kopezky para *Caesalpinia gaumeri* presenta un buen ajuste entre los 3 y 15 cm de DN, aunque tienden a subvalorar la BA a DN mayores a 20 cm. Para las alturas presenta un buen ajuste entre los 5 y 15 m y una sobrevaloración a partir de los 15 m (Figura 2). Para Bucida buceras en el modelo de Husch el buen ajuste se mantiene de 3 a 15 cm de DN y para alturas entre 5 y 10 m (Figura 3). En el modelo de Spurr para *Coccoloba barbadensis* el mejor ajuste se encuentra de 5 a 20 cm de DN y para alturas entre 10 y 15 m (Figura 4). Los residuales del modelo en conjunto de las tres especies tanto de Hohenadl-Krenn y Spurr indican que dicha distribución mantiene un buen ajuste para todo sus DN sin

que haya una sobrevaloración o subvaloración de BA, mientras que para sus alturas el ajuste se presenta entre los 5 y 20 m de altura (Figura 5 y 6).

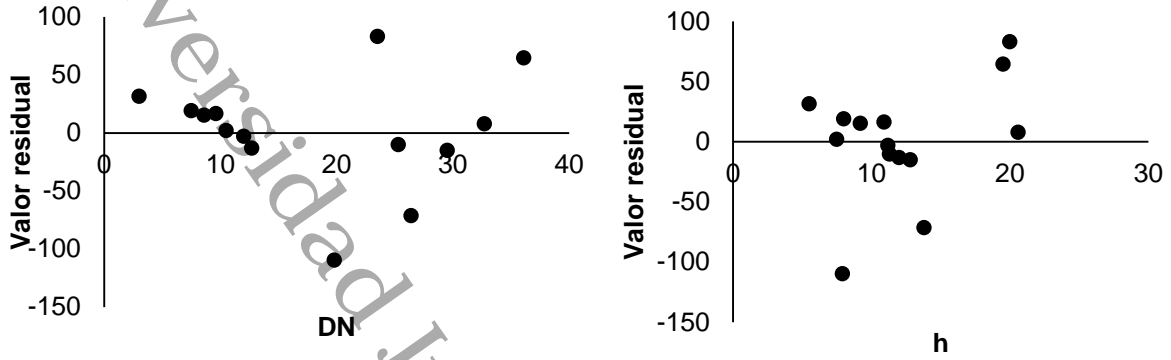


Figura 2. Valores residuales obtenidos en la validación del modelo Kopezky para *Caesalpinia gaumeri*.

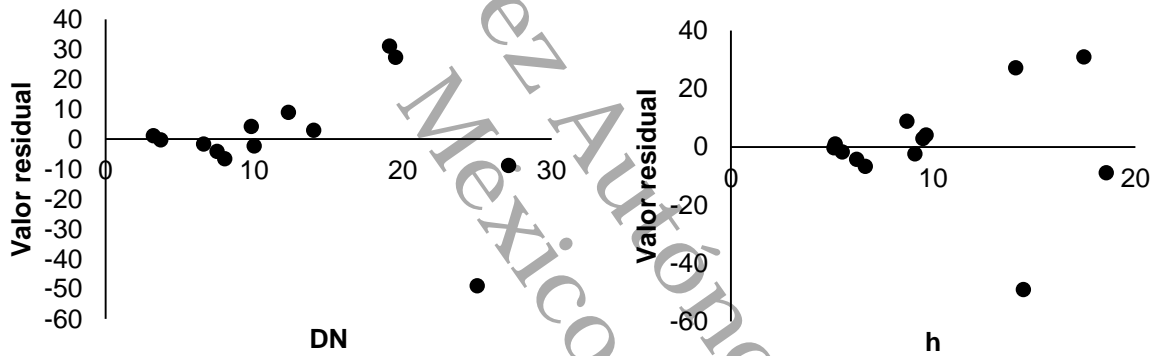


Figura 3. Valores residuales obtenidos en la validación del modelo Husch para *Bucida buceras*.

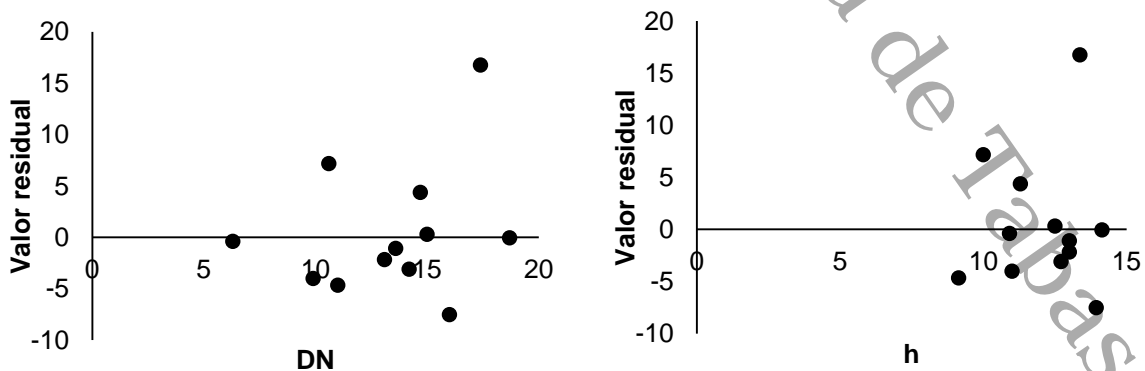


Figura 4. Valores residuales obtenidos en la validación del modelo Spurr para *Coccoloba barbadensis*.

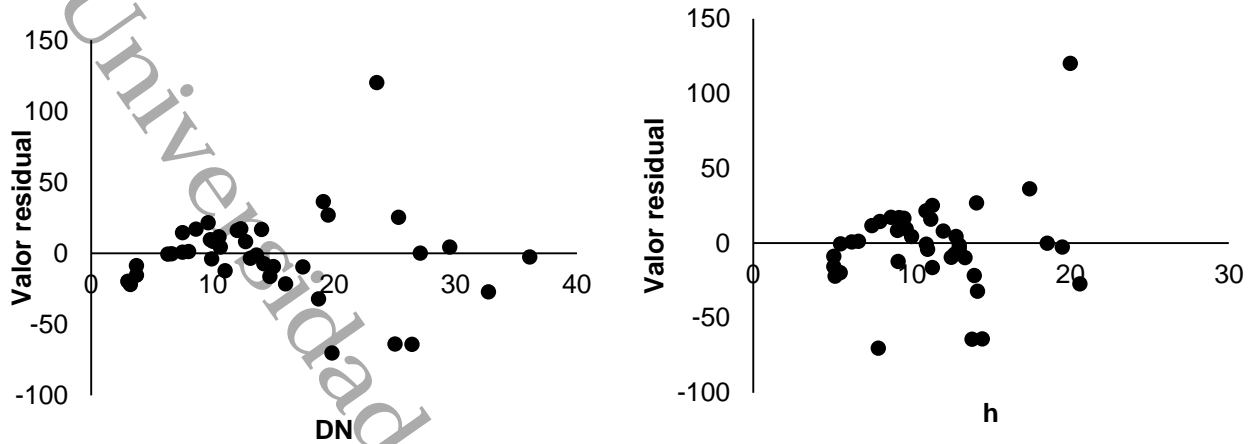


Figura 5. Valores residuales obtenidos en la validación del modelo Hohenadl-Krenn para las tres especies en conjunto.

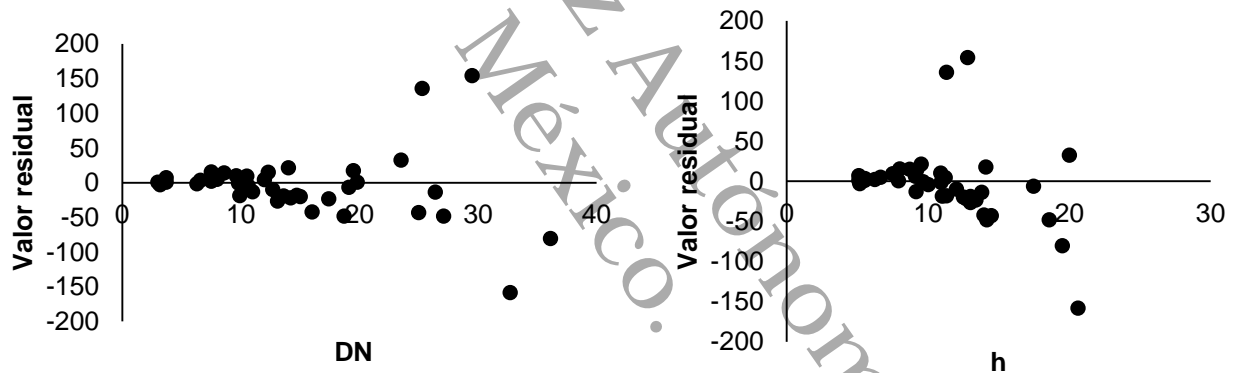


Figura 6. Valores residuales obtenidos en la validación del modelo Spurr para las tres especies en conjunto.

A través de estos gráficos de residuales, se identificó que todos los modelos considerados como los mejores son funcionales para la estimación de la BA, y que dicho valor deben de tomarse como un valor estimativo. Por lo que se recomienda aplicar estos modelos dentro de los rangos de DN y H, de lo contrario existe la posibilidad de introducir errores en el cálculo de la biomasa. Chatterjee y Price (1977) indican que un método simple y eficaz para la detección de deficiencias del análisis, es el utilizar los residuales.

En general, los estadísticos para la validación como la EF que han sido utilizados por Ares y Fownes (2000); Rodríguez-Toro *et al.* (2016); Acosta-Mireles *et al.*

(2002), los residuales por Montgomery (2006) y las curvas ajustadas por Murillo-Brito *et al.* (2017) muestran que todos nuestros mejores modelos resultaron ser óptimos para su utilización, como en muchos de los trabajos que han utilizado tales consideraciones en el desarrollo de modelos. Acuña (2013) también considera que un r^2 mayor a 0.70 indica una buena asociación entre las variables y se considera un modelo bastante aceptable, todos los modelos presentados como los mejores para este trabajo están por encima de esta consideración hecha por este autor (Cuadro 2, 3, 4, 5).

De acuerdo con anterior los resultados presentados en la Cuadro 6 pueden aplicarse con la misma confiabilidad y por ello se proporcionan los parámetros estadísticos de cada uno de los mejores modelos a nivel especie y de la ecuación conjunta de las tres especies.

Cuadro 6. Análisis de varianza y parámetros estimados por regresión lineal para el cálculo de la biomasa aérea con los mejores modelos para cada especie y la ecuación conjunta ajustados con todos los datos.

Especie	Modelo	GL modelo	GL error	a	b	c	d
<i>Caesalpinia gaumeri</i>	Kopecky	1	12	-32.087	0.632		
				19.673	0.032		
<i>Bucida buceras</i>	Husch	1	11	-2.198	2.478		
				0.195	0.079		
	Stoate	3	9	-15.018	0.209	0.016	2.115
				12.114	0.079	0.004	1.68
<i>Coccoloba barbadensis</i>	Spurr	1	11	-2.247	0.026		
				7.274	0.002		
	Hohenadl-Krenn	2	10	-54.007	7.871	0.024	
				38.119	5.668	0.203	
Ecuación conjunta	Hohenadl-Krenn	2	37	52.297	-12.336	0.933	
				21.572	2.692	0.072	
	Spurr	1	38	1.866	0.032		
				7.541	0.001		

El análisis gráfico de las curvas ajustadas indica que los modelos para *Caesalpinia gaumeri* (Kopecky), *Bucida buceras* (Husch) y ecuación conjunta de las tres especies (Hohenadl-Krenn) tienen buen ajuste y son coincidentes en la estimación de la BA, mientras que el modelo de *Coccoloba barbadensis* (Hohenadl-Krenn) presenta un ajuste menor (Figura 7). En cada uno de los modelos para Jabalí, Pucte y las tres especies en conjunto la biomasa sigue en aumento.

Aunque la gráfica indican que los modelos individuales y en conjunto son igualmente de buenos para la estimación de la biomasa, se podría recomendar que a nivel de rodal se utilizara la ecuación en conjunto ya que esta se apega a la sugerencia de Moreno *et al.* (2011), en donde menciona que el uso de una ecuación con mezcla de especies sirve para cubrir una mejor amplitud diamétrica que asegure una mayor confiabilidad en la estimación de la biomasa.

También se observó en el comportamiento de los residuos para este trabajo que la ecuación conjunta (Figura 5 y 6) tiene una mejor distribución que cuando se trata de muestras más pequeñas con poca amplitud en los diámetros, como para los modelos individuales por especie (Figura 2, 3, 4).

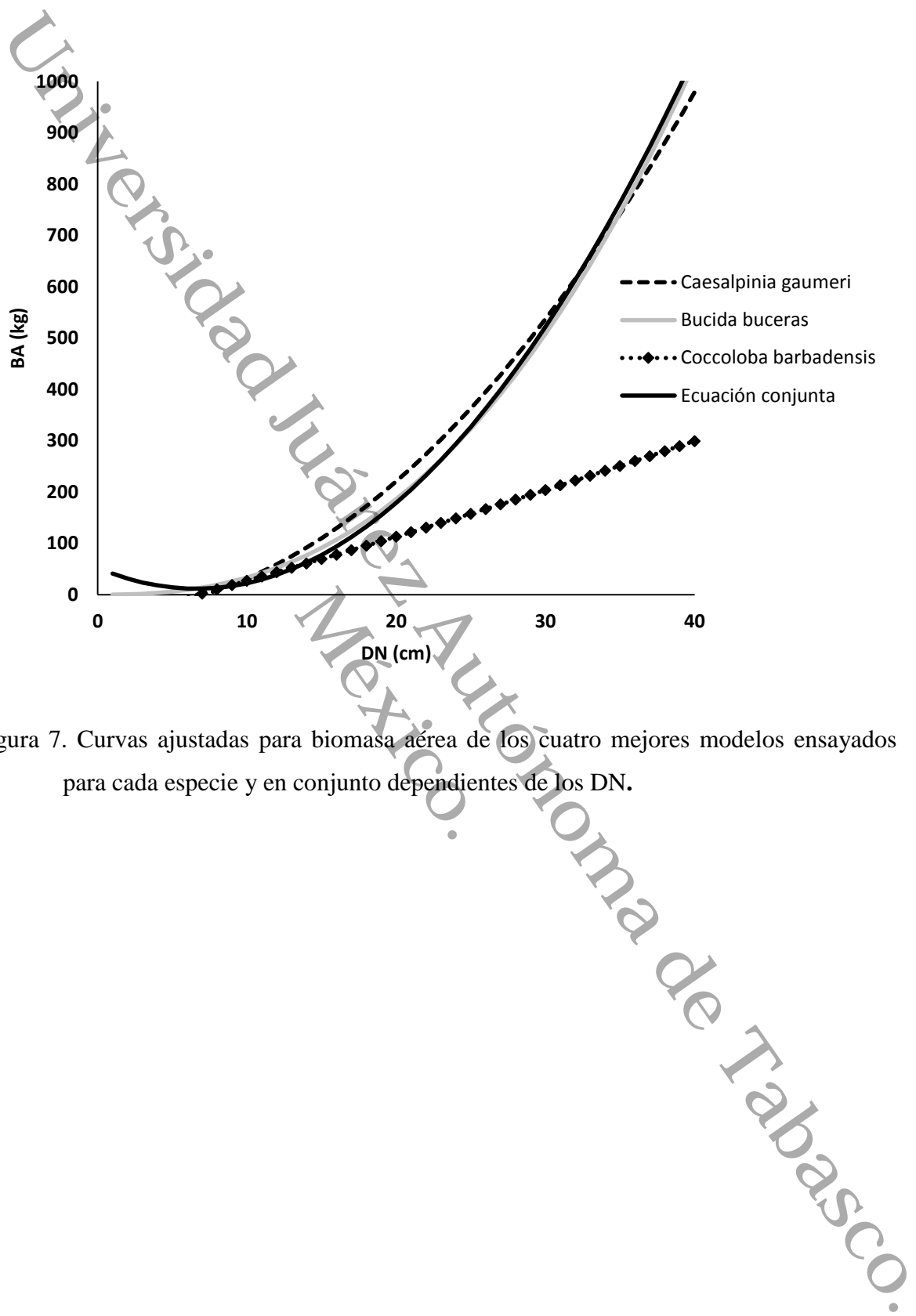


Figura 7. Curvas ajustadas para biomasa aérea de los cuatro mejores modelos ensayados para cada especie y en conjunto dependientes de los DN.

4.5.- CONCLUSIONES

De los ocho modelos propuestos por Segura y Andrade (2008), se pudieron desarrollar ecuaciones para cada especie y las tres en conjunto, con buena bondad de ajuste con base a los estadísticos eficiencia (EF), error medio (MRES), diferencia absoluta media (AMRES), análisis de residuales y análisis gráfico del ajuste de los datos observados.

Los mejores modelos fueron Kopecky para *Caesalpinia gaumeri*, Husch para *Bucida buceras*, Spurr para *Coccoloba barbadensis* y Hohenadl-Krenn para el modelo en conjunto de las tres especies.

Los modelos linealizados con la variable DN para jabalí fue $BA = -32.087 + 0.632 * DN^2$; Pucte fue $BA = \text{EXP}(-2.198 + 2.478 * \text{LNDN})$, Bolchiche fue $BA = -54.007 + 7.871 * DN + 0.024 * DN^2$; para las especies en conjunto fue $BA = 52.297 + -12.336 * DN + 0.933 * DN^2$.

Los modelos linealizados con la variable altura (h) y diámetro normal (DN) para Pucte fue $BA = -15.018 + 0.209 * DN^2 + 0.016 * DN^2 * h + 2.115 * h$, para Bolchiche fue $BA = -2.247 + 0.026 * DN^2 * h$, para las especies en conjunto $BA = 1.866 + 0.032 * DN^2 * h$.

Así mismo los modelos que mejor ajustaron para el cálculo de biomasa fueron aquellos que utilizaron diámetro normal (DN) como variable regresora, estos resultaron ser mejores que aquellos que emplearon la altura (h) o la combinación de ambas.

Aunque los estadísticos de validación, como la eficiencia (EF) indican que todos los mejores modelos pueden ser utilizados indistintamente, los residuales han sugerido que para los modelos individuales. existe una restricción en cuanto el rango diamétrico y las alturas, por lo que si se usaran fuera de estas observaciones diamétricas la ecuación podría sobrestimar o subestimar la BA, por lo cual la ecuación conjunta de especies mantienen una mayor validez para ser usada al haber ampliado este rango diamétrico.

4.6.- AGRADECIMIENTOS

Se agradece al CONACYT por la beca otorgada para llevar a cabo los estudios de doctorado. Así mismo al Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A. C, por el proyecto de investigación doctoral “Determinación de la biomasa en vegetación de los sistemas de producción forestal en la cuenca baja del Usumacinta en la región de los Ríos, Tabasco, México”. También a todos los que participaron en sus diversas etapas, especialmente a los productores de los ejidos Capulín, Ramonal, Jobal.

4.7.- LITERATURA

- Acosta-Mireles, M., J. Vargas-Hernández, A. Velázquez-Martínez, y J. D. Etchevers-Barra. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 6(36): 725-736.
- Acuña, E. 2013. Análisis de regresión. Universidad de Puerto Rico. Consultado el 16 de febrero de 2017. Disponible en: <http://academic.uprm.edu/eacuna/cap1sl.pdf>
- Aquino-Ramírez, M., A. Velázquez-Martínez, J. F. Castellanos-Bolaños, H. De los Santos-Posadas, y J. D. Etchevers-Barra. 2015. Partición de la biomasa aérea en tres especies arbóreas tropicales. *Agrociencia*, 49: 299-314.
- Ares, A., and J. H. Fownes. 2000. Comparisons between generalized and specific tree biomass functions as applied to tropical as (*Fraxinus uhdei*). *New Forests*, 20: 277-286.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. *Forest Resources Assessment Publication*. Forestry Papers 134. Rome, Italy, FAO. 55 p.
- Brown, S., A. Gillespie, and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, 35(4):881-902.
- Carrillo A., F., M. Acosta M., E. Flores A., J. E. Juárez B., y E. Bonilla P. 2014. Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5 (5):779-793.

- Chatterjee, S., and B. Price. 1977. *Regression Analysis by Example*. Wiley, J. & Sons, INC., publication. 230 p.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riera, and B. T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87-99.
- Deans, J. D., J. Moran, y J. Grace. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduous tropical moist forest in Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 88(3): 215–225.
- Díaz-Franco, R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala, y J. D. Etchevers-Barra. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques*, 13(1): 25-34.
- Ebuy Alipade, J., J. P. Lokombé D., Q. Ponette, D. Sonwa y N. Picard. 2011. Biomass equation for predicting tree aboveground biomass at Yangambi, DRC. *J. Trop. For. Sci.* 23(2): 125-132.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2010. La gestión de los bosques ante el cambio climático. Recuperado de: <http://www.fao.org/docrep/014/i1960s/i1960s00.pdf> (septiembre 2016).
- García-Domínguez, A., L. C. Cámara C., J. C. Van der W., y P. Martínez Z. 2018. Biomasa en acahuales de tres unidades ecogeográficas del estado de Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48):69-91. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.132>
- Gómez-Díaz, J. D., J. D. Etchevers-Barra, A. I. Monterroso-Rivas, J. Campo-Alvez, y J. A. Tinoco-Rueda. 2011. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(2):261-272.
- Huang, S., Y. Yang, and Y. Wang. 2003. A critical look at procedures for validating growth and yield models. *In: Modelling Forest Systems*. Amaro, A., A. Redd, P. Soares, (Eds.). Wallingford, UK: CAB International. 271-293.

- IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change). 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Disponible en <http://www.ipcc-nggip-iges.or.jp>
- Ketterings, Q.-M., R. Coe, M. Van Noordwijk, Y. Ambagau, y C. A. Palm. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *For. Ecol. Manage.* 146: 199–209. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00460-6
- López L., M. A. 2005. Un procedimiento alternativo al tradicional para la medición de alturas con clinómetro. *Madera y bosques*, 11(2): 69-77.
- Martínez-Zurimendi, P., M. Domínguez-Domínguez, A. Juárez-García, L. M. López-López, V. De la Cruz-Arias, y J. Álvarez-Martínez. 2015. Índice de sitio y producción de madera en plantaciones forestales comerciales de *Gmelina arborea* en Tabasco, México. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 38(4): 415-425.
- Montgomery, D. C., E. A. Peck, and G. G. Vining. 2006. Introducción al análisis de regresión lineal. Compañía Editorial Continental. Tercera edición. México. 588 p.
- Moreno G., N., M. A. Herrera M., y R. L. Caraciolo F. 2011. Modelo para cálculo estimación del carbono en tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe en la reserva Nacional Malleco-Chile. *Revista Árvore, Viçosa-MG*, 35(6): 1299-1306.
- Murillo-Brito, Y., M. Domínguez-Domínguez, P. Martínez-Zurimendi, L. C. Lagunes-Espinoza, y A. Aldrete. 2017. Índice de sitio en plantaciones de *Cedrela odorata* en el trópico húmedo de México. *Rev. FCA UNCUYO*, 49(1): 15-31.
- Návar, J. 2009. Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Ann. For. Sci.*, 66: 208. DOI: 10.1051/forest/2009001
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2017. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Recuperado de: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/weekly.html>
- Ortiz-Pérez, M. A., C. Siebe, y S. Cram. 2005. Diferenciación ecogeográfica de Tabasco. In: Biodiversidad de estado de Tabasco. Bueno J., F. Álvarez, y S. Santiago (Eds.). Cap. 14: 305-322. Instituto de biología. UNAM-CONABIO. México. 386 p.
- Picard, N., L. Saint-André, y M. Henry. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de

- campo a la predicción. Las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y el Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Rome, Montpellier, 223 pp.
- Pompa-García, M. y J. I. Yerena-Yamallel. 2014. Concentración de carbono en *Pinus cembroides* Zucc: fuente potencial de mitigación del calentamiento global. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 20: 169-175.
- RGDFS (Reglamento de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable). Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 21 de febrero de 2005. Estados Unidos Mexicanos.- Presidencia de la República. 1- 60 p.
- Rodríguez-Toro, A., R. Rubilar-Pons, F. Muñoz-Sáez, E. Cártes-Rodríguez, E. Acuña-Carmona, y J. Cancino-Cancino. 2016. Modelo de ahusamiento para *Eucalyptus nitens*, en suelos de cenizas volcánicas de la región de La Araucanía (Chile). Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina. 48(1): 101-114.
- Rojas-García, F., B. H. J. de Jong, P. Martínez-Zurimendi, y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, 72: 835-864. DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Sampaio, E., P. Gasson, A. Bacarat, D. Cutler, F. Pareyn, and K. Costa-lima. 2010. Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. *Forest Ecology and Management*. 259: 1135-1140. DOI:10.1016/j.foreco.2009.12.028
- Schlegel, B., J. Gayoso, y J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Universidad Austral de Chile. Chile, Valdivia. 17 p.
- Segura, M. y H. Andrade. 2008. ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono en especies leñosas perennes?. *Agroforestería de las Américas*, 46: 89-96.
- Winck, R. A., H. E. Fassola, S. R. Barth, E. H. Crechi, A. E. Keller, D. Videla, y C. Zaderenko. 2015. Modelos predictivos de biomasa aérea de *Eucalyptus grandis* para el noreste de Argentina. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 25(3): 595