



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO
DEPARTAMENTO DE FITOTECNIA
COORDINACIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS EN AGRICULTURA
MULTIFUNCIONAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE

CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE CAPTURA Y EMISIÓN DE GASES
DE EFECTO INVERNADERO (C Y N) EN SISTEMAS
AGROFORESTALES DE CACAO (*Theobroma cacao* L.) EN MÉXICO

TESIS

Que como requisito parcial
para obtener el grado de:
DOCTOR EN CIENCIAS

Presenta:

VANESSA LISBETH MORÁN VILLA

Bajo la supervisión de:

DR. ALEJANDRO ISMAEL MONTERROSO RIVAS



APROBADA



Chapingo, Estado de México, de octubre de 2022

**CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE CAPTURA Y EMISIÓN DE GASES DE
EFECTO INVERNADERO (C Y N) EN SISTEMAS AGROFORESTALES DE
CACAO (*Theobroma cacao* L) EN MÉXICO**

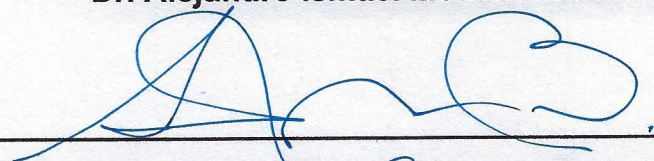
Tesis realizada por **VANESSA LISBETH MORÁN VILLA** bajo la supervisión del
Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito
parcial para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS EN AGRICULTURA MULTIFUNCIONAL PARA EL
DESARROLLO SOSTENIBLE**

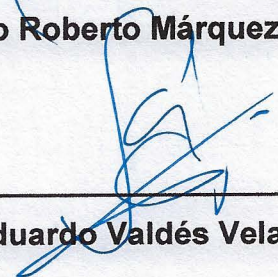
DIRECTOR: _____


Dr. Alejandro Ismael Monterroso Rivas

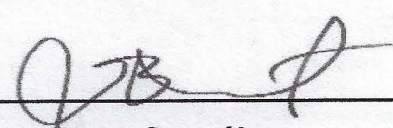
ASESOR: _____


Dr. Sergio Roberto Márquez Berber

ASESOR: _____


Dr. Eduardo Valdés Velarde

LECTOR EXTERNO: _____


Dr. Ricardo Mata González

CONTENIDO

Listado de Cuadros	vi
Listado de figuras	vi
Abreviaturas	ix
DEDICATORIAS	x
AGRADECIMIENTOS	xi
DATOS BIOGRÁFICOS	xii
RESUMEN GENERAL	xiii
GENERAL ABSTRACT	xiv
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL	15
1.1 Planteamiento del problema	18
1.2 Objetivos.....	18
1.2.1. Objetivo general.....	18
1.2.2. Objetivos particulares.....	18
1.3. Hipótesis	19
1.4. Estructura de la tesis.....	19
Literatura consultada	21
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO	24
2.1. Agricultura y Cambio Climático	26
2.2. Gases de Efecto Invernadero (GEI)	31
2.3. Sistemas Agroforestales como sumideros de carbono.....	33
2.4. Sistemas Agroforestales de cacao	35
2.5. Suelo y reciclaje de nutrientes	39
2.6. Esquema metodológico.....	41
2.7. Área de estudio.....	42
2.7.1. Fisiografía	44
2.7.2. Clima.....	46
Literatura consultada	46

CAPÍTULO III. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y ARREGLO DE SISTEMAS	
AGROFORESTALES DE CACAO EN TABASCO, MEXICO	60
3.1. Introducción	62
3.2. Materiales y métodos	65
3.3. Resultados y discusión	71
3.4. Conclusiones	85
Literatura consultada	87
CAPÍTULO IV. DINÁMICA DE LOS ALMACENES DE CARBONO Y	
NITRÓGENO Y DEGRADACIÓN DE HOJARASCA EN SISTEMAS	
AGROFORESTALES DE CACAO EN TABASCO MÉXICO	97
4.1. Introducción	97
4.1.1. Capacidad de almacenamiento de carbono y nitrógeno	101
4.2. Materiales y metodos	103
4.2.1. Diseño de muestreo	103
4.2.2. Determinación de Carbono Orgánico Total (TOC)	106
4.2.3. Determinación de Nitrógeno Total (NT).....	107
4.2.5. Estimación de biomasa aérea y carbono de árboles de sombra y de cacao (<i>Theobroma cacao</i> L.)	108
4.3. Resultados y discusión	110
4.3.1. Carbono en herbáceas, hojarasca y perfiles de suelo	110
4.3.2. Nitrógeno en hojarasca, herbáceas y suelo	116
4.3.4. Biomasa y carbono en árboles de sombra y cacao (<i>Theobroma cacao</i> L.) y potencial de captura de los SAF-c	119
5.4. Conclusiones	129
Literatura consultada	131
CAPÍTULO V. ABOVE-GROUND BIOMASS ESTIMATION BY DEVELOPING	
ALLOMETRIC EQUATIONS FOR <i>THEOBROMA CACAO</i> IN TABASCO,	
MEXICO	147
5.1. Introduction	148
5.2. Materials and methods	150
5.2.1. Study area	150
5.2.2. Allometric equations	151

5.3. Results and discussions.....	154
5.3.1. Distribution of AGB and carbon content among tree components	155
5.3.2. Biomass predictor variables	156
5.3.3. Aboveground biomass allometric equations	157
5.4. Conclusions	159
References	160
CAPÍTULO VI. EVALUACIÓN ESTACIONAL DE RESPIRACIÓN DEL SUELO (FLUJO DE CO ₂) Y VELOCIDAD DE DEGRADACIÓN DE HOJARASCA.....	
6.1. Introducción	167
6.2. Degradación de hojarasca	173
6.2. Metodología	176
6.2.1. Flujo de CO ₂ o respiración del suelo	176
6.2.2. Degradación de hojarasca	178
6.2.3. Análisis estadístico.....	179
6.3. Resultados y discusión	179
6.3.1. Variación estacional	182
6.3.3. Degradación de hojarasca	191
6.4. Conclusiones	195
Literatura consultada	196
CAPITULO VII. CONCLUSIONES GENERALES	208

Listado de Cuadros

Cuadro 3.1. Densidad, Área basal, abundancia relativa (ABR), frecuencia (FR), dominancia (DR) e índice de valor de importancia (IVI) de las familias arbóreas de los sistemas agroforestales cacao.	73
Cuadro 3.2. Diversidad (H' , λ), Riqueza ($D\alpha$), Equidad (E) y Similitud de especies (SI, Cj)	83
Cuadro 4.1. Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar biomasa en los árboles de sombra dentro de los sistemas agroforestales de cacao estudiados.	109
Cuadro 4.2. Concentración media de biomasa y carbono almacenado en hojarasca, herbáceas y suelo.	111
Cuadro 4.3. Carbono orgánico del suelo de los 3 estratos estudiados.....	112
Cuadro 4.4. Concentraciones de nitrógeno ($Mg\ N\ ha^{-1}$) encontradas por parcela en el estrato inferior.	116
Cuadro 4.5. Biomasa vegetal promedio ($Mg\ ha^{-1}$) en los estratos superiores e inferiores registrada por SAF-c.	121
Cuadro 4.6. Carbono promedio ($Mg\ C\ ha^{-1}$) en los estratos superiores e inferiores registrada por SAF-c.....	122
Cuadro 4.7. Almacenamiento promedio de carbono en biomasa vegetal y del suelo registrada en los diferentes SAF-c.....	128
Cuadro 6.1. Flujos totales de CO_2 por parcela evaluada.....	180
Cuadro 6.2. Análisis de varianza del coeficiente de degradación diario	194

Listado de Figuras

Fig. 2.1. Esquema metodológico general.	42
Fig. 2.2. Localización de áreas de trabajo.	44
Fig. 3.1. Localización de áreas de trabajo.	66
Fig. 3.2. Diseño metodológico para el muestreo de la vegetación.....	67
Fig. 3.3. Estratificación vertical del componente arbóreo (a) y estructura horizontal (b).....	78
Fig. 3.4. Estratificación vertical por rango de edades del componente arbóreo (a) y estructura horizontal (b).	79

Fig. 3.5a y 3.5b. Perfiles semirrealistas según los estratos y arreglos del SAF-C.	80
Fig. 3.5c. Perfiles semirrealistas según los estratos y arreglos del SAF-C. Edad de la plantación de 30 a 40 años;	81
Fig. 3.5d. Perfiles semirrealistas según los estratos y arreglos del SAF-C. Edad de la plantación de 50 a 60 años.	81
Fig. 4.1. Predigestión de muestras de suelo y biomasa vegetal (hojarasca y herbáceas).	108
Fig. 4.2. Carbono orgánico del suelo y en biomasa vegetal (hojarasca y herbáceas).	114
Fig. 4.3. Concentraciones de nitrógeno total en el estrato inferior de los SAF-c. a) SAF de 10 a 20 años, b) SAF de 20 a 30 años.	117
Fig. 4.4. Concentraciones de nitrógeno total en el estrato inferior de los SAF-c. a) SAF de 10 a 20 años, b) SAF de 20 a 30 años.	118
Fig. 4.9. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 10 a 20 años.	123
Fig. 4.10. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 20 a 30 años.	124
Fig. 4.11. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 30 a 40 años.	125
Fig. 4.12. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 50 a 60 años.	126
Fig. 5.1. Location of the sampling areas for cacao trees in the area of La Chontalpa, Tabasco, Mexico.	151
Fig. 5.2. Processing of cut trees.	152
Fig. 5.3. Biomass variation within tree components across tree size. Legend: <i>dbh</i> is diameter at breast height.	157
Fig. 5.4. Residuals vs Fitted obtained for models 5 and 7.	159
Fig. 6.1. Colocación de aros de polivinilo con 4.5 metros de separación.	176
Fig. 6.2. Utilización de cámara dinámica cerrada (8100A LICOR) en campo.	177
Fig. 6.3. Pesaje de bolsas de nylon y colocación en campo.	178
Fig. 6.1. Valores promedio totales registrados de Flujo de CO ₂ , Ts y Hs por rango de edad.	181
Fig. 6.2. Variaciones registradas durante las mediciones de primavera a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.	182
Fig. 6.3. Variaciones registradas durante las mediciones de primavera a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.	183

Fig. 6.4. Variaciones registradas durante las mediciones de verano a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.	184
Fig. 6.5. Variaciones registradas durante las mediciones de verano a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.	185
Fig. 6.6. Variaciones registradas durante las mediciones de otoño a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.	186
Fig. 6.8. Variaciones registradas durante las mediciones de invierno a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.	188
Fig. 6.9. Variaciones registradas durante las mediciones de invierno a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.	188
Fig. 6.10. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad dependiendo el rango de edad de las parcelas	192
Fig. 6.11. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad dependiendo la temporada	192
Fig. 6.12. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad por edad de la plantación.....	193
Fig. 6.13. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad dependiendo la edad de la plantación.....	193
Fig 7.1. Esquematización de entradas y salidas de carbono y nitrógeno evaluadas en el SAF cacao	212

Abreviaturas

Gases de Efecto Invernadero/ Greenhouse Gases	GEI/GHG
Convenio sobre Diversidad Biológica	CBD
Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático	UNFCCC
Convención de las Naciones Unidas para el combate contra la Desertificación	UNCCD
Mecanismo de Desarrollo Limpio	MDL
Panel Intergubernamental de Cambio Climático	IPCC
Tasa de Crecimiento Anual	TCMA
Sistema Agroforestal (Sistema Agroforestal de cacao)	SAF (SAF-c)
Carbono	C
Nitrógeno	N
Nitrógeno molecular	N ₂
Dióxido de carbono	CO ₂
Dióxido de carbono equivalente (N ₂ O y/o CH ₄)	CO ₂ eq
Carbono orgánico del suelo	COS
Óxido nitroso	N ₂ O
Metano	CH ₄
Porcentaje de Carbono Orgánico	%CO
Cloruro de potasio	KCl
Ácido Sulfúrico	H ₂ SO ₄
Ácido Perclórico	HClO ₄
Peróxido de Hidrógeno	H ₂ O ₂
Diámetro normal/ a la altura del pecho/ breast height	DN/ DAP/ dbh
Índice de Valor de Importancia	IVI
Aboveground Biomass/ Biomasa aérea	AGB/BA
metros sobre el nivel del mar	m.s.n.m.
milímetros	mm
Kilogramo	kg
Hectárea	ha
Tonelada	t
Petagramos (10 ¹⁵ gramos)	Pg
Teragramos (10 ¹² gramos) por año	Tg a ⁻¹
Gigatoneladas (10 ⁹)	Gt
Megagramos (10 ⁶ gramos)	Mg
Revoluciones por minuto	rpm

DEDICATORIAS

A mis padres, Gloria y Edgar por el apoyo incondicional durante esta etapa de mi vida. A mi mamá por la ayuda en la edición y revisión de este documento. En especial a mi padre, por su ayuda invaluable en campo, ya que sin ella no habría sido posible concluir la etapa de campo. Gracias por no dejarme sola. A mi hermana por las porras, a pesar de la distancia y las circunstancias.

A mi Mami, por ser un ejemplo de fortaleza y lucha; a toda la Familia Villa y agregados culturales por creer en que puedo con esto y más. A mis primos locos por el apoyo, las risas y por siempre estar para mí, los amo locos. En especial a Carmen, por permitirme estar y vivir contigo por más de 6 meses mientras realizaba mi estancia, por tu apoyo, cuidados y esos empujones para hacer y querer ser más.

A Baty, Tere, Leilani e Irving por el apoyo, consejos y estar al pendiente de mis necesidades.

Al Dr. Alejandro Monterroso por su apoyo, aceptación en su equipo y confianza durante este proyecto.

A Maruchan por siempre estar al pendiente de mí, gracias mil.

A Fernanda Correa por tu apoyo incondicional en campo aún y con la falta de “buena comida”. A mis Wildcats, Faraonas y Mavericks por dejarme ser parte de ustedes y echarme porras durante este proceso.

A Lulú por esos viernes de alitas, pláticas interminables y por nunca dejarme caer durante los tiempos difíciles. A Lau, Gera y Luis por ser parte de este grupo quejumbroso pero unido hasta los huesos.

To my True Team, **Karen, Ross, Tati, Maca, Mony & Rahi**, whom I carry in my heart for eternity. I want to thank in special for their help, support, and cheers, to **Kay Bomber & Lory** there is no way to thank you; to **Ricardo & Celina, Kara, Sharon, Marie's & all the Crossroads and CMLC family**. To the **Family Hayden**, for their kindness, stories and memories created, especially to Libby, thanks a lot! I'll never forget the skiing & climbing adventures & help w/ MATLAB.

A todos aquellos que por cuestión de espacio no mencioné, gracias.

A la memoria de Amparito y mi tío Fer

AGRADECIMIENTOS

A CONACYT por la beca otorgada para la realización de este Doctorado. A la Universidad Autónoma Chapingo a través de los Departamentos de Fitotecnia y Suelos, así como al Programa de Doctorado en Agricultura Multifuncional para el Desarrollo Sostenible.

A mi comité científico, Dr. Alejandro Ismael Monterroso-Rivas; Dr. Sergio Roberto Márquez-Berber y Dr. Eduardo Valdés-Velarde por su guía, comentarios y apoyo científico, moral y económico durante la realización de este trabajo; al Dr. Jesús David Gómez-Díaz[†] por sus aportes para la definición y realización de esta tesis, así como al Dr. Rufo Hernández por su apoyo en la donación de árboles de cacao y reconocimiento de zonas cacaoteras.

A los productores de la organización Orgánicos de la Chontalpa A.C. y a productores de cacao no agremiados, que de manera desinteresada proporcionaron información y material, sin la cual este estudio no hubiera sido posible.

Al Dr. Ricardo Mata-González por la oportunidad y las facilidades otorgadas para la realización de la estancia doctoral bajo su tutela en Oregon State University (OSU) haciendo uso de sus instalaciones y recursos.

A LANISAF por permitirme el ingreso a sus instalaciones, en especial a la QFB Brenda Gisela Robledo Olmedo por capacitarme en las determinaciones de nitrógeno total.

A la Dra Leticia López Teloxa por sus valiosas aportaciones, comentarios y revisiones.

A la Dra. María Jesús Ferrara Guerrero por su apoyo en el desarrollo de este proyecto a pesar a las dificultades para la compra del gas estándar de óxidos nitrosos

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Vanessa Lisbeth Morán Villa

Lugar y fecha de nacimiento: Texcoco, estado de México, 09 noviembre 1980

Profesión: Bióloga

CVU CONACYT: 171698

Email: moranvilla@hotmail.com



Logros académicos y profesionales

Licenciada en Biología y Maestra en Ciencias Agropecuarias por la Universidad Autónoma Metropolitana. En 2022, obtuvo el grado de Doctora en Ciencias en Agricultura Multifuncional para el Desarrollo Sostenible en la Universidad Autónoma Chapingo durante el cual realizó una estancia de investigación en Oregon State University (OSU) por seis meses. Coautora de 3 capítulos de libros y artículos científicos; también ha codirigido Tesis de Licenciatura.

Trabajó en SENASICA durante 6 años (2012-2018) siendo relevante las actividades inherentes a la gestión y acceso de mercados para la exportación de productos vegetales. También se desempeñó durante 3 años y medio (2008-2011) como supervisora evaluadora del programa de Agencias de Gestión de la Innovación (AGI's) implementado por la SAGARPA. Ha participado en diversos proyectos de investigación relacionados con procesos biogeoquímicos al ciclo de nitrógeno y carbono, los cuales fueron financiados por CONACyT, SEMARNAT y UNESCO.

RESUMEN GENERAL

CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE CAPTURA Y EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (C Y N) EN SISTEMAS AGROFORESTALES DE CACAO (*Theobroma cacao* L.) EN MÉXICO¹

Las estimaciones sobre la captura, almacenamiento y flujo de carbono en sistemas agroforestales de cacao servirán para construir la línea base de gases de efecto invernadero. El objetivo de esta investigación fue evaluar la captura, almacenaje y emisión de gases de efecto invernadero (GEI) de los sistemas agroforestales de cacao (SAF-c) mediante la obtención de una ecuación alométrica, así como el análisis del carbono y nitrógeno del suelo y aéreo generando las líneas base para conocer el potencial de mitigación de estos sistemas que permitan sustentar alternativas económicas a los productores. Se evaluaron trece parcelas de cacao ubicadas en la región Chontalpa de Tabasco. Se diseñaron los perfiles semirealistas de la estructura y composición arbórea en cuatro rangos de edad. Se generaron las ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea de los árboles de cacao usando el diámetro a la altura del pecho y la altura como variables predictoras. Se estimaron las concentraciones de biomasa y carbono aéreo de los árboles de sombra y cacao del sistema, y las concentraciones de carbono y nitrógeno en los componentes del estrato inferior del SAF-c. Posteriormente, se evaluó la tasa de degradación de hojarasca para conocer la velocidad de retorno de los nutrientes y se estimó la respiración del suelo para conocer el flujo de CO₂ hacia la atmósfera. Finalmente, se realizó el balance entre la captura, almacenamiento y la pérdida de CO₂ del sistema creando la línea base para que los productores accedan al mercado de bonos de carbono; evidenciando la utilidad de los SAF-c como herramientas para mitigar el cambio climático debido al potencial para capturar CO₂. Se deben realizar investigaciones que contemplen una mayor temporalidad, así como evaluar la contribución de las raíces y el efecto de otros parámetros físicos y químicos en el almacenamiento y flujo de carbono.

Palabras clave: captura de carbono, ecuación alométrica de cacao, balance de CO₂

¹ Tesis de Doctorado en Ciencias en Agricultura Multifuncional para el Desarrollo Sostenible.

Universidad Autónoma Chapingo

Autor: Vanessa Lisbeth Morán Villa

Director de Tesis: Dr. Alejandro I. Monterroso Rivas.

GENERAL ABSTRACT

CONTRIBUTION TO THE STUDY OF SEQUESTRATION AND EMISSION OF GREENHOUSE GASES (C & N) IN COCOA (*Theobroma cacao* L.) AGROFORESTRY SYSTEMS IN MEXICO²

Estimation of carbon sequestration, storage, and flux in cacao agroforestry systems will serve to build the greenhouse gas baseline. The goal of this research was to evaluate the sequestration, storage, and emission of greenhouse gases (GHG) of cocoa agroforestry systems (AFS-c) by obtaining an allometric equation, as well as the analysis of carbon and nitrogen in the above and below-ground biomass to understand better the mitigation potential of these systems, that allow sustainable economic alternatives for producers. Thirteen cocoa plots located in the Chontalpa region of Tabasco were evaluated. Semi-realistic profiles of tree structure and composition were designed in four age ranges. An allometric equation was built to estimate the above-ground biomass of cocoa trees using the diameter at breast height and height as variable predictors. Biomass and carbon concentrations aboveground of the shadow trees and the cocoa trees were estimated besides of the concentration of carbon and nitrogen in the inferior components of AFS-c. Subsequently, we evaluated the rate of degradation to learn the speed of litter degradation and soil respiration to understand the CO₂ flux to the atmosphere. Finally, we calculated the balance between the capture, storage, and loss of CO₂ from the system, which created a baseline so that the producers can access the carbon market, evidencing the usefulness of the AFS-c as a tool to mitigate climate change by capturing CO₂. More long-term research must be done to evaluate the contribution of the root system and the effect of other parameters into carbon storage.

Keywords: carbon sequestration, allometric equation of cocoa trees, balance of CO₂.

² Thesis of Doctor of Science in Multifunctional Agriculture for Sustainable Development
Universidad Autónoma Chapingo
Author: Vanessa Lisbeth Morán Villa
Advisor: Dr. Alejandro I. Monterroso Rivas.

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

En la actualidad, uno de los temas de mayor preocupación a nivel mundial es el cambio climático debido al crecimiento desmedido de las ciudades, cambios de uso de suelo, deforestación de bosques y selvas. Adicionalmente a ello, se teme que la intensificación de algunos productos agrícolas sin adoptar medidas de mitigación e implementación de estrategias impidan el desarrollo sostenible. Es decir que los efectos de los sistemas de producción agrícolas incrementarían la generación de gases de efecto invernadero (GEI) (Scrieciu et al., 2011; Frohmann & Olmos, 2013).

Los gobiernos a través de sus instituciones han respondido promulgando planes, programas o estrategias nacionales que promueven el desarrollo sostenible, el incremento y conservación de la biodiversidad, y el combate del cambio climático. Asimismo, han sido promovidos acuerdos multilaterales para abordar los problemas a nivel global, como es el caso del Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD), sobre el Cambio Climático (UNFCCC), sobre Humedales (Ramsar), o para la lucha contra la Desertificación (UNCCD) (CEPAL, 2021).

Ante la preocupación y el compromiso de las Naciones Unidas para disminuir la degradación de los ecosistemas del planeta y asegurar su prosperidad para el año 2030, se diseñaron 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), que contemplan equilibrar la sostenibilidad social, económica y ambiental fomentando el desarrollo social equitativo e inclusivo y promoviendo la ordenación integrada y sostenible de los recursos naturales y los ecosistemas (UN, 2020).

A partir del protocolo de Kyoto, se establecieron compromisos vinculantes para la reducción de las emisiones de los GEI por parte de los países industrializados, empleando el mecanismo de flexibilidad existente; siendo uno de ellos el proyecto llamado Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL). El MDL incentiva las plantaciones agroforestales y forestales con fines de captura de carbono, y a su vez, disminuyendo la presión de los bosques naturales, regulando el clima; mejorando la calidad de agua, el paisaje y la biodiversidad (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos

Naturales, 2016). También previniendo desastres naturales, realizando funciones de refugio de especies animales y generando empleos y produciendo bienes con servicios, entre otros (Geitner et al., 2019).

De acuerdo con el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), se proyecta que el cambio climático afectará los ecosistemas agrícolas y naturales de todo el mundo, y los sistemas agroforestales no se encuentran exentos de ser afectados. Al igual que todas las plantas y animales, los sistemas agroforestales estarán expuestos a temperaturas más altas que las del pasado, a mayores concentraciones de dióxido de carbono, y a cambios en la precipitación (FAO, 2016; IPCC, 2018).

La agricultura es considerada el mayor emisor de gases de efecto invernadero diferentes al CO₂, contribuyendo entre 52 a 85% de las emisiones globales de óxidos nitrosos y metano, respectivamente (Santillán et al., 2016). La habilidad para cuantificar la emisión y mitigación de GEI provenientes de la agricultura en sistemas tropicales en países en desarrollo es limitada, es por ello la urgente necesidad de desarrollar investigaciones enfocadas a conocer el estado real de las contribuciones de los sistemas de producción a la mitigación y adaptación al cambio climático.

El desarrollo de herramientas y métodos para las proyecciones confiables del impacto del cambio climático en los sistemas agrícolas deberá ser una prioridad para los investigadores agrícolas y climáticos. En especial, para los sistemas agrícolas, la mitigación apropiada al cambio climático requiere una comprensión de qué tan bien se desempeñarán los sistemas futuros existentes y potenciales en los climas futuros (Sánchez & Reyes, 2015; CONANP, 2021).

Los agroecosistemas con una diversidad más amplia de especies, formas de vida y actividades de producción podrían alcanzar niveles más altos de productividad a largo plazo y a su vez mantener las reservas de carbono sin cambios drásticos (Yachi & Loreau, 1999). Por su parte, los sistemas agroforestales proveen una sinergia entre la mitigación y la adaptación del cambio climático, sin embargo, los estudios realizados hasta el momento no son suficiente evidencia para identificar a plenitud

las diferencias sobre como el gradiente longitudinal afecta las tasas y patrones de acumulación de carbono sobre la vegetación.

Uno de los sistemas agroforestales emblemáticos en México es el que incluye cacao, en especial de los estados de Tabasco y Chiapas el cual intercala este cultivo con árboles de sombra de cultivos anuales y perennes (Salvador-Morales et al., 2019). Las superficies cultivadas y de producción de cacao en Tabasco, han disminuido de 75,356 ha y 36,360 t en la década de los ochenta, a 61,397 ha y 28,007 t en 2015 (SAGARPA, 2017); de estas, el 96% se concentra en la región Chontalpa, sin embargo, la pérdida de la cobertura arbórea como consecuencia de las actividades humanas y el cambio de uso de suelo, han tenido implicaciones no solo económicas y sociales sino también ambientales (Valenzuela-Córdoba et al., 2015).

Aunado a una de las funciones importantes de los SAF, la conservación de la biodiversidad, estos desempeñan un papel importante en el secuestro de carbono (C) (Dixon, 1995), con impactos positivos en el secuestro de C subterráneo a través de la caída de hojarasca, exudación de raíces y control de la erosión del suelo o la rotación de cultivos o especies, ayudando a alcanzar niveles más altos de productividad a largo plazo sin cambios drásticos en las reservas de carbono (Yachi & Loreau, 1999).

Por su parte, los sistemas agroforestales proveen una sinergia entre la mitigación y la adaptación del cambio climático, no obstante, los estudios realizados hasta el momento no son suficiente evidencia para identificar a plenitud las diferencias sobre cómo se ven afectadas las tasas y patrones de acumulación de carbono con respecto a la vegetación, la estacionalidad y las condiciones climáticas de la zona.

De acuerdo a lo anteriormente expuesto, se ha identificado que si bien se han realizado estudios sobre la cuantificación de carbono en diferentes sistemas agropecuarios, en especial en algunas áreas de Tabasco, estos no son integrales y aún existen vacíos de información que son necesarios atender, como lo es la falta de información del estado actual de los sumideros de carbono de los suelos y el intercambio de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera, la necesidad de validar modelos de captura y flujo de carbono, la identificación de los problemas que

pueden presentarse a largo plazo en los suelos, la evaluación de la dinámica de gases de efecto invernadero, entre otros.

1.1 Planteamiento del problema

Se desconocen los valores de captura, almacenaje y emisión de gases de efecto invernadero dentro de los sistemas agroforestales de cacao en especial de México, particularmente en el potencial de mitigación de estos sistemas y sus procesos biogeoquímicos (degradación de hojarasca, contenido de materia orgánica, reciclaje de nutrientes, cinéticas de producción) así como el papel que desempeña la flora asociada para incrementar los sumideros de carbono y asimismo proporcionar una opción de aumentar la sostenibilidad del sistema y ayudar a diversificar el ingreso de los productores.

1.2 Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la captura, almacenaje y emisión de gases de efecto invernadero (C y N) de los sistemas agroforestales de cacao mediante la obtención de una ecuación alométrica, así como el análisis del carbono y nitrógeno del suelo y aéreo generando las líneas base para conocer el potencial de mitigación de estos sistemas que permitan sustentar alternativas económicas a los productores.

1.2.2. Objetivos particulares

- i Caracterizar los sistemas agroforestales de cacao en los que se llevará a cabo la evaluación de captura, almacenaje y emisión de gases que servirán como base para estimar los almacenes de carbono y nitrógeno.
- ii Estimar los reservorios de carbono en la biomasa aérea y del suelo en las unidades de muestreo para establecer la línea base de carbono bajo las condiciones actuales de acuerdo con los criterios del IPCC.

- iii Estimar la concentración de nitrógeno del suelo en los sistemas agroforestales de cacao para establecer la línea base de nitrógeno mediante la adaptación de técnicas para la cuantificación de óxidos nitrosos.
- iv Desarrollar la ecuación alométrica de cacao para conocer el potencial de mitigación del sistema agroforestal de cacao mediante la estimación de almacenamiento de carbono en la biomasa aérea.
- v Cuantificar la respiración del suelo y la tasa de descomposición de hojarasca para estimar el intercambio de gases del suelo (C) a la atmosfera mediante métodos directos.

1.3. Hipótesis

- i El almacenamiento de carbono del suelo comparado con el almacenamiento de carbono en la biomasa aérea del cacao es significativamente más alto debido a los procesos de degradación de la biomasa muerta y la materia orgánica.
- ii El potencial de mitigación de CO₂ y CO₂ equivalente de los Sistemas Agroforestales se incrementa cuando los reservorios de carbono son mayores a los reservorios de nitrógeno.
- iii El porcentaje de degradación de la hojarasca es el factor principal que propicia el aumento de la respiración del suelo en los sistemas agroforestales de cacao.
- iv El aumento de respiración del suelo estará ligado al aumento de humedad y temperatura y por consiguiente afectando la liberación de CO₂ y CO₂ equivalente a la atmosfera.

1.4. Estructura de la tesis

El cuerpo de la tesis fue estructurado por Capítulos. En el Capítulo 2 se presenta el marco teórico y metodológico empleado para cumplir con los objetivos de la investigación.

En el Capítulo 3 se abordan los resultados obtenidos para dar respuesta al objetivo específico 1. En éste, se evaluó la estructura y composición florística de los sistemas agroforestales de cacao que permitió diseñar los perfiles semi realistas propios de la región Chontalpa en Tabasco, conocer las especies asociadas con mayor importancia económica y diferenciar con base en la edad de los sistemas, su estructura y composición arbórea.

Los objetivos 2 y 3 fueron abordados en el capítulo 4 de este documento, en el cual se presentan las concentraciones de biomasa acumulada en las especies asociadas en los árboles de cacao presentes en el SAF-c así como el carbono secuestrado en la biomasa aérea de los árboles asociados y las concentraciones de carbono y nitrógeno en el estrato inferior de la hojarasca, herbáceas y suelo. Los resultados muestran que, aunque la contribución de carbono y nitrógeno por parte de herbáceas y hojarasca al sistema es baja, son equiparables a lo que se registra en otros SAF similares al estudiado.

El Capítulo 5 se enfoca en la construcción y desarrollo de un modelo alométrico propicio para México mediante un método destructivo para evaluar la biomasa acumulada en los árboles de cacao. Para el cumplimiento del objetivo 4, se talaron 21 árboles de diferentes clases diamétricas, dividiéndose en los diferentes componentes para generar mediante un modelo de regresión múltiple, la ecuación que mejor predijera la biomasa en función de las variables utilizadas, encontrándose que la combinación de *dbh* y *h* eran las mejores variables predictoras.

Finalmente, los resultados generados para dar cumplimiento al objetivo 5 fueron expuestos en el capítulo 6, en donde se evaluaron los flujos de CO₂ durante las cuatro temporadas del año aunado a la tasa de degradación de hojarasca evaluada durante 258 días divididos en dos épocas del año para evaluar la influencia de la época de sequía y lluvia sobre la velocidad de degradación de la hojarasca.

Literatura consultada

- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). (2021). Perspectivas del Comercio Internacional de América Latina y el Caribe, 2020 (LC/PUB.2020/21-P), Santiago.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2021). Herramienta para la elaboración de Programas de Adaptación al Cambio Climático en Áreas Naturales Protegidas. 2ª edición 94p.
- DECA. (2009). Guía didáctica para la impartición del módulo Incidencia en el Desarrollo Local.
- Dixon, K. (1995). Sistemas agroforestales y gases de invernadero. Agroforestería de las Américas 2(7): 22-26.
- FAO. (2016). El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Cambio climático, Agricultura y Seguridad Alimentaria. Roma, Italia. 214 p. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i6030s.pdf>
- FAO. (2018). Climate Smart Agriculture. <http://www.fao.org/climate-smart-agriculture-sourcebook/es/> Consultado 05 de diciembre de 2018
- Frohmann A., & Olmos, X. (2013). Huella de carbono, exportaciones y estrategias empresariales frente al cambio climático. CEPAL-Naciones Unidas. 77 p.
- Geitner, C., Freppaz, M., Lesjak, J., Elisabeth, S., Stanchi, S., DÁmico, M., & Vrscaj, B. (2019). Soil ecosystems services in the Alps. An introduction for decision-makers. Agricultural Institute of Slovenia, Ljubljana, Slovenia. 79 p
- INECC y SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2018). Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
- INEGI. (2018). Cuéntame. Información por entidad. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). En línea: <http://cuentame.inegi.org.mx/Monografias/default.aspx?Tema=ME> Fecha de consulta: 06 de diciembre de 2018.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2018). Impacts of 1.5°C global warming on natural and human systems. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development and efforts to eradicate poverty [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Portner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Pean, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.)]. pag. 175-311.
- Lal, R. (2018). Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology* 24, 3285-3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- SAGARPA. (2017). Planeación agrícola nacional 2017-2030. Ciudad de México. 11p.
- Salvador-Morales, P., Cámara-Cabrales, L. C., Martínez-Sánchez, J. L., Sánchez-Hernández, R., & Valdés-Velarde, E. (2019). Diversidad, estructura y carbono de la vegetación arbórea en sistemas agroforestales de cacao. *Madera y Bosques*, 25(1), e2511638. doi: 10.21829/myb.2019.2511638
- Sánchez, L., & Reyes, O. (2015). Medidas de adaptación y mitigación frente al cambio climático en América Latina y el Caribe. Una revisión general. CEPAL. 75p
- Santillán, V.S., Etchevers B., J.D., Paz P., F., & Alvarado C., L.O. (2016). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana*. 34, 83-96.
- Scrieciú, S., Puig, D., & Bristow, S. (2011). A practical framework for planning pro-development climate policy. 75 p
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). Protocolo de Kioto sobre cambio climático. Blog Gobierno de México. Consultado en <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/protocolo-de-kioto-sobre-cambio-climatico>

- U.S. Department of Agriculture, Forest Service [USDA Forest Service]. (2017) Considering Forest and Grassland carbon in land Management. 69 p. https://www.fs.usda.gov/sites/default/files/fs_media/fs_document/wo-95-consideringforestandgrasslandcarboninlandmanagement-508-92517.pdf
- United Nations. (2020). Do you know all 17 SDGs?. Recuperado de <https://sdgs.un.org/goals>
- Valenzuela-Córdoba, B., Pacheco-Figueroa, C.J., Chavez-Gordillo, E.J., Diaz-Lopez, H.M., Gama, L., & Valdez-Leal, J.D.D. (2015). Potencial ecoturístico del agrosistema cacao (*Theobroma cacao* L.) con monos saraguatos (*Alouatta palliata* Gray) en la Chontalpa, Tabasco. *Agro Productividad*, 8(5), Recuperado a partir de <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/677>
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Ecology* 96, 1463–1468.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

La mayoría de la vegetación terrestre se concentra en dos áreas, en los continentes del hemisferio norte y los trópicos, que abarcan entre otras áreas, las selvas tropicales de la cuenca del Amazonas, sin embargo, las variaciones estacionales de temperatura son menos pronunciadas. Por lo tanto, los cambios estacionales en el CO₂ son más pronunciados en el hemisferio norte, donde los cambios estacionales en la temperatura dan como resultado diferencias significativas en la fotosíntesis de las plantas de verano a invierno (Fu et al., 2014).

El factor climático combinado con las propiedades del suelo podría explicar las variaciones del carbono orgánico en el suelo (COS) a través de las regiones que han sido previamente estudiadas. El alto contenido de COS está relacionado a bajas precipitaciones, un alto contenido de arcilla y un alto desarrollo de las raíces (Andriamananjara et al., 2016).

La distribución del almacenamiento de carbono en una región tropical proporciona una evaluación precisa y respaldan la importancia de la conservación de los bosques y la gestión eficaz de la cobertura terrestre para mantener el almacenamiento de carbono en los ecosistemas como herramientas para la mitigación del cambio climático en los bosques tropicales (Andriamananjara et al., 2016).

Las temperaturas persistentemente más cálidas debido al cambio climático conducen a mayores tasas de fotosíntesis durante la temporada de crecimiento de las plantas terrestres en el norte, y también a mayores tasas de respiración en el invierno. Los bosques del hemisferio norte, especialmente entre los 45 y los 70° de latitud N, se estaban volviendo "más verdes" al mismo tiempo que se estaban volviendo más cálidos. Parte de este reverdecimiento ocurrió en el pico del verano, pero también encontraron que el reverdecimiento de la primavera llegaba más temprano cada año, ya que la nieve y los suelos se derretían unos días antes.

Los patrones en la distribución del carbono se pueden ver fácilmente a escala global. La región húmeda-cálida de los trópicos tiene mucho más carbono almacenado en la

superficie que en el subsuelo. En contraste, las regiones frías del bosque boreal tienen enormes reservas de carbono subterráneas. La zona templada (ecosistemas templados, secos y húmedos) es más compleja, ya que tanto la temperatura como la disponibilidad de agua limitan la entrada de carbono a través de la fotosíntesis y la salida a través de la descomposición (USDA, 2017).

Entre los parámetros que podrían afectar las reservas de carbono (C) está la altitud, la biomasa de las raíces, la textura del suelo, la precipitación y la temperatura. El carbono almacenado en la superficie en hojas, ramas y tallos en relación con la cantidad almacenada bajo tierra en los agregados del suelo y las raíces de las plantas depende del clima regional.

De acuerdo con Girardin et al. (2010) y Vieira et al. (2011) los bosques tropicales de tierras bajas alojan el carbono preferentemente en la biomasa aérea en contraste con los bosques montanos donde se almacena más carbono en el suelo. Esto coincide con lo reportado por Andriamananjara et al. (2016), quienes observaron una concentración de carbono orgánico en el suelo más alta en zonas de mayor altitud y un stock de biomasa aérea más alto en altitudes más bajas.

Las implicaciones son bastante significativas ya que las actividades humanas no solo están causando el aumento general de los niveles de CO₂ a lo largo del tiempo, sino que, a través del efecto en las temperaturas globales, las personas también controlan la fluctuación del CO₂ de una temporada a otra.

Los bosques naturales complejos poseen una diversidad de especies de plantas con rasgos funcionales y patrones diferentes de crecimiento y tamaño que promueven la acumulación de biomasa, lo cual conduce a la estratificación del ecosistema, proporcionando mayores oportunidades a las especies para un mejor aprovechamiento de los recursos (luz, agua y nutrientes), debido a la complementariedad de nichos (Gómez-Cardozo et al., 2018).

Los bosques tropicales tienen un alto potencial para secuestrar CO₂; y representan más del 40% del C total almacenado en la biomasa terrestre de todo el mundo (Day

et al., 2013). La reserva de C en los bosques tropicales es más vulnerable a las actividades humanas como la deforestación y la agricultura tradicional de tala y quema que otras áreas de vegetación terrestre. Saatchi et al. (2011) estimaron que los bosques tropicales y subtropicales almacenan alrededor de 247 Gt C en la biomasa aérea y subterránea (Andriamananjara et al., 2016). El almacenamiento de carbono depende en gran medida de la composición de las especies (Bunker et al., 2005) y del clima y, por lo tanto, puede existir una estrecha relación entre las reservas de C y la biodiversidad.

Los bosques tropicales representan dos tercios de toda la biomasa terrestre (262 Gt C), mientras que los bosques templados (47 Gt C) y boreales (54 Gt C) contienen cada uno alrededor del 20% de la cantidad de carbono que se encuentra en los bosques tropicales (Pan et al., 2013).

2.1. Agricultura y Cambio Climático

Derivados de una serie de reformas se replantearon los esquemas de propiedad y uso de la tierra, la explotación del agua y las formas de asistencia del gobierno a los productores rurales, se estableció una polaridad en la agricultura, es decir, coexisten dos tipos de medio rural en México. Un polo, representado por los estados del norte en el que los sistemas de riego, la mecanización y el uso de tecnologías avanzadas hacen que exista una gran variedad de cultivos con alta productividad orientada a la exportación y con ello mejores condiciones de bienestar para su población.

El segundo, en el cual se incluyen estados del centro, sur y sureste del país, prevalece la agricultura de temporal con producción de subsistencia, caracterizada por la baja productividad de sus cultivos en general, una ganadería extensiva de bajo rendimiento, escasa información y capacitación, nula agregación de valor, falta de créditos y financiamiento accesible, bajos ingresos, marginación, pobreza y bajos índices de desarrollo humano de sus pobladores (Cordera-Campos & Provencio-Durazo, 2017; Palacio-Muñoz & Pérez-Villalba, 2013).

La información sobre los impactos climáticos históricos y las tendencias ecológicas y socioeconómicas, aunadas a los fenómenos actuales de industrialización y urbanización, así como el uso indiscriminado y el consecuente deterioro de los recursos naturales, entre otros, representan un problema ambiental, social y económico, que se agudiza por los efectos del cambio climático. Entre 1990 y 2015 las emisiones de México aumentaron un 54%, con una tasa de crecimiento anual (TCMA) de 1.7%; sin embargo, la TCMA del 2010 al 2015 disminuyó en 0.8% (FAO, 2015).

Algunos de los efectos directos del cambio climático en el sector agrícola son la modificación del régimen pluviométrico, cambios en la velocidad y ocurrencia de vientos, aumento de horas calor, y aumento de la desertificación (ST-CICC, 2008); sin embargo, una predicción precisa es difícil de obtener ya que los modelos generales de circulación atmosférica desarrollados actualmente difieren en sus estimaciones de los cambios en las variables climáticas a futuro (Nakicenovic & Swart, 2000).

México padece fundamentalmente de sequías e inundaciones que agravan las condiciones ya preexistentes e impactan negativamente en la producción de alimentos. Los estudios han constatado que los impactos climáticos inciden significativamente en la producción agroalimentaria.

El sector agrícola desempeña un papel importante en la mitigación del clima al reducir las emisiones y evitar una mayor pérdida de carbono almacenado en los bosques y el suelo. Mantener los suelos y los bosques saludables también ayuda a combatir el cambio climático, ya que ambos actúan como “sumideros” que almacenan el carbono. Por último, reducir la pérdida y el desperdicio de alimentos y abogar por mejores patrones de consumo de alimentos son otros esfuerzos importantes que se pueden hacer dentro de la esfera de influencia de la agricultura (FAO, 2018).

El cambio climático ya está generando impactos reales y mensurables en la salud humana, y se espera que esos efectos se agraven. Los contaminantes asociados con las emisiones de carbono provocan actualmente más de 7 millones de muertes

prematuras al año, y se estima que los costos directos para la salud se situarán entre los USD 2000 millones y USD 4000 millones al año para 2030. Los impactos de los desastres naturales extremos equivalen a la pérdida de USD 520,000 millones en consumo anual, y cada año sumen en la pobreza a unos 26 millones de personas. Un programa con el que se movilizan casi USD 500 millones de financiamiento del Banco Mundial en México ayuda a las comunidades rurales a gestionar sus bosques de manera sostenible y generar ingresos a partir de los productos forestales, a la vez que se reducen las emisiones. Este programa está diseñado para abarcar 30 millones de hectáreas y más de 3,000 comunidades de todo el país (World Bank, 2018).

En México han prevalecido condiciones de alta vulnerabilidad ante el cambio climático. La información sobre el histórico de los impactos climáticos y las tendencias ecológicas y socioeconómicas, aunadas a los fenómenos actuales de industrialización y urbanización, así como el uso indiscriminado y el consecuente deterioro de los recursos naturales, entre otros, representan un problema ambiental, social y económico, que se agudizará por los efectos del cambio climático.

Las emisiones de gases de efecto invernadero de México (647 MtCO₂eq) representan el 1.42% de las emisiones a nivel mundial, y es el segundo país de Latinoamérica con una mayor contribución, sólo superado por Brasil (séptimo lugar), y sus emisiones per cápita son de 5.39 Mg CO₂eq (WRI, 2022). Dentro de ese contexto, la mitigación debe de ser un componente central de cualquier esfuerzo de combate al cambio climático. Para una gestión más eficiente de las opciones de mitigación en el país, es necesario realizar un análisis profundo de la evaluación del potencial de mitigación de las diversas opciones tecnológicas para los sectores agrícolas.

Las áreas cultivadas (sistemas agroforestales de café, cacao, pastos, entre otras) tienen el potencial de contribuir significativamente a la mitigación del cambio climático mediante la mejora de las prácticas de cultivo y un mayor número de árboles dentro de las parcelas (Smith et al., 2020).

El potencial global estimado del secuestro de todos los gases de efecto invernadero (GEI) en la agricultura se encuentra en la restauración del carbono del suelo donde las reservas mundiales de C orgánico varían entre 1,500 y 2,400 Pg (~5,500–8,800 Pg de CO₂) a una profundidad de 0 a 1 m (Lal, 2018; Lal et al., 2021).

Xu et al. (2010) informaron que la edad de los bosques tiene un efecto significativo en la densidad de carbono de la biomasa para la mayoría de los tipos de bosques en China. La densidad promedio de carbono de la biomasa aérea de los bosques maduros aumenta con la edad del rodal para los bosques menores de 450 años (Liu et al., 2014); mientras que la densidad de carbono de la biomasa del bosque de pino ponderosa aumenta rápidamente hasta los 150–200 años.

La latitud como factor geográfico importante puede tener un efecto indirecto sobre la densidad de carbono de la biomasa forestal al afectar el crecimiento y la productividad de las plantas a través de los efectos de la temperatura y la precipitación (Sun et al., 2020). Se encontró que la densidad de carbono de la biomasa forestal disminuye al aumentar la latitud a lo largo del transecto norte-sur del este de China (Wen & He, 2016); en tanto que la densidad de carbono de la biomasa de los bosques de bambú de Moso aumentan linealmente con la latitud (Xu et al., 2018a, 2018b).

La elevación puede afectar el dosel del bosque, la densidad de los tallos y el área basal del rodal y, por lo tanto, afectar la biomasa aérea (Xu et al., 2018a, 2018b) mediante la regulación de la humedad y la disponibilidad de agua del suelo (Fisk et al., 1998). Esto es porque el gradiente de elevación está asociado con cambios en la temperatura y la precipitación, y el tipo de bosque (Sanaei et al., 2018).

Baah-Acheamfour et al. (2017) analizaron varios sitios y descubrieron que la agrosilvicultura aumentaba el C vegetativo, las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) y las emisiones de CO₂ del suelo, pero reducía las emisiones de CH₄ y N₂O en comparación con las tierras de cultivo. Dai et al. (2018) encontraron además que la densidad de carbono forestal disminuyó de suroeste a noreste en la provincia

de Zhejiang, aproximadamente en línea con la característica topográfica de esta provincia.

La estimación de las existencias de C en la biomasa aérea y subterránea en países con diferentes coberturas vegetales han sido contabilizadas en 305 Mg C ha⁻¹ para bosques primarios, 218 Mg C ha⁻¹ para bosque secundario, 136 Mg C ha⁻¹ para barbecho con árboles, 85 Mg C ha⁻¹ para barbecho arbustivo y 52 Mg C ha⁻¹ para tierras de cultivo con prácticas de quema (Woomer et al., 2000).

Si se consideran solo los estudios que evaluaron el secuestro de carbono por la biomasa aérea, África, Asia y América Latina son las regiones con la mayor diversidad de sistemas agroforestales. Los sistemas más comunes en África son los barbechos mejorados y los sistemas de sombra, en Asia, los sistemas más comunes son los huertos familiares y las arboledas mientras que en América Latina los sistemas más comunes son los sistemas con sombra o agroforestales.

Las tasas medias de secuestro de carbono en la biomasa aérea en sistemas mejorados de África son de 12.95 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, mientras que, tanto en Asia como en América Latina, la tasa media más alta de secuestro de carbono es de 6.28 y 12.63 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente. Sin embargo, cuando se considera el almacenamiento de carbono en la biomasa subterránea, las regiones con mayor secuestro son África y América Latina, regiones con la mayor diversidad de sistemas agroforestales.

Los huertos familiares se encuentran típicamente rodeados de setos ornamentales de baja densidad. La diversidad de especies de plantas perennes que crecen en las parcelas varía según los sitios, los componentes de la vegetación y las unidades de uso de la tierra agrupadas de acuerdo con el tipo de uso de suelo en los huertos familiares (Figuerola-Gómez, 2007). Las existencias de C en la biomasa perenne aérea medida en huertos familiares en el condado de Vihiga, Kenia fluctuaron entre 9 y 11 Mg C ha⁻¹ en promedio, las cuales son notablemente más bajas que las estimaciones para los sistemas agroforestales tropicales.

El mantenimiento de la agrobiodiversidad y el secuestro de carbono a través del proceso de fotosíntesis son servicios ecosistémicos importantes y complementarios de los agroecosistemas. Si bien el secuestro de C en la biosfera se considera una opción para mitigar el cambio climático (Houghton et al., 1993), aún se están comprendiendo los efectos de la biodiversidad en el ciclo del carbono (Schulze, 2006; Tan et al., 2010).

Las implicaciones son bastante significativas ya que las actividades humanas no solo están causando el aumento general de los niveles de CO₂ a lo largo del tiempo, sino que, a través del efecto en las temperaturas globales, las personas también controlan la fluctuación del CO₂ de una temporada a otra.

En los agroecosistemas, aunque las existencias de carbono orgánico en el suelo representan a menudo el mayor sumidero de carbono (Dixon, 1995), la biodiversidad aérea aún puede desempeñar un papel importante en el secuestro de C con impactos positivos en el secuestro de C subterráneo a través de la caída de hojarasca, exudación de raíces y control de la erosión del suelo o la rotación de cultivos o especies. Éstos también ayudan a mitigar la demanda de madera y a reducir la presión sobre los bosques naturales (Pandey, 2002).

Si bien el secuestro de C en la biosfera se considera una opción para mitigar el cambio climático (Houghton et al., 1993), aún no se tiene una total comprensión de los efectos de la biodiversidad en el ciclo del carbono (Schulze, 2006).

2.2. Gases de Efecto Invernadero (GEI)

En octubre de 2018, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) publicó un informe especial sobre los impactos del calentamiento global a 1.5 °C, encontrando que limitar el calentamiento global a este nivel requerirá cambios rápidos, de gran alcance y sin precedentes en todos los aspectos de la sociedad, según mencionó el IPCC en su nueva evaluación. Con ventajas claras para la gente y ecosistemas naturales, el informe encontró que la limitación del calentamiento global a 1.5 °C comparado con 2 °C podría ir de la mano con el

compromiso de asegurar una sociedad más sostenible y equitativa. Mientras estimaciones previas se enfocan en determinar el daño que se ocasionaría si la temperatura media de incremento llegara a los 2°C, este informe establece que muchos de los impactos adversos del cambio climático se producirían ya en los 1.5°C.

En México, el bióxido de carbono (CO₂) representa aproximadamente el 71% de las emisiones de gases invernadero, seguido del metano (CH₄) con 21%. Las emisiones y absorciones de CO₂ se presentan como consecuencia de los cambios y permanencias; así como las emisiones de CO₂, CH₄ y óxidos nitrosos (N₂O) por incendios forestales. Del total de las emisiones, 64% correspondieron al consumo de combustibles fósiles; 10% se originaron por los sistemas de producción pecuaria; 8% provinieron de los procesos industriales; 7% se emitieron por el manejo de residuos; 6% por las emisiones fugitivas por extracción de petróleo, gas y minerías y 5% se generaron por actividades agrícolas. En el inventario también se contabilizaron 148 MtCO₂e absorbidas por la vegetación, principalmente en bosques y selvas. El balance neto entre emisiones y absorciones para el año 2015 fue de 535 MtCO₂e (FAO, 2015)

En el sector agropecuario se reportan las emisiones de CH₄ y N₂O de las actividades pecuarias (fermentación entérica del ganado y manejo del estiércol), así como las de las actividades agrícolas (manejo de suelos, cultivo de arroz y quema en campo de residuos de cosechas). También se incluyen las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O por el uso de combustibles con fines energéticos, utilizados principalmente en sistemas de riego. Las emisiones del sector agropecuario fueron de 80,169.09 Gg de CO₂e, el cual contribuyó con 12.0% de las emisiones totales de GEI a nivel nacional.

El óxido nitroso (N₂O) es un gas traza cuya concentración actual, comparada con la de tiempos preindustriales se ha incrementado en más de 50%. Recientemente ha atraído gran interés, ya que tiene una capacidad de absorción infrarroja 150 veces más efectiva que el CO₂ y se considera responsable de 4 a 5% del efecto total de invernadero (Bouwman, 1990). Además, por reacciones fotoquímicas en la

estratosfera se transforma en óxido nítrico (NO), el cual destruye catalíticamente el ozono estratosférico y reduce los niveles de radicales OH que intervienen en la destrucción oxidativa de otro gas contaminante, el CH₄. Como no hay una desaparición química del N₂O, éste tiene un período de vida media de 150 años y se incrementa a razón de 0.2% anualmente (Bouwman, 1990; Houghton et al., 1990).

Las emisiones globales de N₂O se deben en 90% a procesos microbiológicos, y se estima que las actividades agrícolas contribuyen con 18% (2.1 Tg N a⁻¹) de la emisión total. Los suelos agrícolas son muy importantes en la emisión de óxidos de nitrógeno (NO_x) debido a la alta disponibilidad de compuestos nitrogenados inorgánicos y carbono orgánico, principalmente por la aplicación de fertilizantes nitrogenados y la mineralización de la materia orgánica.

2.3. Sistemas Agroforestales como sumideros de carbono

En sistemas agroforestales (manejo de tierras mediante combinaciones de árboles forestales con cultivos, con ganadería o una combinación de ambos, en forma simultánea o escalonada en el tiempo y en el espacio) hay mejor conservación de los recursos naturales y menor aplicación de insumos, lo que se traduce en menores costos de producción. Además, la explotación de los productos adicionales de los árboles utilizados para el sombrío (frutos, madera o leña para producción de carbón vegetal) resulta en ingresos adicionales para el agricultor, lo cual ha estimulado recientemente el interés sobre el uso de árboles para sombra, particularmente en áreas donde esa práctica fue abandonada (Beer et al., 1998).

Los sistemas agroforestales (SAF) comprenden una larga lista de prácticas de manejo de la tierra, que incluyen la diversificación de cultivos, sistemas de rotación prolongada para la conservación del suelo, huertos familiares, plantaciones fronterizas, cultivos perennes, cultivos intercalados de setos, cercas vivas, barbechos mejorados o agroforestería de estratos mixtos. Si es bien implementada y se da un manejo adecuado, la agroforestería podría desempeñar un papel crucial en el aumento de la resiliencia de los sistemas ante el cambio climático (Nguyen et al.,

2013). Aunado a esto, ayuda a conservar y proteger los recursos naturales, por ejemplo, mitigando la contaminación, controlando la erosión del suelo, creando hábitats de vida silvestre y facilitando respuestas flexibles a cambios rápidos en las condiciones ecológicas, al tiempo que mantiene o restaura los recursos de suelo y agua (Beer et al., 1998).

La capacidad de secuestrar carbono de cualquier ecosistema terrestre depende principalmente de dos componentes: el área total de esos ecosistemas y el número de árboles por unidad de área. Los SAF pueden contener sumideros considerablemente grandes de carbono y en algunos casos, se asemejan a los encontrados en bosques secundarios (Sullivan et al., 2017). Asimismo, la cantidad de carbono acumulada en el suelo aumenta en este tipo de sistemas (Mutuo et al., 2005).

Una de las barreras más importantes hacia la sostenibilidad productiva y ambiental está vinculada a la incipiente disponibilidad de recursos destinados a la promoción de iniciativas integrales de adaptación y mitigación al cambio climático. Por lo que es necesario fortalecer y desarrollar mecanismos fuertes eficientes de financiamiento tanto públicos y privados garantizando un mayor impacto social y productivo en el sector agrícola.

La intensificación de la agricultura puede satisfacer las demandas locales de producción de alimentos, pero también puede implicar la destrucción de bosques para sustituirlos por tierra de cultivos. Esto supone una reducción del suministro de madera, la disminución de la biodiversidad y la contaminación de los ríos que afectaría a las pesquerías y al abastecimiento de agua de calidad. Entender y abordar estos procesos de pros y contras es esencial para una gestión efectiva de los ecosistemas.

El sector agrícola puede desempeñar un papel importante en la mitigación del clima al reducir las emisiones y evitar una mayor pérdida de carbono almacenado en los bosques y el suelo. Mantener los suelos y los bosques saludables también ayuda a combatir el cambio climático, ya que ambos actúan como “sumideros” que almacenan

el carbono (IPCC, 2018; Segura et al., 2019). Por último, reducir la pérdida y el desperdicio de alimentos, así como abogar por mejores patrones de consumo de alimentos son otros esfuerzos importantes que se pueden hacer dentro de la esfera de influencia de la agricultura. Según FAO (2018), más de tres cuartas partes de los pobres del mundo viven en zonas rurales y muchos de ellos dependen de la agricultura para su subsistencia. Son las personas que habitan en zonas rurales, particularmente en los países en desarrollo, los más perjudicados por el cambio climático.

Diversos estudios en Guatemala han registrado para sistemas agroforestales de café que la capacidad de almacenamiento de carbono oscila entre 74.0 y 259.0 Mg C ha⁻¹ con una media de 127.6 Mg C ha⁻¹. De acuerdo con Patiño et al. (2018), en sistemas agroforestales en Tolima Colombia, los SAF capturan un total de 85.9 Mg C ha⁻¹ en promedio; la tasa de fijación de carbono promedio fue de 4.9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ sin embargo, esta tasa muestra variaciones dependiendo de la edad de la plantación. Makumba et al. (2007), en el estudio desarrollado en el Sur de Malawi estimaron que alrededor del 67.4 % del carbono secuestrado (76 Mg C ha⁻¹ de 0–2 m profundidad del suelo) se perdía del sistema en forma de CO₂ durante los primeros 7 años.

2.4. Sistemas Agroforestales de cacao

Los principales países productores de cacao en el mundo incluyen a Costa de Marfil, Indonesia, Nigeria, Camerun y Brasil, representando así el 82% de la producción mundial de cacao. El continente americano aporta entre el 13 y 16 % de la producción mundial y de esto, México contribuye con al menos el 2% (ICCO, 2022).

En los últimos años, las tendencias a nivel internacional han indicado que el comercio mundial del cacao se ha mantenido en continuo crecimiento. A pesar de la crisis financiera, se estima que la demanda de este producto se incrementó de 3.7 millones de toneladas (t), reportadas para el 2008, a 4.2 millones de toneladas en el año 2011. Para hacer frente a tal situación, la producción mundial de cacao en grano se ha incrementado paulatinamente, sobre todo en plantaciones con algún tipo de

certificación (comercio justo, orgánico, amigable con el ambiente, etc.), lo que se ha abierto la posibilidad de acceso a nuevos mercados (Cárdenas et al., 2013, tomado de ICCO, 2008).

La fertilización en el sistema agroforestal de cacao (SAF-c) es una actividad que pocos agricultores efectúan, debido a que desconocen que el sistema tiene más salidas que entradas de nutrientes, a pesar de mantenerse un continuo depósito de materiales orgánicos, los cuales pueden no estar disponibles en el momento en que se requieren (Ávila et al., 2013). Esta adición de fertilizantes orgánicos podría tener una influencia sobre las propiedades químicas y físicas del suelo, resultando en una mayor cantidad de biomasa microbiana, que a su vez incrementa el contenido de materia orgánica y de nutrientes en el suelo.

Chèneby et al. (2010) sugirieron que la disponibilidad de carbono y la temperatura regulan la actividad microbiana encargada de la reducción de nitrato además de que se ha observado que la adición de residuos vegetales con una relación C:N baja, induce la producción de N_2O (Huang et al., 2004); por el contrario, cuando los residuos vegetales adicionados presentan una relación C:N alta, la especie gaseosa predominante es N_2 (Santoro et al., 2006).

El SAF-c es reconocido como un sistema sostenible, por la diversidad de especies de plantas y animales que en él habitan (Donald, 2004), por su bajo uso de insumos (las plantas fijadoras de N) (Sánchez, 2012), el arraigo cultural de las personas, la aceptación de productores de bajos recursos económicos, y por ser un sitio de convivio social (Priego et al., 2009).

No obstante, del agroecosistema se exporta anualmente una cantidad importante de nutrimentos; una tonelada de cacao extrae alrededor de 35 kg de nitrógeno (N), 15 de fósforo (P), 80 de potasio (K) y 12 de magnesio (mg) y calcio (Ca) (IFA, 1992). El historial de extracciones periódicas y la avidez por K que tiene el cacao podría estar causando una disminución importante de la calidad del suelo y un desbalance nutrimental (Isaac et al., 2005).

El cacao basado en sistemas agroforestales ha demostrado almacenar cantidades significativas de carbono y, por ende, tiene un alto potencial para mitigar el cambio climático. De acuerdo con lo estudiado por Winjum et al. (1992), Schroeder (1994), Dixon (1995), Albrecht & Kandji (2003), Montagnini & Nair (2012), Saha et al. (2009) los almacenajes de carbono en sistemas agroforestales sombreados con cultivos perennes, como el café (*Coffea arabica* L.), el caucho (*Hevea brasiliensis* (HBK) Muell. Arg.) y el cacao (*Theobroma cacao* L.), pueden variar entre 12 y 228 Mg ha⁻¹ y podrían ayudar a mitigar el cambio climático.

En América Central 24,000 hectáreas (ha) de cacao se cultivan sin insumos inorgánicos o pesticidas, siendo estas plantaciones pequeñas (0.25–3.0 ha) y producen solo 250 kg de cacao seco ha⁻¹ a⁻¹ (Deheuvels et al., 2014 y Deheuvels et al., 2012; Whelan et al., 2007; Somarriba et al., 2013a, 2013b). Estos sistemas agroforestales tienen una gran riqueza de especies de plantas y complejidad estructural (Deheuvels et al., 2012), diversificación de productos para autoconsumo y venta (Dalquist et al., 2007), y una cobertura de suelo permanente y grandes cantidades de materia orgánica por lo que dichas condiciones promueven la conservación del suelo y el agua (Adejumo, 2005; Verchot et al., 2007; Binternagel et al., 2010). Las plantaciones de cacao sombreadas, taxonómicamente diversas, comparten muchas características generalmente recomendadas para adaptar la agricultura al cambio climático (Smith & Skinner, 2002, Somarriba et al., 2013b).

México, a pesar de sus condiciones climáticas para ser uno de los principales productores de cacao en el mundo no lo es, la Fundación Cacao México busca incrementar la producción de cacao en el país y hacer de México uno de los principales países productores de cacao a nivel mundial. La fundación busca mejorar la calidad del cacao, mejorando al mismo tiempo las condiciones de vida de los campesinos y elevando su calidad de vida (IMCO, 2015).

México ocupa el treceavo lugar en producción a nivel mundial, participando con menos del 2% de la producción mundial. Se estimó que la producción durante el ciclo 2011-2012 fue de aproximadamente 22 mil toneladas decreciendo en un 37.8%

debido a la baja rentabilidad del producto y a alta incidencia de enfermedades propiciando que muchos productores derriben sus plantaciones para destinar el terreno a otras actividades tales como la ganadería y cultivos más rentables como lo son la palma de aceite, el litchi, rambután, mangostán y por supuesto, plátano (Díaz José, Porras Umaña, & Aguilar Ávila, 2013).

El cacao es cultivado principalmente por el estado de Tabasco, que genera el 69% de la producción nacional, seguido por Chiapas que produce el 30% y que aportan el 99% de la producción total, el resto se obtiene en Guerrero (SIAP, 2018).

En México, el 27% de la población está compuesta por campesinos quienes representan el 3.3% del Producto Interno Bruto. Este sector es uno de los más rezagados al ser altamente vulnerable a los efectos tanto del cambio climático como a los sociales y económicos; haciendo que muchos campesinos o habitantes del medio rural migren hacia las ciudades más cercanas en busca de mejores oportunidades educativa, laborales y de medios de vida. Específicamente en el caso de Tabasco, se ha registrado un decremento en los habitantes del medio rural, donde para el año 2000 se contaba con 1'469,046 personas mientras que en 2013 se contabilizaron solo 954,075 personas, lo que representó un decremento al 88% (INEGI, 2018).

Las acciones y estrategias implementadas por el gobierno mexicano se han visto plasmadas dentro de los Programas Nacionales de Desarrollo, así como en la reestructuración de Dependencias Federales que se han encargado de diseñar Leyes y Reglamentos acordes a los lineamientos internacionales dado que en México prevalecen condiciones de alta vulnerabilidad ante el cambio climático (CICC, 2007). Dentro de estos, un tópico de relevancia es la disminución de la emisión de los gases de efecto invernadero.

La detención de la deforestación y la reversión de la degradación de los sistemas a través del manejo sustentable implica recapturar el CO₂, disminuir la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y reducir el calentamiento global. Una forma de mitigar estos efectos y reducir las emisiones, es secuestrándolo,

fijándolo o capturándolo y manteniéndolo el mayor tiempo posible en la biomasa vegetal y en el suelo. El primer caso se logra a través de la fotosíntesis y en el segundo a través de la descomposición y mineralización de la materia orgánica (Lessard et al., 2006).

En este contexto, la estimación adecuada de la biomasa de un sistema agroforestal y bosque secundario constituye el elemento de gran importancia debido que permite determinar las cantidades de carbono existentes en cada uno de estos sistemas, y así poder determinar la cantidad potencial de carbono que puede ser fijado en una determinada superficie.

2.5. Suelo y reciclaje de nutrientes

El suelo es el medio para el crecimiento de las plantas, es el factor principal que controla el destino del agua en los ambientes, el sistema de reciclaje de la naturaleza en donde los residuos se descomponen y se transforman en sus elementos básicos (Kurniatun et al., 2011). Las partículas del suelo, especialmente las partículas de arcilla y la materia orgánica, son importantes para la disponibilidad de nutrientes y la capacidad de intercambio catiónico del suelo.

Mantener la materia orgánica (MO) es importante para la calidad, productividad agrícola, y persistencia de la fauna del suelo y biomasa en general. Asimismo, el suelo al contener una alta cantidad de biota y debido a los movimientos y hábitos alimenticios, se relacionan con una buena fertilidad del suelo (Cabrera, 2012). Esta disponibilidad de nutrientes en los suelos afecta la tasa de absorción de nutrientes, la fotosíntesis y el crecimiento vegetal dando como resultado un efecto directo en la producción del ecosistema.

El proceso clave en el reciclado de nutrientes dentro de los ecosistemas es la descomposición, la cual supone la liberación de la energía fijada por la fotosíntesis, CO₂ y agua y finalmente la conversión de compuestos orgánicos en nutrientes inorgánicos debido a la ruptura de los enlaces químicos de los tejidos vegetales y animales (Atlas & Bartha, 2001; Smith & Smith, 2010).

Cuando los organismos descomponedores consumen la hojarasca y utilizan el carbono como fuente de energía, el carbono se pierde en la atmósfera en forma de CO_2 en el proceso de respiración. La tasa de descomposición está relacionada tanto con la calidad de los desechos vegetales como sustrato para los microorganismos y la fauna del suelo activos en el proceso de descomposición y las características del ambiente físico que poseen una influencia directa en las poblaciones de descomponedores, concretamente en las propiedades del suelo (textura, pH, entre otras) y en el clima (temperatura y precipitaciones). Además de la calidad de la materia orgánica muerta como fuente de alimento, el ambiente físico también tiene un efecto directo tanto en los macro como en los micro descomponedores y, por consecuencia, en la tasa de descomposición (Atlas & Bartha, 2001).

Al igual que la temperatura, la humedad juega un papel importante en la actividad microbiana; las temperaturas bajas, así como las condiciones de baja humedad reducen o inhiben la actividad microbiana. La influencia directa de la temperatura en los descomponedores da como resultado un patrón diurno de actividad microbiana concreto medido a través de la respiración microbiana desde el suelo. El patrón diario de temperatura es paralelo a la liberación de CO_2 desde el suelo debido a la respiración de los descomponedores microbianos. La exportación de nutriente del ecosistema representa una pérdida que debe compensarse con las entradas para que no se produzca una reducción neta (Smith & Smith, 2010).

En los últimos años ha habido un creciente interés en el ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres (Janssens et al., 2003; Smith, 2004), particularmente en la comprensión y en la variación temporal-espacial de los flujos de carbono. Esto podría permitir realizar una predicción más precisa de cómo cada fuente de carbono y sumidero responderá a los cambios climáticos.

La respiración total del suelo (TSR) (flujos de CO_2 del suelo) representa el eslabón crítico en el ciclo de los elementos entre los organismos autótrofos, que reducen el CO_2 para formar compuestos orgánicos, y los organismos heterótrofos, que oxidan los compuestos orgánicos para liberar CO_2 (Rochette et al., 1997). La TSR es una

definición general para muchos procesos importantes incluyendo la respiración por raíces vivas y las asociaciones de micorrizas así como por los heterótrofos del suelo, y la oxidación química de los detritus vegetales tal como raíces, hojas, entradas leñosas, exudados de la raíz, y la materia orgánica humificada. Todos estos procesos conducen a la liberación de CO₂ a través de la superficie del suelo (Acosta et al., 2012).

La evaluación de la variabilidad temporal y espacial de la TSR es la clave para la comprensión de la dinámica del CO₂ y para una estimación precisa del balance de carbono del agrosistema a escala de campo. Los flujos de CO₂ del suelo se pueden medir mediante una variedad de técnicas. Para entender mejor los procesos que influyen las emisiones de CO₂ de los suelos y para manejar la heterogeneidad espacio temporal, es necesario realizar mediciones continuas a largo plazo, basadas en sistemas de respiración del suelo automáticos (Lardo et al., 2015).

La variación espacial en la respiración del suelo puede ser explicada principalmente por la distribución horizontal de las raíces de los árboles. Bajo las copas de los árboles, la respiración del suelo disminuyó al aumentar la distancia de los árboles. El gradiente horizontal de la respiración del suelo es inversamente proporcional a la distancia de los árboles. En el área abierta más allá de la sombra de la copa, las raíces de los árboles no tienen influencia en la respiración del suelo (Yañes et al., 2017).

2.6. Esquema metodológico

En la figura 2.1 se muestra el esquema metodológico que se llevó a cabo para cubrir los objetivos planteados en esta investigación.

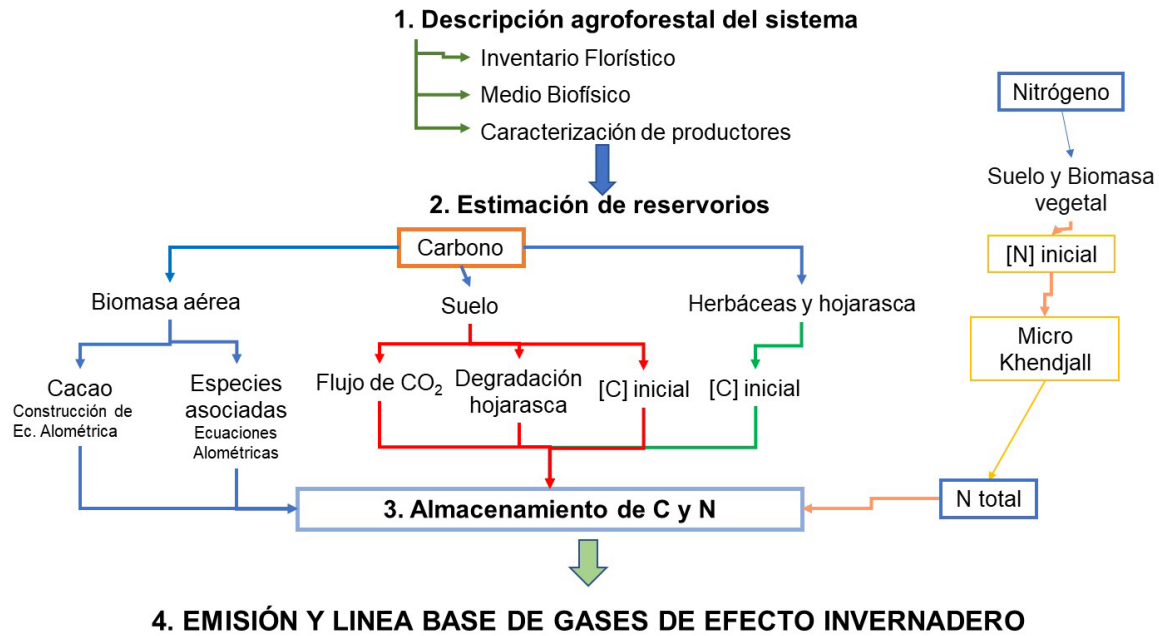


Fig. 2.1. Esquema metodológico general.

2.7. Área de estudio

El estado de Tabasco se ubica en la región sureste de México. Desde la planicie costera del Golfo de México, hasta las montañas del norte de Chiapas, puede delimitarse geográficamente entre los 17° 15' y 18° 39' de altitud norte y los 91° 00' y 94° 07' de longitud oeste. Colinda al norte con el Golfo de México y el estado de Campeche; al sur con el estado de Chiapas y la República de Guatemala; al oeste con el estado de Veracruz; en el hemisferio este limita con el estado de Campeche y la República de Guatemala (INAFED, 2010). La superficie estatal forma parte de las provincias: Llanura Costera del Golfo Sur y Sierras de Chiapas y Guatemala (INEGI, 2018).

A partir del 29 de junio de 1994, el estado de Tabasco cuenta con una nueva regionalización. La cual divide el territorio de Tabasco, de acuerdo con las condiciones geográficas, ecológicas y socioeconómicas, así como con la distribución político-administrativa y el desarrollo urbano, en dos grandes regiones: Grijalva y Usumacinta.

El presente estudio se llevó a cabo en la región Chontalpa del estado de Tabasco. La zona comprende los municipios de Cárdenas (Arena 5ª sección), Paraíso (La unión 1ª sección, Moctezuma 2ª sección), Cunduacán (Huimango) y Comalcalco donde se ubica el 77% de la superficie sembrada de cacao del estado de Tabasco (SIAP, 2019). Estos municipios se encuentran delimitados entre las coordenadas geográficas 14°52' y 14°55' de latitud norte y 92°10' y 92°29' de longitud oeste. La zona es mayormente plana con escasas elevaciones ligeras en los municipios de Cárdenas y Comalcalco. Se distinguen llanura y pequeños lomeríos (INEGI, 2017). La llanura aluvial es de baja altitud, plana, con suelos profundos y fértiles predominantemente vertisoles, cambisoles y gleysoles, pero con excesos de humedad en la época de lluvias. Fuera de las zonas con SAF-c presenta pastizales introducidos para ganado y cultivos agrícolas diversos tales como cultivos de caña de azúcar, plátano, maíz grano y cítricos (SIAP, 2020). Los pequeños lomeríos registran altitudes entre 20 y 50 msnm, con suelos ácidos de baja fertilidad, predominantemente vertisoles y gleysoles. La vegetación que domina es la sabana y pastizales introducidos (Palma-López et al., 2007; 2011).

De acuerdo con la clasificación de Köppen modificado por García (1988), el clima predominante es del tipo Am(f) que corresponde a cálido húmedo con lluvias de verano mayores a 10.2% anual. La temperatura media anual es de 26.2 °C con máxima en mayo de 30.6 °C y mínima en enero de 14 °C. Las lluvias son en promedio 2052 mm anuales con un máximo mensual de 342 mm en septiembre y mínimo mensual de 6 mm en abril. Decrecen ligeramente en invierno para acumular 14.4% del total anual (INEGI, 2017).

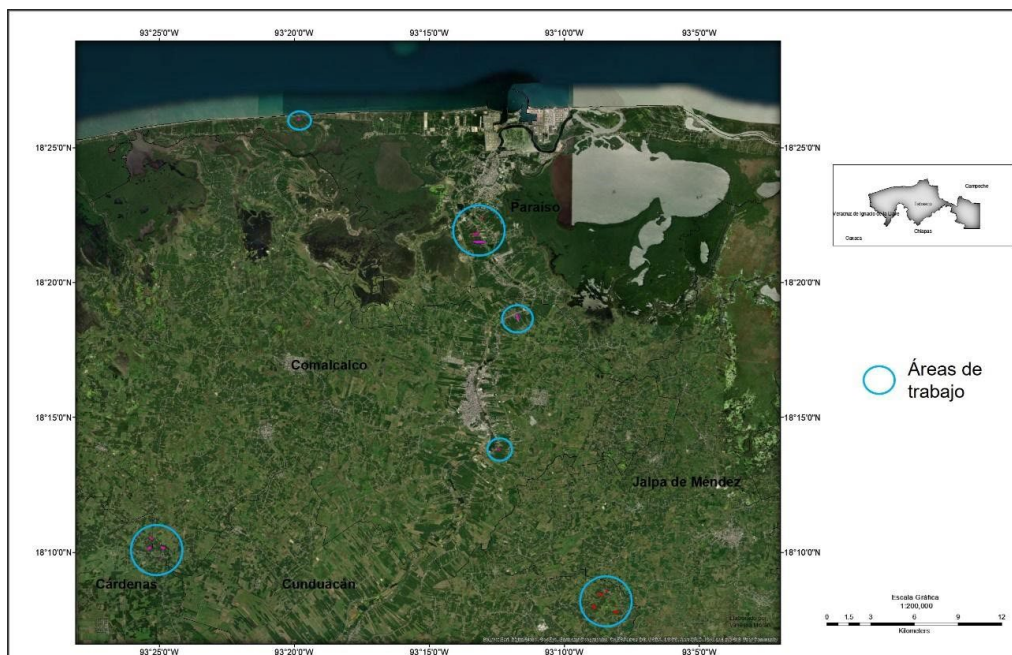


Fig. 2.2. Localización de áreas de trabajo.

2.7.1. Fisiografía

La subregión Chontalpa encuentra dentro de las regiones fisiográficas denominadas Llanura aluvial y costa y dentro de la región hidrográfica del río Grijalva; a la que también pertenecen el Centro y la Sierra; se conforma por los municipios Huimanguillo, Cárdenas, Comalcalco, Cunduacán y Paraíso. Su superficie es territorialmente, la segunda en importancia de las que constituyen el estado, ya que ocupa 7,482.13 km², es decir, el 31.34% del territorio tabasqueño; cuenta con 593,668 habitantes, de los cuales 241,168 pertenecen a la zona urbana y 352,500 a las rurales; en esta región se resiente más el fenómeno de inmigración y los efectos de la desaceleración de la industria petrolera, el desempleo y contaminación ambiental (INAFED, 2010).

La provincia se forma de extensas planicies de relieve cóncavo a plano sobre sedimentos no consolidados de la edad Cuaternaria; se reconocen las regiones geomorfológicas de planicie costera con sedimentos arenosos de planicie palustre con turba sobre arcillas en depresiones inundadas, y de planicie fluvial con sedimentos limosos y arcillosos sujeta a inundaciones.

Dentro de las regiones fisiográficas, la Llanura aluvial (Cárdenas y Comalcalco) también conocida como Planicie costera del Golfo constituye un área plana extensa de origen pluvial con sedimentos profundos del Cuaternario reciente. Los sedimentos fueron acarreados por numerosos ríos y arroyos de la zona a partir del intemperismo de la Sierra y la erosión de los suelos de las zonas de Lomeríos. Constituyen grandes extensiones de terrenos planos o con una ligera inclinación inferior al 0.5%. Los suelos predominantes presentes son los vertisoles y gleysoles (Palma-López et al., 2011).

En general, la zona de lomerío presenta altitudes entre 20 y 50 msnm, suelos ácidos de baja fertilidad, predominantemente vertisoles y gleysoles (Palma-López et al., 2011), y como vegetación dominante la sabana y pastizales introducidos. La zona de llanura aluvial tiene baja altitud, es plana, tiene suelos profundos y fértiles, con excesos de humedad en la época de lluvias y presenta como vegetación dominante pastizales introducidos y cultivos agrícolas diversos (SIAP, 2020).

El terreno es mayormente plano con escasas elevaciones de poca importancia en los municipios de Cárdenas y Comalcalco. Los municipios se encuentran delimitados entre las coordenadas geográficas 14° 52' - 14° 55' latitud norte y 92° 10' - 92° 29' longitud oeste. La zonificación se definió considerando que cada zona tiene limitaciones similares y potencialidades para el uso de tierras, determinadas con base en las combinaciones de suelo, fisiografía y climáticas (Palma López et al., 2007; Palma-López et al., 2011).

La fisiografía de la zona de costa (Paraíso) son una serie de bordos de playa y dunas de arena de material suelto, a base de arenas del Cuaternario reciente. Los tipos de suelo son principalmente arenosos y profundos de mediana fertilidad (Arenosoles). La precipitación anual oscila cercana a los 2,000 mm.

2.7.2. Clima

La ubicación en la franja tropical al sur del Golfo de México, el efecto de los vientos alisios, la escasa topografía y una barrera orográfica al sur favorecen la formación de climas cálidos.

De acuerdo con la clasificación de Köppen modificado por García, 1973, el clima predominante en las localidades de estudio es del tipo Am (f). La temperatura media anual es de 26.2 °C, siendo la máxima media mensual en mayo con 30.6 °C; a la vez, la máxima y mínima absoluta alcanzan los 45 °C y 14 °C, respectivamente. El régimen de precipitaciones se caracteriza por un total de caída de agua de 2,052 mm con un promedio máximo mensual de 342 mm en el mes de septiembre y una mínima mensual de 6 mm en el mes de abril; el clima cálido húmedo con lluvias todo el año se da en la parte sur y suroeste, decreciendo ligeramente en invierno, donde se registra el 14.4% del total anual.

Literatura consultada

- Acosta, Y., El Zauahre, M., Rodríguez, L., Reyes, N., & Rojas, D. (2012). Indicadores de calidad bioquímica y estabilidad de la materia orgánica durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos *Multiciencias*. 12(4), 390-399.
- Adejumo, T.O. (2005). Crop protection strategies for major diseases of cocoa, coffee and cashew in Nigeria. *African Journal of Biotechnology*. 4 (2), 143–150.
- Albrecht, A., & Kandji, S.T. (2003). Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 99(1-3), 15–27. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00138-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00138-5)
- Andriamananjara, A., Hewson, J., Razakamanarivo, H., Andrisoa, R.H., Ranaivosona, N., Ramboatiana, N., Razafindrakoto, M., Ramifehiarivo, N., Razafimanantsoa, M.P., Rabeharisoa, L., Ramananantoandro, T., Rasolohery, A., Rabetokotany, N., & Razafimbelo, T. (2016). Land cover impacts on aboveground and soil carbon stocks in Malagasy rainforest. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 233, 1–15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.030>

- Atlas, R. M., & Bartha, R. (2001). *Ecología microbiana y Microbiología ambiental*. 4ª edición. Pearson Educación. 696 p.
- Ávila, A., Campos, M., Guharay, F., & Camacho, A. (2013). Aprendiendo e innovando sobre el manejo de la fertilidad de suelos cacaoteros. Lutheran World Relief. 48 p.
- Baah-Acheamfour, M., Chang, S.X., Bork, E.W., & Carlyle, C.N. (2017). The potential of agroforestry to reduce atmospheric greenhouse gases in Canada: Insight from pairwise comparisons with traditional agriculture, data gaps and future research. *Forestry Chronicle*. 93(2), 180–189. <https://doi.org/10.5558/tfc2017-024>
- Beer, J., R. Muschler, D. Kass, & E. Somarriba. (1998). Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*. 38(1), 139–164. DOI: 10.1023/A:1005956528316
- Binternagel, N.B., Jührbrandt, J., Koch, S., Purnomo, M., Schwarze, S., Barkmann, J., Faust, H. (2010). Adaptation to climate change in Indonesia – livelihood strategies of rural households in the face of ENSO related droughts. In: T. Tschardtke, C. Leuschner, E. Veldkamp, H. Faust, E. Guhardja & A. Bidin (Eds.), *Tropical Rainforest and Agroforests under global change. Ecological and Socio-economic valuations* (pp. 351–375). Springer
- Bouwman, A.F. (1990) Exchange of Greenhouse Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. In: A.F. Bouwman, (Ed.), *Soils and the Greenhouse Effect*. (pp. 61-127). John Wiley and Sons, New York.
- Bunker, D.E., DeClerck, F., Bradford, J.C., Colwell, R.K., Perfecto, I., Phillips, O.L., & Naeem, S. (2005). Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest. *Science* 310 (5750), 1029–1031. <https://doi.org/10.1126/science.1117682>
- Chèneby D., Bru D., Pascault N., Maron P., Ranjard L., & Philippot L. (2010). Role of plant residues in determining temporal patterns of the activity, size, and structure of nitrate reducer communities in soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 76(21), 7136-7143. <https://doi.org/10.1128/AEM.01497-10>

- Cordera C., R., & Provencio D., E. (2017). Perspectivas del desarrollo a 2030. (UNAM, Ed.) (Primera Ed). Ciudad de México.
- Cox W.G. (1981). Laboratory manual of general ecology. William C. Brown Co. Publishers. Iowa, USA. 230 p.
- Dahlquist, R.M., Whelan, M.P., Winowiecki, L., Polidoro, B., Candela, S., Harvey, C.A., Wulfhorst, J.D., McDaniel, P.A. & Bosque-Pérez, N.A. (2007). Incorporating livelihoods in biodiversity conservation: a case study of cacao agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*. 16, 2311-2333. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9192-4>
- Dai, W., Fu, W., Jiang, P., Zhao, K., Li, Y., & Tao, J. (2018). Spatial pattern of carbon stocks in forest ecosystems of a typical subtropical region of southeastern China. *Forest Ecology and Management*, 409, 288-297. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.036>
- DECA. (2009). Guía didáctica para la impartición del módulo Incidencia en el Desarrollo Local.
- Deheuvels, O., Avelino, J., Somarriba, E., & Malezieux, E. (2012). Vegetation structure and productivity in cocoa-based agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 149, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.003>
- Deheuvels, O., Rousseau, G. X., Soto Quiroga, G., Decker Franco, M., Cerda, R., Vílchez Mendoza, S. J., & Somarriba, E. (2014). Biodiversity is affected by changes in management intensity of cocoa-based agroforests. *Agroforestry Systems*, 88(6), 1081–1099. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9710-9>
- Díaz-José, O., Porras-Umaña, V. H., & Aguilar-Ávila, J. (2013). El cacao (*Theobroma cacao* L.): avances y retos en la gestión de la innovación. *Colección Trópico Húmedo*. México: Universidad Autónoma Chapingo, CIESTAAM.
- Dixon, K. (1995). Sistemas agroforestales y gases de invernadero. *Agroforestería de las Américas*. 2(7), 22-26.
- Donald, P.F. (2004). Biodiversity impacts of some agricultural production systems. *Conservation Biology*. 18(1), 17–37. <https://www.jstor.org/stable/3589112>

- FAO. (2015). Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura Un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 193 p.
- FAO. (2018). Climate Smart agriculture. En <http://www.fao.org/climate-smart-agriculture-sourcebook/es/> Consultado 05 de diciembre de 2018.
- Figueroa-Gómez, B.M. (2007). The Contribution of Traditional Vegetables to Household Nutritional Security in Two Communities of Vihiga and Migori Districts. Wageningen University, Kenya.
- Fisk, M.C., Schmidt, S.K., & Seastedt, T.R. (1998). Topographic patterns of above- and belowground production and nitrogen cycling in Alpine Tundra. *Ecology*. 79(7), 2253–2266.
- Fu, W.J., Jiang, P.K., Zhou, G.M., & Zhao, K.L. (2014). Using Moran's I and GIS to study the spatial pattern of forest litter carbon density in a subtropical region of southeastern China. *Biogeosciences* 11, 2401–2409. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2401-2014>
- Geitner, C., Freppaz, M., Lesjak, J., Elisabeth, S., Stanchi, S., D'Amico, M., & Vrscaj, B. (2019). Soil ecosystems services in the Alps. Ljubljana, Slovenia: Agricultural Institute of Slovenia, Ljubljana
- Girardin, C.A.J., Malhi, Y., Aragão, L.E.O.C., Mamani, M., Huaraca Huasco, W., Durand, L., Feeley, K.J., Rapp, J., Silva-Espejo, J.E., Silman, M., Salinas, N., & Whittaker, R.J., (2010). Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Global Change Biology*. 16(12), 3176–3192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02235.x>
- Gómez D., J.D. (2008). Determinación de los almacenes de carbono en los compartimentos aéreo y subterráneo de dos tipos de vegetación en la reserva de la biosfera “Sierra de Huautla”, Morelos, México. Tesis de Doctor en Ciencias, Colegio de Postgraduados, Montecillos, México. 194 p.

- Gómez D., J.D., Etchevers B., J.D., Monterroso R., A.I., Campo A.J., & Tinoco R., J.A. (2011). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia* Née. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 17(2), 261-272.
- Gómez, J. D., Etchevers, J. D., Monterroso, A. I., Gay, C., Campo, J., & Martínez, M. (2008). Spatial estimation of mean temperature and precipitation in areas of scarce meteorological information. *Atmosfera*, 21(1), 35–56.
- Gómez-Cardozo, E., Rousseau, G. X., Celentano, D., Fariñas Salazar, H. & Gehring, C. (2018). Efecto de la riqueza de especies y estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de la Amazonía, Bolivia. *Revista de Biología Tropical*. 66(4), 1481-1495
- Heinemeyera, A., DiBeneb, C., Lloyd, A. R., Tortorella, D., Baxter, R., Huntley, B., Gelsomino, A., & Ineson, P. (2011). Soil respiration: implications of the plant-soil continuum and respiration chamber collar-insertion depth on measurement and modelling of soil CO₂ efflux rates in three ecosystems. *European Journal of Soil Science*. 62, 82-94 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01331.x>
- Houghton R.A., & Skole D.L. (1990). Changes in the global carbon cycle between 1700 and 1985. In: Turner B.L. (ed) *The Earth Transformed by Human Action*. Cambridge University Press.
- Huang, J. P., Yu, H. P., Dai, A. G., Wei, Y., Kang, L. T. (2017) Drylands face potential threat under 2 °C global warming target, *Nat. Clim. Change*, 7, 417–422. <https://doi.org/10.1038/nclimate3275>
- IFA. 1992. World fertilizer use manual. International fertilizer industry association. Paris. 632 p
- International Cocoa Organization (ICCO). (2016). Annual Report 2014-2015. Available at: <https://www.icco.org/about-us/icco-annual-report.html> [Accessed May 4th, 2020].
- IMCO. (2015). El cacao en el mundo. <http://www.imco.mx/elcacaoenelmundo/> Fecha de consulta 05 de diciembre de 2018.

- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal [INAFED]. (2010). Enciclopedia de los Municipios de México. Secretaría de Gobernación <https://web.archive.org/web/20110617053131/http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/chiapas/municipios/07029a.htm>
- INEGI. (2018). Cuéntame. Información por entidad. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Fecha de consulta: 06 de diciembre de 2018. <http://cuentame.inegi.org.mx/Monografias/default.aspx?Tema=ME>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) & Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2015). Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/Semarnat, México. 290 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2018). Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. (pag. 175-311). In: V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Portner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Pean, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor & T. Waterfield (eds.). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty.
- Isaac, M.E., Gordon, A.M., Thevathasan, N., Oppong, S.K., & Quashie-Sam, J. (2005). Temporal changes in soil carbon and nitrogen in west African multistrata agroforestry systems: a chronosequence of pools and fluxes. *Agroforestry Systems*. 65, 23–31. <https://doi.org/10.1007/s10457-004-4187-6>
- KPMG. (2018). Desarrollo sostenible en México 2018. 48 p.
- Kurniatun, H., Agus, F., Velarde, S., & Van Noordwijk, M. (2011). Medición del carbono de los usos de la tierra. Capítulo 5. (pp 5-30). In: White, D. & Minang, P. (Eds). Estimación de costos de oportunidad de REDD+. Manual de capacitación. Versión 1.4. Washington: Banco Mundial

- Lal, R. (2018). Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*. 24, 3285-3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 376, 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- Lamade, E., & Bouillet, J.P. (2005). Carbon storage and global change: the role of oil palm. *OCL. Oilseeds and fats, Crops and Lipides*. 12(2), 154-160. <https://doi.org/10.1051/ocl.2005.0154>
- Lardo, E., Palese, A.M., Nuzzo, V., Xiloyannis, C., & Celano, G. (2015). Variability of total soil respiration in a Mediterranean vineyard. *Soil Research*. 53(5), 531–541 <http://dx.doi.org/10.1071/SR14288>
- Lessard, R., Gignac, L. D., & Rochette, P. (2006). El ciclo del carbono: Midiendo el flujo del CO₂ del suelo. Recuperado de <https://greenteacher.com/article%20files/elciclodelcarbono.pdf>
- Limas-Hernández, M. & Rodríguez-Miranda, A. (2014). Nuevas rutas hacia el bienestar social, económico y medioambiental. II Foro Bienal de Estudios del Desarrollo. 287 p.
- Liski, J., Nissinen, A., Erhard, M., & Taskinen, O. (2003). Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology*. 9(4), 575-584. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00605.x>
- Liu Y, Yu G, Wang Q, & Zhang Y. (2014). How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography*. 23(3),323–333. <https://doi.org/10/f5t8n6>
- Magurran, E.A. (1988). Diversidad ecológica y su medición (1 ed.). (A. M. Cirer, Trad.) Barcelona, España: Vedral. 200 p.
- Makumba, W., Akinnifesi, F.K., Janssen, B., & Oenema, O. (2007). Long-term impact of a gliricidia-maize intercropping system on carbon sequestration in southern Malawi. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 118(1-4), 237–243 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.011>

- Montes C., & Sala O. (2007). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Ecosistemas.
- Méndez, V.E., Gliessman, S.R., & Gilbert, G.S. (2007). Tree biodiversity in farmer cooperatives of a shade coffee landscape in western El Salvador. *Environment*. 119(1-2), 145-159.
- Montagnini, F, & Nair, P.K.R. (2004). Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*. 61, 281-295. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79>
- Mutuo, P.K., Cadish, G., Albrecht, A., Palm, C.A., & Verchot, L. (2005). Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 71, 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10705-004-5285-6>.
- Nair, V.D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition Soil Science*. 172, 10-23.
- Nakicenovic, N., & Swart, R. (2000). Special Report on Emission Scenarios. Cambridge, Cambridge University Press
- Nguyen, Q., Hoang, M. H., Öborn, I., & van Noordwijk, M. (2013). Multipurpose agroforestry as a climate change resiliency option for farmers: an example of local adaptation in Vietnam. *Climatic Change*, 117(1–2), 241–257. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0550-1>
- OCDE. (2012). Perspectivas ambientales de la OCDE hacia 2050. Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction - ISBN 978-92-64-122161 <https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/49884278.pdf>
- Palacio-Muñoz, V. H., & Pérez Villalba, E. (Coords.). (2013). Desarrollo agrícola y rural, cambio climático y políticas públicas. Universidad Autónoma Chapingo.
- Palma, R.M., Rimolo, M., Saubidet, M.I., & Conti, M.E. (1997). Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biology and Fertility of Soils*. 25(2), 142–146.

- Patiño, S., Suárez, L.N., Andrade, H.J. & Segura, M.A. (2018). Captura de carbono en biomasa en plantaciones forestales y sistemas agroforestales en Armero-Guayabal, Tolima, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. 9(2), 121-133. <https://doi.org/10.22490/21456453.2312>
- Parkin, T.B., & Kaspar, T.C. (2006). Nitrous oxide emissions from corn–soybean systems in the midwest. *Journal of Environmental Quality*. 35, 1496–1506. DOI: 10.2134/jeq2005.0183
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., & Bertrand, N. (2008). N₂O emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil Science Society of America Journal*. [online] 72(5), 1363-1369. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2007.0371>
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L., & Jackson, R.B. (2013) The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 44(1), 593–622. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>
- Pandey, D.N. (2002). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Climate Policy*, [online] 2(4), pp.367–377. Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1469306202000256>
- Pearson, T., Walker, S., & Brown, S. (2005). Sourcebook for Land use, land-use change and forestry projects. BioCf, Winrock International. 57 p.
- Picard N., Saint-André L., & Henry M. (2012). Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción. Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura & Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement. Rome-Montpellier. 223 p.
- Priego-Castillo, G.A., Galmiche-Tejeda, A., Castelán-Estrada, M., Ruiz-Rosado, O., & Ortiz-Ceballos, A.I. (2009). Evaluación de la sustentabilidad de dos sistemas de producción de cacao: estudios de caso de unidades de producción rural en Comalcalco, Tabasco. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*. 25(1), 39-57.

- Programa Mexicano del Carbono. (2011). Manual de Campo para el Inventario Estatal Cuantitativo. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, y Rafael Flores. México, D.F., 129 p.
- Rendón, N., & Soto-Pinto, L. (2007). Metodología rápida para la estimación y monitoreo de Captura de Carbono. México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Roa, R. H. A.; Salgado, M. M. G., & Álvarez, H.J. (2009). Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal de cacao (*Theobroma cacao* L.) en el Soconusco, Chiapas, México. *Acta Biológica Colombiana*. 14(3), 97-110.
- Saha, S.K., Nair R., P.K., Nair, V.D., & Kumar, B.M. (2009). Soil carbon stock in relation to plant diversity of homegardens in Kerala, India. *Agroforestry Systems*. 76, 53-65. DOI 10.1007/s10457-009-9228-8
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., & Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 108(24), 9899–9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Salgado-Mora, M.G., Ibarra Núñez, G., & Macías, S.J.E. (2007). Diversidad arbórea en cacaotales del Soconusco, Chiapas, México. *Interciencia*. 32(11), 763-768.
- Salvador-Morales, P., Cámara-Cabrales, L. C., Martínez-Sánchez, J. L., Sánchez-Hernandez, R., & Valdés-Velarde, E. (2019). Diversidad, estructura y carbono de la vegetación arbórea en sistemas agroforestales de cacao. *Madera y Bosques*. 25(1), e2511638. doi:10.21829/myb.2019.2511638
- Sanaei, A., Chahouki, M.A.Z., Ali, A., Jafari, M., & Azarnivand, H. (2018). Abiotic and biotic drivers of aboveground biomass in semi-steppe rangelands. *Science of the Total Environment*. 615, 895–905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.010>

- Sánchez G. F. 2012. Recursos maderables en el sistema agroforestal cacao en Cárdenas Tabasco. Tesis maestría en ciencias, Colegio de Postgraduados, H. Cárdenas. 89 p
- Sánchez Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador Olan, J.J., Sol Sánchez, Á. & Ruiz-Rosado, O. (2017). Estructura arbórea del sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(14), 2695. DOI: 10.29312/remexca.v0i14.439
- Santoro A.E., Boehm A.B., & Francis C.A. (2006). Denitrifier community composition along a nitrate and salinity gradient in a coastal aquifer. *Applied and Environmental Microbiology*. 72(3), 2102-2109
- Schroeder, P. (1994). Carbon Storage benefits of agroforestry Systems. *Agroforestry Systems* 27, 89-97.
- Schulze, E. D. (2006). Biological control of the terrestrial carbon sink. *Biogeosciences*. 3, 147–166.
- Segura M., M.A., Andrade C., H.J., & Mojica S., C.A. (2019). Estructura, composición florística y almacenamiento de carbono en bosques nativos del páramo de Anaime, Tolima, Colombia. *Ciencia Forestal*. 29, 157-168. <https://doi.org/10.5902/1980509826551>
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2018). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/> Fecha de consulta 06 de diciembre de 2018.
- Silva, C., Orozco, L., Rayment, M. & Somarriba, E. (2013). Conocimiento local sobre los atributos deseables de los árboles y el manejo del dosel de sombra en los cacaotales de Waslala, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, (August), pp.51–60.
- Smit, B., & Skinner, M.W. (2002). Adaptation options in agriculture to climate change: a typology. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 7, 85–114. <https://doi.org/10.1023/A:1015862228270>
- Smith T. M., & Smith, R. L. (2010). Ecología 6ª edición. Pearson Educación, Madrid. 776 p.

- Smith, P., Soussana, J.F., Anger, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D.P., Batjes, N.H., VAN Egmond, F., McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J.E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Álvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A. & Klumpp, K. (2020). How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*. 26, 219–241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>
- Somarrriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espin, T., & Mavisoy, H. (2013a). Carbon Stocks and Cocoa Yields in Agroforestry Systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 173, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.013>
- Somarrriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espin, T., Mavisoy, H., Ávila, G., Alvarado, E., Poveda, V., Astorga, C., Say, E., & Deheuvels, O., (2013b). Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. [online] 173, 46–57. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.013>
- Stiling, P. D. (1999). *Ecology: Theories and applications*. USA: Ed. Prentice Hall.
- Sullivan, M.J., Talbot, J., Lewis, S.L., Phillips, O.L., Qie, L., Begne, S.K., ... & Zemagho, L. (2017). Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*. 7, 39102. <https://doi.org/10.1038/srep39102>
- Sun, L., Wang, M., & Fan, X. (2020). Spatial pattern and driving factors of biomass carbon density for natural and planted coniferous forests in mountainous terrain, eastern Loess Plateau of China. *Forest Ecosystems*. 7, 1-13. DOI:10.1186/s40663-020-0218-7
- Tan, Z., Zhang, Y., Yu, G., Sha, L., Tang, J., Deng, X., & Song, Q. (2010). Carbon balance of a primary tropical seasonal rain forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 115, 1-17, <https://doi.org/10.1029/2009JD012913>.
- Torres, J., Tenorio, A., & Gómez, A. (Ed). (2008). *Agroforestería: una estrategia de adaptación al cambio climático*. Lima: Soluciones Prácticas-ITDG; 124 p. ISBN 978-9972-47-177-3

- U.S. Department of Agriculture, Forest Service [USDA Forest Service]. (2017). Considering Forest and Grassland carbon in land Management. 69 p. https://www.fs.usda.gov/sites/default/files/fs_media/fs_document/wo-95-consideringforestandgrasslandcarboninlandmanagement-508-92517.pdf
- Verchot, L.V., Van Noordwijk, M., Kandji, S., Tomich, T., Ong, C., Albrecht, A., Mackensen, J., Bantilan, C., Anupama, K.V., & Palm, C. (2007). Climate change: linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 12, 901–918. DOI:10.1007/S11027-007-9105-6
- Vieira, S.A., Alves, L.F., Duarte-Neto, P.J., Martins, S.C., Veiga, L.G., Scaranello, M.A., Picollo, M.C., Camargo, P.B., do Carmo, J.B., Sousa Neto, E., Santos, F.A.M., Joly, C. A., & Martinelli, L.A. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecol. Evol.* 1, 421–434.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., & Dokken, D.J. (2000). IPCC special report on land use, land-use change and forestry. http://www.grida.no/climate/ipcc/land_use/
- Wen D., & He N. (2016). Forest carbon storage along the north-south transect of eastern China: spatial patterns, allocation, and influencing factors. *Ecol Indic* 61:960–967. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.054>
- Whelan, M., Dahlquist, R., Winowiecki, L., Polidoro, B., Candela, S., Harvey, C., Wulforst, J., McDaniel, P., & Bosque-Pérez, N. (2007). Incorporating livelihoods approach for biodiversity conservation: a case study in cocoa agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*. 16(8), 2311–2333. DOI: 10.1007/s10531-007-9192-4
- Winjum, J.K., Dixon, R.K., & Schroeder, P.E. (1992). Estimating the global potential of forest and agroforest management practices to sequester carbon. *Water Air & Soil Pollution*. 64, 213–227.

- Woldemariam, G.T., Borsch, T.D.M., & Teketay, D. (2008). Floristic composition and environmental factors characterizing coffee forests in southwest Ethiopia. *Forest Ecology and Management*. 255, 2138-2150.
- Woomer, P.L., Palm, C.A., Alegre, J., Castilla, C., Cordeiro, D.G., Hairiah, K., Kotto-Same, J., Moukam, A., Ricse, A., Rodrigues, V., & van Noordwijk, M. (2000). Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics. In: Lal, R., Kimble, J.M., Stewart, B.A. (Eds.), *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Sciences. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 99–115.
- World Bank. (2018). Entendiendo a la pobreza: Cambio climático. <http://www.bancomundial.org/es/topic/climatechange/overview#3> Fecha de consulta 04 de diciembre de 2018.
- World Resources Institute [WRI]. (2022). Rising to the Climate Change Challenge. Recuperado de <https://www.wri.org/climate>
- Xu, B., Guo, Z.D., Piao, S.L., & Fang, J.Y. (2010). Biomass carbon stocks in China's forests between 2000 and 2050: a prediction based on forest biomass-age relationships. *Science China Life Sciences*. 53, 776–783. <https://doi.org/10.1007/s11427-010-4030-4>
- Xu, L., Shi, Y., Fang, H., Zhou, G., Xu, X., Zhou, Y., Tao, J., Ji, B., Xu, J., Li, C., & Chen, L. (2018a). Vegetation carbon stocks driven by canopy density and forest age in subtropical forest ecosystems. *Science of the Total Environment*. 631–632, 619–626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.080>
- Xu, M., Ji, H., & Zhuang, S. (2018b). Carbon stock of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) forests along a latitude gradient in the subtropical region of China. *PLoS One* 13(2), e0193024. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193024>

CAPÍTULO III. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y ARREGLO DE SISTEMAS AGROFORESTALES DE CACAO EN TABASCO, MEXICO³

Artículo publicado en Tropical and Subtropical Agroecosystems (2022) en 25(2):1-19

SUMMARY

Background. The floristic composition of the cacao (*Theobroma cacao* L.) agroforestry systems in Tabasco provides a way to describe the genetic and tree diversity of traditional forms of production. **Objective.** to evaluate how the cacao agroforestry systems are floristically composed in the state. **Methodology.** Thirteen plots were sampled in four municipalities, with a total area of 30.5 ha. The species were counted, and the importance, diameter classes, height, and main uses were estimated. **Results.** Seventeen families and 2370 individuals belonging to 36 species were recorded. The dominant families were Fabaceae and Rutaceae; The species with the highest presence (74.5%) were represented by *Cedrela odorata* L, *Erythrina americana* Mill., *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp., *Tabebuia rosea* (Bertol) DC., *Swietenia macrophylla* Willd., *Cocos nucifera* L, *Colubrina arborescens* (P. Mill) Sarg., *Pimenta dioica* L., *Cecropia obtusifolia* Bertol and *Roystonea dunlapiana* P. H. Allen. In addition to providing shade, trees are used to obtain wood, fruit, fencing, or similar medicinal alternatives. On average, each plot has 46 trees per ha, a diversity of 9 different shade trees in young plantations, and 18 species in mature plantations, demonstrating the variety and floristic richness in the agroecosystem. **Implications.** It lays the foundations for future work that quantifies and enhances the environmental services provided by agroecosystems, as its utility on cacao agroforestry systems to preserve wildlife species. **Conclusion.** More studies should be implemented to deepen the knowledge of cocoa agroforestry systems (CAFS), particularly in quantifying and providing environmental services. Maintaining these CAFS will promote biodiversity and other environmental benefits, such as carbon storage, which with integrative plans, can represent alternative sources of income for producers in a sustainable way.

Keywords: Tree diversity, Importance value, Dominance, Richness, *Theobroma cacao* L.

³ Tropical and Subtropical Agroecosystems: <http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.3840>

RESUMEN

Antecedentes. Conocer la composición florística de los sistemas agroforestales de cacao en Tabasco aporta elementos para describir la diversidad genética de éstos y arbórea de las formas tradicionales de producción. **Objetivo.** Evaluar la estructura, composición y diversidad florística de los sistemas agroforestales de cacao en el estado. **Metodología.** Se muestrearon 13 parcelas en cuatro municipios, con superficie total de 30.5 ha. Se contabilizaron las especies y se estimó el valor de importancia, la estructura horizontal y vertical, así como los usos principales. **Resultados.** Muestran que en total se cuantificaron 2370 individuos pertenecientes a 17 familias y a 36 especies. Las familias dominantes fueron Fabaceae y Rutaceae; Las especies más abundantes (67%) fueron: *Cedrela odorata* L., *Erythrina americana* Mill., *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp., *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC., *Swietenia macrophylla* Willd., *Cocos nucifera* L., *Colubrina arborescens* (P. Mill) Sarg., *Pimenta dioica* L., *Cecropia obtusifolia* Bertol. y *Roystonea dunlapiana* P H Allen. Además de sombra, los árboles son utilizados para obtener madera, leña, fruta, cercos o medicinas. En promedio, cada parcela presenta 46 árboles por ha, una diversidad de 9 diferentes especies de árboles de sombra en plantaciones jóvenes y 18 especies en plantaciones maduras, lo que demuestra la variedad y riqueza florística en el agroecosistema ($H' = 2.95$, 30-40 años y $H' = 2.23$, 50-60 años). **Implicaciones.** Sienta las bases para futuros trabajos que cuantifiquen y potencien los servicios ambientales proveídos por los agroecosistemas, así como su utilidad para la conservación de especies silvestres en los sistemas de producción de cacao. **Conclusión.** Deberán implementarse más estudios para profundizar el conocimiento de los sistemas agroforestales de cacao (SAF-C), particularmente en la cuantificación y provisión de servicios ambientales. Mantener estos SAF-C fomentará la biodiversidad y otros beneficios ambientales, como el almacenamiento de carbono, que con planes integrales pueden representar fuente de ingresos alternos de manera sustentable.

Palabras clave: Diversidad arbórea, Valor de importancia, Dominancia, Riqueza, *Theobroma cacao* L.

3.1. Introducción

Los sistemas agroforestales (SAF) son fuente importante de provisión de servicios ecosistémicos cada vez más reconocidos en el mundo y en México. Contribuyen con la reducción de la vulnerabilidad y el impacto de las actividades humanas sobre ecosistemas frágiles y desempeñan un papel clave en el aumento de la resiliencia de los sistemas ante el cambio climático (Nguyen, Hoang, Öborn, & van Noordwijk, 2013). Ayudan a mitigar la contaminación ambiental, controlar la erosión del suelo, mantienen hábitats de vida silvestre, facilitan respuestas flexibles a cambios rápidos en las condiciones ecológicas al tiempo que mantienen los recursos de suelo y agua (Beer et al., 1998).

Un atributo de los SAF es que incrementan la productividad a través de un aprovechamiento diversificado en menor espacio. Dentro de la composición de los SAF se combinan cultivos anuales y perennes, especies herbáceas y leñosas, en términos del número de especies de plantas, las interacciones biológicas, y las prácticas de manejo, son sistemas complejos (Torquebiau, 2007). Destacan sobre los sistemas tradicionales de producción porque su funcionamiento se basa en las relaciones entre las especies, es decir, son sistemas especializados de cultivo a través de tres aspectos esenciales derivados de los ecosistemas naturales: (i) por las relaciones entre las especies (competencia, facilitación), (ii) ofrecen una alta diversidad biológica constitutiva, y (iii) producen una multiplicidad de productos y servicios ambientales (Malézieux, 2012).

En el país cumplen un rol fundamental para el abastecimiento de productos como madera, alimento, forraje, leña, postes, materia orgánica, medicina, cosméticos, aceites y resinas (Beer et al., 2004). Mejoran la estabilidad económica y biológica, recuperan suelos degradados y benefician las propiedades químicas y físicas de los suelos (Torres et al., 2008). Socioculturalmente disminuyen riesgos económicos para las familias al lograr diversificar la producción; emplea mano de obra familiar y mantiene las costumbres sobre las prácticas de uso de la tierra.

Los sistemas agroforestales de cacao (SAF-C) representan una alternativa de uso de la tierra en el sureste del país. Proporcionan diversidad de productos agrícolas y forestales: madera, leña, frutos, forraje, medicinas, sombra para cultivos y animales, protección (en el caso de cortina rompevientos) y mejoramiento del suelo. México es el decimotercer productor mundial de cacao (ICCO, 2016). Sin embargo, por su calidad, el cacao mexicano es uno de los mejores, como se manifiesta en el reciente logro para el cacao de Tabasco al obtener la denominación de origen como “Cacao Grijalva”, único en el mundo (DOF, 2016). Se estima que para el año 2030 el consumo nacional de cacao aumente de 65 a 77 Mt y que la producción nacional se incremente de 26 a 47 Mt (SAGARPA, 2017). Recientemente se impulsa la producción de cacao en los estados de Tabasco y Chiapas para mejorar y aumentar su calidad (SEGOB, 2017). El cacao cultivado en Tabasco significa 69% de la producción nacional, y es seguido por el estado de Chiapas con 30%; juntos constituyen 99% de la producción total (SIAP, 2018).

Los árboles de sombra constituyen un elemento que puede contribuir a la sustentabilidad de este sistema debido a la producción de hojarasca, reciclaje de nutrientes y prevención de erosión de suelos (Alvim y Nair, 1986; Salgado et al., 2007). En este sentido, los SAF-C pueden ser espacios para la conservación de biodiversidad, captura de carbono y amortiguador de condiciones climáticas adversas, aspecto que aún carece de valor para gran parte de las zonas cacaoteras de México y del mundo (Roa et al., 2009; Sánchez-Gutiérrez et al., 2016). También, los SAF-C son sistemas de producción diversificada con mayor capacidad de adaptación ante un clima cambiante (Ramos-Tovar et al., 2015).

Por su carácter de sistema sucesional incorpora componentes agrícolas y forestales que le confieren atributos de sostenibilidad por el hecho de diversificar las fuentes de ingreso y por su contribución a la protección/conservación del recurso suelo-agua-aire y ser un reservorio importante del CO₂ atmosférico (Silva et al., 2013). Por lo anterior, el diseño y manejo de los árboles de sombra en SAF-C determinan en gran medida el valor del cacaotal para la conservación, su diversidad funcional y su

potencial de provisión de bienes y servicios (Tscharntke et al., 2011; Smith Dumont et al., 2014).

El conocimiento de la estructura y función de los árboles que se utilizan como sombra y, particularmente, la de los SAF-C es relevante para sustentar mejores alternativas de producción en el sureste del país. Contar con la información anterior permitirá conocer y resaltar la provisión de servicios ecosistémicos por los SAF-C. Ante el reto que significa el aumento de la demanda y calidad de cacao, es necesario contar con información detallada para sustentar la competitividad en un mercado más consciente de la estabilidad del medio ambiente y con preferencia por cultivos que sean manejados de forma amigable y respetuosa con la naturaleza.

En el sureste mexicano, no obstante las condiciones climáticas óptimas para ser productor principal de cacao en la región, la baja rentabilidad de este producto y la alta incidencia de enfermedades, ha propiciado que muchos productores derriben sus plantaciones para destinar el terreno a la siembra de pastos para la ganadería extensiva y el establecimiento de monocultivos más rentables como la palma de aceite, el litchi, rambután, mangostán y por supuesto, el plátano (Díaz José, Porras Umaña, & Aguilar Ávila, 2013). Derivado de esto, en las últimas décadas, el sureste mexicano ha sufrido severos procesos de degradación causada por la intervención humana particularmente por los cambios de uso de suelo y deforestación (Ramos, Palma, Ortiz, Ortiz y Díaz-Padilla, 2004; Sánchez et al. 2005).

Hasta ahora no se conoce estudio que incluya diagnóstico sobre la función y estructura de los árboles de sombra que intervienen en la actividad, lo cual dificulta el desarrollo de proyectos o investigaciones para el mejoramiento y el conocimiento de los recursos naturales. Es por ello la importancia de cuantificar los recursos disponibles y crear estrategias de producción para un desarrollo sostenible, con especial énfasis en el estado de Tabasco. Si bien se han realizado algunos estudios sobre la composición florística de los SAF-C, como los desarrollados por Sánchez y colaboradores (2016) mediante los cuales evaluaron los árboles maderables y la estructura arbórea en los SAF-C de Cárdenas, Tabasco, así como al realizado por

Salvador-Morales et al. (2019) en el que se analizó la diversidad y estructura de la vegetación arbórea de los SAF-C, no se cuenta con suficientes registros que muestren la estructura de los árboles de sombra que son utilizados en el cultivo del cacao de la Región Chontalpa del estado de Tabasco. Por lo que el objetivo del presente fue caracterizar y analizar la estructura y diversidad arbórea del sistema agroforestal de cacao (*Theobroma cacao* L.) en Tabasco para contar con información sobre edad, usos e integración de los SAF-C típicos de la región. Se espera contribuir con información sobre los SAF-C que, en comparación con otros sistemas terrestres, se posicionan como opción importante de mitigación del cambio climático. Además, proveerá de información regional para fomentar la seguridad alimentaria y mantener la biodiversidad sobre y bajo el suelo, manteniendo los corredores entre bosques protegidos como sumideros de metano (CH₄), la hidrología de las cuencas hidrográficas y la conservación del suelo. Éstos también ayudan a mitigar la demanda de madera y reducen la presión sobre los bosques naturales (Pandey, 2002; Somarriba et al., 2013).

3.2. Materiales y métodos

Zona de estudio. La zona comprende los municipios de Cárdenas, Paraíso, Cunduacán y Comalcalco en el estado de Tabasco (Figura 3.1). Los sitios fueron seleccionados porque concentran 77% de la superficie sembrada de cacao en el estado (SIAP, 2019) y se ubican entre las coordenadas geográficas 14°52' y 14°55' de latitud norte y 92°10' y 92°29' de longitud oeste. La zona es mayormente plana con escasas elevaciones ligeras en los municipios de Cárdenas y Comalcalco. Se distinguen llanura y pequeños lomeríos (INEGI, 2017).

La llanura aluvial es de baja altitud, plana, con suelos profundos y fértiles predominantemente vertisoles, cambisoles y gleysoles, pero con excesos de humedad en la época de lluvias. Fuera de las zonas con SAF-C presenta pastizales introducidos para ganado y cultivos agrícolas diversos tales como cultivos de caña de azúcar, plátano, maíz grano y cítricos (SIAP, 2020). Los pequeños lomeríos registran altitudes entre 20 y 50 msnm, con suelos ácidos de baja fertilidad,

predominantemente vertisoles y gleysoles. La vegetación nativa de la zona de estudio está representada mayormente por sabana y pastizales introducidos (Palma-López, et al., 2007; 2011) mientras que en las regiones de selva alta perennifolia los cultivos principales son la caña, el plátano y el cacao. El cultivo anual más importante es el maíz (Miranda y Hernández X., 1963).

De acuerdo con la clasificación de Köppen modificado por García (1988), el clima predominante es del tipo Am(f) que corresponde a cálido húmedo con lluvias de verano mayores a 10.2% anual. La temperatura media anual es de 26.2 °C con máxima en mayo de 30.6 °C y mínima en enero de 14 °C. La precipitación es en promedio 2052 mm anuales con un máximo mensual de 342 mm en septiembre y mínimo mensual de 6 mm en abril. La lluvia invernal representa el 14.4% del total anual (INEGI, 2017).

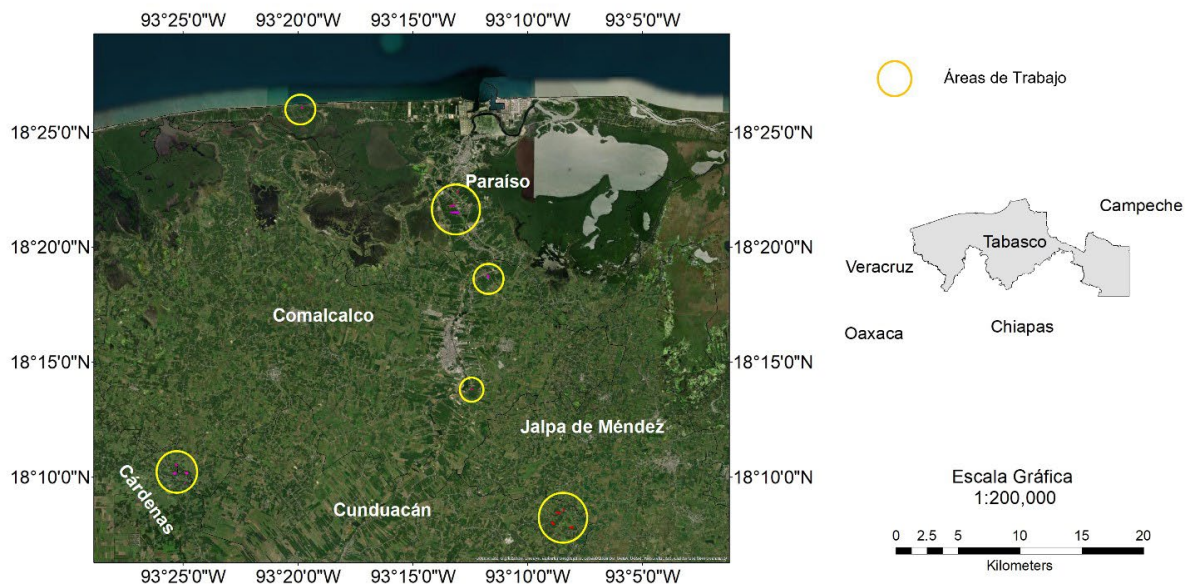


Fig. 3.1. Localización de áreas de trabajo.

Muestreo de la vegetación. Para conocer la composición florística, diversidad y estructura arbórea de los SAF-C se muestrearon 13 parcelas con una superficie total de 30.5 ha. Las parcelas varían de 1.0 a 8.0 ha. observando un valor medio de 2.5 ha. En cada parcela se estableció 1 punto de muestreo ubicado sistemáticamente en

donde el productor señaló que se encontraba el centro de la parcela y dividido en cuatro cuadrantes (PMC, 2011). La forma del área de muestreo para el inventario fue circular y con dos círculos concéntricos: la unidad principal de muestreo fue 1,000 m² y la unidad secundaria de 400 m² (Figura 3.2). Dentro de esta última se tuvieron a su vez otras dos áreas de muestreo, una para la medición de arbustos y otra para el estrato herbáceo en caso de presentarse. Entre el círculo de 1,000 m² y el de 400 m² se midió y registró sólo el arbolado cuyo diámetro normal (DN) a la altura de 1.3 m sobre la superficie del suelo fue igual o mayor a 20 cm. En el sitio de 400 m² se midió y registró el arbolado cuyo DN fue igual o mayor a 7.5 cm y menor o igual a 20 cm. Se registró cada una de las especies de árboles de sombra y arbustos que se encontraron en las parcelas, así como las de cacao. El muestreo tuvo una orientación de norte a sur, de acuerdo con lo sugerido por Woldemariam et al. (2008).

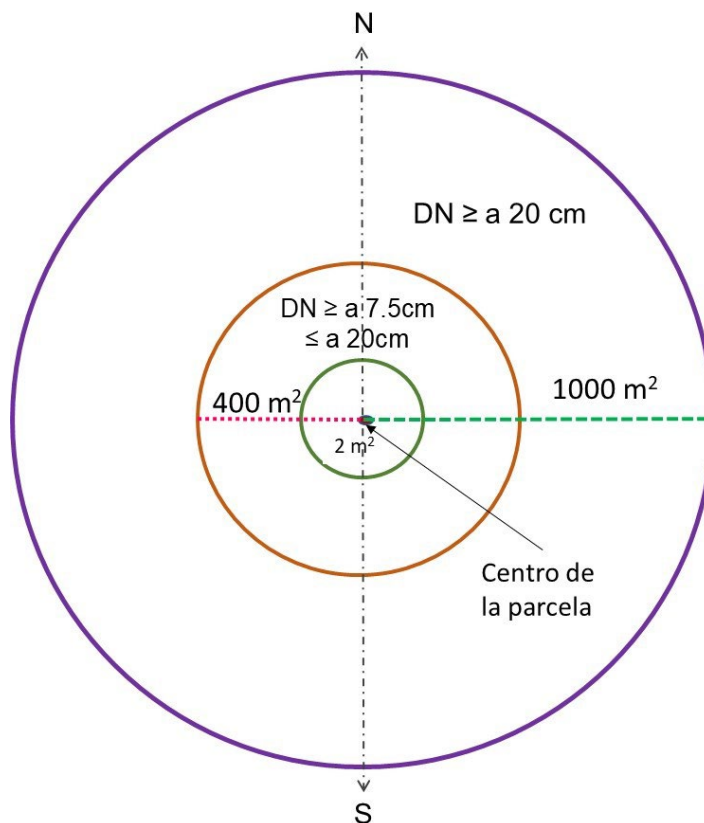


Fig. 3.2. Diseño metodológico para el muestreo de la vegetación.

En cada unidad de muestreo se realizó un inventario de las especies arbóreas usadas para sombra, así como de los árboles de cacao. Para los árboles de cacao se registró el diámetro normal y altura total; de las especies de sombra se registró el nombre común, el total de plantas y las variables dasométricas altura total y diámetro normal en centímetros. Para estas mediciones se utilizó una cinta diamétrica, mientras que la altura fue estimada mediante un clinómetro tipo Haga. Se registraron los nombres comunes de las especies arbóreas de acuerdo con lo comentado por los productores y se realizó su clasificación taxonómica a nivel de familia, género y especie con ayuda de investigadores de la zona y registros sobre las especies en la zona de estudio.

Análisis estructural de SAF-C. Para conocer la estructura se calcularon valores de densidad, frecuencia y dominancia por especie, con el fin de obtener el índice de valor de importancia (IVI) que considera la densidad relativa, dominancia y frecuencia relativas (Curtis y McIntosh, 1951; Villavicencio-Enríquez y Valdez-Hernández, 2003). Los valores de frecuencia de cada especie y diversidad de las especies se determinaron con las siguientes fórmulas (Mueller-Dumbois y Ellenberg, 1974):

$$Fr = \left(\frac{\text{plantaciones en que está presente la especie}}{\text{No. total de plantaciones}} \right) * 100 \quad (1)$$

$$F_{\text{relativa}} (FR) = \left(\frac{Fr \text{ cada especie}}{Fr \text{ de todas las especies}} \right) * 100 \quad (2)$$

$$\text{Diversidad por especie por plantación} (DR) = \frac{\text{No. especies}}{\text{plantación}} \quad (3)$$

$$\text{Abundancia Relativa} (ABR) = \frac{\text{frecuencia de la especie}}{\text{Total de especies}} \quad (4)$$

De cada individuo se registraron los nombres comunes asignados en la región, mismos que fueron proporcionados por los dueños de las parcelas.

Los individuos registrados se agruparon en familias, géneros y especies, incluyendo nombres comunes y ubicación geográfica de las parcelas donde fueron localizados. Por otra parte, las especies registradas se agruparon de acuerdo con los principales usos alternativos que los productores reportaron.

Los datos dasométricos se ordenaron por parcela y edad de la plantación evaluada. La estructura de los SAF-C se evaluó para cada parcela, así como para los cuatro grupos de edades en conjunto por medio del índice de valor de importancia relativa (IVI), el cual se estimó a partir del área basal relativa, densidad y frecuencia relativas de especies, calculándose a partir de la ecuación 5.

$$IVI = \frac{ABR+FR+DR}{3} \quad (5)$$

donde ABR es el área basal relativa, FR es la frecuencia relativa y DR es la densidad relativa (Cox 1981). Se realizó una agrupación por edad de la plantación y clase diamétrica de las especies más representativas que, en suma, significan 50% y hasta 75% del IVI, para elaborar histogramas de cada una de ellas.

Los datos de alturas y diámetro normal fueron recabados durante las mediciones realizadas en los recorridos de campo y, mediante la aplicación de entrevistas semiestructuradas a los productores, donde se realizaron los muestreos, se recopiló información para conocer el nivel de manejo que se da al sistema productivo que incluía superficie de la parcela, variedad de cacao, edad de la plantación, prácticas agrícolas, rendimientos estimados, especies asociadas, realización de podas (de manejo o fitosanitarias) a los árboles de cacao y de sombra, deshierbes, manejo del cacao, usos de árboles de sombra, fertilización, entre otros.

Diversidad, uniformidad y similitud de especies. A partir de la información obtenida se calculó la diversidad de especies, géneros y familias de plantas asociadas al agroecosistema cacao. Para estimar la *heterogeneidad* de las especies se calculó el índice de Shannon-Wiener (H') mediante:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln(P_i) \quad (6)$$

Donde P_i es igual a la abundancia proporcional de la i -ésima especie, es decir $(\frac{n}{N})$ y S es el número de especies. La *diversidad de las especies* se calculó mediante el índice de Simpson (λ) cuyo valor va de 0 a 1: entre más cercano sea el valor a 1 es

menor la diversidad del hábitat y cuando el valor se acerca a 0 la diversidad del hábitat es mayor:

$$\lambda = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \quad (7)$$

Donde S es el número de especies, N es el total de organismos presentes (o unidades cuadradas) y n es el número de ejemplares por especie. La *riqueza de especies* (D_α) se calculó a través del índice de Margalef, donde S es el número de especies y N es el número total de individuos.

$$D_\alpha = \frac{S-1}{\log N} \quad (8)$$

Con el fin de conocer la similitud entre las poblaciones agroforestales de cacao se calculó mediante el *coeficiente de Sorensen* (SI) el cual se basa en la presencia-ausencia de especies entre dos sistemas cuyos valores varían de cero a 1 conforme son más similares (Magurran 1988).

$$SI = \frac{2C}{A+B} \quad (9)$$

El coeficiente de Jaccard (C_j) se basa en la relación de presencia-ausencia entre el número de especies en cada sistema y el número total de especies (Stiling, 1999), dado por:

$$C_j = \frac{C}{A+B-C} \quad (10)$$

Donde A es el número de especies encontradas en el sistema A; B es el número de especies encontradas en el sistema B y C, el número de especies comunes a ambos sistemas. La Equidad (E) o uniformidad se calculó mediante la siguiente ecuación; en donde valores cercanos a 0 representan la dominancia de una sola especie y aquellos con valores cercanos a 1 especies igualmente abundantes.

$$E = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (11)$$

Se comparó la varianza de la diversidad de las poblaciones de las cuatro edades. Finalmente, se elaboraron perfiles semirrealistas para representar la diversidad en los SAF-C por grupos de edad de acuerdo con las especies con mayor IVI.

3.3. Resultados y discusión

Se muestrearon trece parcelas con SAF-C. Los resultados muestran que la edad de las plantaciones de cacao varia de 17 a 60 años con una predominancia de parcelas (7) ubicadas en el rango de edad de 30 a 40 años mientras que la superficie de producción va de 1 a 8 ha (Cuadro 3.1, Anexo 1).

Composición y arreglo de los SAF-C. En cuanto a la composición florística se encontraron 2370 individuos pertenecientes a 36 especies agrupados en 17 familias (Cuadro 3.1, Anexo 2). Lo anterior es parecido con lo descrito por Ramos (2001) en 9 ha de SAF-C al registrar 33 especies pertenecientes a 31 géneros y 17 familias. Las siete especies con el mayor número de individuos del total de los sitios muestreados fueron *Cecropia obtusifolia* Bertol, *Cedrela odorata* L, *Cocos nucifera* L., *Erythrina americana* Mill., *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp., *Swietenia macrophylla* Willd. y *Tabebuia rosea* (Bertol) DC.; las cuales significaron 68 % del total de los árboles registrados. Resultados similares reportaron a *E. americana* como una de las especies de sombra de mayor presencia (Cordova *et al.*, 2001; Sánchez *et al.*, 2016; Sánchez *et al.*, 2017) en plantaciones de cacao, esto puede deberse a que *E. americana* presenta un rápido crecimiento en comparación con otras especies además de ser utilizada por su importancia como una especie fijadora de nitrógeno.

Las familias predominantes fueron Fabaceae con 5 especies, Rutaceae 5, Malvaceae 3, Arecaceae 3, Anacardiaceae 2, Meliaceae 2 y Myrtaceae con 2 especies. Sin embargo, cada familia está representada de forma diferente dependiendo de la edad de la plantación, sobresaliendo en tres de los cuatro grupos, las familias Meliaceae y Fabaceae.

La preferencia de especies de uso maderables como árboles de sombra en el cultivo de cacao fue evidente en todos los sitios de estudio debido a que además de la

sombra que proveen son una alternativa económica para los productores. Esto coincide con información reportada por Salvador-Morales et al., 2019; Sánchez Gutiérrez et al., 2017; Ramírez-Meneses et al., 2013, quienes registraron que en sistemas agroforestales de cacao de Tabasco la familia predominante fue Fabaceae. Otros estudios (Orozco y Somarriba, 2003) han reportado que las familias predominantes fueron Moraceae y Anacardiaceae.

Las especies que muestran un mayor IVI son especies casi en su totalidad de índole maderables (*C. odorata*, *E. americana*), excepto por *Cocos nucifera* L. y *Mangifera indica* L., preferidas por los productores por la sombra que les proporcionan y al ser especies que pueden ser fácilmente aprovechables para la venta u obtención de maderas, o en el caso de las especies frutales con un IVI significativo con respecto al resto de las especies encontradas, les proporcionan frutos que pueden ser comercializados fácilmente en la zona y que ayudan a diversificar los ingresos familiares cuando el precio del cacao es bajo o que pueden servir como alimento para la familia.

El IVI o valor de importancia de las especies en los diferentes rangos de edad se presenta en la Cuadro 3.1. En los sitios de ≥ 10 a ≤ 20 años, las 3 especies que representan el 67% de los individuos son *E. americana*, *S. macrophylla* y *C. odorata*, registrando las dos primeras, las mayores áreas basales con 43.23 y 31.34 m² ha⁻¹.

En los sitios de ≥ 20 a ≤ 30 años, las dos especies que representan el 63% del total de los individuos registrados son *C. nucifera* y *E. americana* coincidiendo con Oke y Odebiyi (2007) en SAF de cacao en Nigeria, donde los sistemas de producción cuentan con plantaciones adultas, rendimientos más bajos por hectárea, la falta de implementación de buenas prácticas por parte de los agricultores y la falta de disponibilidad de insumos (Boshler, 2012).

En los sitios maduros (≥ 30 y ≤ 40 años) el número de especies registrado fue mayor que en el resto de los sitios, contabilizando al menos 20 de las 33 especies además de que el área basal superó 233.7 y 150.63 m² ha⁻¹.

Cuadro 3.1. Densidad, Área basal, abundancia relativa (ABR), frecuencia (FR), dominancia (DR) e índice de valor de importancia (IVI) de las familias arbóreas de los sistemas agroforestales cacao.

Edad de la plantación	Familia	Especie	Nombre común	Diámetro (cm)	Altura (m)	Individuos (ha)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	ABR	DR	FR	IVI
≥10 y ≤20 años (1 parcela)	Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill	Mote	39.1	11.0	60	43.23	38.19	23.08	27.2 7	29.51
	Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> Will	Caoba	32.5	12.4	60	31.34	27.68	23.08	27.2 7	26.01
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	14.7	8.7	50	5.06	5.36	19.23	11.3 6	11.98
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Macuili	25.2	11.3	30	4.92	8.69	11.54	6.82	9.02
	Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i> P. H. Allen	Palma real	30.3	6.5	20	2.89	7.65	7.69	9.09	8.14
	Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> L. Royen	Chicozapote	42.0	12.0	10	1.39	7.34	3.85	4.55	5.25
	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	31.5	10.0	10	0.78	4.13	3.85	4.55	4.17
	Fabaceae	<i>Tamarindus indica</i> L.	Tamarindo	13.5	8.0	10	0.14	0.76	3.85	4.55	3.05
	Musaceae	<i>Musa</i> sp	Plátano	7.1	2.0	10	0.04	0.21	3.85	4.55	2.87
≥20 y ≤30 años (3 parcelas)	Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i> L.	Palma cocotera	26.63	9.98	200	233.71	24.66	43.48	16.6 7	28.27
	Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill	Moté	48.39	8.22	90	150.63	35.31	19.57	8.33	21.07
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Macuili	30.12	11.33	60	27.23	9.58	13.04	16.6 7	13.10
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	39.85	10.75	40	21.19	11.18	8.70	16.6 7	12.18
	Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	Pimienta	30.27	4.73	30	7.75	5.45	6.52	8.33	6.77
	Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam	Castaño	73.30	12.00	10	4.22	8.90	2.17	8.33	6.47
	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Steud	Cocohite	48.60	8.00	10	1.86	3.91	2.17	8.33	4.81
	Annonaceae	<i>Annona reticulata</i> L.	Anona	20.00	8.50	10	0.31	0.66	2.17	8.33	3.72
	Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i> (P.Mill) Sarg	Tatuán	14.50	8.00	10	0.17	0.35	2.17	8.33	3.62
≥30 y ≤40 años (7 parcelas)	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Steud	Cocohite	29.21	10.15	200	380.76	15.32	15.04	10.5 3	13.63
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	32.73	14.53	180	341.13	15.25	13.53	10.5 3	13.1
	Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill.	Moté	28.54	14.96	120	108.34	7.26	9.02	8.77	8.35

Edad de la plantación	Familia	Especie	Nombre común	Diámetro (cm)	Altura (m)	Individuos (ha)	Área basal (m² ha⁻¹)	ABR	DR	FR	IVI
	Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol	Guarumo	30.63	6.92	130	161.14	9.97	9.77	3.51	7.75
	Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> Willd.	Caoba	30.78	11.59	110	97.43	7.13	8.27	7.02	7.47
	Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i> (P. Mill) Sarg	Tatuán	28.41	13.44	90	65.32	5.84	6.77	7.02	6.54
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Macuili	28.47	18.57	70	32.02	3.68	5.26	7.02	5.32
	Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i> P.H. Allen	Palma real	26.04	13.29	70	31.49	3.62	5.26	3.51	4.13
	Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> L.	Pimienta	44.33	10.33	30	19.33	5.18	2.26	3.51	3.65
	Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> Lodd. Ex Mart.	Palma coyol	40.17	13.00	30	12.17	3.26	2.26	3.51	3.01
	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Jobo	28.74	3.16	50	19.02	3.06	3.76	1.75	2.86
continuación... ≥30 y ≤40 años (7 parcelas)	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	24.67	14.33	30	4.40	1.18	2.26	3.51	2.32
	Fabaceae	<i>Diphysa robinoides</i> Benth.	Chipilin	11.25	10.00	40	1.68	0.34	3.01	3.51	2.28
	Rutaceae	<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck	Limón dulce	46.30	4.50	20	6.75	2.72	1.50	1.75	1.99
	Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba	70.00	3.50	10	3.85	3.10	0.75	1.75	1.87
	Especie desconocida	<i>Sin identificar</i> ¹		40.25	5.75	20	5.73	2.30	1.50	1.75	1.85
	Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill	Aguacate	18.00	7.00	20	1.05	0.42	1.50	3.51	1.81
	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Guácimo	34.10	8.00	20	3.73	1.50	1.50	1.75	1.59
	Rutaceae	<i>Citrus aurantifolia</i> (Christm) Swingle	Limón	59.50	7.00	10	2.78	2.24	0.75	1.75	1.58
	Rutaceae	<i>Citrus aurantium</i> L	Naranja agria	59.30	8.00	10	2.76	2.22	0.75	1.75	1.58
	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> Sarg.	Palo Mulato	46.00	22.00	10	1.66	1.34	0.75	1.75	1.28
	Malvaceae	<i>Theobroma bicolor</i> Hump	Pataxte	44.20	9.00	10	1.53	1.23	0.75	1.75	1.25
	Malvaceae	<i>Hibicus costatus</i> A. Rich	Tulipan	35.20	14	10	0.97	0.78	0.75	1.75	1.10
	Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> L. Osb.	Naranja	31.80	9.00	10	0.79	0.64	0.75	1.75	1.05
	Verbenaceae	<i>Cornutia pyramidata</i> L.	Robo lagarlo	19.30	14.00	10	0.29	0.24	0.75	1.75	0.91
	Especie desconocida	<i>Sin identificar</i> ²	Pochicotillo	14.60	9.00	10	0.17	0.13	0.75	1.75	0.88
	Fabaceae	<i>Inga jinicuil</i> Schldl. & Cham. Ex G. Don	Jinicuil	8.30	19.00	10	0.05	0.04	0.75	1.75	0.85
≥50 y ≤60 años (2 parcelas)	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	40.26	15.60	50	32.71	17.67	15.63	12.50	15.27
	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Steud	Cocohite	47.88	11.00	40	35.09	23.71	12.50	6.25	14.15

Edad de la plantación	Familia	Especie	Nombre común	Diámetro (cm)	Altura (m)	Individuo s (ha)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	ABR	DR	FR	IVI
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC	Macuili	16.32	10.83	60	8.31	3.74	18.75	12.5 0	11.66
	Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill.	Mote	42.45	10.00	40	22.72	15.34	12.50	6.25	11.37
	Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> L. Royen	Chicozapote	62.65	12.00	20	12.49	16.88	6.25	6.25	9.79
	Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i> (P. Mill) Sarg	Tatuán	25.15	11.00	20	1.99	2.68	6.25	12.5 0	7.14
	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Jobo	25.00	5.67	30	4.48	4.03	9.38	6.25	6.55
	Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> L.	Pimienta	63.50	13.00	10	3.17	8.56	3.13	6.25	5.98
	Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i> P.H. Allen	Palma real	39.00	13.00	10	1.19	3.23	3.13	6.25	4.20
	Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol	Guarumbo	33.10	10.00	10	0.86	2.33	3.13	6.25	3.90
	Rutaceae	<i>Citrus x reticulata</i> Blanco	Mandarina	21.00	7.00	10	0.35	0.94	3.13	6.25	3.44
	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	19.10	8.00	10	0.29	0.77	3.13	6.25	3.38
	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Guácimo	7.60	7.00	10	0.05	0.12	3.13	6.25	3.17

*Especies en negritas son aquellas que representan el 75% de Índice de Valor de Importancia (IVI) por grupo de edad.

Diversos estudios han demostrado los beneficios de la diversidad de árboles de alta sombra para el cacao, como la supresión de malezas y plagas, ayudan al reciclamiento de nutrientes del suelo y la reducción del estrés fisiológico del cacao. En los sitios de ≥ 50 a ≤ 60 años, se registraron el 39% del total de las especies, siendo la de mayor importancia (IVI 15.27, ABR 17.7) *C. odorata* pero la que presentó mayor abundancia de individuos fue *G. sepium* (ABR 23.7, IVI 14.15).

Las especies arbóreas pertenecientes a la familia Fabaceae mejoran los nutrientes del suelo mediante la fijación de nitrógeno, proporcionan sombra rápida, mantienen el suelo a su alrededor fresco y húmedo, o son fuentes importantes de material de construcción local y madera comercial (Asase et al., 2009). Los usos más comunes de los árboles de sombra son medicinales, producción de madera (cercos, casas) frutales, ornamentales y condimentos (Anexo 2). Tschardt et al. (2011) afirman que el mantenimiento de árboles maderables de alto valor, como los registrados en este estudio, sirven como un fondo de inversión para los productores de cacao y sus familias.

Algunos productores reportan baja en la producción (menos de 300 kg ha⁻¹) debido a la edad de las plantaciones, así como a problemas fitosanitarios derivados de la presencia de moniliasis. Patiño et al. (2018), observó que el cacao reduce su producción después de 25 años por lo que algunas parcelas requieren ser renovadas. La producción obtenida por ciclo promedio es de 750 kg ha⁻¹ de grano de cacao seco.

Sobre la estructura vertical y horizontal los resultados se presentan en la figuras 3.3a y 3.3b. La altura total promedio del componente arbóreo fue de 10.88 m, predominando en los cinco rangos de altura, la de 5-10 m, que corresponde al 49 % del total de los individuos registrado y al 44 % del total de las especies encontradas en los SAF-C estudiados. En el rango de 0.5 a ≥ 5 m se registró un 6.7% de los individuos por hectárea significando el 11.8 % de las especies reportadas mientras que en el rango de altura de 10 a 15 m se concentró el segundo mayor porcentaje con 31.2 % de los individuos, lo cual representa el 38.2% de las especies y el 12.6 % restante correspondió a los rangos de 15 a 20 m (8.4%

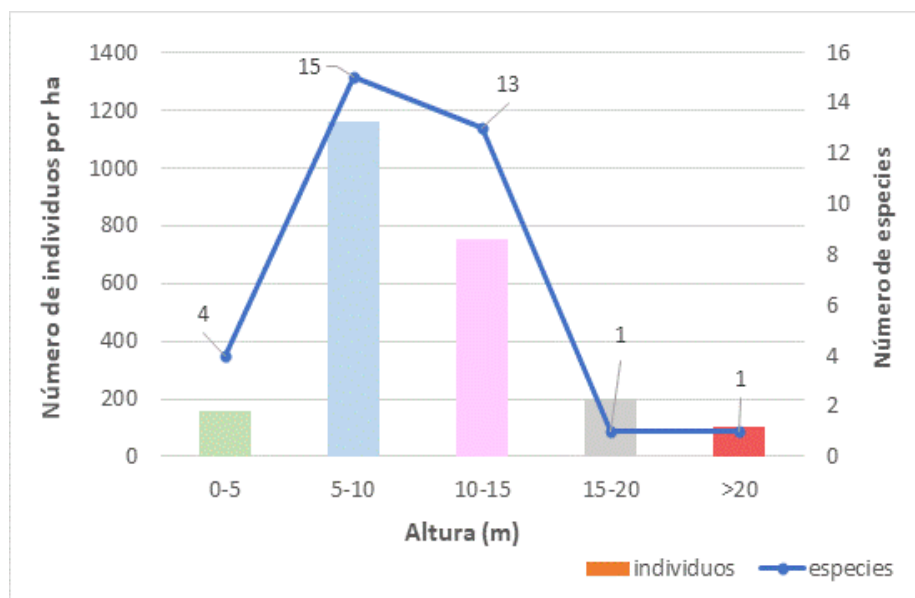
individuos, 2.94 % especies) y mayores a 20 m (4.2 % individuos, 2.94% especies). Derivado de esto, se diferenci3 el componente arb3reo en tres estratos: inferior (≤ 5 m), medio (>5 m y ≤ 10 m) y superior (>10 m).

En cuanto a los valores de diámetro a la altura del pecho (DAP), el promedio del total de las especies fue de 31.45 cm, variando de 2 a 83.5 cm. En el grupo de 10-20 años, el DAP con mayor número de individuos se obtuvo entre los 30-40 cm de DAP representando el 46% del total. En el grupo de 20-30 años, el 37% de los individuos se encontró en la categoría de 20-30 cm DAP. Para el grupo de 30-40 años, los DAP variaron desde los 2 cm hasta por arriba de 60cm, distribuyéndose el 51% de los individuos entre las categorías de 10-20 cm (21%) y de 20-30 cm (30%). Finalmente, en el grupo de 50-60 años, el mayor número de individuos se registró en la categoría de 20-30 cm (30.3%) (Figura 3.3b).

En cuanto a la estructura vertical y horizontal entre la categorización de las parcelas de acuerdo con las edades, se obtuvo que el mayor número de individuos se concentra en el rango de altura de 5 a 10 m en las cuatro categorías de edad y en cuanto a la estructura horizontal, el mayor número se concentró en el rango de 20 a 30 cm. En ambos casos, las parcelas agrupadas en la categoría de 30 a 40 años son las que sobresalen con respecto al resto, esto es debido a que más del 50 % de las parcelas se ubicaron en este rango de edad (Figuras 3.4a y 3.4b).

Los SAF ubicados en la localidad Santana del municipio de Cárdenas registraron mayor AB, con un valor medio de $64.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ por las especies *Erythrina americana* y *Gliricidia sepium* que fueron las predominantes; la menor AB la presentaron los SAF-cacao ubicados en Huimango con $3.7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. La altura promedio para los árboles de sombra varió de 0.7 m a 24 m, donde las especies que registran más altura fueron *Roystonea dunlapiana*, *Tabebuia rosea*, *Cedrela odorata* y *Swietenia macrophylla* con 24, 23 y 22 m respectivamente.

a)



b)

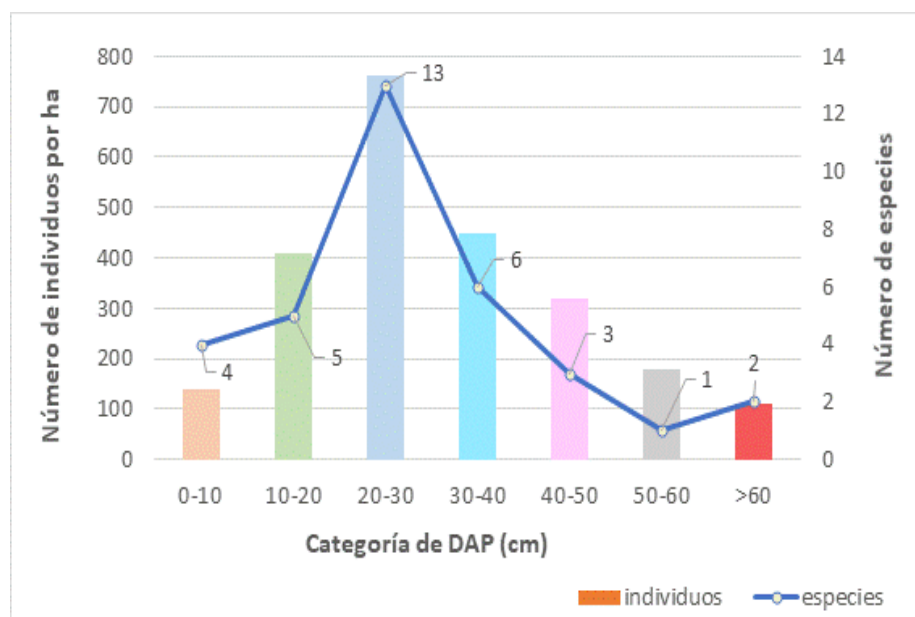
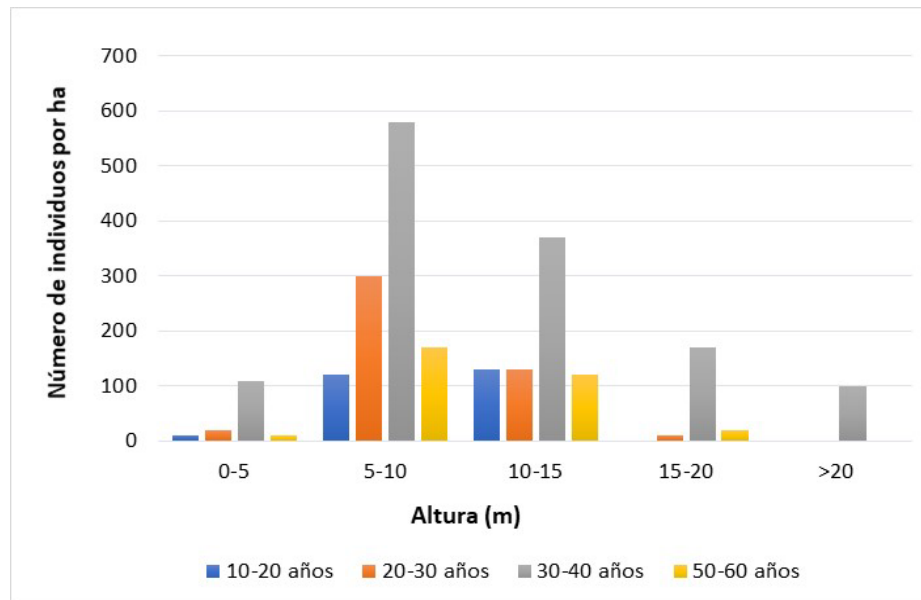
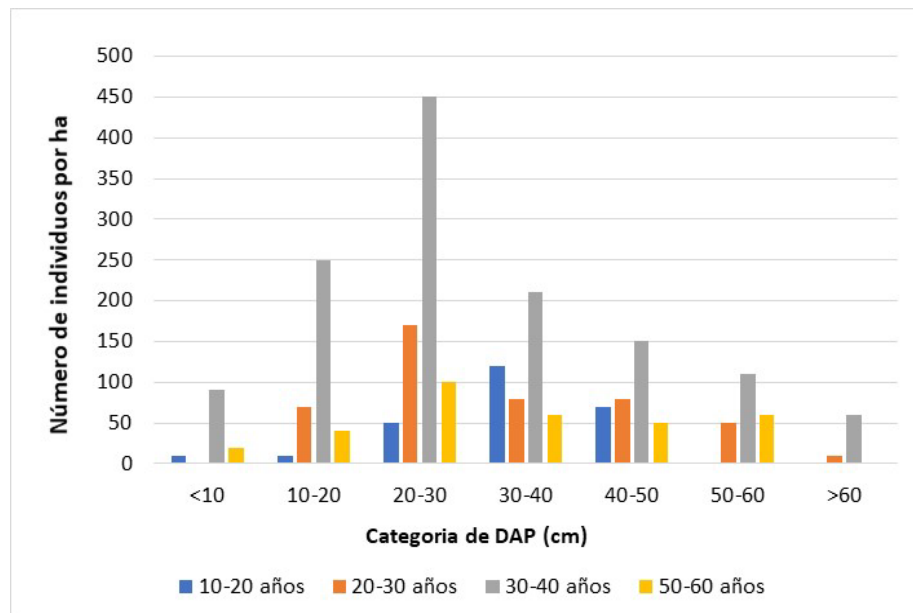


Fig. 3.3. Estratificación vertical del componente arbóreo (a) y estructura horizontal (b).

a)



b)



a)

Fig. 3.4. Estratificación vertical por rango de edades del componente arbóreo (a) y estructura horizontal (b).

Los resultados del presente estudio son comparables a los estudios realizados en sistemas agroforestales de cacao en África y otros sistemas como el café, y los olivares. Del mismo modo, Bandanaa et al. (2014) informaron una mayor diversidad de especies en las parcelas de cacao de la región Ashanti de Ghana, donde los productores de cacao buscan explotar los beneficios adicionales que conlleva la introducción o mantenimiento de una mayor diversidad de árboles de sombra en sus parcelas. En general, la gran riqueza y diversidad de especies en los cacaotales estudiados muestran el potencial que estos sistemas tienen para la conservación de especies arbóreas (Gockowski et al., 2010).

Derivado de lo anterior, se diseñaron cuatro perfiles semirrealistas de los estratos y los arreglos forestales del SAF-C que se encuentran en las parcelas estudiadas, las cuales se muestran en la figura 3.5.

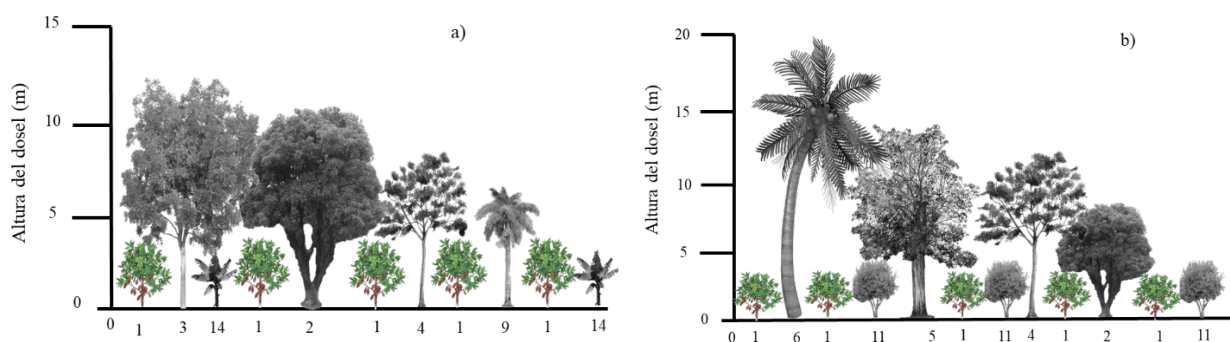


Fig. 3.5a y 3.5b. Perfiles semirrealistas según los estratos y arreglos del SAF-C. **a)** Edad de la plantación de **10 a 20** años, Estrato inferior: 1. Cacao (*Theobroma cacao*), 14. Plátano (*Musa* sp); Estrato medio: 9. Palma real (*Roystonea dunlapiana*), 4. Cedro (*Cedrela odorata*); Estrato superior: 2. Moté (*Erythrina americana*), 3. Caoba (*Swietenia macrophylla*). **b)** Edad de la plantación de **20 a 30** años, Estrato inferior: 1. Cacao (*Theobroma cacao*), 11. Pimienta (*Pimenta dioica*); Estrato medio: 2. Moté (*Erythrina americana*); Estrato superior: 6. Palma cocotera (*Cocos nucifera*) 5. Macuilí (*Tabebuia rosea*), 4. Cedro (*Cedrela odorata*).

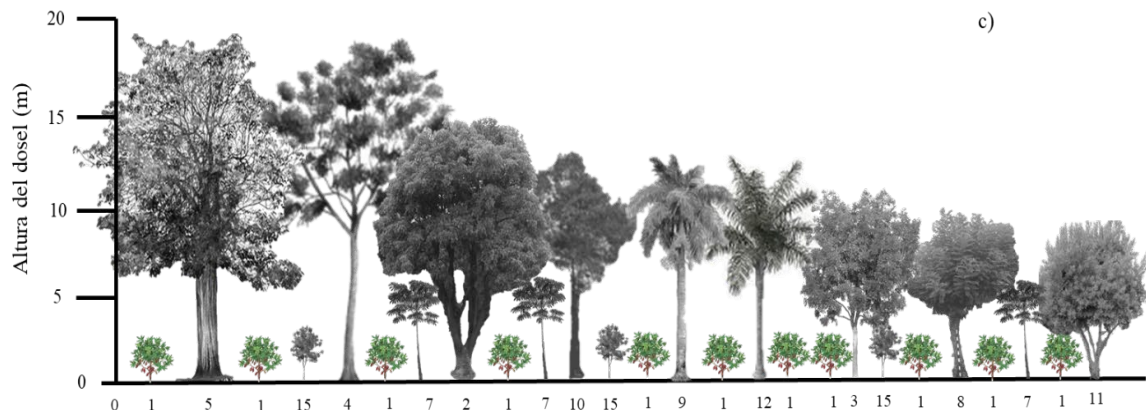


Fig. 3.5c. Perfiles semirrealistas según los estratos y arreglos del SAF-C. Edad de la plantación de 30 a 40 años; Estrato inferior: 1. Cacao (*Theobroma cacao*), 15. Jobo (*Spondias mombin*); Estrato medio: 7. Guarumbo (*Cecropia obtusifolia*), 11. Pimienta (*Pimenta dioica*), 8. Cocohite (*Gliricidia sepium*); Estrato superior: 3. Caoba (*Swietenia macrophylla*), 9. Palma real (*Roystonea dunlapiana*), 12. Palma coyol (*Acrocomia aculeata*), 10. Tatuán (*Colubrina arborescens*), 2. Moté (*Erythrina americana*), 4. Cedro (*Cedrela odorata*), 5. Macuilí (*Tabebuia rosea*).

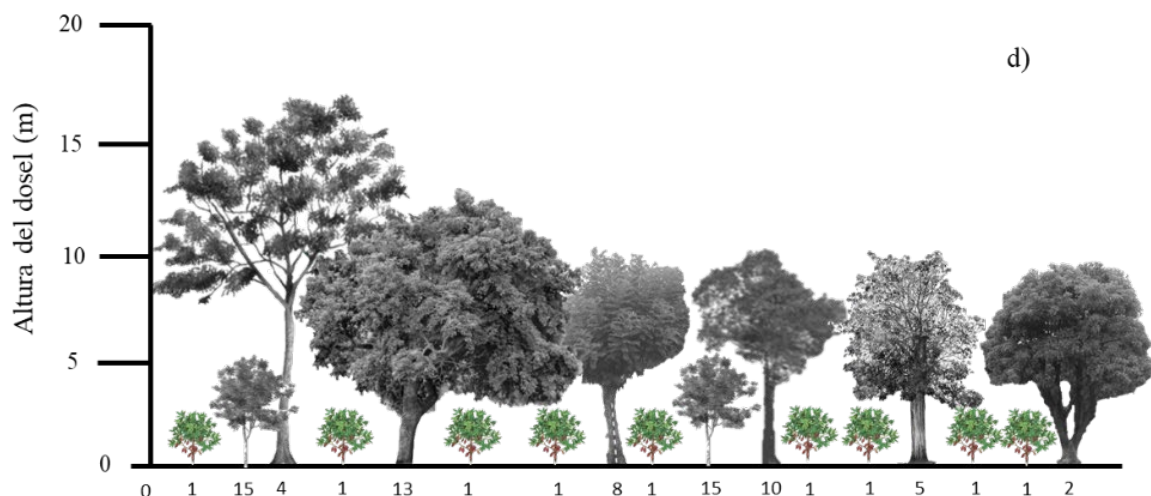


Fig. 3.5d. Perfiles semirrealistas según los estratos y arreglos del SAF-C. Edad de la plantación de 50 a 60 años. Estrato inferior: 1. Cacao (*Theobroma cacao*), 15. Jobo (*Spondias mombin*); Estrato medio: 2. Moté (*Erythrina americana*); Estrato superior: 5. Macuilí (*Tabebuia rosea*), 8. Cocohite (*Gliricidia sepium*), 10. Tatuán (*Colubrina arborescens*), 13 Chicozapote (*Manilkara zapota*), 4. Cedro (*Cedrela odorata*).

El perfil mostrado en el inciso a) de la figura 3.5, al ser el más joven, el arreglo del SAF-C presentó un menor número de especies en comparación con el resto de los perfiles (ver Figuras 3.4b, c y d), en contraste con el perfil c), donde el SAF-C cuenta con un gran número de árboles de sombra para distintos usos, lo que a su vez

podría afectar la producción de cacao al tener una mayor cobertura a la deseada, generando algunos problemas fitosanitarios como la presencia en mayor índice de moniliasis o de manejo, ya que, al existir tantos árboles en el estrato superior, complica las labores de podas para manejo de sombra y fitosanitarias.

En cuanto a los valores obtenidos de los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') los SAF-C con edades entre 30 y 50 años tienden a tener una mayor diversidad de especies ($H'=2.95$, 30-40 años y $H'=2.23$, 50-60 años) comparados con los que tienen entre 10-20 años ($H'=1.94$) y 20-30 años ($H'=1.72$). Lo anterior coincide con lo reportado por Salgado et al., (2007) donde encontraron que la diversidad forestal de sistemas agroforestales de cacao en la Región de Soconusco, Chiapas varió de 2.74 a 2.99. Zarco- Espinoza et al. (2010) analizaron la diversidad de la vegetación arbórea en Macuspana, Tabasco registrando valores de diversidad similares a los encontrados por estos estudios por lo que podría relacionarse la diversidad vegetal con la intensidad de manejo que se les da a los sistemas, provocando así una disminución de la diversidad arbórea a medida que se intensifica el manejo de los sistemas de producción de cacao.

El comportamiento del índice de diversidad (Cuadro 3.2) también se comprueba con los valores obtenidos del índice de Simpson (λ), donde la categoría de 30-40 años ($\lambda=0.09$) es la que tiene una mayor diversidad de especies comparada con las categorías de 50-60 años ($\lambda=0.11$), 10-20 años ($\lambda=0.17$) y finalmente la más homogénea en su composición es la categoría de 20-30 años ($\lambda=0.22$).

En cuanto a los resultados de equidad de especies, muestran que las especies son igualmente dominantes en la mayoría de las categorías, sin embargo, es mayor la equidad en aquellos cuya edad ronda entre los 30-40 años ($E=0.98$), disminuyendo ligeramente en aquellos de las categorías 10-20 años y 50-60 años ($E=0.88$ y 0.87 , respectivamente), mientras que en la categoría de 20-30 años, aunque se muestra una equidad ($E=0.78$), existe la dominancia de algunas especies. Los resultados para los índices de Sorensen y Jaccard entre las cuatro categorías de edades, indicaron que los SAF de cacao indican en su mayoría, una tendencia hacia la similitud media de especies que presenta cada categoría.

Cuadro 3.2. Diversidad (H' , λ), Riqueza ($D\alpha$), Equidad (E) y Similitud de especies (SI , C_j)

Categoría	H'	λ	$D\alpha$	E
10-20 años	1.94	0.17	1.44	0.88
20-30 años	1.72	0.22	1.27	0.78
30-40 años	2.95	0.09	3.03	0.97
50-60 años	2.23	0.11	2.08	0.87
	SI		C_j	
10-20 vs 20-30	0.33		0.20	
10-20 vs 30-40	0.33		0.19	
10-20 vs 50-60	0.55		0.38	
20-30 vs 30-40	0.40		0.25	
20-30 vs 50-60	0.55		0.38	
30-40 vs 50-60	0.53		0.36	

Como se observa, la diversidad de los SAF cacao entre las categorías de edad muestran diferencias. Estos hallazgos concuerdan con lo reportado por otras investigaciones realizadas en sistemas cacaotales del estado de Tabasco. Salvador-Morales et al. (2019) reportan que la diversidad en SAF-C con una edad de 40 años tiene valores más altos de diversidad que aquellos más jóvenes o viejos e incluso que son ligeramente más equitativos que las categorías por debajo de los 30 años.

Las parcelas jóvenes presentan un IVI mayor en especies que les representan una alternativa de comercialización de madera, así como de aprovisionamiento de esta para uso doméstico. La dominancia por las especies frutales (tales como coco, mango y jobo), se presenta de manera general en todos los sitios concordando con lo reportado por Asigbaase et al. (2019) y Tondoh et al. (2015) lo cual podría ser un indicativo de la transformación deliberada del paisaje por parte de los agricultores para reemplazar las especies nativas que tradicionalmente se han cultivado (macuilís, macayo, palo mulato, palma real, guácimo, ceiba, acacias) con cacao a especies que proporcionan beneficios alimenticios y medicinales (Dawoe et al., 2016).

Se ha demostrado que la edad de las plantaciones de cacao cumple un rol importante en las plantaciones de la zona de trabajo, no solo por la diversidad de

especies de árboles de sombra y la finalidad que los productores persiguen, si no la significativa influencia que tienen la edad sobre la productividad de las plantaciones y los bajos rendimientos que se ha demostrado tienen las plantaciones mayores a 25 años (Patiño et al., 2018). Si bien las plantaciones mayores de 25 años pueden ser rentables, es indispensable que estas cuenten con buenas prácticas agrícolas para asegurar rendimientos similares a los que tienen las plantaciones jóvenes o incluso mayores (Jagoret et al., 2011).

El manejo de los cacaotales proporciona una mediación entre el desarrollo agrícola y la conservación, facilitando la cooperación y la colaboración entre los productores y los conservacionistas (Parrish et al., 1999). Algunos estudios han permitido conocer que los cacaotales mantienen una amplia diversidad de aves, murciélagos, mamíferos no voladores e invertebrados, similar a la de los bosques naturales y superior a las de otros hábitats agrícolas de uso más intensivo (Rice y Greenberg, 2000; Ibarra y Estrada, 2001).

Los productores de cacao de la región han expresado que prefieren especies maderables y frutales ya que tienen un uso variado, ya que pueden ser utilizadas para madera, pilares para construir casas, mangos de herramientas, postes para cercos, la producción de frutos, sombra para cacao, leña, ornamentales y techos para casas además de no necesitar un gran número de especies ya que darles el manejo agrícola a las parcelas de producción, involucraría contratar jornales debido a que los jóvenes se van de la zona buscando trabajos mejor remunerados y mejores oportunidades de desarrollo, reflejándose en el abandono casi total de algunas parcelas.

Para tratar de solventar esta problemática, en el año 2016, el gobierno federal y el gobierno del estado de Tabasco, impulsaron la declaración de la denominación de origen del cacao de Tabasco, con la intención de darle proyección al cultivo y evitar así la migración de los jóvenes hacia otras regiones o países, sin embargo, los rendimientos del cacao convencional se ven afectados por la edad de las plantaciones, altura de los árboles, regulación de sombra y manejo de humedad del suelo; propiciando una mayor presencia de moniliasis (*Moniliophthora roreri*) y otras

enfermedades. Aunado a esto, las prácticas agrícolas que realizan los productores no se registran en bitácoras o se realizan conforme a una programación preestablecida, sino en base a lo que el productor considera que le hace falta, provocando que, en algunos casos, los problemas fitosanitarios mermen la producción hasta en un 60%, y sumado al bajo precio de comercialización del cacao, las ganancias obtenidas por la venta de cacao sean muy bajas y haga al cultivo de cacao poco redituable para continuar con ello.

El gobierno de México en su búsqueda por impulsar el arraigo y mantenimiento de los sistemas de producción de cacao, ha desarrollado e implementado en los últimos años, programas federales orientados a pequeños productores (hasta 20 hectáreas), canalizando los apoyos productivos para impulsar las prácticas agroecológicas y sustentables, la conservación del suelo, el agua y la agrobiodiversidad, alentando la autosuficiencia en la producción de semillas y otros insumos, así como en maquinaria y equipo apropiado a la agricultura de pequeña escala, entre otros. Sin embargo, estos programas no han tenido el éxito esperado debido a que en su planeación inicial no contemplaron a aquellos productores con superficies menores a las 2.5 hectáreas y que ya tuvieran establecido un sistema agroforestal. Uno de estos programas es **Sembrando Vida**, el cual es un programa dirigido a los productores poseedores de 2.5 hectáreas para impulsar su participación en el desarrollo rural integral, incentivando el establecimiento de sistemas productivos agroforestales combinando la producción de los cultivos tradicionales en conjunto con árboles frutícolas y maderables, y el sistema de Milpa Intercalada entre Árboles Frutales (MIAF), cuyo propósito es generar empleos, mejorar los ingresos de los pobladores y recuperar la cobertura forestal de un millón de hectáreas en el país.

3.4. Conclusiones

En este estudio se caracterizó la composición y estructura arbórea de los sistemas agroforestales de cacao en el estado de Tabasco, así como también se presentaron los perfiles en los que se muestra el arreglo por edad. Lo anterior permitió una mejor comprensión de los SAF. La diversidad y abundancia de especies fue mayor en

parcelas en el rango de 30 a 40 años y menor en los sistemas más jóvenes (10-20 años), haciéndolos más rentables en términos de la cantidad de carbono que pueden almacenar y el número de leñosas que son útiles en términos de conservación de especies. Fue posible identificar las principales especies y sus usos secundarios en los sistemas tradicionales de producción de cacao.

Las especies arbóreas juegan un papel importante para la conservación de la biodiversidad y disponibilidad de germoplasma en la región. Si bien el cacao tiene un alto valor cultural se encontraron plantaciones de mayor edad (más de 40 años) y poco manejo, lo que pone en riesgo su producción y a las familias que lo trabajan; por lo que es necesaria la implementación, por parte de los productores, de programas de manejo que atiendan de manera inmediata los problemas que afectan la productividad de estos sistemas.

Se sugiere la urgencia de atención con políticas incluyentes y específicas para el sistema cacao ya que cuando a estas plantaciones no se les rehabilita y se da un manejo integral, la moniliasis reduce la cosecha entre 50% y 80%. La implementación de programas de manejo adecuados de los sistemas agroforestales fomentará y mantendrá los beneficios ambientales que conlleva conservar estos sistemas, como el almacenamiento de carbono, que con planes integrales pueden representar fuente de ingresos alternos al aprovechar los árboles de sombra de manera sustentable aunado a la preservación de la biodiversidad. La diversidad arbórea en la producción de cacao son ejemplos de sistemas agrícolas resilientes y que promueven la captura de carbono, siendo una herramienta en la mitigación del cambio climático.

En el futuro, las próximas investigaciones deberían concentrarse en los servicios ambientales proporcionados por estos sistemas como alternativa, dado que la estructura boscosa de los cacaotales los convierte en sumideros de carbono, además también pueden proveer otros servicios como abastecimiento de agua, paisajismo, calidad de aire o medicinas, ofrecer mejores oportunidades para la polinización y favorecer la descomposición del mantillo y la circulación de nutrientes. Esta diversificación, permitiría crear y fortalecer las empresas familiares y

agrupaciones de productores, dirigidas a buscar valores agregados, mediante su transformación, y acceder a otros eslabones productivos e incluso especializados.

Literatura consultada

- Alvim, R. and Nair, P.K.R. (1986). Combination of cocoa with other plantations crops. *Agroforestry Systems*, 4, pp.3-15. <https://doi.org/10.1007/BF01834698>
- Asase, A., Ofori-Frimpong K. and Ekpe K.P. (2009). Impact of cocoa farming on vegetation in an agricultural land- scape in Ghana. *African Journal of Ecology*, [e-journal] 48, pp.338–346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2009.01112.x>
- Asigbaase, M., Sjogersten, S., Lomax, B.H. and Dawoe, E. (2019). Tree diversity and its ecological importance value in organic and conventional cocoa agroforests in Ghana. *PLoS ONE*, 14(1), pp. 1-19. e0210557. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210557>
- Bandanaa, J., Egyir, I.S. and Asante, I. (2014). Cocoa farming households in Ghana consider organic practices as climate smart and livelihoods enhancer. *Agriculture and Food Security*, 5(29), pp.1-9. <https://doi.org/10.1186/s40066-016-0077-1>
- Beer, J., Ibrahim, M., Somarriba, E., Barrance, A. and Leakey, R. (2004). Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. In: J. Cordero y D. Boshier (eds), *Árboles de Centroamérica*. OFI-CATIE. Turrialba, Costa Rica. pp. 197-242.
- Boshier D. (2012). Conservación de la diversidad de especies arbóreas en cacao agroforestal en Nigeria. Estudio de caso y notas para el profesor. En: *Manual de Formación en Recursos Genéticos Forestales*. Editado por D. Boshier, M. Bozzano, J. Loo, P. Rudebjer. Bioversity International, Roma, Italia. Available at <http://forest-genetic-resourcestraining-guide.bioversityinternational.org/>
- Córdova, A.V., Sánchez, H.M., Estrella, C.N.G., Macías, L.A., Sandoval, C.E., Martínez, S.T. and Ortiz, G.C.F. (2001). Factores que afectan la producción de cacao (*Theobroma cacao* L.) en el ejido de Francisco I. Madero del Plan

- Chontalpa, Tabasco, México. Universidad y Ciencia, 17(34), pp. 93-100.
Available at: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15403405>
- Cox, W.G. (1981). Laboratory manual of general ecology. William C. Brown Co. Publishers. Iowa, USA. 230 p.
- Curtis, J. and McIntosh, R.P., (1951). An upload forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology, 32(3), pp. 476-496. Available at: <http://www.jstor.org/stable/1931725>
- Dawoe, E., Asante, W., Acheampong, E. and Bosu P. (2016). Shade tree diversity and aboveground carbon stocks in Theobroma cacao agroforestry systems: implications for REDD+ implementation in a West African cacao landscape. Carbon Balance Manage 11, 17, pp.1-13. <https://doi.org/10.1186/s13021-016-0061-x>
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2016). Declaración general de protección de la Denominación de Origen "CACAO GRIJALVA". Villahermosa, Tabasco, México. Fecha de publicación 29/08/2016. Available at: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5449991&fecha=29/08/2016
- Díaz-José, O., Porras-Umaña, V.H. and Aguilar-Ávila, J. (2013). El cacao (*Theobroma cacao* L.): avances y retos en la gestión de la innovación. Colección Trópico Húmedo. México: Universidad Autónoma Chapingo: CIESTAAM.
- Gockowski, J. and Sonwa, D. (2010). Cocoa intensification scenarios and their predicted impact on carbon dioxide emissions, biodiversity conservation, and rural livelihoods in the Guinea Rain Forest of West Africa. Environmental Management, 48(2), pp.307-321 <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9602-3>
- Ibarra, M.A. and Estrada, M., (2001). Avifauna asociada a dos cacaotales tradicionales en la región Chontalpa, Tabasco, México. Universidad y Ciencia, 17(34), pp.101-112 <https://doi.org/10.19136/era.a17n34.212>
- International Cocoa Organization (ICCO). (2016). Annual Report 2014-2015. Available at: <https://www.icco.org/about-us/icco-annual-report.html> [Accessed May 4th, 2020].

- INEGI. (2018). Cuéntame. Información por entidad. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). [online] Available at: <http://cuentame.inegi.org.mx/Monografias/default.aspx?Tema=ME> [Accessed 06 diciembre 2018].
- Jacobi, J., Schneiderb, M., Mariscal, M.P., Huber, S., Weidmann, S. and Bottazzi, P. (2015). Farm resilience in organic and non-organic cocoa farming systems in Alto Beni, Bolivia. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39, pp.798–823. <https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1039158>
- Jagoret, P., Michel-Dounias, I. and Mal'ezieux, E. (2011). Long-term dynamics of cocoa agroforests: a case study in central Cameroon. *Agroforestry Systems*, 81, pp. 267-278. doi: 10.1007/s10457-010-9368-x
- Magurran, A.E. (1988). *Diversidad ecológica y su medición* (1 ed.). (A. M. Cirer, Trad.) Barcelona, España: Vedral. 200 p.
- Méndez, V.E, Gliessman, S.R. and Gilbert, G.S. (2007). Tree biodiversity in farmer cooperatives of a shade coffee landscape in western El Salvador. *Environment*, 119 (1-2), pp.145-159. doi:10.1016/j.agee.2006.07.004
- Mueller-Dumbois, D. and Ellenberg, H. (1974). The countplot method and plotless sampling techniques. In: Mueller-Dumbois, D. and Ellenberg, H. (eds.), *Aims and methods of vegetation ecology*. Nueva York: John Wiley & Sons. pp. 93-135.
- Nguyen, Q., Hoang, M.H., Öborn, I. and van Noordwijk, M. (2013). Multipurpose agroforestry as a climate change resiliency option for farmers: an example of local adaptation in Vietnam. *Climatic Change*, 117(1–2), pp 241–257. Available at: <<http://link.springer.com/10.1007/s10584-012-0550-1>> [Accessed Apr. 21, 2019].
- Oke, D. and Odebiyi, K. (2007). Traditional cocoa-based agroforestry and forest species conservation in Ondo State, Nigeria. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (122), pp.305-311. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.022>
- Orozco, L and Somarriba, E. (2005). Árboles maderables en fincas de cacao orgánico del Alto Beni, Bolivia. *Agroforestería en las Américas*, 43-44, pp.46-53. Available at: <http://hdl.handle.net/11554/5797>

- Pandey, D.N. (2002). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Climate Policy*, [online] 2(4), pp.367–377. Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1469306202000256> [Accessed 19 Apr. 2019].
- Parrish, J.; Reitsma, R.; Greenberg, R.; Mclarney, W.; Mack, R. and Lynch, J. (1999). Los cacaotales como herramienta para la conservación de la biodiversidad en corredores biológicos y zonas de amortiguamiento. *Agroforestería en las Américas*, 6(22), pp. 16-19. Available at: <http://hdl.handle.net/11554/6505>
- Programa Mexicano del Carbono. (2011). Manual de Campo para el Inventario Estatal Cuantitativo. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, y Rafael Flores. México, D.F., 129 p.
- Pearson, T., Walker, S. and Brown, S. (2005). Sourcebook for Land use, land-use change and forestry projects. World Bank, Washington, DC. p. 57. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/16491>
- Ramírez-Meneses, A., García-López, E., Obrador-Olán, J.J., Ruiz-Rosado, O. and Camacho-Chiu, W. (2013). Diversidad florística en plantaciones agroforestales de cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 29(3), pp. 215-230.
- Ramos, R., Palma L., D.J., Ortiz S., C.A., Ortiz G., C.F. and Díaz-Padilla, G. (2004). Cambios de uso de suelo mediante técnicas de sistemas de información geográfica en una región cacaotera. *Terra Latinoamericana*, 22(3), pp. 267-278.
- Rendón, N. and Soto-Pinto, L. (2007). Metodología rápida para la estimación y monitoreo de Captura de Carbono. El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México. 47 p.
- Rice, R.A and Greenberg, R. (2000). Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(3), pp. 167–173. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.167>

- Roa, R.H.A., Salgado, M.M.G. and Álvarez, H.J. (2009). Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal de cacao (*Theobroma cacao* L.) en el Soconusco, Chiapas, México. *Acta Biológica Colombiana*, 14(3):97-110.
- SAGARPA. (2017). Planeación agrícola nacional 2017-2030. Ciudad de México. 11p.
- Salgado-Mora, M.G., Ibarra-Núñez, G., Macías, S.J.E. (2007). Diversidad arbórea en cacaotales del Soconusco, Chiapas, México. *Interciencia*, 32 (11), pp 763-768.
- Salvador-Morales, P., Cámara-Cabrales, L. del C., Martínez-Sánchez, J.L., Sánchez-Hernández, R. and Valdés-Velarde, E. (2019). Diversity, structure and carbon of the arboreal vegetation on cocoa agroforestry systems. *Madera y Bosques*, 25(1), pp. 1–14. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511638>
- Sánchez Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador Olan, J.J., Sol Sánchez, Á. and Ruiz-Rosado, O. (2017). Estructura arbórea del sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (14), pp 2695-2709. DOI: 10.29312/remexca.v0i14.439
- Sánchez Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador Olan, J.J., Sol Sánchez, Á. and Ruiz-Rosado, O. (2016). Árboles maderables en el sistema agroforestal de cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (14), pp. 2711-2723. DOI: 10.29312/remexca.v0i14.440
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2020). Tabasco Infografía Agroalimentaria. Available at: https://nube.siap.gob.mx/gobmx_publicaciones_siap/pag/2020/Tabasco-Infografia-Agroalimentaria-2020 [Accessed 20 de marzo de 2021].
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2018). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. Available at: <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/> [Accessed 06 diciembre 2018].
- SEGOB. (2017). ACUERDO por el que se dan a conocer las Reglas de Operación del Programa de Productividad y Competitividad Agroalimentaria de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación

para el ejercicio 2018.

http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5509793&fecha=30/12/2017

[Accessed 20 de marzo de 2021].

- Silva, C., Orozco, L., Rayment, M. and Somarriba, E. (2013). Conocimiento local sobre los atributos deseables de los árboles y el manejo del dosel de sombra en los cacaotales de Waslala, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, pp. 51–60. Available at: <http://hdl.handle.net/11554/7896>
- Smith Dumont, E., Gnahoua, G.M., Ohouo, L., Sinclair, F.L. and Vaast, P. (2014). Farmers in Côte d'Ivoire value integrating tree diversity in cocoa for the provision of ecosystem services. *Agroforestry Systems*, 88, pp.1047-1066. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9679-4>
- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espin, T., Mavisoy, H., Ávila, G., Alvarado, E., Poveda, V., Astorga, C., Say, E. and Deheuvels, O. (2013). Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 173, pp.46–57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.013>
- Stiling, P. D. (1999). *Ecology: Theories and applications*. USA: Ed. Prentice Hall.
- Tondoh J.E., Kouamé F.N., Guéi A.M., Sey B., Koné A.W. y Gnessougou N. (2015). Ecological changes induced by full-sun cocoa farming in Cote d'Ivoire. *Global Ecology and Conservation*, 3, pp. 575–595.
- Torres, J., Alfonso Tenorio, Anelí Gómez (Editores). (2008). *Agroforestería: una estrategia de adaptación al cambio climático*. Lima: Soluciones Prácticas-ITDG; 124 p.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S.A., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Hölscher, D., Juhbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Veldkamp, E. and Wanger, T.C. (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - A review. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), pp.619–629. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>

- Villavicencio-Enríquez, L. and Valdez-Hernández, J.I. (2003). Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal rusticano de café en San Miguel, Veracruz, México. *Agrociencia*, 37(4), pp 413-423.
- Woldemariam, G.T., Borsch, T.D.M., and Teketay, D. (2008). Floristic composition and environmental factors characterizing coffee forests in southwest Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 255, pp.2138-2150. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.028>
- Zarco E., V.M., Valdez H., J.L. and Castillo, A. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del parque estatal agua blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), pp.1-17.

Anexo 1. Localidades muestreadas, atributos ambientales y especies encontradas en SAF-C de cuatro municipios de Tabasco, México

Localidad, Municipio	Edad plantación ^{*1} (años)	Superficie (ha)	Precipitación media anual ^{*2} (mm)	Temperatura media anual ^{*2} (°C)	Altitud media ^{*2} (msnm)	Especies arbóreas encontradas (#)
Huimango, Cunduacán	17	2	1947	20-34	10	9
Quintín Arauz, Paraíso	25	1.5	1751.4	18.5-45	7	3
Huimango, Cunduacán	25	2	1947	20-34	10	5
La Unión 1ª, Paraíso	28	3	1751.4	18.5-45	2	2
Huimango, Cunduacán	30	1	1947	20-34	10	5
Santana, Cárdenas	30	2	2643	18.5-36	10	8
Santana, Cárdenas	30	2	2643	18.5-36	10	10
Huimango, Cunduacán	31	1	1947	20-34	10	10
Moctezuma 2ª, Paraíso	35	8	1751.4	20-37	5	7
Moctezuma 2ª, Paraíso	40	5	1751.4	20-36	5	13
Santana, Cárdenas	40	1	2643	18.5-36	10	2
Norte 1ª Sección, Comalcalco	50	3	2052	22-40.5	7	7
Santana, Cárdenas	60	2	2643	18.5-36	10	9
Total / Promedio	34	2.6	2109	19.5-37.2	8.15	7

Fuente: ^{*1} Propia (Encuesta a productores), ^{*2} INEGI, 2018.

Anexo 2. Familias y usos más comunes en árboles y maleza dentro de SAF-C.

Familia	Nombre Científico	Nombre Común	Individuos/ha	Uso	Origen	Tipo
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	50	1,2,4,8,9	NN	Árbol
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Jobo	80	1,2,8	N	Árbol
Annonaceae	<i>Annona reticulata</i> L.	Anona	10	2,4,8,9	NN	Árbol
Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i> P H Allen	Palma real mexicana	100	5,7	NN	Palma
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> Lodd. ex Mart	Palma coyol	30	7	NN	Palma
Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i> L.	Palma cocotera	200	2,4,9	NN	Palma
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Macuilí	220	1,2,7,9	N	Árbol
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> Sarg	Palo Mulato	10	1,3,5,7,8,9	N	Árbol
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Steud	Cocohite	250	2,3,5,8,9	N	Árbol
Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill.	Moté	310	1,2,7	N	Árbol
Fabaceae	<i>Diphysa robinoides</i> Benth.	Chipilin	40	2,5,7,9	N	Arbusto
Fabaceae	<i>Tamarindus indica</i> L.	Tamarindo	10	4,8,9		Árbol
Fabaceae	<i>Inga jinicuil</i> Schltl. & Cham. Ex G. Don	Jinicuil	10	1,7		Árbol
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill	Aguacate	20	1,2,4,5,7,9	NN	Árbol
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Guácimo	30	2,3,4,5,8,9	N	Árbol
Malvaceae	<i>Theobroma bicolor</i> Hump	Pataxte	10	1,2,5,7,9	NN	Árbol
Malvaceae	<i>Hibiscus costatus</i> A. Rich.	Tulipan	10	7		Árbol
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	320	1,2,8,9	N	Árbol
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> Willd.	Caoba	170	1,2,4,7	N	Árbol
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Castaño	10	2,4,8	N	Árbol
Musaceae	<i>Musa</i> sp	Plátano	10	4,5		Arbusto
Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	Pimienta	70	1,4,7,8		Árbol
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba	10	3,4,7,8,9		Árbol
Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i> (P. Mill) Sarg.	Tatuán	120	1,2,5,7		Árbol
Rutaceae	<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck	limón dulce	20	4,8		Árbol
Rutaceae	<i>Citrus x aurantium</i> L.	Naranja agria	10	4,8		Árbol
Rutaceae	<i>Citrus x reticulata</i> Blanco	Mandarina	10	4,8		Árbol

Rutaceae	<i>Citrus aurantiifolia</i> (Christm.) Swingle	Limón	10	4,8	NN	Árbol
Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> L. Osb.	Naranja	10	2,4,8,9	NN	Árbol
Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol	Guarumbo	140	1,3,4	N	Árbol
Verbenaceae	<i>Cornutia pyramidata</i> L.	Robo lagarlo	10	8		Árbol
Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> L. Royen	Chicozapote	30	4,9	N	Árbol
	<i>Dieffenbachia seguine</i>	Lengua de vaca		3	N	Maleza
			2340*			

Usos 1) Madera, 2) Leña, 3) Forraje, 4) Fruta, 5) Cerca viva, 7) Sombra, 8) Medicinal, 9) Miel; N: Nativa; NN: No Nativa

*30 individuos no pudieron ser identificados apropiadamente por lo que el número total de individuos fue de 2340 y no 2370.

CAPÍTULO IV. DINÁMICA DE LOS ALMACENES DE CARBONO Y NITRÓGENO Y DEGRADACIÓN DE HOJARASCA EN SISTEMAS AGROFORESTALES DE CACAO EN TABASCO MÉXICO

4.1. Introducción

La transformación y reciclado de nutrientes o materiales orgánicos dentro del reservorio de materia orgánica del suelo son procesos altamente dinámicos influenciados por el clima, el tipo de suelo, la vegetación y los organismos del suelo (Marín et al., 2016). Los organismos presentes en el suelo son responsables por ese reciclamiento y disminución de macro y micronutrientes, su actividad afecta la estructura, labrado y productividad del suelo; a medida que descomponen los residuos y la materia orgánica, los nutrientes en exceso (nitrógeno, fósforo y azufre) son liberados dentro del suelo en formas que pueden ser usadas por las plantas (disponibilidad de nutrientes) (López-Hernández et al., 2013; Labrador, 2012).

En ecosistemas forestales, la producción de hojarasca y su descomposición son procesos fundamentales en el ciclo de nutrientes, ya que representan la principal transferencia de materia orgánica y nutrientes desde la parte aérea a la superficie del suelo (Isaac y Nair, 2006); beneficia el incremento de la biomasa, la densidad de árboles y la apertura del dosel; sin embargo, es afectada por variables ambientales como precipitación, temperatura, elevación, fertilidad de los suelos y la evapotranspiración potencial (Oelbermann & Gordon, 2000).

En la actualidad, los sistemas agroforestales (SAF) se han convertido en sistemas muy importantes debido a que las características que poseen representan una herramienta útil para la mitigación del cambio climático al reducir las emisiones netas de los gases de efecto invernadero, además de una herramienta de adaptación al reducir la vulnerabilidad de la población producida por el incremento de la variabilidad climática y las tendencias de calentamiento global (Romagosa-Monier & Carracedo, 2021). Es por ello, que al incrementarse el número de árboles se incrementa la cobertura aérea, lo cual deriva en un mayor almacenamiento de carbono en este tipo de sistemas (Gusli et al., 2020). Sin embargo, el potencial de

almacenamiento de carbono de los SAF varía dependiendo de las prácticas agrícolas a las que se someta el sistema (composición y diversidad de especies, prácticas de producción y manejo, entre otras) (Wardah et al., 2011).

De acuerdo con Negash & Starr (2015), los SAF mantienen una gran diversidad de especies diferentes a las nativas de un bosque contribuyendo así a una mayor captura de carbono y mitigando los efectos del cambio climático. Estimaciones disponibles sobre el carbono almacenado por estos sistemas indican que éste varía entre 0.29 Mg C ha⁻¹ a 70 Mg C ha⁻¹ en la biomasa de los árboles, del cual el 74% se almacena en la biomasa aérea, mientras que el almacenaje en el suelo es de 30 a 300 Mg C ha⁻¹ hasta en un metro de profundidad (Nair et al., 2011; Nair et al., 2009; Agavi et al., 2017).

Estos sistemas ofrecen un valor agregado a los productores y a la sociedad debido a un uso más efectivo y al reciclaje de nitrógeno en la agricultura o en la producción de madera, además pueden tener ventajas ambientales tales como i) disminuir la erosión del suelo por el agua y el viento (Ghosh et al., 1989); ii) aumentar el contenido de nitrógeno y materia orgánica del suelo; iii) mejorar el ciclo de nutrientes y el secuestro de C (Andrade et al., 2013); iv) promover la biodiversidad (Kaur et al., 2000; Thevathasan & Gordon, 2004; Sierra & Nygren, 2005), y v) reducir la contaminación producida por fuentes aéreas o acuosas (Allen et al., 2004).

Usualmente las cuantificaciones de los reservorios en SAF se basan sólo en carbono, dejando de lado la importancia que conlleva tener una referencia de las concentraciones de nitrógeno. La cinética de mineralización de carbono y nitrógeno está íntimamente ligada al tipo de herbáceas lo que conlleva a una mejor calidad del suelo, mayor actividad microbiana y mayor disponibilidad de nutrientes en comparación con la agricultura convencional (Tu et al., 2006).

Durante las últimas décadas, el carbono y el nitrógeno han tenido gran atención en los sistemas terrestres debido principalmente a su impacto sobre el calentamiento global y su impacto sobre la funcionalidad de los ecosistemas (Davidson et al., 2007); sin embargo, los cambios en el uso de suelo han influenciado drásticamente la capacidad de los sistemas agrícolas para secuestrar carbono y nitrógeno, al

aumentar la emisión de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera (Yan et al., 2018; Pacôme et al., 2017).

El ciclo del nitrógeno implica muchos procesos biológicos y no biológicos como la mineralización, la nitrificación, desnitrificación y la fijación de nitrógeno. Estos procesos están mediados por las propiedades físicas y químicas de los suelos, las condiciones meteorológicas, el tipo de ecosistema y las prácticas de manejo, derivando en la alteración de la distribución de nitrógeno en la biomasa vegetal y en la biomasa microbiana, así también en cambios en el intercambio gaseoso y en los procesos de lixiviación y erosión (Lawson et al., 2022).

Para los sistemas agrícolas, la incorporación de nitrógeno es esencial para la fertilidad del suelo y, por tanto, para la productividad vegetal. De acuerdo con Cardinbael et al. (2015), la acumulación o absorción de nitrógeno en el suelo se ve afectada por la arquitectura de las raíces de los árboles, además de que una gran parte del contenido de nitrógeno y carbono de los árboles es almacenado en la biomasa aérea (Schoeneberger et al., 2012). Debido a esto, el nitrógeno desempeña un papel fundamental en la productividad y sostenibilidad de los sistemas de producción, ya que es un nutriente clave para el crecimiento de las plantas y contribuye al secuestro de carbono en el suelo y en la biomasa vegetal (Muchane et al., 2020; Lawson et al., 2020).

El nitrógeno del suelo está presente en cuatro formas principales: (a) materia orgánica, como material vegetal, hongos y humus; (b) organismos y microorganismos del suelo; (c) iones de amonio (NH_4^+) retenidos por minerales arcillosos y materia orgánica y (d) formas minerales de N en la solución del suelo, incluidos NH_4^+ , nitrato (NO_3^-) y bajas concentraciones de nitrito (NO_2^-) (Cameron et al., 2013; Saggar et al., 2009).

Las principales fuentes de nitrógeno para cultivos son la mineralización del N orgánico en el suelo y su adición de formas sintéticas y orgánicas. Gran parte del suministro del N total (95%) está dado por la presencia y mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS) (Philippot & Germon, 2005). La mayor cantidad de N orgánico se encuentra en las primeras capas del suelo (Sosa-Rodriguez et al.,

2019). No existe un consenso sobre los efectos de la fertilización orgánica o mineral a largo plazo sobre la diversidad diazotrofa en suelos negros (Tang, et al., 2012).

Los procesos de mineralización del nitrógeno son determinantes para la disponibilidad del elemento en los ecosistemas terrestres (Nourbakhsh y Alinejadian, 2006), dados principalmente por la deaminación y degradación de materia orgánica, de modo que responden a la cantidad y tipo de enmiendas orgánicas. De acuerdo con Forana et al. (2011) se ha demostrado que existen efectos vegetales sobre la composición de las múltiples fracciones de materia orgánica, que pueden tener una importante influencia sobre la biodegradabilidad y biodisponibilidad del carbono y nitrógeno, dichos efectos están relacionados con la dinámica del N de los detritos radiculares y la composición funcional vegetal, que a su vez tienen influencia sobre las tasas netas de mineralización.

Se conoce que la asimilación microbiana (inmovilización) es un proceso crítico que controla la disponibilidad de N para las plantas (Forana et al., 2011), que junto con la relación C:N en plantas y suelo, son variables claves que afectan la tasas de mineralización. Según Okano et al. (2004), se ha observado relación entre las tasas de mineralización encontradas y los contenidos de materia orgánica, recientemente se ha propuesto que la evaluación de las diferentes fracciones de materia orgánica, se puede utilizar para predecir el comportamiento de las tasas netas de mineralización de nitrógeno (Kader et al., 2010).

La vegetación con una alta relación C:N tendrá menor tasa de mineralización de nitrógeno, es decir se verá afectada la tasa de acumulación de amonio, lo cual implicará que se presenten elevadas tasas de nitrificación, volatilización o absorción microbiana o vegetal perdida por lixiviación de nitratos, los cuales son absorbidos por las plantas para su crecimiento.

Los sistemas agroforestales de cacao (SAF-c) proporcionan un flujo continuo y significativo de insumos orgánicos al sistema representando una adición sustancial de carbono al suelo debido a la continua acumulación de biomasa aérea y subterránea, así como la renovación de carbono por la deposición y degradación

de hojarasca, raíces y material leñoso de las especies de cacao y de sombra (Gama-Rodrigues et al., 2011).

Los SAF cumplen otras funciones importantes dentro de las cuales se encuentra la disminución de la erosión, al proteger el suelo contra el impacto de las gotas de lluvia, reducen la velocidad de escorrentía mejorando la fertilidad del suelo mediante el reciclaje eficiente de nutrientes (Gama-Rodrigues et al., 2011; Tschardt et al., 2011; Siebert, 2002) y conservan la biodiversidad forestal, lo que contribuye al aumento de los ingresos de los agricultores a través de los incentivos del pago de servicios ecosistémicos.

En los sistemas agroforestales, los árboles pueden afectar de muchas maneras el ciclo del nitrógeno, mejorando así las propiedades físicas, químicas y biológicas del sistema. Una parte importante del reciclaje de nitrógeno depende sustancialmente de la fijación de N y de su traslocación hacia el subsuelo (Munroe & Isaac, 2014; European Commission, 2013).

4.1.1. Capacidad de almacenamiento de carbono y nitrógeno

Se ha reportado que la capacidad de almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de cacao de Guatemala oscila entre 74.0 y 259.0 Mg C/ha con una media de 127.6 Mg C ha⁻¹. Mientras que en Tolima, Colombia estos sistemas capturan un total de 85.9 Mg C ha⁻¹, en promedio; siendo la tasa de fijación de carbono promedio de 4.9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Andrade et al., 2016), sin embargo esta tasa muestra variaciones dependiendo de la edad de la plantación (Patiño et al., 2018).

En cuanto a México, Salvador-Morales et al. (2018) realizaron un estudio de parcelas de cacao en la Región Chontalpa, Tabasco donde encontraron que el almacenamiento de carbono en árboles de cacao varía entre 6.9 Mg C ha⁻¹ y 9.7 Mg C ha⁻¹, mientras que los árboles de sombra acumulaban entre 26.23 Mg C ha⁻¹ y 41.6 Mg C ha⁻¹ viéndose influenciados estos almacenajes por la edad de las plantaciones y la diversidad de especies. Peters (2001) encontró una cantidad de 67.9 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea contenida en los árboles de sombra de cafetales del

estado de Chiapas, lo que se traduce en $33.95 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Asimismo, en zonas ganaderas de Tabasco, se encontró que el total de carbono almacenado en un sistema de pastoreo de bovinos para carne, con cercos vivos de *Gliricidia sepium*, fue de $119.82 \text{ Mg C ha}^{-1}$, donde el cerco vivo contribuyó con 7.7% del total de C ($6.48 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y, el resto ($113.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$), es decir, los reservorios más altos de carbono se obtuvieron en los sistemas de pasturas con árboles dispersos, seguido por los potreros con cercos vivos, ambos muy por arriba de las pasturas en monocultivo. Áreas de pastoreo con árboles dispersos acumulan carbono en el tiempo, mientras que los acahuals mantienen los almacenes en la biomasa viva. Sin embargo, en los potreros bajo monocultivo, decrecen con el tiempo (Morales-Coutiño, 2010).

La materia orgánica del suelo se erige como el mayor reservorio (Soto-Pinto & Jiménez-Ferrer, 2018). A través de la descomposición de la materia orgánica, los microorganismos producen dióxido de carbono (CO_2) o Metano (CH_4), los cuales pueden ser emitidos del suelo hacia la atmósfera. La cantidad de carbono almacenado debido a un tipo u otro de cobertura del suelo, marca la diferencia entre la emisión de estos gases o el secuestro del carbono (Mustari et al., 2021).

Se observó que existe una variación espacial en los reservorios de carbono en los almacenes estudiados en Didy, Madagascar, donde el promedio total de los almacenes fue de 186 Mg C ha^{-1} en comparación con las de Andasibe, con 171 Mg C ha^{-1} , en Anjahamana de 164 Mg C ha^{-1} y en Lakato de 144 Mg C ha^{-1} , áreas ubicadas al este de Madagascar (Andriamananjara, Hewson, Razakamanarivo, Rabetokotany, & Raza, 2016). Houghton et al. (1993) estimaron el potencial de secuestro de C en la biomasa aérea a través de intervenciones agroforestales de 59 Mg C ha^{-1} para África subsahariana. Por otro lado, Woomer et al. (1997) argumentó que 66 Mg C ha^{-1} podrían ser secuestrados tanto por la biomasa aérea como por la subterránea, a través de la recapitalización de nutrientes y la agrosilvicultura.

En cuanto a los reservorios de nitrógeno, Sosa-Rodríguez et al. (2019) encontraron que el nitrógeno total del suelo, en un estudio realizado en Colombia, variaba entre

145 y 1,550 mg/kg, similar a valores encontrados en la mayoría de los suelos tropicales agrícolas de Honduras y Argentina (Revelli et al., 2010), en contraste con lo encontrado por Gamble et al. (2016), quienes reportaron que la media de utilización de nitrógeno varió entre 86 y 233 kg ha⁻¹ después de tres años aproximadamente, dependiendo de la especie y la ubicación de los árboles. Sin embargo, no significa que estas concentraciones de N total se encuentren disponibles para su uso, ya que se estima que alrededor del 98% de este es N orgánico, el cual debe ser mineralizado antes de encontrarse disponible para su uso por las plantas.

En la actualidad, las cuantificaciones de carbono y nitrógeno en la biomasa aérea y del suelo son de gran interés, ya que la estimación de las reservas de carbono forestal está en el centro de atención de los acuerdos internacionales para la reducción de los gases de efecto invernadero (Angelsen et al., 2012; Pérez-Cruzado et al., 2011). No obstante, el enfoque prioritario suele ser la concentración de carbono en la biomasa de las especies y en el suelo, es necesario ampliar la comprensión de la variación de las concentraciones de carbono y estimar los valores de captura y almacenamiento de nitrógeno.

4.2. Materiales y metodos

4.2.1. Diseño de muestreo

La cuantificación de los reservorios de carbono se realizó de acuerdo con lo definido por el IPCC (2006), los cuales se agruparon en tres componentes: a) biomasa viva, que incluye árboles de cacao, árboles de sombra y herbáceas; b) materia orgánica muerta, constituida por hojarasca, y c) materia orgánica del suelo contenida a profundidades de 0-10, 10-20, 20-30 cm. En cada parcela estudiada se estableció un punto de muestreo ubicado sistemáticamente en el centro de la parcela y dividido en cuatro cuadrantes (PMC, 2011). La forma del área de muestreo para el inventario fue circular, con dos círculos concéntricos: la unidad principal de muestreo fue 1,000 m², la unidad secundaria de 400 m² y una unidad de 250 m² que sirvió para obtener las muestras de herbáceas y hojarasca (Figura 5.1). Entre el círculo de 1,000 m² y

el de 400 m² se midió y registró sólo el arbolado cuyo diámetro normal (DN) a la altura de 1.3 m sobre la superficie del suelo fue igual o mayor a 20 cm. En el sitio de 400 m² se midió y registró el arbolado cuyo DN fue igual o mayor a 7.5 cm y menor o igual a 20 cm (ver Capítulo 3, Figura 3.1).

Para la determinación de la biomasa de herbáceas y degradación de hojarasca se seleccionaron tres sitios de 1 m² ubicados en cada subparcela de 250 m². El muestreo de suelo se realizó en los puntos ubicados en las intersecciones de cada transecto con las circunferencias de 400 m² y 1000 m².

Para el material vegetal se tomó la decisión de que aquel material que quedara dentro del cuadrado de 1 m²; se consideraría parte de la muestra y fue colectado, es decir, si una planta tenía el tallo fuera del área del sitio de muestreo, pero algunas de sus ramas quedaban en el área de muestreo, esa parte sería considerada dentro de la muestra. Una vez colectadas las herbáceas, se procedió a colectar en ese mismo sitio las muestras de hojarasca en caso de presentarse.

Las muestras se secaron en una estufa a 75 °C durante 48 h para obtener su peso seco. Una vez que éstas salieron de la estufa, fueron pesadas en una balanza analítica de precisión y almacenadas hasta su molienda. En el caso de la hojarasca, debido al gran volumen de las muestras por parcela, se tomó una submuestra seleccionada al azar para ser triturada y medir la concentración de carbono total y así estimar la concentración en Mg ha⁻¹; en cuanto a las herbáceas, la totalidad de la muestra obtenida en campo fue triturada para su análisis.

Referente al suelo, se muestreó en tres de los cuatro cuadrantes diseñados previamente para la obtención de muestras de biomasa vegetal. Estas muestras se obtuvieron a tres profundidades: 0-10, 10-20 y 20-30 cm mediante la utilización de una barrena de muestras inalteradas compuesta por dos anillos con un radio de 2.6 cm y una altura de 2.9 cm, por lo que el volumen de suelo calculado fue de 63.71 cm³ (Etchevers Barra et al., 2005).

Para evaluar la compactación del suelo, es decir la relación entre sólidos y espacio poroso, así como la resistencia del suelo al alargamiento de las raíces, o para

convertir datos expresados en concentraciones a masa o volumen en razón de conocer fertilidad y fertilización de cultivos extensivos, se utilizó la densidad aparente del suelo. La densidad aparente varía con la textura del suelo y el contenido de materia orgánica, variando estacionalmente por la humedad del suelo sobre todo en los suelos con arcillas expandentes (Taboada & Alvarez, 2008; Keller & Håkansson, 2010).

Para realizar el cálculo de densidad aparente, se pesó el total de la muestra de suelo, separando después raíces y piedras, y se registró el peso de cada una, de acuerdo con la siguiente fórmula.

$$DAP = \frac{Ps}{VT} \quad \text{Ec (1)}$$

Donde:

DAP Densidad aparente del suelo ($\text{g}^{-1} \text{cm}^3$),

Ps Peso del suelo calculado a partir de:

$$Ps = PT - Pr - Pp \quad \text{Ec (2)}$$

Donde: **PT**= Peso total de la muestra de suelo; **Pr**= Peso de raíces; **Pp**= Peso de piedras.

Volumen total del suelo (**VT**):

$$VT = Vm - Vr - Vp \quad \text{Ec (3)}$$

Volumen raíces:

$$Vr = Pr/0.3$$

Volumen piedras:

$$Vp = Pp/2.5$$

Volumen muestreado:

$$Vm = \text{Promedio del volumen de los cilindros} * \text{Núm. de cilindros}$$

Volumen cilindro:

$$Vol\ cil = \pi * (((\text{Diametro} - \text{espesor})/2)^2) * \text{Altura}$$

4.2.2. Determinación de Carbono Orgánico Total (TOC)

Para la determinación de la biomasa de herbáceas y hojarasca se seleccionaron tres sitios de 1 m² ubicados en cada subparcela de 250 m². El muestreo de suelo se realizó en los puntos ubicados en las intersecciones de cada transecto con las circunferencias de 400 m² y 1000 m².

Todo el material vegetal de las herbáceas que quedó dentro del cuadrado de 1 m²; es decir si una planta tenía el tallo fuera del área del sitio de muestreo, pero algunas de sus ramas quedaban dentro del área, éstas se consideraron como parte de la muestra y fueron colectadas. En ese mismo sitio, se obtuvieron las muestras de hojarasca y de mantillo, en caso de presentarse.

Las muestras de biomasa vegetal fueron secadas en una estufa a 75 °C durante 48 h para obtener su peso seco. Una vez que las muestras estuvieron secas, para el caso de herbáceas, se trituró el total de éstas. En el caso de la hojarasca, se trituró sólo una muestra seleccionada al azar para medir la concentración de C y así estimar la cantidad de carbono en Mg C ha⁻¹ en cada sistema. Para la determinación del contenido de carbono se molieron las muestras y se pasaron por una malla de 100 mesh. La muestra ya molida se colocó en un desecador antes de hacer el análisis de contenido de C. Para determinar el contenido de carbono del suelo (COS) en las muestras colectadas en campo, fue fundamental determinar también la densidad aparente del suelo.

Para la determinación del contenido de carbono orgánico en suelo, las muestras colectadas fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas con una malla de 100 mesh. Para calcular la densidad aparente, una vez secas se separaron todas las raíces y piedras observadas, éstas se pesaron por separado. Al peso de la muestra del suelo total se le restó el peso de las raíces y piedras, calculándose el volumen total muestreado y el volumen de las piedras y raíces.

El porcentaje de carbono orgánico fue determinado por combustión seca con un analizador automático de Carbono Orgánico Total (TOC 5000-A, Shimadzu Labs)

equipado con un módulo de muestras sólidas (modelo SSM-5000, Shimadzu Labs) (Etchevers et al., 2005).

El COS en $t\ ha^{-1}$, se determinó con el cálculo de la densidad aparente del suelo, según la ecuación 1. Las conversiones de $mg\ C\ o\ N\ g^{-1}$ del suelo a $Mg\ C\ o\ N\ ha^{-1}$ se realizaron utilizando las siguientes ecuaciones:

Carbono por hectárea:

$$CT = \frac{PS * \% Carbono_{muestra}}{100} \quad Ec\ (4)$$

Donde:

$$PS = DAP * (10^4 * profundidad\ en\ metros) \quad Ec\ (5)$$

Para hojarasca y herbáceas

$$Mg\ C\ ha^{-1} = \% Carbono * BS\ t\ ha^{-1} \quad Ec.\ (6)$$

4.2.3. Determinación de Nitrógeno Total (NT)

En cuanto a la determinación de nitrógeno en muestras de suelo y hojarasca, ésta se calculó de acuerdo a la norma NOM-021-RECNAT-2000, la cual establece tomar 5 g de suelo u hojarasca para ser mezclados con 50 ml de cloruro de potasio (KCl) 2M y agitar a 180 rpm durante 60 min. Una vez agitadas, las muestras fueron filtradas con un filtro Wathman 40 mm. En caso de detectar impurezas, las muestras fueron refiltradas para evitar la presencia de partículas que pudiesen alterar la evaluación de nitrógeno. El resultante del filtrado fue llevado al analizador automático de Carbono Orgánico Total (TOC-L, Shimadzu Labs).

El método empleado para la determinación de nitrógeno en las muestras de herbáceas fue el micro Kjeldahl, el cual consiste en la oxidación de la muestra usando un ácido; la muestra se descompone en un medio sulfúrico caliente, en presencia de un agente reductor catalizador.

Se realizó una predigestión de 0.1 g de material vegetal en una solución diácida conteniendo 4 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) + 1ml de ácido perclórico ($HClO_4$). También suele adicionarse una sal neutra (1 ml de peróxido de hidrógeno [H_2O_2])

para aumentar el punto de ebullición de la disolución de ácido sulfúrico. De esta forma aumenta temperatura de trabajo, con lo cual se favorece la descomposición. Los matraces Kjendajl se colocaron en una parrilla calentándose a temperatura media (100-250 °C) durante 24 horas aproximadamente; una vez digestadas las muestras vegetales (es decir, se vuelven transparentes las soluciones), fueron aforadas con agua destilada a 50 ml y transferidas a frascos de 50 ml de capacidad para su análisis en el autoanalizador.



Fig. 4.1. Predigestión de muestras de suelo y biomasa vegetal (hojarasca y herbáceas).

Las conversiones de mg N g^{-1} del suelo a Mg N ha^{-1} se calcularon utilizando las siguientes ecuaciones:

$$NT \text{ mg N g}^{-1} = \text{Blanco} - \text{mg l}^{-1} \text{ N TOC} * \text{factor de dilución} \quad \text{Ec (7)}$$

$$NT \text{ Mg N ha}^{-1} = \text{mg N g}^{-1} * BS \text{ t ha}^{-1} \quad \text{Ec (8)}$$

Donde:

Factor de dilución de suelo y hojarasca = **10**

Factor de dilución herbáceas = **500**

4.2.5. Estimación de biomasa aérea y carbono de árboles de sombra y de cacao (*Theobroma cacao* L.).

Para estimar la biomasa arbórea de los árboles de sombra, se utilizaron los datos del inventario realizado en 13 parcelas de cacao; asimismo, para cuantificar el

carbono de la biomasa arbórea asociada al SAF-c, se utilizaron ecuaciones alométricas preexistentes, las cuales se describen en el Cuadro 4.1.

Respecto al contenido de carbono se utilizó un factor de conversión de 0.50 para convertir la biomasa en equivalentes de carbono (t C o Mg C), asumiendo que, basado en la literatura existente, representa el 50% del peso seco (Schroeder, 1992).

Para estimar la biomasa aérea de los árboles de cacao, se utilizó la ecuación desarrollada previamente en este trabajo. Para el cálculo del contenido de carbono en los árboles de cacao, se empleó la ecuación:

$$C = Ba \times FC \text{ (Penman et al., 2003; Cerda et al., 2013);}$$

donde C es el carbono en la biomasa arbórea (kg), Ba es la biomasa arbórea (kg) y FC es el factor de la fracción de carbono igual a 42.61%; esta fracción fue estimada mediante el análisis de carbono por combustión seca (Shimadzu TOC 5000-A) de muestras de árboles de cacao derribados previamente y que fueron utilizados para la construcción de la ecuación alométrica del Capítulo 5. "Aboveground biomass estimation by developing allometric equations for Theobroma cacao in Tabasco, Mexico". Aunado a lo anterior, se utilizó un factor de conversión estequiométrica de 3.67 para convertir el carbono en equivalentes de dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2007).

Cuadro 4.1. Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar biomasa en los árboles de sombra dentro de los sistemas agroforestales de cacao estudiados.

Nombre científico de la especie	Ecuación	Fuente
<i>Acrocomia aculeata</i>	$B = 7.7 \cdot h + 4.5$	Frangi y Lugo, 1985
<i>Bursera simaruba</i>	$B = 0.0841 \cdot dbh^{2.41}$	Navar et al., 2009
<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol	$B = 0.16502 \cdot dbh^{2.3351}$	Henry et al., 2002
<i>Diphysa robinoides</i> Benth.	$B = 4.515 - (0.26 \cdot dbh) + (0.005 \cdot dbh^2)$	Rodriguez et al 2008
<i>Theobroma bicolor</i> Hump	$B = 0.2666 \cdot dbh^2$	Rojas García et al., 2009

<i>Artocarpus heterophyllus</i>		
<i>Colubrina arborescens</i>		
<i>Cornutia pyramidata</i>		
<i>Erythrina fusca</i>		
<i>Erythrina americana</i> Mill.		
<i>Gliricidia sepium</i>	$B = 21.297 - 6.953 \cdot dbh + 0.740 \cdot dbh^6$	IPCC, 2001
<i>Guazuma ulmifolia</i>		
<i>Hibicus costatus</i>		
<i>Inga edulis</i>		
<i>Pimienta dioica</i> L.		
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.		
<i>Swietenia macrophylla</i> Willd.	$B = (0.6603 \cdot dbh^2) - (8.2725 \cdot dbh) + 35.535$	
<i>Cedrela odorata</i>	$B = (0.7371 \cdot dbh^2) - (5.33 \cdot dbh) + 94.9946$	
<i>Annona reticulata</i>		
<i>Citrus aurantifolia</i>		
<i>Citrus limota</i>		
<i>Citrus reticulata</i>		
<i>Citrus sinensis</i> L. Osb.		
<i>Spondias mombin</i>		
<i>Tamarindus indica</i> L.	$\text{Log } B = -1 - 11 + 2.64 \cdot \text{Log } dbh$	Somarriba et al., 2013
<i>Psidium guajava</i>		
<i>Persea americana</i>		
<i>Mangifera indica</i>		
<i>Manilkara zapota</i> L. Royen		
<i>Musa</i> sp		
<i>Theobroma cacao</i> L	$\text{Ln } TB = -4.20 + 1.19 \cdot \text{Ln}(dbh) + 2.34 \cdot \text{Ln}(h)$	Morán-Villa et al., 2022 (en revisión)

dbh: diámetro a la altura del pecho; h: altura total

4.3. Resultados y discusión

4.3.1. Carbono en herbáceas, hojarasca y perfiles de suelo

Las trece parcelas estudiadas fueron agrupadas en cuatro grupos de edad, según la metodología establecida en el Capítulo 3 de este documento. Se encontró que el carbono de herbáceas y hojarasca en las 13 parcelas de cacao evaluadas en la subregión Chontalpa muestran una concentración promedio de $0.06 \pm 0.02 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en herbáceas y de $3.74 \pm 0.66 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para hojarasca siendo estos valores uno de los más bajos registrados hasta el momento en comparación con los estudios realizados por Zavala et al. (2018) donde registraron concentraciones de carbono entre los $2.45 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en herbáceas y $10.08 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en hojarasca.

En el grupo de ≥ 10 a ≤ 20 años, las concentraciones de carbono en hojarasca fue de $5.10 \pm 1.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, y en herbáceas fue de $0.025 \text{ Mg C ha}^{-1}$. En el caso de las parcelas que se encontraron en el rango de edad de ≥ 20 a ≤ 30 años, las

concentraciones mínimas fueron de $0.51 \pm 0.014 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $2.55 \pm 1.08 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para herbáceas y hojarasca, respectivamente, mientras que los máximos valores alcanzaron concentraciones de $0.12 \pm 0.041 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $3.71 \pm 0.36 \text{ Mg C ha}^{-1}$. En el caso de los sitios maduros (≥ 30 y ≤ 40 años), donde se tiene un mayor número de parcelas (7), las concentraciones de carbono en las herbáceas fueron de $0.05 \pm 0.01 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.17 \pm 0.05 \text{ Mg C ha}^{-1}$; para hojarasca variaron entre los $2.63 \pm 1.0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $4.74 \pm 0.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Finalmente, las concentraciones de carbono en herbáceas y hojarasca en las parcelas de ≥ 50 y ≤ 60 años, variaron entre $0.033 \pm 0.003 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.078 \pm 0.03 \text{ Mg C ha}^{-1}$, y de $3.88 \pm 0.55 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $4.13 \pm 0.44 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Cuadro 4.2, Anexo 4.1).

Cuadro 4.2. Concentración media de biomasa y carbono almacenado en hojarasca, herbáceas y suelo.

Edad (años)	Carbono Total suelo (c)	Hojarasca		Herbáceas	
		BV _{Hoj}	CT _{Hoj}	BV _{Herb}	CT _{Herb}
$\geq 10 \text{ a } \leq 20$	42.68 ± 6.65	12.52 ± 2.36	4.95 ± 1.24	0.07 ± 0.001	0.03 ± 0.001
$\geq 20 \text{ a } \leq 30$	56.21 ± 7.55	9.74 ± 1.02	3.73 ± 0.49	0.25 ± 0.05	0.09 ± 0.02
$\geq 30 \text{ y } \leq 40$	56.14 ± 7.58	9.59 ± 1.16	3.62 ± 0.58	0.274 ± 0.10	0.10 ± 0.03
$\geq 50 \text{ y } \leq 60$	32.80 ± 4.72	7.06 ± 0.41	2.67 ± 0.33	0.10 ± 0.03	0.04 ± 0.01

Se observó que las concentraciones de carbono en herbáceas que se registran en los sitios maduros es mayor que en el resto de las parcelas, esto podría deberse a que, en esos sitios, el ingreso de la radiación solar es mayor, lo cual propicia una mayor capacidad fotosintética y mayor formación de biomasa (Zavala et al., 2018); aunado a esto, los productores priorizan la conservación de herbáceas para mantener el suelo con humedad todo el año, ya que son sitios con una gran densidad de árboles, comparados con el resto de las parcelas estudiadas (ver capítulo 3). Contrario a lo que sucede con herbáceas, las mayores concentraciones de carbono detectadas en la hojarasca fueron en los sitios jóvenes ($\geq 10 \text{ a } \leq 20$ años) donde la diversidad arbórea es menor, sin embargo, el tipo de árboles de sombra

encontrados puede ser un factor determinante en la cantidad de carbono que almacena.

En cuanto al suelo, se observó, que, de acuerdo con la literatura, los suelos, en tres de los cuatro grupos de edad, presentan un ligero grado de compactación al tener densidades aparentes por encima de 1.05 t m^{-3} , en contraste con las parcelas maduras (≥ 50 y ≤ 60 años), donde la densidad es de 0.80 t m^{-3} en promedio (Cuadro 4.3). La densidad aparente depende de factores como la textura, estructura y contenido de materia orgánica del suelo, así como del manejo. De acuerdo con Gens & Alonso (1992) una densidad aparente mayor a 1 t m^{-3} podría ser un indicador de que la composición de los suelos es mayormente franco-arcillosos, lo anterior debido a que la contracción/expansión está asociada con las arcillas, en contraste con la capilaridad de los suelos, la cual es controlada por el arreglo geométrico de las arcillas y de las partículas más gruesas. Gili & Alonso (2002) manifestaron que el comportamiento de las arenas insaturadas está controlado por el efecto de capilaridad. Alonso (2003) declaró que en el comportamiento de las arenas y limo las fuerzas de capilaridad aumentan las fuerzas de contacto entre las partículas, lo que contribuye a la resistencia de estos suelos.

Cuadro 4.3. Carbono orgánico del suelo de los 3 estratos estudiados.

Edad parcela (años)	Profundidad (m)	Densidad aparente (t m^{-3})	CO %	COS (t ha^{-1})
≥ 10 a ≤ 20	0.1	1.05	2.18 ± 0.83	22.81 ± 8.42
	0.2	1.10	1.20 ± 0.23	13.25 ± 2.85
	0.3	1.13	0.59 ± 0.27	6.62 ± 2.70
≥ 20 a ≤ 30	0.1	1.12	2.47 ± 0.59	28.52 ± 5.39
	0.2	1.17	1.42 ± 0.28	17.48 ± 3.48
	0.3	1.17	0.84 ± 0.19	10.21 ± 2.13
≥ 30 y ≤ 40	0.1	1.21	2.41 ± 0.38	28.72 ± 5.23
	0.2	1.28	1.32 ± 0.20	16.97 ± 2.84
	0.3	1.34	0.79 ± 0.19	10.45 ± 2.41
≥ 50 y ≤ 60	0.1	0.80	1.44 ± 0.11	26.13 ± 5.35
	0.2	0.79	0.76 ± 0.09	13.44 ± 2.02
	0.3	0.81	0.52 ± 0.08	9.63 ± 3.00

En general, los SAF-c que registraron una mayor concentración de carbono en el suelo (0-30 cm) fueron aquellos agrupados en el intervalo de edad de ≥ 20 y ≤ 30 años con $56.21 \pm 3.51 \text{ Mg C ha}^{-1}$, seguidos por los SAF-c en la amplitud de ≥ 30 y ≤ 40 años con $56.14 \pm 3.49 \text{ Mg C ha}^{-1}$, en contraste con las parcelas más jóvenes cuyas concentraciones fueron las más bajas ($42.68 \pm 2.05 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Esto puede atribuirse a la cobertura de suelo, la cantidad de árboles y la deposición y a la degradación de la hojarasca en esos sitios. Por otra parte, Takimoto et al., (2008), reportan existencias totales de C de 28.7 a $87.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$, África occidental, recalcando que el C del suelo es un componente sustancial del *stock* total y sugieren la importancia de considerar este componente.

A medida que la profundidad del suelo incrementa, el carbono orgánico del suelo (COS) cambia substancialmente en los diferentes grupos de parcelas. El contenido de COS fue significativamente elevado en los dos primeros horizontes (0-10 cm y 10-20 cm), pero fue relativamente bajo en el más profundo (20-30 cm, $r^2 = -0.87$, $P < 0.05$).

Referente al porcentaje de carbono orgánico total (%CO), en las parcelas de ≥ 10 a ≤ 20 años fue de 3.97%, mientras que la concentración de carbono (COS) en el perfil de 0-10 cm fue de $22.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$, de $13.25 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en el perfil de 10-20 cm y de 6.6 Mg C ha^{-1} en el perfil de 20-30 cm. En cuanto a las parcelas de ≥ 20 a ≤ 30 años, se observó que el %CO fue de 4.73 representando una concentración total de $56.21 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de los cuales $28.52 \text{ Mg C ha}^{-1}$ se registraron en el perfil de 0-10 cm, $17.48 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en el perfil de 10-20cm, y $10.21 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en el perfil de 20-30 cm. Para las parcelas maduras (≥ 30 y ≤ 40 años), el COS del perfil de 0-30 cm fue de $56.14 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con 4.53 %CO, del cual $28.72 \text{ Mg C ha}^{-1}$ fue registrado en el perfil de 0-10 cm, en el de 10-20 cm se obtuvo un COS de $16.97 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y en el de 20-30 cm, el COS fue de $10.45 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 4.2).

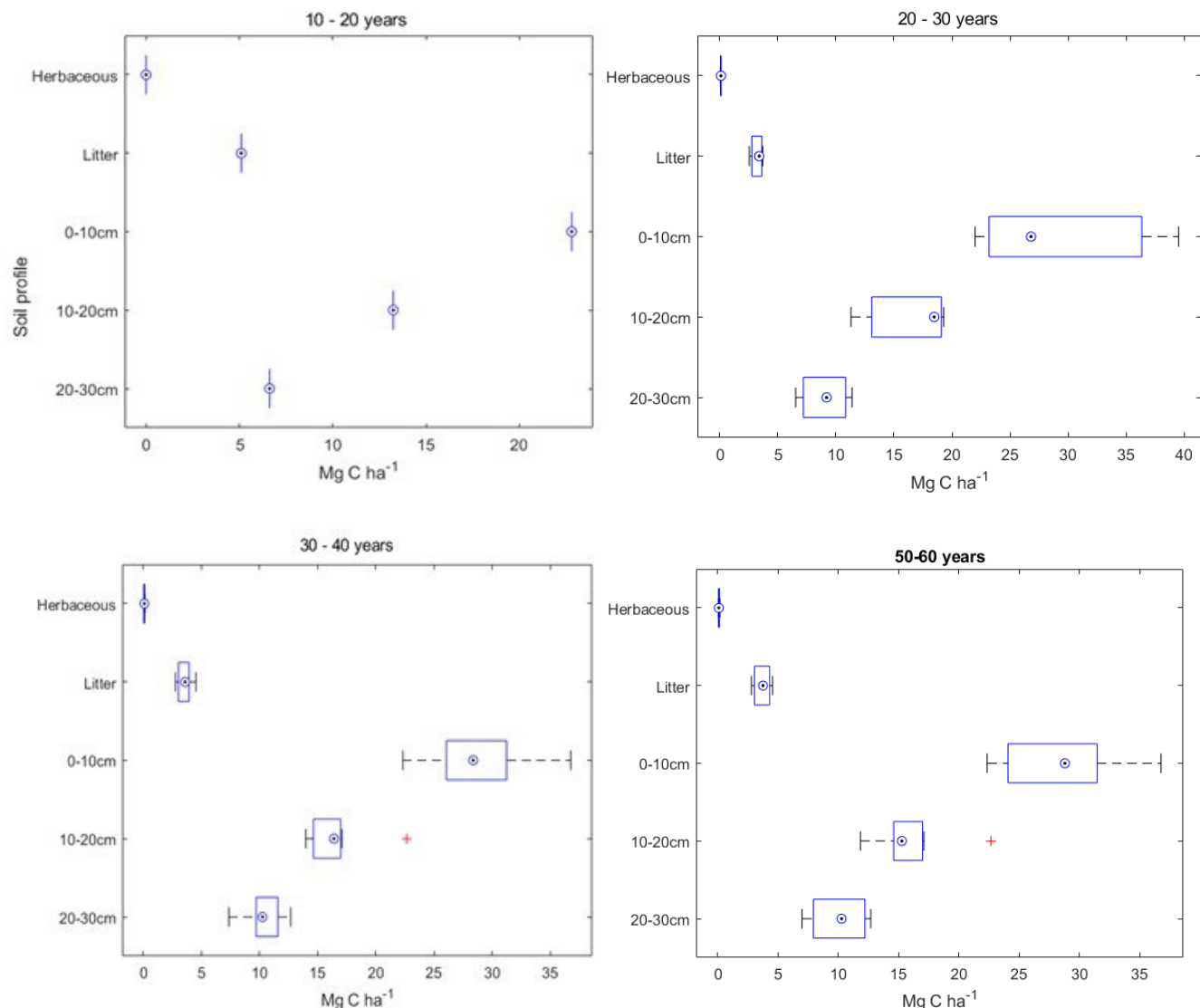


Fig. 4.2. Carbono orgánico del suelo y en biomasa vegetal (hojarasca y herbáceas).

Finalmente, en las parcelas muy maduras (≥ 50 y ≤ 60 años), el porcentaje de carbono y en consecuencia la concentración de carbono orgánico del suelo es mucho menor que en el resto de las parcelas, registrando valores de 2.72 %CO, del cual 26.13 Mg C ha⁻¹ son del horizonte 0-10 cm, 13.44 Mg C ha⁻¹ del horizonte 10-20cm y, finalmente 9.63 Mg C ha⁻¹ del horizonte 20-30 cm.

Los resultados obtenidos en los SAF-c de la Región Chontalpa de Tabasco muestran almacenes de carbono en el suelo similares a los reportados por Asase & Tetteh (2016), quienes reportaron de 14 a 16.1 Mg C ha⁻¹ en sistemas

agroforestales de cacao ubicados en el sur de Ghana. De acuerdo con Rumpel & Kogel-Knabner (2011) y Muller & Gama-Rodríguez (2012), los horizontes del subsuelo contribuyen con más de la mitad del carbono total almacenado debido a que el material orgánico a través de estos horizontes proviene las raíces de las plantas y sus exudados, de la materia orgánica disuelta y de la bioperturbación, por lo que sería importante tener en cuenta el estudio de los almacenes de carbono orgánico de las raíces por ser consideradas la fuente primordial de carbono en el suelo. Derivado de lo anterior, los *stocks* de carbono del suelo en los SAF-c jóvenes maduros (20 a 30 años) sugieren que son más eficientes para acumular carbono que aquellos SAF-cacao muy jóvenes o viejos.

De acuerdo con Asner et al. (2012), los bosques tropicales húmedos de Madagascar almacenan en la biomasa aérea, en promedio 99.5 Mg C ha⁻¹, variando de 9.3 a 257.4 Mg C ha⁻¹. Estas variaciones podrían atribuirse a varios factores, incluida la composición de especies, estructura del tamaño de los árboles, riqueza de especies, presencia y abundancia de lianas, clima, concentración de nutrientes, topografía, edad de las plantaciones, perturbación y manejo de la tierra, así como el uso de suelo en el pasado (Foley et al., 2007; Holl & Zahawi, 2014; Lü et al., 2010; Russell et al., 2010).

El potencial de almacenamiento de carbono (C) depende del tipo de práctica agroforestal, composición florística y manejo (Albrecht & Kandji, 2003; Kumar, 2006; Zomer et al., 2016). La diversidad en la composición florística de los SAF es clave para su funcionamiento y la generación de beneficios. Rajab et al (2016 reportó que la contribución de las especies de sombra en la acumulación de biomasa y carbono aérea fue del 81% en SAF- C con múltiples especies de sombra de Indonesia, Somarriba en Centro América encontró que era del 82 % y en cacaotales de Camerún era cercano al 90%. El potencial de un sistema agroforestal para almacenar niveles significativos de carbono depende de su composición de especies, densidad de árboles y edad (Schroth et al., 2015; Rajab et al., 2016; Schroth et al., 2016; Saj et al., 2017; Silatsa et al., 2017), todos ellos regulados por el enfoque de gestión que adoptan los agricultores.

Estudios realizados en Sudamérica (Goodman et al., 2013) y en Malasia (Asari et al., 2013, Sanquetta et al., 2015) sugieren que la biomasa aérea se correlaciona de forma significativa con la edad y la longitud del tronco en palmas de aceite. El almacenamiento de C en la biomasa de la palma de aceite depende principalmente de la edad, y se relaciona con factores edafoclimáticos (Leblanc et al., 2006, Lamade, 2009).

4.3.2. Nitrógeno en hojarasca, herbáceas y suelo

Los SAF-c en general muestran concentraciones de 0.089 ± 0.037 Mg N ha⁻¹ en la hojarasca, 0.051 ± 0.036 Mg N ha⁻¹ en las herbáceas, en el perfil de suelo de 0 a 10 cm es de 0.816 ± 0.35 Mg N ha⁻¹; en el perfil de 10 a 20 cm la concentración es de 0.228 ± 0.065 Mg N ha⁻¹, y en el perfil de 20 a 30 cm la concentración de nitrógeno es de 0.156 ± 0.04 Mg N ha⁻¹.

Como se observa en la Cuadro 4.4, en los diferentes perfiles de suelo evaluados se registraron concentraciones totales de nitrógeno entre 0.679 ± 0.13 Mg N ha⁻¹ y 1.79 ± 0.59 Mg N ha⁻¹, promediando 1.20 ± 0.29 Mg N ha⁻¹ por parcela.

Cuadro 4.4. Concentraciones de nitrógeno (Mg N ha⁻¹) encontradas por parcela en el estrato inferior.

Edad (años)	Hojarasca	Herbáceas	Suelo			Total estrato inferior
			0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
≥10 a ≤20	0.167	0.018	0.836	0.228	0.105	1.355
	0.103	0.079	1.196	0.229	0.226	1.834
≥20 a ≤30	0.043	0.071	0.589	0.223	0.133	1.059
	0.071	0.014	0.529	0.145	0.161	0.919
≥30 y ≤40	0.093	0.057	0.434	0.197	0.151	0.933
	0.099	0.089	1.434	0.226	0.125	1.973
	0.087	0.067	0.694	0.241	0.243	1.333
	0.087	0.066	1.328	0.224	0.151	1.856
	0.048	0.131	0.621	0.414	0.162	1.376
	0.082	0.017	1.176	0.306	0.204	1.785

Edad (años)	Hojarasca	Herbáceas	Suelo			Total estrato inferior
			0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
	0.075	0.018	0.416	0.212	0.119	0.839
≥50 y ≤60	0.039	0.022	0.945	0.190	0.147	1.343
	0.156	0.011	0.414	0.160	0.105	0.846

De acuerdo con los rangos de edad de las parcelas, se observa que las parcelas muy jóvenes (10 a 20 años) acumulan en el estrato inferior un total de 1.36 Mg N ha⁻¹, del cual el 61.7% se concentra en el perfil principal (0 a 10 cm), el 16.84% se presenta en el perfil 2, es decir, a una profundidad de 10 a 20 cm, el 12.36% lo representa la hojarasca, el 7.77% corresponde al último perfil estudiado (20 a 30 cm), y tan solo el 1.34% de la concentración de nitrógeno se registra en las herbáceas (Figura 4.3a).

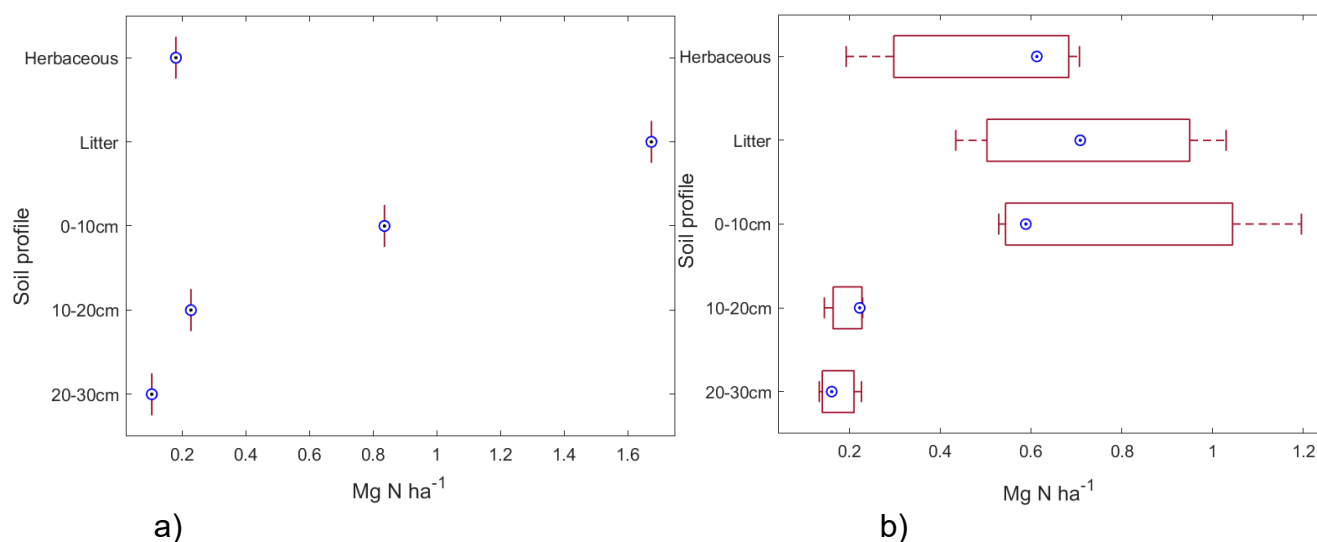


Fig. 4.3. Concentraciones de nitrógeno total en el estrato inferior de los SAF-c.
a) SAF de 10 a 20 años, b) SAF de 20 a 30 años.

En las parcelas de 20 a 30 años, las variaciones en las concentraciones de nitrógeno detectadas se muestran en la figura 5.3b, la cual indica que las concentraciones detectadas en la hojarasca (0.072 ± 0.024 Mg N ha⁻¹), las herbáceas y el primer perfil del suelo tienen un comportamiento similar; sin embargo, esta concentración, de por sí baja, decae drásticamente cuando la profundidad de los perfiles es mayor a 10 cm.

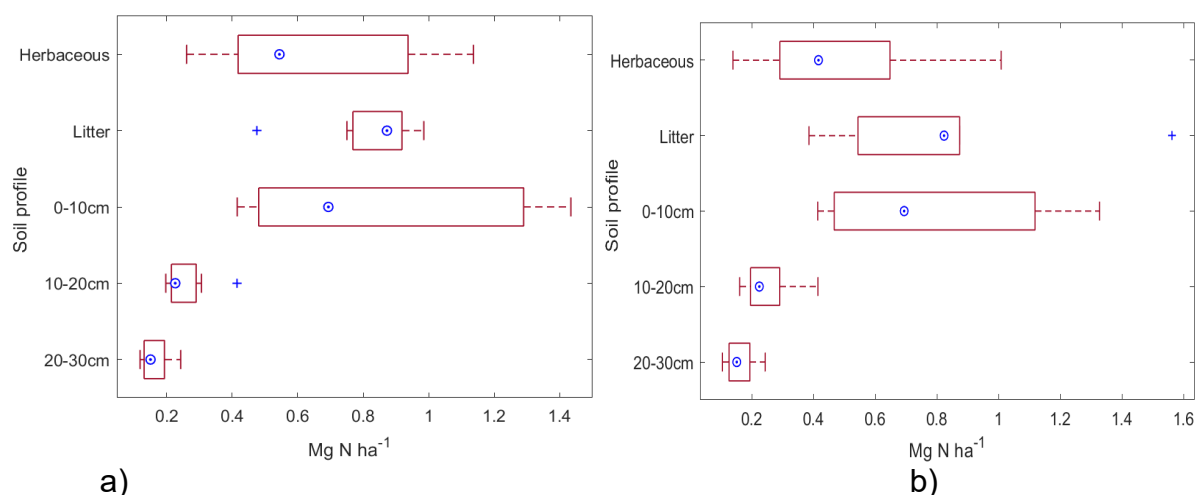


Fig. 4.4. Concentraciones de nitrógeno total en el estrato inferior de los SAF-c. a) SAF de 10 a 20 años, b) SAF de 20 a 30 años

Referente a las parcelas de 30 a 40 años, la concentración media de nitrógeno en la hojarasca fue de 0.082 ± 0.016 Mg N ha⁻¹, en herbáceas de 0.063 ± 0.036 Mg N ha⁻¹ y finalmente en el suelo se registró 0.87 ± 0.4 Mg N ha⁻¹ en el perfil de 0 a 10 cm, seguido por una disminución drástica (0.26 ± 0.07 Mg N ha⁻¹) en el perfil de 10 a 20 cm, mientras que en el último perfil (20 a 30 cm), la concentración registrada fue de 0.17 ± 0.04 Mg N ha⁻¹ (Figura 4.4a).

Para el caso de las parcelas senescentes (50 a 60 años, Figura 5.4b), las concentraciones registradas en la hojarasca fueron de 0.097 ± 0.06 Mg N ha⁻¹, en las herbáceas 0.017 ± 0.005 Mg N ha⁻¹ y finalmente en el primer perfil del suelo la concentración fue de 0.68 ± 0.27 Mg N ha⁻¹, de 0.18 ± 0.015 Mg N ha⁻¹ y finalmente en el último perfil (20 a 30 cm) la concentración registrada fue de 0.13 ± 0.02 Mg N ha⁻¹. Se observó que una vez que la profundidad del suelo es mayor a 10 cm, las concentraciones de nitrógeno decaen en alrededor de 3.8 veces.

Los valores obtenidos durante esta investigación concuerdan con lo reportado por Isaac et al. (2005), quienes observaron que las concentraciones de nitrógeno en los primeros 15 cm del suelo variaban entre 1.09 y 1.25 Mg N ha⁻¹. A pesar de ello, es conocido que los valores de nitrógeno en el suelo de SAF-c generalmente son bajas debido a que no existe una fertilización adicional al sistema.

Palm et al. (1996) sugirió que estas pérdidas considerables de nitrógeno también pueden atribuirse como resultado de la liberación de gases nitrogenados, así como por procesos de erosión y la lixiviación de los suelos por lluvias excesivas en áreas con poca cobertura vegetal. Por ello, será fundamental realizar estudios que permitan conocer la tasa de mineralización del nitrógeno orgánico con la finalidad de conocer a qué velocidad se pierde el nitrógeno del sistema y poder generar alternativas que minimicen este efecto y repercutan en la calidad de la producción del cacao.

Cameron et al. (2013) encontraron que los suelos en los primeros 15 centímetros, contienen comúnmente entre el 0.1% y el 0.6% del nitrógeno, lo cual usualmente podría representar entre 2,000 y 12,000 kg N ha⁻¹ dependiendo del tipo de suelo analizado.

Gamble et al. (2016) encontró que valores de 0.43% a 0.44% en las concentraciones de nitrógeno en hojarasca de árboles de sauce y álamos, al igual que Dold et al. (2019), quienes observaron que la acumulación de nitrógeno en el componente leñoso árboles de roble y nogal fue de 6.32 y 1.91 Mg ha⁻¹ a⁻¹ respectivamente, mientras que en la hojarasca varió de 2.51 a 1.44 Mg ha⁻¹ a⁻¹. Lo anterior es muy similar a lo encontrado en esta investigación, donde la concentración promedio de nitrógeno fue de 0.40 Mg ha⁻¹ con intervalos de variación en las concentraciones entre 0.68 y 1.79 Mg N ha⁻¹ en los primeros 30 cm de suelo. En cambio, Sadek & Prekwas (2008) registraron concentraciones de 0.58 g/kg N en los primeros 25 cm de suelo.

4.3.4. Biomasa y carbono en árboles de sombra y cacao (Theobroma cacao L.) y potencial de captura de los SAF-c

Para la cuantificación de biomasa y carbono en biomasa vegetal, se utilizaron los datos obtenidos previamente para la descripción florística y el arreglo de los SAF descritos en el Capítulo 3 de este documento.

En este sentido, se encontró que la altura promedio de los árboles de cacao varió entre 3.26 m y 4.28 m con diámetros a la altura del pecho (DAP) de 11.49 cm a

13.85 cm; registrando un área basal (AB) promedio de $3.22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ con un mínimo de $2.04 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y una máxima de $3.75 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ mostrando variaciones mínimas entre las 13 parcelas estudiadas y los diferentes rangos de edad de éstas. Respecto a los árboles de sombra presentes en los SAF-c registraron un área basal promedio de $124.32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, variando de $61.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ a $186.9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, esto debido a la gran diversidad de especies que se registraron, especialmente en las parcelas agrupadas en amplitud de edad de 30 a 40 años ($H'=2.95$, 30-40 años) (ver Cuadro 3.2 capítulo 3).

La acumulación de biomasa de los estratos superiores e inferiores de acuerdo con la clasificación por edad realizada de los sistemas agroforestales de cacao (SAF-c) estudiados se muestra en la Cuadro 4.5. En promedio, los sistemas agroforestales de cacao estudiados en la subregión Chontalpa de Tabasco almacenan en la biomasa vegetal $147.72 \text{ Mg ha}^{-1}$, de los cuales el 79.54% pertenece a los árboles de sombra, 13.35% a los árboles de cacao, el 6.99% a la hojarasca y el 0.12% restante pertenece a las herbáceas.

La cuantificación de biomasa aérea total (BT), en los árboles de sombra presentes en el intervalo de edad de 10 a 20 años, fue de $115.9 \pm 17.7 \text{ Mg ha}^{-1}$, principalmente en *E. americana*, con un valor de 52.87 Mg ha^{-1} seguida por *Swietenia macrophylla* con 29.89 Mg ha^{-1} así como en *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea* y *Manilkara zapota* con 10.15 Mg ha^{-1} , 10.84 Mg ha^{-1} y 10.35 Mg ha^{-1} , respectivamente. Si observamos la distribución de biomasa según la clase diamétrica (5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm, 25-30 cm, 30-35 cm, 35-40 cm, 40-45 cm, 45-50 cm y mayor a 50 cm), se observa que la clase diamétrica de 35 a 40 cm concentra la mayor cantidad de biomasa con 45.27 Mg ha^{-1} , seguida por la clase de 40 a 45 cm con 39.39 Mg ha^{-1} . En cuanto a la biomasa aérea registrada en los árboles de cacao, fue de 26.95 Mg ha^{-1} , de los cuales 17.98 Mg ha^{-1} , que representa el 68 % del total de la biomasa en cacao, pertenece a la clase diamétrica de 10 a 15 cm.

Para las parcelas de ≥ 20 a ≤ 30 años, la BT mínima encontrada por parcela, fue de 132.5 Mg ha^{-1} y la máxima de $320.38 \text{ Mg ha}^{-1}$, de la cual, el 83% se distribuye en cuatro de las nueve especies presentes en las parcelas de ese rango de edad, *E.*

americana, con 129.3 Mg ha⁻¹; *C. odorata*, con 51.13 Mg ha⁻¹; *Artocarpus heterophyllus*, con 34.88 Mg ha⁻¹ y *T. rosea* con 31.48 Mg ha⁻¹. En cuanto a la distribución de la biomasa según la clase diamétrica, en esa amplitud de edad, las mayores concentraciones se registraron entre los árboles con un DAP mayor a 50 cm (124.18 Mg ha⁻¹), seguido por los de 45 a 50 cm (68.34 Mg ha⁻¹) y, finalmente, en el intervalo de 35 a 40 cm (36.30 Mg ha⁻¹). En los árboles de cacao con un valor promedio de 15.85 Mg ha⁻¹, se detectó que la clase diamétrica de 10 a 15 cm tenía un acumulado de 26.70 Mg ha⁻¹.

Cuadro 4.5. Biomasa vegetal promedio (Mg ha⁻¹) en los estratos superiores e inferiores registrada por SAF-c.

Edad (años)	Estrato superior		Estrato inferior		Biomasa vegetal
	Biomasa cacao	Biomasa sombra	Biomasa Hoj	Biomasa Herb	
≥10 a ≤20	26.95±0.03	115.89 ± 17.77	12.52 ± 2.36	0.07 ± 0.001	155.43 ±12.40
≥20 a ≤30	15.85±6.75	99.03±13.18	8.64 ± 0.91	0.25 ± 0.08	123.77 ±10.63
≥30 y ≤40	21.02±8.96	116.9 ± 7.75	9.59 ± 1.16	0.27 ± 0.10	1147.78 ±12.54
≥50 y ≤60	15.05±0.01	138.13±12.35	10.60 ± 0.62	0.15 ± 0.05	163.88±14.86

Referente a las parcelas agrupadas en el intervalo de edad de ≥30 a ≤40 años, la BT promedio de los árboles de sombra fue de 116.9 Mg ha⁻¹, con un valor mínimo de 73.12 Mg ha⁻¹ y un valor máximo 173.60 Mg ha⁻¹; la mayor cantidad de biomasa se presentó en 9 de las 27 especies registradas en este intervalo de edad, las cuales son *Gliricidia sepium* (192 Mg ha⁻¹), *E. americana* (173.28 Mg ha⁻¹), *Cedrela odorata* (141.46 Mg ha⁻¹), *Tabebuia rosea* (93.38 Mg ha⁻¹), *Pimienta dioica* (42.38 Mg ha⁻¹), *Swietenia macrophylla* (38.73 Mg ha⁻¹), *Cecropia obtusifolia* (32.31 Mg ha⁻¹) y *Colubrina arborescens* (20.21 Mg ha⁻¹). En cuanto a la distribución de biomasa basada en la clase diamétrica, la concentración más alta se registró en arboles mayores a 50 cm con 378.16 Mg ha⁻¹. La biomasa promedio registrada en los árboles de cacao en este rango de edad fue de 21.02 Mg ha⁻¹, de la cual, más del 56% fue registrada entre los 10 a 15 cm de DAP.

Finalmente, en las parcelas muy maduras (>50 a <60 años), la BT de los árboles de sombra varió entre 121.34 Mg ha⁻¹ y 154.92 Mg ha⁻¹ con una media de 138.17 Mg ha⁻¹. Las cuatro especies que representan el 79% de la biomasa total en estas parcelas, especies que predominaron en acumulación de biomasa, fueron: *G. sepium* (70.20 Mg ha⁻¹), *C. odorata* (54.96 Mg ha⁻¹), *Manilkara zapota* (50.56 Mg ha⁻¹) y *E. americana* (42.55 Mg ha⁻¹); de las cuales, la clase diamétrica predominante fue aquella mayor a 50 cm de diámetro. En el caso de los árboles de cacao, la biomasa promedio fue de 15.05 Mg ha⁻¹

En cuanto a las concentraciones de carbono en los diferentes estratos (superior e inferior) estudiados de los SAF-c, se obtuvo que aquellas parcelas pertenecientes al rango de edad de ≥ 10 y ≤ 20 años almacenan alrededor de 113.76 ± 9.1 Mg C ha⁻¹, de la cual 54.47 ± 8.35 Mg C ha⁻¹ provienen de los árboles de sombra, mientras que en árboles de cacao fue de 11.48 ± 0.01 Mg C ha⁻¹ (Cuadro 4.6).

Respecto a la contribución del estrato inferior a los almacenes de carbono del sistema, en el perfil de 0-30 cm estudiado, el almacenaje fue de 42.68 Mg C ha⁻¹, es decir, menor del 37.5% del contenido total de carbono en el sistema. En general, la representación porcentual del aporte de carbono proveniente del estrato inferior, varió de 37% a 49.8%, siendo cercana al 50% en las parcelas de 20 a 30 años, lo cual concuerda con Forero et al. (2018), quienes aseguraron que los SAF tienen un mayor aporte en la captura de carbono entre los 18 y 35 años, a pesar de lo reportado por estos investigadores, durante el análisis estadístico de los datos obtenidos en esta investigación, no se encontró diferencia significativa, sin embargo es clara la tendencia de los SAF-c entre 20 y 40 años a ser aquellos sistemas con mayor capacidad para almacenar carbono en su biomasa.

Cuadro 4.6. Carbono promedio (Mg C ha⁻¹) en los estratos superiores e inferiores registrada por SAF-c.

Edad (años)	Estrato superior		Estrato inferior			Carbono total SAF
	Carbono cacao	Carbono árboles sombra	CT _{Hoj}	CT _{Herb}	CT suelo	
≥ 10 a ≤ 20	11.48 ± 0.01	54.47 ± 8.35	5.10 ± 1.24	0.03 ± 0.001	42.68 ± 2.05	113.76 ± 9.1

Edad (años)	Estrato superior		Estrato inferior			Carbono total SAF
	Carbono cacao	Carbono arboles sombra	CT _{Hoj}	CT _{Herb}	CT suelo	
≥20 a ≤30	6.75±0.01	46.54 ± 6.19	3.22 ± 0.49	0.09 ± 0.02	56.21±3.51	112.82±8.1
≥30 y ≤40	8.96±0.01	54.94 ± 3.64	3.58 ± 0.58	0.10 ± 0.03	56.14±3.49	123.72±3.9
≥50 y ≤60	6.41±0.01	64.92±5.81	4.06 ± 0.32	0.06 ± 0.02	49.19±2.9	124.64±11.2

Basados en el índice de valor de Importancia (IVI) previamente calculado para las parcelas en el Capítulo 3 de este documento, se esquematizaron semiperfiles que muestran, de acuerdo con el rango de edad de los SAF-c, cuánto es el potencial de captura de las principales especies arbóreas asociadas a estos sistemas.

En las parcelas de 10-20 años, se encontró que del total de carbono almacenado ($65.95 \text{ Mg C ha}^{-1}$), las especies con mayor potencial de captura de carbono en la biomasa aérea ($43.67 \text{ Mg C ha}^{-1}$) son especies de índole maderables (*S. macrophylla*, *E. americana*, *C. odorata*), mientras que el aporte por especies frutales es cercano al 10% de lo almacenado por las especies maderables del sistema con $5.19 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 4.9).

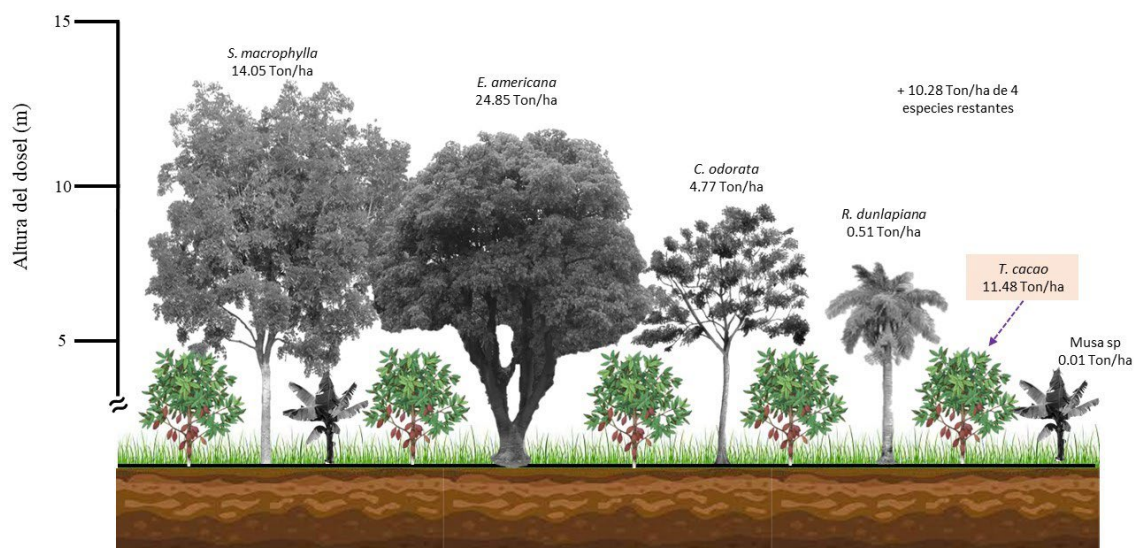


Fig. 4.9. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 10 a 20 años.

En los SAF-c cuyo rango de edad es de ≥ 20 y ≤ 30 años, el carbono total almacenado de este grupo alcanza los $159.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$, de los cuales $20.26 \text{ Mg C ha}^{-1}$ corresponde a los árboles de cacao, y $139.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ proviene de los árboles de sombra; destacando nuevamente *E. americana* y *C. odorata* como las especies que mayor carbono acumulan (60.8 y 24.03 Mg ha^{-1}), seguidas por *T. rosea* y en el caso de especies frutales *C. nucifera* con 6.94 Mg ha^{-1} (Figura 4.10).

El acumulado de carbono del estrato inferior (suelo, herbáceas y hojarasca) en este grupo es de 164.5 Mg ha^{-1} para el suelo, 10.02 Mg ha^{-1} para hojarasca y de 0.27 Mg ha^{-1} para las herbáceas.

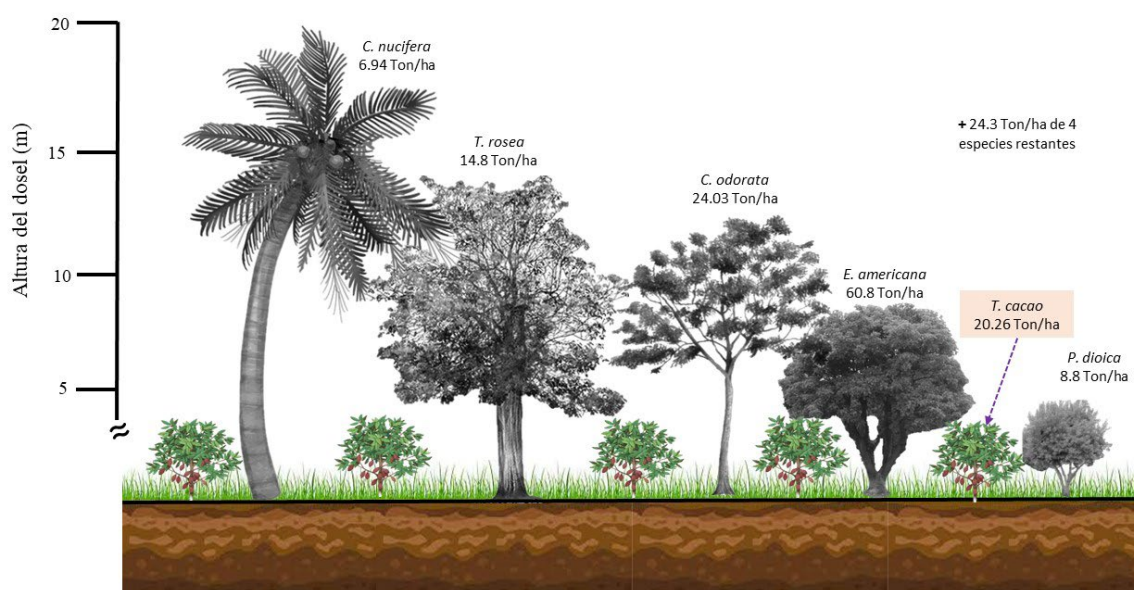


Fig. 4.10. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 20 a 30 años.

Para las plantaciones de ≥ 30 y ≤ 40 años, la concentración de carbono en la biomasa aérea fue de $447.29 \pm 4.36 \text{ Mg C ha}^{-1}$, de los cuales $62.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ corresponde a los árboles de cacao, y $384.59 \text{ Mg C ha}^{-1}$ proviene de los árboles de sombra; destacando como en los dos grupos anteriores *E. americana* y *C. odorata* como las especies que mayor carbono acumulan (60.8 y $24.03 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguidas por *T. rosea* y en el caso de especies frutales *C. nucifera* con $6.94 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 4.11). Con respecto al estrato inferior, el carbono contabilizado fue de 393 Mg C ha^{-1} en

los perfiles analizados (0-30cm), una concentración de 25.37 Mg C ha⁻¹ en la hojarasca y 0.70 Mg C ha⁻¹ en las herbáceas presentes al momento del estudio.

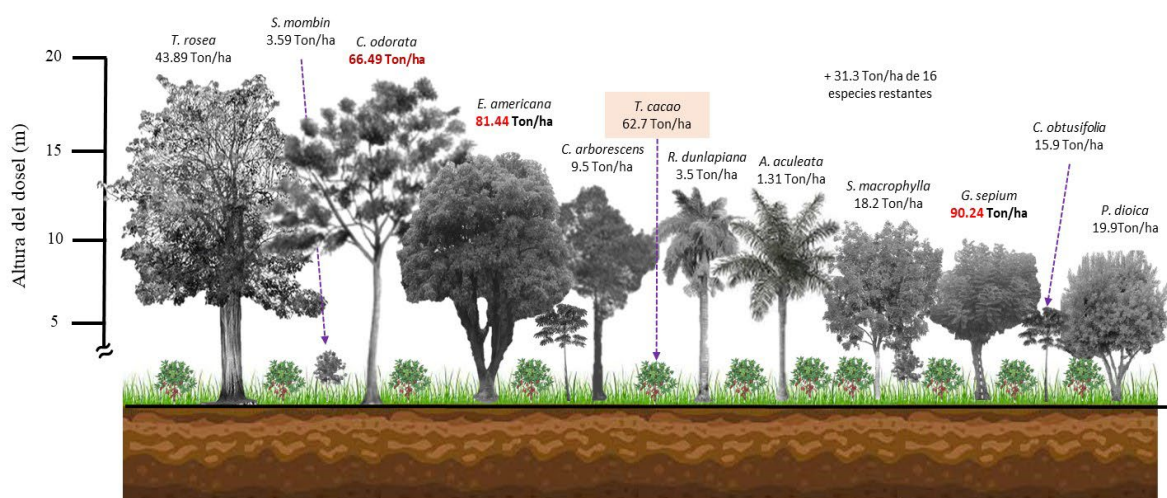


Fig. 4.11. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 30 a 40 años.

Finalmente, las concentraciones acumuladas de carbono en las parcelas que representan el grupo de 50 a 60 años fue de 236.35 Mg C ha⁻¹; las especies de sombra acumularon 129.84 Mg C ha⁻¹ siendo *G. sepium* el principal reservorio de carbono seguida de *C. odorata* con 25.8 Mg C ha⁻¹ y *E. americana* con 20.0 Mg C ha⁻¹, tan solo en el caso de las especies de uso maderable, mientras que las especies frutales que destacan en este grupo fueron *Manilkaria zapota* con 23.8 Mg C ha⁻¹ y *Spondias mombin* con 4.46 Mg C ha⁻¹ (Figura 4.12). La cuantificación de carbono en los perfiles de suelo estudiados fue de 98.39 Mg C ha⁻¹, mientras que la concentración de carbono en la hojarasca alcanzó los 8.01 Mg C ha⁻¹ y de 0.11 Mg C ha⁻¹ en el caso de herbáceas.

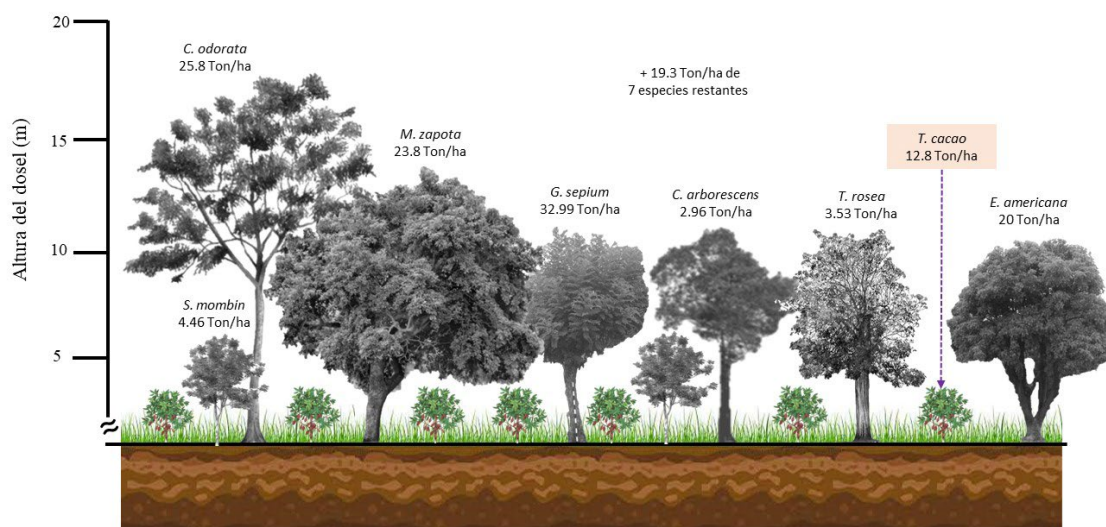


Fig. 4.12. Reservorios de carbono en biomasa aérea en parcelas de 50 a 60 años.

Oke & Olatiilu (2011) encontraron que el almacenamiento de biomasa y carbono, en árboles de cacao (232 árboles de cacao) de 8 años de edad, cuando estos se encontraban bajo condiciones de sombra densa (76 árboles), alcanzaban los 5.51 Mg ha⁻¹ y 2.76 Mg C ha⁻¹ respectivamente; y cuando el cacao (296) se encontraba combinada con escasos árboles de sombra (40), las concentraciones de carbono registradas fueron de 3.22 Mg C ha⁻¹ y de 6.43 Mg ha⁻¹ en el caso de la biomasa. Isaac et al. (2007) lo atribuyeron al efecto que ejercen los árboles de sombra sobre el cacao, es decir, cuanto mayor sea la sombra, los árboles de cacao son propensos a engrosar el tronco y en el caso opuesto, se tiene una mayor cantidad de ramas y follaje lo que conlleva a una mayor acumulación de carbono.

De acuerdo a Patiño et al (2018) los SAF cacao estudiados en Tolima, Colombia almacenaron en promedio 85.9±23.5 Mg C ha⁻¹, siendo estos resultados superiores comparado a lo encontrado, para la misma zona de estudio, por Andrade et al. (2013) quienes estimaron el almacén de carbono de 28.8 y 33.6 Mg C ha⁻¹ a edades de 18 y 35 años, respectivamente. En contraste, Marín et al. (2016) estimaron valores menores para SAF con maderables (19 Mg C ha⁻¹), pero superiores en SAF con maderables y frutales y SAF con frutales (61.0 y 36.3 Mg C ha⁻¹, respectivamente). Estos autores afirman que el alto almacenamiento de carbono en los SAF con maderables y frutales se debe a la abundancia de especies forestales

asociadas con las plantas de cacao. Mientras que Takimoto et al. (2008), indicaron existencias totales de C de 28.7 a 87.7 Mg C ha⁻¹, África Occidental, recalcando que el C del suelo es un componente sustancial del almacén total y sugieren la importancia de considerar este componente.

Smiley & Kroschel (2008), registraron la cifra de 12.2 Mg C ha⁻¹ para la biomasa aérea del cacao asociado a *G. sepium*, en el valle de Napu (de ocho años) coincidiendo con las 12.2 t C ha⁻¹ para el cacao cultivado con *E. poeppigiana* en Costa Rica (Beer et al., 1990). Respecto a investigación, en las parcelas donde *G. sepium* fue registrada, las concentraciones de carbono fueron similares a lo anteriormente descrito e incluso en algunos casos fue superior el aporte de esta especie alcanzando hasta los 21 Mg C ha⁻¹.

Kürsten & Burschel (1993) señalaron que el potencial de secuestro de carbono en la biomasa aérea en sistemas agroforestales vario de 3 a 25 y hasta 60 t C ha⁻¹. Sumado a esto, Woomer et al., (2000) encontraron que la biomasa aérea de un sistema agroforestal a los 5 años de edad capturaba 18.2 t C ha⁻¹ y un sistema agroforestal a los 23.1 años, acumulaba 75 t C ha⁻¹. Otros estudios que incluyen sistemas similares de más de 8 o 15 años pueden provocar cambios en el carbono orgánico del suelo y proporcionar una mejor herramienta para la sostenibilidad a largo plazo (Smiley & Kroschel, 2008).

Dixon (1995) estimó el almacenamiento potencial de C (por encima y por debajo del suelo) para sistemas agroforestales tropicales húmedos. Para las tierras bajas tropicales húmedas, el almacenamiento potencial fue de 39 a 102 Mg C ha⁻¹ en Brasil y de 92 a 228 Mg C ha⁻¹ en India. Para las tierras altas tropicales húmedas, los sistemas agro-silvícolas oscilaron entre 29 Mg C ha⁻¹ en el Congo, 53 Mg C ha⁻¹ en Zaire y 133 a 154 t C ha⁻¹ en un sistema silvopastoril en México. Los sistemas agrosilvícolas en las tierras bajas secas de Brasil produjeron entre 88 y 195 Mg C ha⁻¹; en la India, el rango fue de 68 a 81 Mg C ha⁻¹ (Dixon 1995).

Schroeder (1994) encontró que la biomasa aérea de un bosque subhúmedo contenía 21 Mg C ha⁻¹ mientras que un bosque húmedo almacenaba 50 t C ha⁻¹. En Guatemala, la biomasa leñosa aérea combinada de café y árboles de sombra (*Inga*

spp., *Grevillea robusta*, *Alnus* spp., entre otros) se determinó en 27.3 Mg C ha⁻¹ (Powell & Delaney 1998).

Los almacenes de carbono estimados en el estrato superior en los SAF-c de Tabasco son muy superiores comparados con lo reportado por Patiño et al. (2018) quienes estimaron el almacenamiento de carbono en un SAF de 85.9±23.5 Mg C ha⁻¹, así como a lo reportado por Marín et al (2016) en Tolima, Colombia quienes estimaron un almacenamiento de 61 Mg C en un SAF de cacao combinado con árboles maderables y frutales y de 36.3 Mg C ha⁻¹ cuando los SAF están asociados a frutales; mientras que Andrade et al. (2013) estimaron el almacenaje de carbono de 28.8 y 33.6 Mg C ha⁻¹ para la misma zona de estudio en parcelas cuyas edades variaban entre los 18 y 35 años. Asimismo, contrasta con lo reportado por Zavala et al. (2018) quienes en SAF-c del Perú registraron concentraciones de carbono en la biomasa vegetal de 88.75±6.11 Mg C ha⁻¹ en plantaciones muy jóvenes (menores a 8 años) y de 285.16±31.11 Mg C ha⁻¹ en plantaciones mayores a 16 años.

Cuadro 4.7. Almacenamiento promedio de carbono en biomasa vegetal y del suelo registrada en los diferentes SAF-c

Edad	Carbono Biomasa vegetal (Mg ha ⁻¹)	Carbono suelo (Mg ha ⁻¹)	Carbono Total SAF-c
≥10 a ≤20 años	590.97±16.1	47.81±2.74	638.78 ± 9.42
≥20 a ≤30 años	501.91±12.69	58.15±2.52	560.06 ± 7.61
≥30 y ≤40 años	593.44±4.36	59.34±2.37	652.78 ± 3.37
≥50 y ≤60 años	697.07±19.55	53.31±2.17	750.38 ± 10.86

En general, se estima que los sistemas agroforestales contribuyen a mitigar 27±14 Mg CO₂ equivalente ha⁻¹ a⁻¹ en los primeros 14 años posteriores a su establecimiento (Kim et al., 2016).

Finalmente, el almacenamiento total de carbono registrado durante esta investigación fluctúa dependiendo de la edad de las plantaciones; como es el caso de las plantaciones de entre 20 y 30 años cuyo almacenamiento es 13% menor que lo registrado en las plantaciones de 10 a 20 años (Cuadro 4.7), ya que se ha

reportado que cerca del 50 % del reservorio de COS, podría perderse del sistema en los primeros 10 años de producción (Laal, 1996). Una vez que las plantaciones pasan los 30 años, los almacenajes de carbono empiezan a mostrar una mejoría, y alcanzan su máximo entre los 50 y 60 años, sin embargo, estas cantidades pueden estar fuertemente influenciadas por el tipo de árboles de sombra, la abundancia y el manejo que se dé a los sitios.

5.4. Conclusiones

En zonas de los trópicos caracterizadas por sistemas agroforestales con densas poblaciones humanas y donde predomina la agricultura de subsistencia en pequeña escala, la expansión e intensificación de los sistemas agroforestales integrados puede ser una alternativa para aumentar la biodiversidad y contribuir al secuestro de carbono (Montagnini & Nair, 2004). La conformación de las especies asociadas de sombra con los árboles de cacao provee de beneficios tanto económicos, sociales como ambientales a la región Chontalpa de Tabasco.

La variabilidad en el secuestro de C y N así como la reincorporación de nutrientes debido a la descomposición de la hojarasca puede ser alta en agroecosistemas complejos, dependiendo de factores como la edad de la vegetación, la estructura, las prácticas de manejo, los usos de la tierra, la variabilidad climática y el paisaje.

Respecto a las concentraciones de nitrógeno en el estrato inferior, se observó que al igual que en las concentraciones de carbono, la mayor proporción de N y C se encuentra de 0 a 20 cm y después de esto, decae drásticamente. Si bien se requieren más estudios para cuantificar las formas utilizables de nitrógeno que contiene estos sistemas así como los procesos de mineralización de los compuestos nitrogenados, también debe incluirse la temporalidad en el reciclaje de nutrientes del suelo dado que la pérdida de las zonas óxicas dentro de estos perfiles por compactación o lluvias prolongadas y excesivas, podrían indicar que existe un reservorio de gases que podrían ser liberados a la atmósfera por efectos de difusión cuando exista alguna alteración en el sistema.

La estratificación o clasificación de parcelas de acuerdo con las edades, permitió observar cómo se dan los cambios en los reservorios de carbono y nitrógeno en el estrato inferior de estos sistemas. El mayor almacenamiento de carbono total se registró en las parcelas senescentes (50 a 60 años) con $124.64 \pm 11.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, teniendo un aporte por los árboles de sombra de $64.92 \text{ Mg C ha}^{-1}$ siendo también el valor más alto de almacenamiento de carbono en biomasa aérea comparado con las tres categorías restantes.

Se observó que los árboles de cacao más jóvenes son los que tienen una mayor acumulación de carbono disminuyendo casi en un 45 % cuando se compara con los árboles de mayor edad. Como era de esperarse y basados en los estudios que se han realizado en este tipo de sistemas, las parcelas entre los 30 y 40 años de edad son los que mantienen un equilibrio entre los diferentes sitios y los almacenajes de carbono tanto en el estrato superior como en el inferior.

Respecto a la acumulación de biomasa de los árboles de cacao y los árboles de sombra asociados, se obtuvo que los sistemas de cacao estudiados capturan grandes cantidades de carbono atmosférico tanto en la biomasa aérea como en el estrato inferior (suelo, herbáceas y hojarasca), mostrando una vez más la importancia del preservar los sistemas de producción basados en la intercalación de especies con usos diversos y cultivos agrícolas como herramienta para mitigar el cambio climático y generar productos y servicios extra a los productores y las comunidades asociadas a estos.

Los resultados obtenidos demuestran la importancia de estos sistemas como mitigadores del cambio climático y enfatizan las ventajas de los SAF, porque permite también la producción agropecuaria. El cacao al ser una especie leñosa puede absorber cantidades considerables de CO_2 de la atmosfera y almacenarlas en forma de carbono en su biomasa, jugando así un papel importante en la mitigación del cambio climático (Norgrove & Hauser, 2013).

El mantenimiento y selección de especies de sombra en los cacaotales por los productores puede tener diferentes propósitos, algunas de ellas son ecológicas (sombra y fijación de nitrógeno por algunas especies), económicas

(comercialización de frutos y maderas) y domésticas (plantas medicinales, condimentos, o material para construcción local).

Literatura consultada

- Albrecht A, & Kandji ST. (2003). Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 99(1–3), 15–27. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00138-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00138-5)
- Andrade, H., Segura, M., Somarriba, E., & Villalobos, M. (2008). Valoración biofísica y financiera de la fijación de carbono por uso del suelo en fincas cacaoteras en fincas indígenas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*. 46, 45-50.
- Andriamananjara, A., Hewson, J., Razakamanarivo, H., Andrisoa, R.H., Ranaivosona, N., Ramboatiana, N., Razafindrakoto, M., Ramifehiarivo, N., Razafimanantsoa, M.P., Rabeharisoa, L., Ramananantoandro, T., Rasolohery, A., Rabetokotany, N., & Razafimbelo, T. (2016). Land cover impacts on aboveground and soil carbon stocks in Malagasy rainforest. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 233, 1–15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.030>
- Asari, N., Suratman, M.N., Jaafar, J., & Khalid, M.M. (2013). Estimation of aboveground biomass for oil palm plantations using allometric equations. *Biology, Environment and Chemistry*. 58: 110-114.
- Asner, G.P., Clark, J.K., Mascaró, J., Vaudry, R., Chadwick, K.D., Vieilledent, G., Rasamoelina, M., Balaji, A., Kennedy-Bowdoin, T., Maatoug, L., Colgan, M.S., & Knapp, D.E. (2012). Human and environmental controls over aboveground carbon storage in Madagascar. *Carbon Balance Manage*. 7, 2. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-7-2>
- Avendaño, D.M.H., Acosta, M.M., Carrillo, F.A., & Etchevers, J.D.B. (2009). Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 32, 233-238.
- Ayres, E., H. Steltzer, B. L. Simmons, R. T., Simpson, J. M. Steinweg, M. D. Wallenstein, N. Mellor, W. J. Parton, J. C. Moore & D.H. Wall. (2009). Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. *Soil Biology*

- and *Biochemistry*. 41(3), 606–610.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.12.022>
- Baah-Acheamfour, M., Chang, S.X., Bork, E.W., & Carlyle, C.N. (2017). The potential of agroforestry to reduce atmospheric greenhouse gases in Canada: Insight from pairwise comparisons with traditional agriculture, data gaps and future research. *Forestry Chronicle*. 93(2), 180–189.
<https://doi.org/10.5558/tfc2017-024>
- Baldocchi, D., & Amthor, J. (2001). Canopy photosynthesis: History, measurements, and models. Chapter 2 (p 9–31). In: J. Roy, B. Saugier, H. Mooney (Eds). *Terrestrial Global Productivity*. Cambridge, MA. Academic Press.
- Beer, J.; Ibrahim, M.; Somarriba, E.; Barrance, A., & Leakey, R. (2004). Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. *Árboles de Centroamérica*. OFI-CATIE. Turrialba, Costa Rica. 197-242.
- Bocock, K.L. & Gilbert, O.J.W.. (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil*. 9, 179–185.
- Boege E. (2017). El patrimonio biocultural y los derechos culturales de los pueblos indígenas, comunidades locales y equiparables. *Diario de Campo*, Cuarta Epoca, núm.1 Enero - Abril 2017. Instituto Nacional de Antropología e Historia. Mexico.
- Boege, E. S., Vidrales, C. G., Garcia, I., Mondragon, M., Rivas, A.J., & Soto, F. (2008). El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. México: Instituto Nacional de Antropología e Historia: Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. ISBN: 978-968-03-0385-4.
- Bunker, D.E., DeClerck, F., Bradford, J.C., Colwell, R.K., Perfecto, I., Phillips, O.L., & Naeem, S. (2005). Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest. *Science*. 310(5750), 1029–1031.
<https://doi.org/10.1126/science.1117682>
- Cairns, M. Brown, S. Helmer, E., & Baumgardner G. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecología*, 111(1), 1-11. DOI: 10.1007/s004420050201

- Cameron, K.C., Di, H.J., & Moir, J.L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*. 162(2), 145–173
<https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Cuéllar, M.A., Allaire, S.E., Lange, S.F., Bradley, R.I., Parsons, W.F.J., Rivest, D., & Cogliastro, A. (2017). Greenhouse gas dynamics in a tree-based intercropping system compared with an organic conventional system. *Canadian Journal of Soil Science*. 97(3), 382–393.
<https://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/CJSS-2016-0081>
- Dai, W., Fu, W., Jiang, P., Zhao, K., Li, Y., & Tao, J. (2018). Spatial pattern of carbon stocks in forest ecosystems of a typical subtropical region of southeastern China. *Forest Ecology and Management*, 409, 288–297.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.036>
- Day, M., Baldauf, C., Rutishauser, E., & Sunderland, T.C.H. (2013). Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests: implications for REDD. *Environmental Conservation*. 41 (1), 64–72. <https://doi.org/10.1017/S0376892913000295>
- Dixon, R. (1995). Agroforestry systems: sources of sinks of greenhouse gases? *Agroforestry Systems*. 31(2), 99–116. <https://doi.org/10.1007/BF00711719>
- Dold, C., Thomas, A.L., Ashworth, A.J., Philipp, D., Brauer, D.K., & Sauer, T.J. (2019). Carbon sequestration and nitrogen uptake in a temperate silvopasture system. *Nutrient Cycling Agroecosystems*. 114(1), 85–98. DOI: 10.1007/s10705-019-09987-y
- Fanin, N., Fromin, N., & Bertrand, I. (2016). Functional breadth and home-field advantage generate functional differences among soil microbial decomposers. *Ecology*. 97, 1023–1037. <https://doi.org/10.1890/15-1263.1>
- Figueroa-Gómez, B.M. (2007). The Contribution of Traditional Vegetables to Household Nutritional Security in Two Communities of Vihiga and Migori Districts, Kenya. Wageningen University. Symposium: Underutilized plants for food, nutrition, income and sustainable development. <http://www.icuc-iwmi.org/Symposium2008/Theme%201/T1.3-Blanca%20Figuero.pdf>

- Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., DeFries, R., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., & Snyder, P. (2007). Amazonian revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5, 25–32. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2)
- Fonseca, W. & Rojas M. (2016). Acumulación y predicción de biomasa y carbono en plantaciones de bambú en Costa Rica. *Ambiente y Desarrollo*. 20, 85-98. doi:<http://dx.doi.org/10.11144/Javeriana.ayd20-38.apbc>
- Fu, W.J, Jiang, P.K., Zhou, G.M., & Zhao, K.L. (2014). Using Moran's I and GIS to study the spatial pattern of forest litter carbon density in a subtropical region of southeastern China. *Biogeosciences*. 11, 2401–2409. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2401-2014>
- Gamble, J.D., Johnson, G., Current, D.A., Wyse, D.L., & Sheaffer, C.C. (2016). Species pairing and edge effects on biomass yield and nutrient uptake in perennial alley cropping systems. *Agronomy Journal*. 108(3), 1020-1029 DOI: 10.2134/agronj2015.0456
- Girardin, C.A.J., Malhi, Y., Aragão, L.E.O.C., Mamani, M., Huaraca Huasco, W., Durand, L., Feeley, K.J., Rapp, J., Silva-Espejo, J.E., Silman, M., Salinas, N., & Whittaker, R.J., (2010). Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Global Change Biology*. 16 (12), 3176–3192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02235.x>
- Goodman, R.C., Phillips, O.L., del Castillo T., D., Freitas, L., Tapia C., S., Monteagudo, A., & Bakker, T.R. (2013). Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*. 310, 994-1004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.045>
- Holl, K.D., & Zahawi, R.A. (2014). Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. *Forest Ecology and Management*. 319, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.024>
- Houghton, R.A., Lawrence, K.T., Hackler, J.L., & Brown, S. (2001). The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of

- estimates. *Global Change Biology*. 7(7), 731–746.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2001.00426.x>
- Houghton, J., Unruh, J.D., & Lefebvre, P. (1993). Current land use in the tropics and its potential for sequestering carbon. *Global Biogeochemical Cycles*. 7, 305–320
- Isaac, M.E., Timmer, V.R., Quashie-Sam, & S.J. (2007). Shade tree effects in a 8-year-old cocoa agroforestry system: Biomass and nutrient diagnosis of *Theobroma cacao* by vector analysis. *Nutrient cycling in Agroecosystems*. 78(2), 155-165. DOI: 10.1007/s10705-006-9081-3
- Isaac, S.R. & Nair, M.A. (2006). Litter dynamics of six multipurpose trees in a homegarden in Southern Kerala, India. *Agroforestry Systems*. 67, 203-213.
<https://doi.org/10.1007/s10457-005-1107-3>
- Kim, D.G., Thomas, A.D., Pelster, D., Rosenstock, T.S., & Sanz-Cobena, A. (2016). Greenhouse gas emissions from natural ecosystems and agricultural lands in sub-Saharan Africa: synthesis of available data and suggestions for further research. *Biogeosciences*. 13, 4789–4809.
- Kumar, B.M. (2006). Carbon sequestration potential of tropical homegardens. In B. M. Kumar & P. K. R. Nair (Eds.), *Tropical Homegardens* (pp. 185-204). Dordrecht, Holanda: Springer
- Lamade, E., & Bouillet, J.P. (2005). Carbon storage and global change: the role of oil palm. OCL. Oilseeds and fats, Crops and Lipides. 12(2), 154-160.
<https://doi.org/10.1051/ocl.2005.0154>
- Leblanc, H, Russo R, Cueva JJ, & Subía E. (2006). Fijación de carbono en palma aceitera en la región tropical húmeda de Costa Rica. *Tierra Tropical*. 2, 143-148.
- Liu Y, Yu G, Wang Q, & Zhang Y. (2014). How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography*. 23,323–333. <https://doi.org/10/f5t8n6>
- Lopes, M.C., Araujo, V.F., Vasconcellos, A. (2015). The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil.

Brazilian Journal of Biology. 75,703–708. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21613>

- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Pando-Moreno, M., & Estrada-Castillón, A. E. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, Mexico. *Polibotanica*. 35, 41-64.
- Lü, X.-T., Yina, J.-X., Jepsen, M.R., & Tang, J.-W. (2010). Ecosystem carbon storage and partitioning in a tropical seasonal forest in Southwestern China. *Forest Ecology and Management*. 260(10), 1798–1803. doi:10.1016/j.foreco.2010.08.024
- Marín, M.P., Andrade, H.J., & Sandoval, A.P. (2016). Fijación de carbono atmosférico en la biomasa total de sistemas de producción de cacao en el departamento del Tolima, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. 19, 351-360 <https://doi.org/10.31910/rudca.v19.n2.2016.89>
- Moro, M.J., (1992). Desfronde, descomposición y fijación de nitrógeno en una microcuenca con repoblación joven de coníferas y matorral de *Cistus laurifolius* y *Adenocarpus decorticans* en la Sierra de los Filabres (Almería). Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante, 463 p.
- Mustari, K., Asrul, L., & Sultan, I.F. (2021). Degradation of carbon stock (C) in calculation analysis of greenhouse gas emissions in cocoa plantation in South Sulawesi. *IOP Conf Series Earth and Environmental Science* 807. doi:10.1088/1755-1315/807/2/022040
- Nair, P.K.R., Kumar, B.M., & Nair, V.D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 172,10-23. doi: 10.1002/jpln.200800030.
- Norgrove, L., & Hauser, S. (2013). Carbon stocks in shaded Theobroma cacao farms and adjacent secondary forest of similar age in Cameroon. *Tropical Ecology*. 54(1), 15-22. ISSN 0564-3295

- Oelbermann, M. & Gordon, A.M. (2000). Quantity and quality of autumnal litterfall into a rehabilitated agricultural stream. *Journal of Environmental Quality*. 29, 603-610.
- Oke, D., & Olatilu, A. (2011). Carbon storage in agroecosystems: A case study of the cocoa based agroforestry in Ogbese Forest Reserve, Ekiti State Nigeria. *Journal of Environmental Protection*. 2,1069-1075.
- Pan, Y., Birdsey, R.A.; Phillips, O.L., & Jackson, R.B. (2013). The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 44: 593–622.
- Patiño, S., Suárez, L.N., Andrade, H.J. & Segura, M.A. (2018). Captura de carbono en biomasa en plantaciones forestales y sistemas agroforestales en Armero-Guayabal, Tolima, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. 9(2), 121-133. <https://doi.org/10.22490/21456453.2312>
- Peeters, L.Y.K. (2001). Coffee production, timber and firewood in traditional and Inga-shade plantations. Tesis de Maestría en Ciencias. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal las Casas, Chiapas, México.
- Pereira, J.S., Mateus, J.A., Aires, L.M., Pita, G., Pio, C., David, J.S., Andrade, V., Banza, J., David, T.S., Paço, T.A., & Rodriguez, A. (2007). Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems-the effect of drought. *Biogeosciences*. 4(5), 791-802 <https://doi.org/10.5194/bg-4-791-2007>
- Prescott, C. E. (2005). Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. *Forest Ecology and Management*. 220(1-3), 66–74 DOI: 10.1016/j.foreco.2005.08.005
- Romagosa-Monier, W., & Carracedo G., C. (2021). Acciones de mitigación al cambio climático en sistemas agroforestales cafetaleros de Tercer Frente, Santiago de Cuba. *Ciencia en su PC*. 1(1), 111-128
- Russell, A.E., Raich, J.W., Arrieta, R.B., Valverde-Barrantes, O., & González, E. (2010). Impacts of individual tree species on carbon dynamics in a moist tropical forest environment. *Ecology Applied*. 20(4), 1087–1100. DOI: 10.1890/09-0635.1

- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., & Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 108(24), 9899–9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Sadek, W., & Prekwas, K. (2008). Fluctuations of nitrogen levels in soil profile under conditions of a long-term fertilization experiment. *Plant Soil Environmental*. 54(5), 197–203
- Saggar S., Luo J., Giltrap D.L., Maddena M. (2009) Nitrous oxide emission processes, measurements, modeling and mitigation. (pp.1–66) In: A.I. Sheldon & E.P. Barnhart (Eds). *Nitrous Oxide Emissions Research Progress*, New York, NY, USA. Nova Science Publishers Inc
- Salvador-Morales, P., Cámara-Cabrales, L. C., Martínez-Sánchez, J. L., Sánchez-Hernandez, R., & Valdés-Velarde, E. (2019). Diversidad, estructura y carbono de la vegetación arbórea en sistemas agroforestales de cacao. *Madera y Bosques*. 25(1), e2511638. doi:10.21829/myb.2019.2511638
- Sanaei, A., Chahouki, M.A.Z., Ali, A., Jafari, M., & Azarnivand, H. (2018). Abiotic and biotic drivers of aboveground biomass in semi-steppe rangelands. *Science of the Total Environment*. 615, 895–905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.010>
- Sanquetta, C.R., Péllico-Netto, S., Dalla-Corte, A.P., Rodrigues, A.E.L., Behlin, A., & Sanquetta, M.N.I. (2015). Quantifying biomass and carbon stocks in oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) in Northeastern Brazil. *African Journal of Agricultural Research*. 10, 4067-4075.
- Sari, R., Rozendaal, D., Saputra, D., Hairiah K., Roshetko, J., & van Noordwijk, M. (2022). Balancing litterfall and decomposition in cacao agroforestry systems. *Plant and Soil*, 473, 251-271
- Schroth, G., Laderach, P., Dempewolf, J., Philpott, S., Hagggar, J., Eakin, H., Castillejos, T., Moreno, J.G., Pinto, L.S., Hernández, R., Eitzinger, A., & Ramírez-Villegas, J. (2009). Towards a climate change adaptation strategy

- for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 14, 605–625. <https://doi.org/doi:10.1007/s11027-009-9186-5>
- Shvaleyeva, A., Lobo-do-Vale, R., Cruz, C., Castaldi, S., Rosa, A.P., Chaves, M.M., & Pereira, J.S. (2011). Soil-atmosphere greenhouse gases (CO₂, CH₄ and NO₂) Exchange in evergreen oak woodland in southern Portugal. *Plant Soil and Environment*. 57(10), 471-477 DOI: 10.17221/223/2011-PSE
- Sinha, S., Jeganathan, C., Sharma, L.K., & Nathawat, M.S. (2015). A review of radar remote sensing for biomass estimation. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 12, 1779-1792. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0750-0>
- Smiley, G. L., & Koch, J. (2008). Temporal change in carbon stocks of cocoa-gliricidia agroforest in Central Sulawesi, Indonesia. *Agroforestry Systems*. 73, 219-231 DOI:10.1007/s10457-008-9144-3
- Soto-Pinto, L., & Jiménez-Ferrer, G. (2018). Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques*. 24(e2401887):1-15. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401887>
- Sun, L., Wang, M., & Fan, X. (2020). Spatial pattern and driving factors of biomass carbon density for natural and planted coniferous forests in mountainous terrain, eastern Loess Plateau of China. *Forest Ecosystems*, 7(1), 1-13. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-0218-7>
- Takimoto, A., Nair, P.K., Ramachandran; Nair, & Vimala, D. (2008). Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. 2008. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125, 159-166.
- Tschora, H., & Cherubini, F. (2020). Co-benefits and trade-offs of agroforestry for climate change mitigation and other sustainability goals in West Africa. *Global Ecology and Conservation*. 22, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00919>.

- Tuomi, M., T. Thum, H. Järvinen, S. Fronzek, B. Berg, M. Harmon, J. A. Trofymow, S. Sevanto & J. Liski. (2009). Leaf litter decomposition-Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*. 220, 3362–3371. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.05.016>
- U.S. Department of Agriculture, Forest Service [USDA Forest Service]. (2017). Considering Forest and Grassland carbon in land Management. 69 p. https://www.fs.usda.gov/sites/default/files/fs_media/fs_document/wo-95-consideringforestandgrasslandcarboninlandmanagement-508-92517.pdf. (10 Septiembre, 2021)
- Ueyama, M., Iwata, H., Harazono, Y., Euskirchen, E., Oecgel, W. C., & Zona, D. (2013). Growing season and spatial variations of carbon fluxes of Arctic and boreal ecosystems in Alaska (USA). *Ecological Applications*. 23(8), 1798–1816. <https://doi.org/10.1890/11-0875.1>
- Vasconcelos, H. L. & Laurance, W.F. (2005). Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*. 144, 456-462 <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0117-1>
- Vieira, S.A., Alves, L.F., Duarte-Neto, P.J., Martins, S.C., Veiga, L.G., Scaranello, M.A., Picollo, M.C., Camargo, P.B., do Carmo, J.B., Sousa Neto, E., Santos, F.A.M., Joly, C. A., & Martinelli, L.A. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*, 1(3), 421-434. <https://doi.org/10.1002/ece3.41>.
- Wen D., & He N. (2016). Forest carbon storage along the north-south transect of eastern China: spatial patterns, allocation, and influencing factors. *Ecological Indicators*. 61, 960–967. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.054>
- Woomer, P.L., Palm, C.A., Alegre, J., Castilla, C., Cordeiro, D.G., Hairiah, K., Kotto-Same, J., Moukam, A., Ricse, A., Rodrigues, V., van Noordwijk, M. (2000). Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics. In: R. Lal, J.M. Kimble, B.A. Stewart, (Eds.), *Global Climate Change and Tropical*

- Ecosystems. *Advances in Soil Sciences*. (pp. 99–115). CRC Press, Boca Raton, FL, USA,
- Xu, B., Guo, Z.D., Piao, S.L., & Fang, J.Y. (2010). Biomass carbon stocks in China's forests between 2000 and 2050: a prediction based on forest biomass-age relationships. *Science China Life Sciences*. 53, 776–783. <https://doi.org/10.1007/s11427-010-4030-4>
- Xu, L., Shi, Y., Fang, H., Zhou, G., Xu, X., Zhou, Y., Tao, J., Ji, B., Xu, J., Li, C., & Chen, L. (2018a). Vegetation carbon stocks driven by canopy density and forest age in subtropical forest ecosystems. *Science of the Total Environment*. 631–632, 619–626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.080>
- Xu, M., Ji, H., & Zhuang, S. (2018b). Carbon stock of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) forests along a latitude gradient in the subtropical region of China. *PLoS ONE*. 13(2), e0193024. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193024>
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Ecology*. 96, 1463–1468. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463>
- Zhang, D., D. Hui, Y. Luo & G. Zhou. (2008). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*. 1(2), 85-93. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>
- Zomer, R. J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., & Wang, M. (2016). Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*. 6, 1-12. DOI:10.1038/srep29987

Anexos

Anexo 4.1. Densidad aparente, concentraciones de biomasa y carbono en el estrato inferior de las parcelas estudiadas

Edad (años)	Parcela	Profundidad (m)	Densidad aparente (t m ⁻³)	CO %	COS (t ha ⁻¹)	Carbono Total (Ton ha ⁻¹)	BVegHoj (t ha ⁻¹)	CTHoj (t ha ⁻¹)	BVHerb (t ha ⁻¹)	CTHerb (t ha ⁻¹)
≥10 a ≤20	1	0.10	1.05	2.18	22.81	42.68	12.52	4.95	0.07	0.03
		0.20	1.10	1.20	13.25					
		0.30	1.13	0.59	6.62					
≥20 a ≤30	2	0.10	1.40	2.83	39.53	68.03	8.85	3.58	0.23	0.10
		0.20	1.50	1.29	19.29					
		0.30	1.59	0.58	9.21					
	3	0.10	1.15	2.36	26.81	56.67	6.47	2.51	0.14	0.05
		0.20	1.22	1.50	18.46					
		0.30	1.20	0.94	11.39					
	4	0.10	0.96	2.30	21.99	39.82	10.61	3.92	0.35	0.12
		0.20	1.00	1.14	11.30					
		0.30	0.95	0.69	6.54					
≥30 y ≤40	5	0.10	1.25	2.73	36.77	72.14	12.13	4.74	0.27	0.11
		0.20	1.30	1.63	22.69					
		0.30	1.34	0.89	12.69					
	6	0.10	1.00	2.87	28.79	52.80	10.27	4.11	0.45	0.17
		0.20	1.09	1.53	16.63					
		0.30	1.12	0.66	7.38					
	7	0.10	1.45	1.56	22.80	52.20	8.36	3.30	0.15	0.05
		0.20	1.57	0.92	16.71					
		0.30	1.68	0.72	12.69					
	8	0.10	0.93	2.80	26.02	52.78	8.81	3.58	0.33	0.12
		0.20	1.03	1.61	16.40					

Edad (años)	Parcela	Profundidad (m)	Densidad aparente (t m ⁻³)	CO %	COS (t ha ⁻¹)	Carbono Total (Ton ha ⁻¹)	BVegHoj (t ha ⁻¹)	CTHoj (t ha ⁻¹)	BVHerb (t ha ⁻¹)	CTHerb (t ha ⁻¹)
	9	0.30	1.04	1.00	10.35	53.19	8.40	2.63	0.39	0.14
		0.10	1.57	1.80	28.37					
		0.20	1.66	0.92	15.27					
		0.30	1.77	0.54	9.55					
	10	0.10	1.25	2.52	32.08	59.44	9.34	3.40	0.13	0.05
		0.20	1.34	1.25	17.10					
		0.30	1.36	0.75	10.26					
	11	0.10	1.01	2.59	26.22	50.45	9.83	3.59	0.20	0.07
		0.20	0.99	1.41	13.99					
		0.30	1.05	0.97	10.24					
≥50 y ≤60	12	0.10	1.05	2.14	22.64	41.45	11.29	4.13	0.10	0.03
		0.20	1.01	1.17	11.83					
		0.30	0.98	0.72	6.98					
	13	0.10	1.36	2.18	29.62	56.94	9.90	3.88	0.21	0.08
		0.20	1.36	1.10	15.04					
		0.30	1.46	0.84	12.27					

Anexo 4.2.

Edad de la plantación	Familia	Especie	Área basal (m ² ha ⁻¹)	IVI	BIOMASA (t/ha)	Carbono Biomasa t/ha	Volumen total (m ³)	CO ₂ e
10-20 años (1 parcela)	Fabaceae	<i>Erythryna americana</i> Mill.	43.23	29.51	52.88	24.85	5.15	91.21
	Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> Willd.	31.34	26.01	29.90	14.05	4.21	51.57
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	5.06	11.98	10.15	4.77	0.57	17.51
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	4.92	9.01	10.84	5.09	1.34	18.69
	Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i>	2.89	8.14	1.09	0.51	0.61	1.88
	Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> L. Royen	1.39	5.24	10.35	4.86	1.08	17.85
	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	0.78	4.17	0.06	0.03	0.51	0.10
	Fabaceae	<i>Tamarindus indica</i> L.	0.14	3.05	0.62	0.29	0.07	1.07
	Musaceae	<i>Musa</i> sp	0.04	2.87	0.02	0.01	0.01	0.03

Anexo 5.3

Edad de la plantación	Familia	Especie	Área basal (m ² ha ⁻¹)	IVI	BIOMASA (t/ha)	Carbono Biomasa t/ha	Volumen total (m ³)	CO ₂ e
20-30 años (3 parcelas)	Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i> L.	233.71	28.27	14.77	6.94	7.44	25.47
	Fabaceae	<i>Erythryna americana</i> Mill.	150.63	21.07	129.33	60.79	9.05	223.08
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	27.23	13.10	31.48	14.80	3.43	54.30
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	21.19	12.18	51.13	24.03	3.89	88.20
	Myrtaceae	<i>Pimienta dioica</i> L.	7.75	6.77	18.65	8.77	0.45	32.17
	Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	4.22	6.47	34.88	16.39	3.29	60.16
	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	1.86	4.81	14.31	6.73	0.96	24.69
	Annonaceae	<i>Annona reticulata</i> (muricata L.)	0.31	3.72	1.78	0.84	0.17	3.07
	Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i>	0.17	3.62	0.76	0.36	0.09	1.31

Edad de la plantación	Familia	Especie	Área basal (m ² ha ⁻¹)	IVI	BIOMA SA (t/ha)	Carbono t/ha	Volumen total (m ³)	CO ₂ e
30-40 años (7 parcelas)	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	380.76	13.63	192.00	90.24	17.53	331.18
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	341.13	13.1	141.46	66.49	18.93	244.01
	Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill.	108.34	8.35	173.28	81.44	22.31	298.88
	Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol	161.14	7.75	32.31	15.19	2.50	55.73
	Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> Willd.	97.43	7.47	38.73	18.20	6.12	66.80
	Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i>	65.32	6.54	20.21	9.50	2.57	34.86
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	32.02	5.32	93.38	43.89	16.12	161.08
	Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i>	31.49	4.13	7.48	3.51	6.78	12.90
	Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> L.	19.33	3.65	42.38	19.92	3.41	73.10
	Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i>	12.17	3.01	2.80	1.31	3.06	4.82
	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	19.02	2.86	7.63	3.59	0.26	13.16
	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	4.4	2.31	0.20	0.09	5.10	0.35
	Fabaceae	<i>Diphysa robinoides</i> Benth.	1.68	2.28	4.10	1.93	1.28	7.07
	Rutaceae	<i>Citrus limota</i>	6.75	1.99	0.32	0.15	0.03	0.55
	Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	3.85	1.87	1.74	0.82	0.07	3.00
	Especie desconocida	Sin identificar 1	5.73	1.85	1.89	0.89	0.15	3.25
	Lauraceae	<i>Persea americana</i>	1.05	1.81	3.47	1.63	0.40	5.98
	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	3.73	1.59	9.64	4.53	0.85	16.62
	Rutaceae	<i>Citrus aurantifolia</i>	2.78	1.58	0.99	0.47	0.09	1.72
	Rutaceae	<i>Citrus vulgaris</i>	2.76	1.58	0.15	0.07	0.03	0.25
	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	1.66	1.28	19.68	9.25	4.75	33.94
	Malvaceae	<i>Theobroma bicolor</i> Hump	1.53	1.25	1.41	0.66	0.24	2.43
	Malvaceae	<i>Hibicus costatus</i>	0.97	1.1	2.53	1.19	0.38	4.36
	Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> L. Osb.	0.79	1.05	1.90	0.90	0.24	3.29
	Verbenaceae	<i>Cornutia pyramidata</i>	0.29	0.91	4.57	2.15	0.62	7.87
	Especie desconocida	Sin identificar 2	0.17	0.88	0.25	0.12	0.05	0.43
	Fabaceae	<i>Inga edulis</i>	0.05	0.85	13.80	6.48	2.22	23.80

Edad de la plantación	Familia	Especie	Area basal (m ² ha ⁻¹)	IVI	BIOMASA (t/ha)	Carbono Biomasa t/ha	Volumen total (m ³)	CO ₂ e
50-60 años (2 parcelas)	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	32.71	15.27	54.96	25.83	6.62	94.80
	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	35.09	14.15	70.20	32.99	6.92	121.09
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	8.31	11.66	7.51	3.53	1.08	12.96
	Fabaceae	<i>Erythrina americana</i> Mill.	22.72	11.36	42.55	20.00	3.76	73.40
	Zapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> L. Royen	12.49	9.79	50.56	23.76	4.69	87.21
	Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i>	1.99	7.14	6.29	2.96	0.71	10.85
	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	4.48	6.55	9.49	4.46	0.58	16.37
	Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> L.	3.17	5.98	25.64	12.05	2.68	44.22
	Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i>	1.19	4.20	1.05	0.49	1.01	1.80
	Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol	0.86	3.90	5.84	2.75	0.56	10.08
	Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i>	0.35	3.44	2.02	0.95	0.16	3.48
	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	0.29	3.38	0.05	0.02	0.15	0.08
	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.05	3.17	0.11	0.05	0.02	0.19

CAPÍTULO V. ABOVE-GROUND BIOMASS ESTIMATION BY DEVELOPING ALLOMETRIC EQUATIONS FOR *THEOBROMA CACAO* IN TABASCO, MEXICO⁴

Vanessa Lisbeth Morán-Villa^{1*}; Alejandro Ismael Monterroso-Rivas²; Ricardo Mata-González³; Sergio Roberto Márquez-Berber⁴; Mohamed A.B. Abdallah³; Eduardo Valdes-Velarde⁴; Rufo Hernández-Sánchez⁵

¹ Multifunctional Agriculture for Sustainable Development Program. Fitotecnia Department, Universidad Autónoma Chapingo Km. 38.5 Carretera México-Texcoco, Mexico C.P. 56230. email. moranvilla@hotmail.com

² Soil Department, Universidad Autónoma Chapingo Km. 38.5 Carretera México-Texcoco, Mexico C.P. 56230

³ Animal and Rangeland Science, Oregon State University, Corvallis, USA ZP. 97330

⁴ Fitotecnia Department, Universidad Autónoma Chapingo Km. 38.5 Carretera México-Texcoco, Mexico C.P. 56230

⁵ Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco, Mexico C.P. 86040

*Corresponding author.

Abstract

The cocoa tree (*Theobroma cacao* L.), widely distributed in southern and central Mexico, has many economic and ecological functions. However, there is lack of data and information regarding the aboveground biomass (AGB) of this species in Mexico, which hampers the understanding of its carbon sequestration potentials. Therefore, the need for estimating AGB motivated us to lead this research by developing allometric equations. The objectives of this study were (1) to develop allometric equations to estimate AGB and (2) to determine the relationships of AGB with *T. cacao* stand variables. Twenty-one trees were destructively sampled to estimate the biomass in each tree's component, namely trunk stem, branches up to 5 cm of diameter, branches less or equal to 5 cm of diameter, and leaves in four municipalities at the Chontalpa subregion of Tabasco. A conversion factor of 0.50 was used to convert biomass to carbon in tree aboveground components. After all the necessary biomass calculations were done, seven AGB models were designed using diameter at breast height (*dbh*), basal diameter at 30 cm (*d₃₀*), total height (*h*), canopy area (*A_c*), canopy height (*C_h*), and crown width (*C_w*) as biomass predictors.

⁴ Artículo en revisión por pares en Agroforestry Systems desde 26 de junio de 2022.

Results found that the stem had the highest mean biomass and carbon stocks values, while the lowest values were observed for the leaves. The *dbh* was the most correlated independent variable with all AGB components. All selected models showed good fit and performance with high R^2 (near to 95%) in estimating AGB. However, our study showed that $\text{Ln (TB)} = -4.20 + 1.19 * \text{Ln}(\text{dbh}) + 2.34 * \text{Ln}(h)$ was the most appropriate allometric equation for estimating the biomass of *T. cacao* trees since this model had higher R^2 and lower Akaike criterion and Mallow's cp values. Findings indicate that although the inclusion of *dbh* in the model yields better fits for cocoa trees, the difference is minor and should not considerably affect biomass C stocks.

Keywords: Aboveground biomass; Allometric equations; Biometric variables; Carbon stock; Cocoa agroforestry systems; *Theobroma cacao*; Mexico.

5.1. Introduction

Agroforestry systems (AFS) play a vital role in the conservation and dispersal of flora and fauna (Koelemeijer et al., 2021) water- and nutrient recycling and erosion control (Franklin and Pindyck, 2018), and influence the microclimate and the dynamics of diseases and pests in the landscape (Schroth and Harvey, 2007; Mortimer et al., 2018). In addition, AFS play an important role in carbon sequestration (they contain approximately 12% of the world's terrestrial carbon, Dixon, 1995), contributing to climate change mitigation. It has been observed that the capacity of AFS as a carbon sequester largely depends on its biomass production (Chavan et al., 2022). Higher biomass production leads to greater carbon accumulation, since approximately 50% of biomass is composed of carbon (Viera and Rodríguez-Soalleiro, 2019; Abdallah et al., 2020).

The focus of this study was on cacao-based AFS, which has been linked to increased macrofauna communities (Duran-Bautista et al., 2020) and carbon storage (Noumi et al., 2018; Asigbaase et al., 2021) among other ecosystem services. Cacao (*Theobroma cacao* L.) has traditionally been considered a crop that requires shade, which improves overall biodiversity (Braga et al., 2019). In Mexico, cocoa production is carried out under the canopy of shade trees with economic

importance for small producers, being able to find timber trees (*Cedrela odorata* L., *Cocos nucifera* L., *Erythrina americana* Mill., *Gliricidia sepium* (Jacq.), *Swietenia macrophylla*), fruit trees (*Spondias mombin*, *Manilkara zapota*, *Cocos nucifera*) and condiments species (*Pimenta dioica*) (Morán-Villa et al., 2022), so that cocoa seedlings can become productive trees. Cacao is one of the major perennial crops worldwide and has enormous economic importance for developing countries like Cote d'Ivoire, Ghana, Indonesia, Brazil, Ecuador, and Mexico (Beer et al. 2004; Smiley and Kroschel 2008). In the southwest of Mexico, especially in Tabasco, cocoa production represents an economic, social, and cultural heritage for settlers influenced by small-scale farming. The cocoa production area in Tabasco is around 41,000 ha; however, the crop yields are meager compared to Chiapas, which has a smaller production area but higher yields per ha.

As regards to global climate change, the quantification of biomass in forests enables improved understanding of their carbon storage (Zhang et al. 2017). In Mexico, there is a lack of accurate, comparable, reliable and up-to-date data of aboveground biomass (AGB) for cacao plantation, which makes data available under carbon stocks in Mexican Cocoa Agroforestry Systems (AFS-C) for long-term storage are extremely limited, incomplete, or almost unknown. The use of allometric equations yields rapid and accurate estimates of tree biomass (Altanzagas et al., 2019; Daba and Soromessa, 2019).

The allometric relationships or models are considered mathematical relations that estimate the biomass based on dendrometric variables, which commonly consider diameter at breast height (*dbh*) of 1.3 m or stem diameter at 15 or 30 cm above the ground, total height amongst others (Rügnitz et al., 2009). Developing these allometric equations facilitate studies about carbon sequestration (Chastain et al. 2006; Dossa et al. 2008), which are necessary for greenhouse gases (GHG) mitigation projects and other investigations of perennial woody species ((Segura and Andrade 2008).

Previous aboveground models have been developed in countries such as Costa Rica or Nigeria to evaluate the biomass of cocoa trees, the varieties or cultivars used

for those studies are not the same as in Mexico. The accurate estimation of biomass requires that the equations are parameterized for species on site due to equations from other areas may not predict local biomass accurately based on how different tree architecture is, age, diameter, and other factors (Kaonga and Bayliss-Smith, 2010). Local models are highly recommended for estimations of biomass (IPCC 2003; Segura and Andrade 2008; Picard et al., 2012), mainly for carbon projects such as Clean Development Mechanism (CDM) (Polzot 2004; Pearson et al., 2005), Reduction of Emissions by Deforestation and Degradation mechanisms (REDD+) (Nojonen et al. 2013), or Carbon Voluntary Market (VCM) (Soto-Pinto, Anzueto, Mendoza, Ferrer, & de Jong, 2010).

To date, there is no allometric model for cocoa trees in Mexico, leading to a high level of uncertainty in estimated their aboveground biomass in the region. Thus, it is urgent and timely to develop sitespecific allometric equations for predicting AGB of cacao trees, which allow greater certainty of the carbon storage for Mexican cocoa plantations. The objectives of this research were (1) to develop allometric equations for estimating AGB of 21 trees of *T. cacao* using parameters easily measured in the field and (2) to assess the relationships of AGB with *T. cacao* stand parameters.

5.2. Materials and methods

5.2.1. Study area

The study was carried out in Poblado C-11, José María Pino Suarez, Comalcalco and Quintin Arauz, four municipalities at the Chontalpa subregion of Tabasco, which has the major growing areas of cacao in Mexico (Figure 5.1).

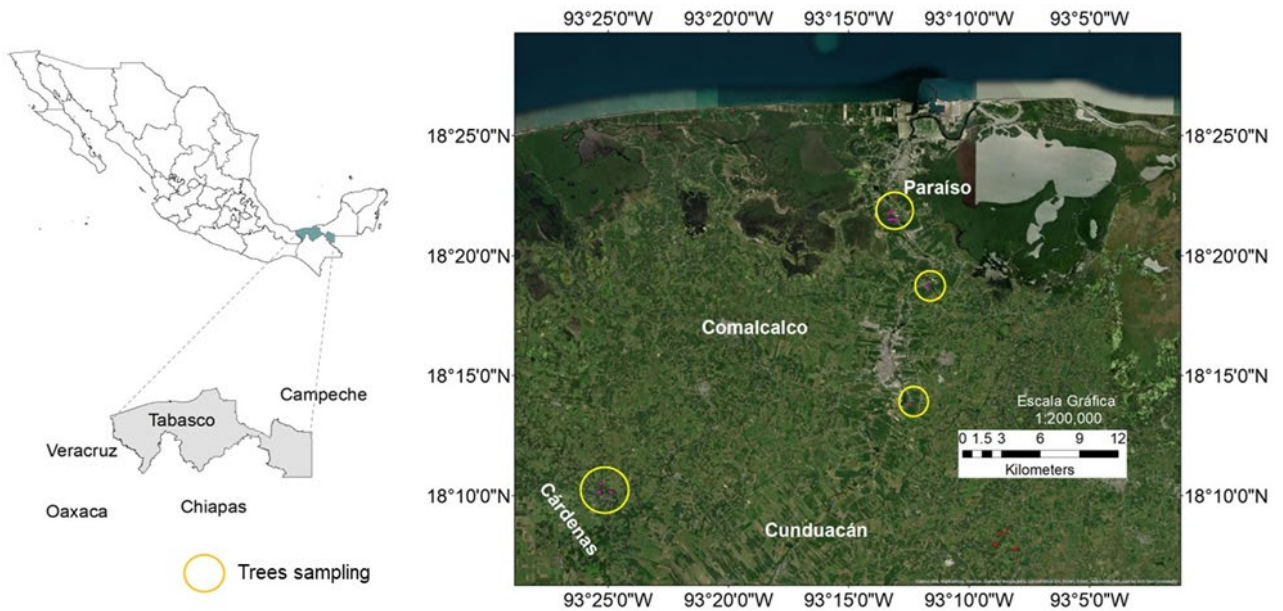


Fig. 5.1. Location of the sampling areas for cacao trees in the area of La Chontalpa, Tabasco, Mexico.

The area is flat mainly, with few slight elevations in Cárdenas and Comalcalco. Plains and small hills are distinguished (INEGI, 2018). The alluvial plain is low altitude, flat, with deep and fertile soils predominantly Vertisols, Cambisols and Gleysols, but with excess moisture in the rainy season; situated between 0 and 100 masl, characterized by the semi-tropical climatic (Am(f) type), corresponding to warm humid with summer rainfall greater than 10.2% per year. The annual mean temperature registered is 26.2 °C, with a maximum during May (30.6 °C) and a minimum during January, reaching 14 °C.; annual mean rainfall is 2052 mm with a monthly maximum of 342 mm in September and a monthly minimum in April with 6 mm.

5.2.2. Allometric equations

To estimate the cocoa biomass, a direct method, also called the destructive, was used to build an allometric equation (Rügnitz et al., 2009). Due to the difficulty in getting cocoa farmers' permission to cut cocoa trees for destructive sampling, only 21 individuals were randomly selected in the landscape considering the need to represent size classes of *dbh* from 2 to 60 cm, and measuring parameters previous

to cut off a tree such as (*dbh*, cm), basal diameter at 30 cm from the ground (d_{30} , cm), total height (h , m), canopy area (A_c , m²), canopy height (C_h , m), and crown width (C_w , m) (Kuyah et al., 2012). The *dbh* of the selected trees was measured using a caliper and a metric meter, whereas the commercial and total tree height/length were measured using a conventional measuring tape after the tree has been fallen.

Prior to destructive sampling, crown and trunk measurements were recorded on all trees. Measures taken included: live crown height, tree height, crown diameter, and basal diameter. Canopy area and canopy volume were calculated using the following formulas.

$$\text{Canopy area } (A_c) = \pi \left[\left(\frac{\text{crown diameter 1} + \text{crown diameter 2}}{4} \right)^2 \right]$$

$$\text{Canopy volume} = \left(\frac{\pi}{6} \right) (\text{live crown height} \times \text{crown diameter 1} \times \text{crown diameter 2})$$

Once the tree was cut, it was placed in a piece of canvas to avoid cross-contamination with leaves and branches on the soil, proceeding to measure total height and commercial height. Each sampled tree was divided into four components (i) trunk stem as the merchantable section, (ii) branches up to 5 cm of diameter, (iii) branches less or equal to 5 cm of diameter (iv) fruits and leaves (Figure 5.2). The total fresh weight of each component was determined immediately in the field, using a mechanical weighing scale (max. 200 kg, precision 100 g) and a digital weighing scale (max. 3 kg, precision 0.5 g). Each component obtained was labeled with the tree number and type of component. Due to the fresh biomass being weighed in the field, sampled components were allowed to dry freely until a constant dry weight was obtained (Picard et al., 2012).



Fig. 5.2. Processing of cut trees.

The *dbh* was obtained by transforming the circumference values obtained with a metric tape, dividing by the constant $\pi = 3.1416$. Heights were measured with a clinometer and tape measure. The crown diameter was obtained with metric tape, averaging two perpendicular measurements of the vertical projection of the crowns on the ground. The crown area was estimated as the area of a circle whose diameter (D) is the average crown diameter (Douterlungne et al., 2013).

The biomass was determined directly from each element of the tree (González, 2008), which would obtain the dry weight of each component through biomass conversion factors (BCF), given that the fresh weight was recorded in the field. The BCFs were obtained by the ratio of the dry and fresh weight of the sample. The sum of the components would give the total weight of each individual tree (Klinge and Herrera 1983; Araujo et al., 1999; Cruz, 2007).

5.2.3. Carbon estimation

After biomass determination, we sampled different parts of the fallen trees to estimate carbon content by dry combustion using a Shimadzu TOC 5000-A analyzer. The average carbon content for the cacao trees was 42.61%. This concentration was used to calculate carbon stocks by multiplying this average concentration by vegetation biomass.

5.2.4. Data analysis

The regression analysis was carried out using the R Statistical Software, and equations were generated to describe the relationships between the mass of the trees and their dimensional data (Rügnitz et al., 2009), such as d_{30} , h , C_h , C_w , A_c , and *dbh*. To integrate these equations, the total dry weight per tree was related to its *dbh* and was adjusted to a model that comes from the allometric growth function, and that expressed in its exponential form is:

$$Y = aX^b$$

where Y is Biomass (kg), X is *dbh* (cm), a and b are parameter to estimate. In the linear form, the function has the following expression:

$$\ln(Y) = (a) + b \ln(X)$$

$$Y = \beta_0 + \beta_{11}X_1 + \beta_{12}X_2 + \beta_{13}X_3 + \dots + \beta_{1i}X_i$$

where Y is log biomass (kg); X_1, X_2, X_3, X_i , refer each one of the independent variables; β_{1i} is regression coefficient of Y in function of variable X_i and, β_0 is intercept of Y .

The plotted data for the total biomass measurements as well as the diameter and height variables showed unequal variability, so all variables were logarithmically transformed. The allometric equations designed to predict the total aboveground biomass (TB) in cocoa trees were the following:

Model	Equation
$\ln(TB) = a + b^* \ln(d_{30}) + \ln(h) + \ln(C_h) + \ln(C_w) + \ln(A_c)$	1
$\ln(TB) = a + b^* \ln(d_{30}) + \ln(h) + \ln(C_w) + \ln(A_c)$	2
$\ln(TB) = a + b^* \ln(d_{30}) + \ln(C_h) + \ln(C_w) + \ln(A_c)$	3
$\ln(TB) = a + b^* \ln(d_{30}) + \ln(C_h) + \ln(C_w)$	4
$\ln(TB) = a + b^* \ln(dbh) + \ln(h) + \ln(A_c)$	5
$\ln(TB) = a + b^* \ln(d_{30}) + \ln(C_h)$	6
$\ln(TB) = a + b^* \ln(dbh) + \ln(h)$	7

5.3. Results and discussions

A total of 21 individual *T. cacao* trees were sampled in this study. Table 5.1 shows the descriptive statistics of *T. cacao* parameters for field data collections.

Table 5.1. Descriptive statistics of *Theobroma cacao* parameters.

Parameter	Minimum	Maximum	Mean	SD
dbh (cm)	2.23	24.19	13.29	7.016
d_{30} (cm)	3.06	31.23	16.35	8.741
h (m)	2.86	7.00	6.64	1.361
C_h (m)	1.15	3.30	3.21	1.173
A_c (m ²)	0.71	28.75	14.48	7.27
C_w (m)	0.95	6.05	4.13	1.21
C_v (m ³)	0.53	110.52	35.63	7.27

dbh diameter at breast height; d_{30} basal diameter at 30 cm; h total height; C_h canopy height; A_c canopy area; C_w crown width; C_v canopy volume.

5.3.1. Distribution of AGB and carbon content among tree components

Considering the entire data set of the 21 trees, the biomass of the different tree components (stem, branches > 5 cm, branches < 5 cm, and foliage) was significantly different ($p < 0.001$) (Table 5.2). The greatest biomass fraction was discovered in the stem (48.33%), followed by branches > 5 cm (29.77%), branches < 5 cm (11.18%), and leaves (10.72). The largest contribution of stem to the total AGB has been widely documented (Fonseca et al., 2011; Vargas-Larreta et al., 2017; Traore et al. 2018; Van Vinh et al., 2019; Wirabuana et al., 2020). However, tree branch is reported elsewhere as the highest biomass fraction (Dimobe et al., 2018; Balima et al., 2020; Ganamé et al., 2020). The variations in biomass allocation patterns between trees may be linked to the specific eco-physiological responses of species to different local conditions (Balima et al., 2020). The contribution of foliage to the total aerial biomass of *T. cacao* is minimal. These findings are in line with (Van Vinh et al., 2019; Ganamé et al., 2020). Biomass allocated to foliage could be influenced by resource availability, hydraulic capacity, and growth environment (Copenhaver and Tinker, 2014). Moreover, the greater biomass allocated to stem compared to the other biomass parts in *T. cacao* trees resulted in more carbon stored in that part.

Table 5.2. Biomass allocation and carbon stocks of *Theobroma cacao* across the tree components.

Tree components	Biomass $\pm$ SEM (kg tree ⁻¹)	Carbon stock $\pm$ SEM (kg tree ⁻¹)
Stem	17.89 $\pm$ 3.54	7.62 $\pm$ 1.51
Branches > 5 cm	11.02 $\pm$ 2.37	4.70 $\pm$ 1.01
Branches < 5 cm	4.14 $\pm$ 0.64	1.76 $\pm$ 0.29
Foliage	3.97 $\pm$ 0.64	1.69 $\pm$ 0.23
AGB	37.02 $\pm$ 5.69	15.77 $\pm$ 2.48

SEM is a standard error of the mean. To estimate carbon stock, we used our previously determined 42.61% as carbon content in cacao plant tissue.

5.3.2. Biomass predictor variables

The relationships between AGB and tree variables varied considerably between biomass components. The biomass of all components was most strongly ($p \leq 0.01$) correlated with *dbh* (Table 5.3, Fig. 5.3). The AGB of all four components increased proportionally with tree *dbh*. However, the biomass increase was more pronounced with tree *dbh* ≥ 15 cm and was relatively low for leaves (Fig. 5.3). The use of stem *dbh* as the best predictor for the AGB components is reported in several studies (Xiang et al., 2016; Ganamé et al., 2020; Abich et al., 2021). The *dbh* measurement is more accurate than other tree parameters, which makes *dbh* as a valuable 3D structural parameter in forest inventory and biomass estimation (Moreira et al., 2021). Additionally, findings showed that the correlations between AGB components and *d*₃₀ were significantly positive ($p \leq 0.05$), indicating that stem diameter is one of the main predictors of cacao biomass, as concluded in other species (Negash et al., 2013; Mokria et al., 2018). The highest AGB-*dbh* and AGB-*d*₃₀ correlations were with foliage, followed by stem, branches < 5 cm, and then branches > 5 cm. Plant height was less significantly correlated with AGB components, where it exhibited only weaker correlations with stem and foliage ($R^2 = 0.56$ and 0.46 , $p < 0.05$).

Table 5.3. Correlation coefficients between biomass and biometric parameters in *Theobroma cacao*.

	<i>dbh</i>	<i>d</i> ₃₀	<i>h</i>	<i>C</i> _h	<i>A</i> _c	<i>C</i> _w	Stem	Branches > 5 cm	Branches < 5 cm	Foliage
<i>dbh</i>	1	0.97***	0.57*	0.48*	0.53*	0.59*	0.83***	0.44**	0.75***	0.91***
<i>d</i> ₃₀	0.97***	1	0.62*	0.49*	0.57*	0.62*	0.81***	0.5*	0.69*	0.89***
<i>h</i>	0.57*	0.62*	1	0.6*	0.52*	0.57*	0.56*	0.36	0.21	0.46
<i>C</i> _h	0.48**	0.49*	0.6*	1	0.57*	0.6*	0.3	0.52*	0.38	0.42**
<i>A</i> _c	0.53*	0.57*	0.52*	0.57*	1	0.98***	0.4**	0.81***	0.11	0.48*
<i>C</i> _w	0.59*	0.62**	0.57*	0.6*	0.98***	1	0.43**	0.78***	0.13	0.52
Stem	0.83***	0.81***	0.56*	0.3	0.4**	0.43*	1	0.33	0.38	0.76***
Branches > 5 cm	0.44**	0.5*	0.36	0.52*	0.81***	0.78***	0.33	1	0.23	0.27
Branches < 5 cm	0.75***	0.69*	0.21	0.38	0.11	0.13	0.38	0.23	1	0.69*
Foliage	0.91***	0.89***	0.46*	0.42**	0.48*	0.52*	0.76***	0.27	0.69*	1

Coefficients are denoted with $P < 0.05$ (*), $P < 0.01$ (**), $P < 0.001$ (***), respectively.

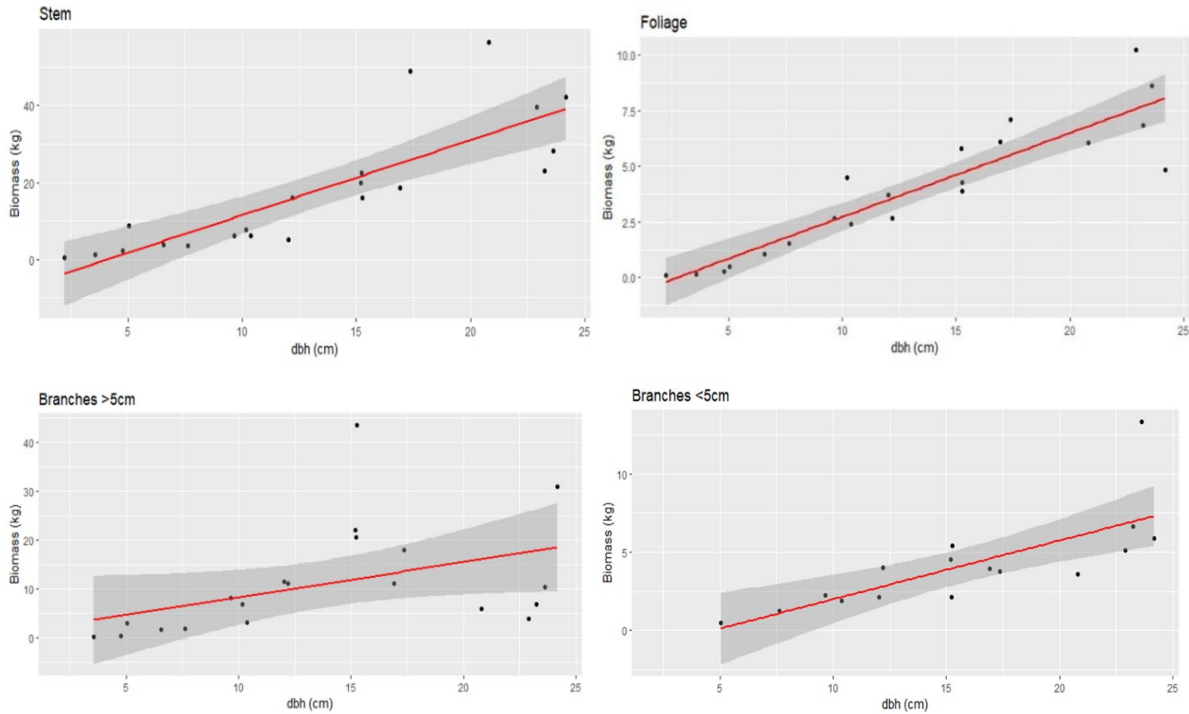


Fig. 5.3. Biomass variation within tree components across tree size. Legend: *dbh* is diameter at breast height.

5.3.3. Aboveground biomass allometric equations

All the equations were parameterized for total aboveground biomass. Equation parameterization was done using R software version 4.1.2. Equation performance was carried out using the coefficient of determination (R^2) and Akaike criterion (AIC) and Mallow's cp to choose the best predictive models of aboveground biomass. The best model should have higher R^2 , and lower AIC and Mallow's cp. It was found that all the equations have a degree of prediction of AGB near to 95% (Table 5.4). Allometric equations fitted to AGB showed AIC values between 16.07 and 19.97, and Mallow's cp values between 3.00 and 6.13. The higher R^2 and lower AIC and Mallow's cp values of the developed models indicate that they provide reliable means to estimate the AGB of coca trees in Southern Mexico.

When compared among developed allometric equations, the equations of AGB with *dbh* and *h* (Models 5 and 7) showed a better fit for their use according to the validation criteria of the models (Table 5.5, Fig. 5.4). Consistent with our study, combining the *dbh* and *h* variables provided better fit results and AGB estimation

values in other studies for various species (Vargas-Larreta et al., 2017; Kebede and Soromessa, 2018; Altanzagas et al. 2019; Wirabuana et al., 2020). It indicates that using *dbh* and *h* together as predictor may increase model robustness, since it may help to capture the effects of site-specific *h-dbh* relationship on biomass allometric equations (Nugroho, 2014).

The best regression equation for estimating AGB of *T. cacao*, obtained by combining *dbh* and *h* variables, was as follows: $\text{Ln (TB)} = -4.20 + 1.19 \cdot \text{Ln}(\text{dbh}) + 2.34 \cdot \text{Ln}(h)$ (Model 7). This equation has R^2 of 0.952 ($p < 0.05$). And the next best regression equation was AGB with *dbh*, *h*, and added A_c (Model 5), and this equation has R^2 of 0.953 ($p < 0.05$) but higher AIC and Mallow's cp values compared to model 7. Thus, Model 7 can be considered as a potential AGB predication model for the study area and other similar regions. Estimating forest C-stock plays an important role in understanding global climate change impacts in the tropical regions (Koh et al., 2021). Therefore, our best model could play a considerable role in improving the accuracy of AGB estimations specifically in the context of quantifying carbon storage, contributing to climate change mitigation through sequestering atmospheric CO_2 in Southern Mexico.

Table 5.4. Regression results using log(Total Biomass) as the criterion.

Model	Intercept	<i>dbh</i> (cm)	<i>d</i> ₃₀ (cm)	<i>h</i> (m)	Crown width <i>C_w</i> (m)	Canopy area <i>A_c</i> (m ²)	R^2	Fit [LL,UL]
1	-6.20*	1.14**		1.68	22.73	-11.11	0.957**	90% CI[.89,.97]
2	-6.45*		1.05**	1.78	22.64	-11.04	0.952**	90% CI[.88,.96]
3	-6.20*	1.14**		1.68	22.73	-11.11	0.957**	90% CI[.89,.97]
4	-3.97**		1.10**			0.2	0.948**	90% CI[.88,.96]
5	-3.70**	1.19**		1.85*		0.17	0.953**	90% CI[.89,.96]
6	-4.56**		1.10**	2.54**			0.946**	90% CI[.88,.96]
7	-4.20**	1.19**		2.34**			0.952**	90% CI[.89,.96]

LL and UL indicate the lower and upper limits of a confidence interval (CI), respectively.

* indicates $p < 0.05$. ** indicates $p < 0.01$.

Table 5.5. Akaike criterion (AIC) and Mallow's cp of developing models for estimating aboveground biomass.

Model	AIC	Mallow's cp
1. $\ln(TB) = -6.20 + 1.114 \ln(d_{30}) + 1.68 \ln(h) + 22.73 \ln(C_w) - 11.11 \ln(A_c)$	17.5346	5.000
2. $\ln(TB) = -6.45 + 1.05 \ln(d_{30}) + 1.78 \ln(h) + 22.64 \ln(C_w) - 11.04 \ln(A_c)$	19.9686	5.000
3. $\ln(TB) = -6.20 + 1.14 \ln(d_{30}) + 1.68 \ln(C_h) + 22.73 \ln(C_w) - 11.11 \ln(A_c)$	19.7796	6.134
4. $\ln(TB) = -3.97 + 1.10 \ln(d_{30}) + 1.95 \ln(C_h) + 0.2 \ln(C_w)$	19.5177	4.000
5. $\ln(TB) = -3.70 - 1.19 \ln(dbh) + 1.85 \ln(h) + 0.17 \ln(A_c)$	17.2852	4.000
6. $\ln(TB) = -4.56 + 1.10 \ln(d_{30}) + 2.54 \ln(C_h)$	18.4822	3.000
7. $\ln(TB) = -4.20 + 1.19 \ln(dbh) + 2.34 \ln(h)$	16.0658	3.000

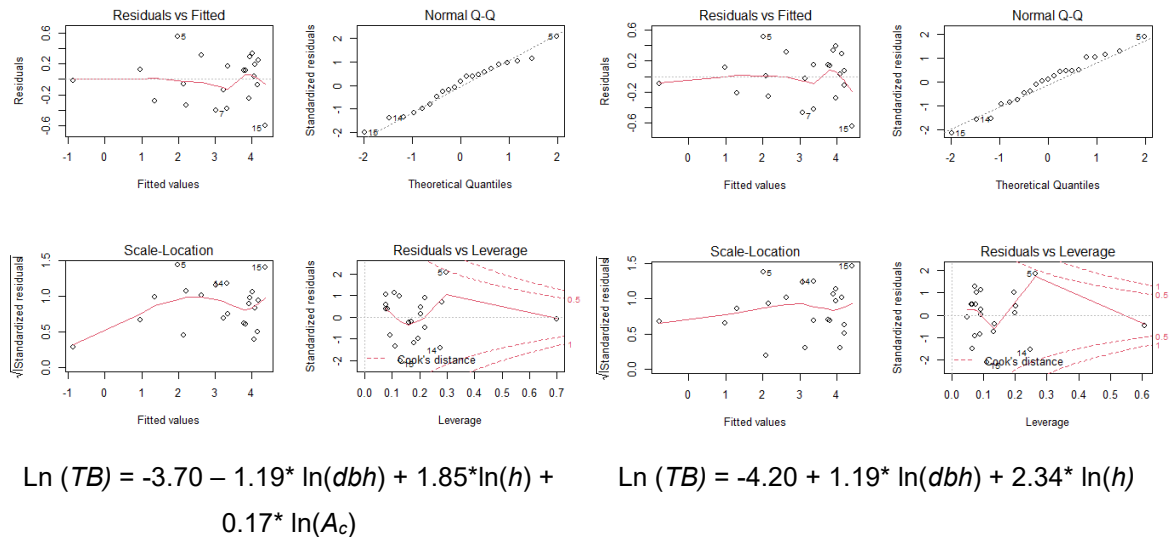


Fig. 5.4. Residuals vs Fitted obtained for models 5 and 7.

5.4. Conclusions

In this study, we examined AGB allocation, including the stem, branch, and foliage biomass proportions, and developed allometric species-specific total AGB models for 21 cacao trees in Southern Mexico. The largest biomass proportion of all 21 species combined was in the stems (48.33%), followed by the branches > 5 cm (29.77%), branches < 5 cm (11.18%), and foliage (10.72). Carbon stocks in tree components followed the patterns of biomass allocation with stems accounting for the highest proportion.

Results confirmed that *dbh* was the most correlated variable with all components of *T. cacao*. Specifically, there were strong correlations between stem, Branches < 5 cm, and foliage versus *dbh* ($R^2 = 0.83, 0.75, \text{ and } 0.91, p < 0.001$). All allometric models proved to be appropriate for predicting the AGB of *T. cacao* since they yielded higher R^2 of around 95%. Particularly, the models with both *dbh* and *h* as predictors significantly improved the predictions of the total AGB for *T. cacao*. $\ln(TB) = -4.20 + 1.19 * \ln(dbh) + 2.34 * \ln(h)$ was the most reliable model for predicting AGB of *T. cacao*.

Overall, the allometric models developed in this study can be reliably used by the researchers and forest managers to predict aboveground biomass and aboveground carbon sequestration rates of *T. cacao* in agroforestry ecosystems of Mexico and other similar environments. Although, progress was made in the study and development of specific allometric equations for aerial biomass, it is necessary to develop equations to determine the below-ground biomass of these trees.

References

- Abdallah, M. A., Mata-González, R., Noller, J. S., Ochoa, C. G., 2020. Ecosystem carbon in relation to woody plant encroachment and control: Juniper systems in Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 290, 106762. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106762>
- Abich, A., Alemu, A., Gebremariam, Y., Mucheye, T., Gurebiyaw, K., & Kassie, M. (2021). Allometric models for predicting aboveground biomass of *Combretum-Terminalia* woodlands in Amhara, Northwest Ethiopia. *Trees, Forests and People*, 5, 100122. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100122>
- Altanzagas B, Luo Y, Altansukh B, Dorjsuren C, Fang J, Hu H. 2019. Allometric equations for estimating the above-ground biomass of five forest tree species in Khangai, Mongolia. *Forests* 10 (8): 1-17. <https://doi.org/10.3390/f10080661>.
- Araujo T., M., Higuchi, N., de Carvalho J, J.A. 1999. Comparison of formula for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Paraná. Brazil. *Forest Ecology and Management* 117, 43-52

- Asigbaase, M., Dawoe, E., Lomax, B. H., Sjogersten, S. 2021. Biomass and carbon stocks of organic and conventional cocoa agroforests, Ghana. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 306, 107192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107192>
- Balima, L. H., Nacoulma, B. M. I., Bayen, P., Dimobe, K., Kouamé, F. N. G., Thiombiano, A. 2020. Aboveground biomass allometric equations and distribution of carbon stocks of the African oak (*Afzelia africana* Sm.) in Burkina Faso. *Journal of Forestry Research*, 31(5), 1699-1711. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00955-4>
- Beer, J., Ibrahim, M., Somarriba, E., Barrance, A., Leakey, R., 2004. Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. In: J. Cordero y D. Boshier (eds), *Árboles de Centroamérica*. OFI-CATIE. Turrialba, Costa Rica. pp 197-242.
- Braga, D. P., Domene, F., & Gandara, F. B., 2019. Shade trees composition and diversity in cacao agroforestry systems of southern Pará, Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems*, 93(4), 1409-1421. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0250-6>
- Chastain, R.A., Currie, W.S., Townsend, P.A. 2006. Carbon sequestration and nutrient cycling implications of the evergreen understory layer in Appalachian forests. *For Ecol Manag* 231:63–77
- Chavan, S.B., Dhillon, R.S., Rizvi, R.H., Sirohi, C., Handa, A.K., Bharadwaj, K.K., Johar, V., Kumar, T., Singh, P., Daneva, V., Kumari, S., 2022. Estimating biomass production and carbon sequestration of poplar-based agroforestry systems in India. *Environment, Development and Sustainability*, pp.1-29. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01996-8>
- Copenhaver, P. E., Tinker, D. B. 2014. Stand density and age affect tree-level structural and functional characteristics of young, postfire lodgepole pine in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management*, 320, 138-148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.024>

- Cruz M., Z. 2007. Sistema de ecuaciones para estimación y participación de biomasa aérea en Atopixco, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis maestría. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México
- Daba, D. E., Soromessa, T., 2019. Allometric equations for aboveground biomass estimation of *Diospyros abyssinica* (Hiern) F. White tree species. *Ecosystem Health and Sustainability*, 5(1), 86-97. <https://doi.org/10.1080/20964129.2019.1591169>
- Dimobe K, Goetze D, Oue'draogo A, Mensah S, Akpagana K, Porembski S, Thiombiano A. 2018. Aboveground biomass allometric equations and carbon content of the shea butter tree (*Vitellaria paradoxa* CF Gaertn., Sapotaceae) components in Sudanian savannas (West Africa). *Agrofor Syst* 71(3):1–14. ISSN: 0167-4366
- Dixon, R.K. 1995. Agroforestry systems: sources or sinks of greenhouse gases? *Agroforestry Systems* 31, 99–116. <https://doi.org/10.1007/BF00711719>
- Dossa, E., Fernandes, E.C.M., Reid, W.S., Ezui, K. 2008. Above-and belowground biomass, nutrient and carbon stocks contrasting an open-grown and a shaded coffee plantation. *Agrofor Syst* 72:103–115. DOI:10.1007/s10457-007-9075-4
- Douterlungne, D., Herrera-Gorocica, A.M., Ferguson, B.G., Siddique, I., Soto-Pinto, L. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia* 47: 385-97.
- Duran-Bautista, E. H., Armbrecht, I., Acioli, A. N. S., Suárez, J. C., Romero, M., Quintero, M., Lavelle, P. 2020. Termites as indicators of soil ecosystem services in transformed amazon landscapes. *Ecological Indicators*, 117, 106550.
- Fonseca, W., Benayas, J. M. R., Alice, F. E. 2011. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 262(8), 1400-1408.
- Franklin Jr, S. L., Pindyck, R. S. 2018. Tropical forests, tipping points, and the social cost of deforestation. *Ecological Economics*, 153, 161-171.

- Ganamé, M., Bayen, P., Dimobe, K., Ouédraogo, I., Thiombiano, A. 2020. Aboveground biomass allocation, additive biomass and carbon sequestration models for *Pterocarpus erinaceus* Poir. in Burkina Faso. *Heliyon*, 6(4), e03805.
- González Z., M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H. E. Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterenai* Mtz. y *Quercus* sp. en el norte del estado de Chiapas, México. Tesis de Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Naturales y Biodiversidad. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica
- INEGI, 2018. *Cuéntame. Información por entidad*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). [online] Available at: <http://cuentame.inegi.org.mx/Monografias/default.aspx?Tema=ME> [Accessed 06 december 2018].
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for global environmental strategies (IGES), Hayama, Kanagawa. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>. Accessed 16 Jun 2016.
- Kaonga, M. L., Bayliss-Smith, T. P. 2010. Allometric models for estimation of aboveground carbon stocks in improved fallows in eastern Zambia. *Agroforestry systems*, 78(3), 217-232.
- Kebede, B., Soromessa, T. 2018. Allometric equations for aboveground biomass estimation of *Olea europaea* L. subsp. *cuspidata* in Mana Angetu Forest. *Ecosystem Health and Sustainability*, 4(1), 1-12.
- Klinge H., Herrera, R. 1983. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in Southern Venezuela: The tall Amazon Caatinga Forest. *Vegetation* 53, 65-64.
- Koelemeijer, I. A., Tack, A. J., Zewdie, B., Nemomissa, S., Hylander, K. 2021. Management intensity and landscape configuration affect the potential for woody plant regeneration in coffee agroforestry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 313, 107384.

- Koh, L. P., Zeng, Y., Sarira, T. V., Siman, K. 2021. Carbon prospecting in tropical forests for climate change mitigation. *Nature communications*, 12(1), 1-9.
- Kuyah S, Dietz J, Muthuri C, Jamnadass R, Mwangi P, Coe R, Neufeldt H. 2012. Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: II. Belowground biomass Agric Ecosyst Environ 158:225–234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.010>
- Mokria, M., Mekuria, W., Gebrekirstos, A., Aynekulu, E., Belay, B., Gashaw, T., Bräuning, A. 2018. Mixed-species allometric equations and estimation of aboveground biomass and carbon stocks in restoring degraded landscape in northern Ethiopia. *Environmental Research Letters*, 13(2), 024022.
- Morán-Villa, V.L., Monterroso-Rivas, A.I., Márquez-Berber, S.R., Valdes-Velarde, E. 2022. Floristic composition and arrangement of agroforestry systems of cocoa in Tabasco, Mexico [Composición florística y arreglo de sistemas agroforestales de cacao en Tabasco, México]. *Tropical and subtropical agroecosystems*. 25(2):1-19.
- Moreira, B. M., Goyanes, G., Pina, P., Vassilev, O., Heleno, S. 2021. Assessment of the influence of survey design and processing choices on the accuracy of tree diameter at breast height (DBH) measurements using UAV-based photogrammetry. *Drones*, 5(2), 43.
- Mortimer, R., Saj, S., David, C. 2018. Supporting and regulating ecosystem services in cacao agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 92(6), 1639-1657.
- Negash M, Starr M, Kanninen M., Berhe L. 2013. Allometric equations for estimating aboveground biomass of *Coffea arabica* L. grown in the Rift Valley escarpment of Ethiopia *Agrofor. Syst.*
- Noponen, M.R.A., Healey, J.R., Soto, G., Haggar, J.P. 2013. Sink or source—the potential of coffee agroforestry systems to sequester atmospheric CO₂ into soil organic carbon. *Agric. Ecosyst. Environ.* 175, 60–68
- Noumi, V. N., Djongmo, V. A., Nyeck, B., Mbobda, R. B. T., Zapfack, L. (2018). Vegetation structure, carbon sequestration potential and species conservation in four agroforestry systems in Cameroon (Tropical Africa). *Acta Botanica Brasilica*, 32, 212-221.

- Nugroho, N. P. 2014. Relationships Between Total Tree Height and Diameter at Breast Height for Tropical Peat Swamp Forest Tree Species in Rokan Hilir District, Riau Province. *Indonesian Journal of Forestry Research*, 1(2), 89-107.
- Pearson, T., Walker, S., Brown, S. 2005. Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects. Maryland, USA, Biocarbon Fund / Winrock International. 57 p
- Picard, N., Laurent Saint-André, M.H. 2012. *Manual de Construcción de Ecuaciones Alométricas Para Estimar El Volumen y La Biomasa de Los Árboles*. Cirad. <http://www.fao.org/docrep/018/i3058s/i3058s.pdf>.
- Polzot, C. 2004. Carbon storage in coffee agroecosystems of southern Costa Rica: potential applications for the clean development mechanism. Thesis of master. York University, Toronto, Ontario, Canada
- Rügnitz, M.T., Chacón, M.L., Porro, R. 2009. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales 1. eds. Lima, Perú: Centro Mundial Agroforestal (ICRAF)/Consórcio Iniciativa Amazónica (IA). Perú. 79p.
- Schroeder P. 1992. Carbon storage potential of short rotation tropical tree plantations. *Forest Ecol Manag* 50: 31–41. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90312-W](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90312-W)
- Schroth, G., Harvey, C. A. 2007. Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: an overview. *Biodiversity and Conservation*, 16(8), 2237-2244.
- Segura, M., Andrade Castañeda, H. J. 2008. ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes?. *Agroforestería en las Américas, número 46, páginas 89-96*.
- Smiley, G. L., Kroschel, J. 2008. “Temporal Change in Carbon Stocks of Cocoa-Gliricidia Agroforests in Central Sulawesi, Indonesia.” *Agroforestry Systems* 73 (3): 219–31. <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9144-3>.
- Soto-Pinto, L., Anzueto, M., Mendoza, J., Jimenez-Ferrer, G., de Jong, B. 2010. “Carbon Sequestration through Agroforestry in Indigenous Communities of Chiapas, Mexico.” *Agroforestry Systems* 78 (1): 39–51. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9247-5>.

- Traore', S, Djomo, A.N., N'guessan, A.K., Coulibaly, B., Ahoba, A., Gnahoua, G.M., N'guessan, E.K, Adou Yao, C.Y., N'Dja, J.K., Guede, N.Z. 2018. Stand structure, allometric equations, biomass and carbon sequestration capacity of *Acacia mangium* Wild. (Mimosaceae) in Cote d'Ivoire. *Open J For* 8:42–60.
- Van Vinh, T., Marchand, C., Linh, T. V. K., Vinh, D. D., Allenbach, M. 2019. Allometric models to estimate above-ground biomass and carbon stocks in *Rhizophora apiculata* tropical managed mangrove forests (Southern Viet Nam). *Forest Ecology and Management*, 434, 131-141.
- Vargas-Larreta, B., López-Sánchez, C. A., Corral-Rivas, J. J., López-Martínez, J. O., Aguirre-Calderón, C. G., & Álvarez-González, J. G. 2017. Allometric equations for estimating biomass and carbon stocks in the temperate forests of North-Western Mexico. *Forests*, 8(8), 269.
- Viera, M., Rodríguez-Soalleiro, R. 2019. A complete assessment of carbon stocks in above and belowground biomass components of a hybrid eucalyptus plantation in Southern Brazil. *Forests*, 10(7), 536.
- Wirabuana, P., Setiahadi, R., Sadono, R., Lukito, M., Martono, D. S., Matatula, J. 2020. Allometric equations for estimating biomass of community forest tree species in Madiun, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 21(9).
- Xiang, W., Zhou, J., Ouyang, S., Zhang, S., Lei, P., Li, J., Deng, X., Fang, X., Forrester, D. I. 2016. Species-specific and general allometric equations for estimating tree biomass components of subtropical forests in southern China. *Eur. J. For. Res.* 135, 963–979. <https://doi.org/10.3390/f10100862>
- Zhang X, Cao QV, Xiang C, Duan A, Zhang J. 2017. Predicting total and component biomass of Chinese fir using a forecast combination method. *iForest Biogeosci-For* 10 (4): 687-691. DOI: 10.3832/ifor2243-010.

CAPÍTULO VI. EVALUACIÓN ESTACIONAL DE RESPIRACIÓN DEL SUELO (FLUJO DE CO₂) Y VELOCIDAD DE DEGRADACIÓN DE HOJARASCA

6.1. Introducción

Dentro de los ciclos biogeoquímicos, la fijación de CO₂ y de N₂ son los dos procesos más importantes para la biósfera, tanto cuantitativa como cualitativamente. Mientras que el carbono representa el 50% de la biomasa viva, el nitrógeno con el 10 %, es el segundo más importante (Stal, 1988).

Los ecosistemas forestales desempeñan un papel muy importante en el ciclo del carbono, ya que éstos almacenan alrededor del 80% del carbono en la biomasa aérea y al menos el 40% del carbono subterráneo. Sin embargo, los bosques tropicales sufren continuamente degradaciones naturales e inducidas por las actividades humanas (IPCC,2001; Oke & Olatiilu, 2011). Es por ello que los sistemas agroforestales se han convertido en sistemas atractivos para ser utilizados como herramienta de mitigación al cambio climático, dada su capacidad de fijar y almacenar carbono por muchos años en su componente arbóreo y contribuir a tener una mejor estructura socioeconómica y ambiental.

Las estimaciones anuales de las concentraciones de CO₂ y carbono disuelto en el perfil del suelo brindan información valiosa sobre la dinámica de la materia orgánica en el suelo y el efecto de los cambios en la cubierta vegetal (Costa et al., 2018).

Los estudios sobre las variaciones espaciales y temporales actuales de CO₂ en las copas de los bosques proporcionan información crítica sobre qué tan bien está acoplado un bosque a la capa límite convectiva por encima del dosel y, por lo tanto, qué tan susceptible es este ecosistema al aumento de CO₂ atmosférico (Chen & Coops, 2009).

Saber cómo varía la concentración de CO₂ del dosel con el tiempo, la estructura del rodal o el tipo de vegetación en las condiciones climáticas actuales facilitará las predicciones sobre la estratificación de los sumideros y fuentes de carbono dentro de los diferentes ecosistemas forestales bajo el cambio climático (Duran et al.,

2015). Los cambios estacionales de CO₂ ayudan a determinar los cambios en las tasas de respiración del suelo, la fenología de las plantas y el intercambio de gases de los árboles dominantes y la vegetación del sotobosque.

El incremento en la concentración de gases de efecto invernadero (GHG) en la atmósfera es causado por el incremento de las emisiones de CO₂ el cual podría ser manejado desde una visión integral. Es decir, al incrementar la biomasa de los sistemas agroforestales se contaría con una alternativa para la regulación del clima (Sinha et al., 2015).

Frecuentemente se asevera que los suelos proveen una retroalimentación positiva al calentamiento global debido a la respuesta exponencial que tiene el flujo de CO₂ desde el suelo hacia la atmósfera por efecto de la temperatura; sin embargo, el intercambio de gases entre las interfases suelo-atmósfera depende de numerosas y complejas relaciones no lineales, es decir, son influenciadas por aspectos fisiológicos, bioquímicos, químicos, ecológicos y meteorológicos (Reth et al., 2005; Jarvis, 1995, Cox et al., 2000). El potencial que tiene el suelo para representar una fuente o sumidero de CO₂ dependerá de la relación entre el uso del suelo, el tiempo, la temperatura, la humedad del suelo, el manejo y los atributos químicos y físicos del suelo.

El potencial que tiene el suelo para representar una fuente o sumidero de CO₂ dependerá de la relación entre el uso del suelo, el tiempo, la temperatura, la humedad del suelo, el manejo y los atributos químicos y físicos del suelo (Kochiiiru et al., 2021; Schaufler et al., 2010). Faimon & Lang (2018) observaron una relación estrecha entre el aumento de las emisiones de CO₂ con el aumento de la temperatura durante las épocas de sequía al igual que Dong et al. (2017) y Negassa et al. (2015). Aunado a estos, las propiedades del suelo, en especial la humedad y la porosidad, son otros de los parámetros que afectan el flujo de gases en el suelo (Salmawati et al., 2019).

El almacenamiento de carbono en el suelo se considera un mecanismo importante del ciclo biogeoquímico del carbono. El CO₂ resultante de las actividades enzimáticas producidas por bacterias y hongos durante la descomposición que

afecta la respiración heterotrófica del suelo puede variar según la temperatura, la humedad del suelo y la disponibilidad de materia orgánica (Zhou et al., 2016); su efecto sobre las emisiones de CO₂ se considera una importante retroalimentación potencial para el futuro climático.

El reservorio de carbono que se recicla más activamente es el CO₂ atmosférico. Las tasas naturales de reciclado del carbono en los océanos y los continentes se aproximan al estado estacionario, es decir las tasas de movimiento del carbono entre la atmósfera y los árboles o entre las algas y el carbono inorgánico disuelto de los océanos no cambian sensiblemente de un año a otro. Sin embargo, las actividades humanas han introducido recientemente cambios en el ciclo del carbono.

La respiración del suelo (RS) es uno de los mayores componentes del ciclo del carbono terrestre y se calcula es de 30 a 60% veces más grande que la productividad primaria global neta. Esta es el segundo mayor flujo de carbono (C) entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera (Hanson et al., 2000) y representa la actividad biológica de la biota del suelo, raíces y macroorganismos (Chen et al., 2017). Éste se considera un proceso clave en el ciclo terrestre del carbono ya que contribuye liberando 98 Pg C por año a la atmósfera (Bilandžija et al., 2016; Zhao et al., 2017).

Otros investigadores han estimado que las emisiones de carbono del suelo varían de 60 a 100 Pg C por año. (Lambert & Thomson, 2010). Los sistemas templados contribuyen aproximadamente al 20% de la respiración del suelo anual global, pero se ha observado recientemente que los stocks o almacenes de carbono promedio son de 0.72 PgC por año (de 1990 hasta 2007).

Cualquier pequeña variación en la respiración del suelo (RS) tiene un impacto significativo en la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, lo que a su vez afecta el ciclo global del carbono (Black et al., 2017). Por lo tanto, comprender la dinámica de la RS en cualquier ecosistema es fundamental para combatir el cambio climático. La RS tiene dos componentes: autotrófica (raíces y rizósfera) y heterotrófica (microbios del suelo y fauna del suelo). Varios factores

abióticos y bióticos, incluida la temperatura del suelo (T_s), la humedad del suelo (H_s) (Bao et al., 2016), la disponibilidad de sustratos de C para microorganismos, la actividad microbiana del suelo (AMS) (Tang et al., 2018), la fertilidad del suelo (Butnor et al., 2003), la actividad fotosintética de las plantas (Zhang et al., 2013a, 2013b) y los organismos del suelo (Rai & Srivastava, 1981) influyen en el flujo de CO_2 del suelo a la atmósfera.

La RS también se ve afectada por diversas actividades de gestión, incluido el cambio de uso del suelo, que contribuye con el 12,5% de las emisiones globales de CO_2 a la atmósfera, principalmente como resultado de la deforestación (IPCC, 2013). Varios estudios han informado los impactos potenciales de las actividades de cultivo y deforestación en el almacenamiento de C del suelo y la salida de CO_2 (Lou et al., 2004; Rey et al., 2011; Peri et al., 2015).

Estudios llevados a cabo en Sudamérica, como es el caso de los realizados por Yepes et al. (2015), Hurtado et al. (2017) y Segura et al. (2019), han demostrado que los bosques tropicales contribuyen a regular la concentración de CO_2 en la atmósfera mediante la fijación de CO_2 en la biomasa aérea y en el suelo (Paipa & Triana, 2018; Segura et al., 2020). Los SAF son soluciones potenciales para los esfuerzos que articulan la conservación de la biodiversidad y el incremento de la productividad agrícola (Wartenberg et al., 2017), ya que pueden ser más rentables y productivos que las prácticas de monocultivo convencionales (Villa et al., 2020).

Las emisiones de CO_2 del suelo se estiman generalmente a partir de mediciones realizadas desde cámaras instaladas en la superficie (Davidson et al., 2002) o mediante modelaciones basadas en los gradientes de concentración de CO_2 en los diferentes perfiles del suelo (incubaciones) (Davidson & Trumbore, 1995). Sin embargo, se considera que estas medidas no corresponden al CO_2 total producido en el suelo, ya que estos métodos no consideran el CO_2 utilizado en los diferentes procesos de movilización o transporte o por disolución de éste en las aguas subterráneas o superficiales.

La respiración del suelo (RS) es uno de los mayores componentes del ciclo del carbono terrestre y se calcula es de 30 a 60% veces más grande que la.

productividad primaria global neta. Esta es el segundo mayor flujo de carbono (C) entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera (Hanson et al., 2000) y representa la actividad biológica de la biota del suelo, raíces y macroorganismos (Chen et al., 2017). Éste se considera un proceso clave en el ciclo terrestre del carbono ya que contribuye liberando 98 Pg C por año a la atmósfera (Bilandžija et al., 2016; Zhao et al., 2017).

Cualquier pequeña variación en la respiración del suelo (RS) tiene un impacto significativo en la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, lo que a su vez afecta el ciclo global del carbono (Black et al., 2017). Por lo tanto, comprender la dinámica de la RS en cualquier ecosistema es fundamental para combatir el cambio climático. La RS tiene dos componentes: autótrofica (raíces y rizosfera) y heterotrófica (microbios del suelo y fauna del suelo) (Kim et al., 2012; Davidson & Janssens, 2006). Varios factores abióticos y bióticos, incluida la temperatura del suelo (Ts), la humedad del suelo (Hs) (Bao et al., 2016), la disponibilidad de sustratos de C para microorganismos, la actividad microbiana del suelo (SMA) (Tang et al., 2018), la fertilidad del suelo (Butnor et al., 2003), la actividad fotosintética de las plantas (Zhang et al., 2013a, 2013b) y los organismos del suelo (Rai & Srivastava, 1981) influyen en el flujo de CO₂ del suelo a la atmósfera.

La RS también se ve afectada por diversas prácticas de manejo, incluido el cambio de uso del suelo, el cual contribuye con el 12.5% de las emisiones globales de CO₂ a la atmósfera, principalmente como resultado de la deforestación (IPCC 2013). Varios estudios han informado los impactos potenciales de las actividades de cultivo y deforestación en el almacenamiento de C del suelo y la salida de CO₂ (Lou et al., 2004; Rey et al., 2011; Peri et al., 2015).

Las emisiones de CO₂ del suelo se estiman generalmente a partir de mediciones realizadas desde cámaras instaladas en la superficie (Davidson et al., 2002) o mediante modelaciones basadas en los gradientes de concentración de CO₂ en los diferentes perfiles del suelo (incubaciones) (Davidson & Trumbore, 1995). Sin embargo, se considera que estas medidas no corresponden al CO₂ total producido

en el suelo; ya que, estos métodos no consideran el CO₂ utilizado en en los diferentes procesos de movilización o transporte o por disolución de este en las aguas subterráneas o superficiales.

La respiración del suelo puede ser estimada en campo mediante la medición del flujo del CO₂ del suelo, es decir, estimar la tasa directa de CO₂ a través de la superficie del suelo sobre un periodo de tiempo. Ésta puede variar espacial y temporalmente dentro y a través de los sistemas como un resultado de la variedad de complejas y variadas interacciones que controlan los mecanismos de difusión, uno de ellos es la temperatura del suelo, comúnmente el principal factor de variación en el flujo de carbono en el suelo (Ryan & Law, 2005; Cueva et al., 2016).

El aumento de las temperaturas, la disminución de las precipitaciones, así como los cambios en la estacionalidad de las precipitaciones pueden provocar la pérdida de biomasa vegetal. Aunado a esto, el CO₂ atmosférico elevado puede influir en la vegetación debido al efecto de fertilización que posee (Curtis & Wang, 1998; Norby & Zak, 2011) influyendo en la fotosíntesis, la respiración, la descomposición (Doherty et al., 2010), la evapotranspiración (ET) y la acumulación de biomasa (Frank et al., 2015). Estos efectos del CO₂ en el crecimiento y la competencia de las plantas pueden alterar la estructura de la comunidad, la productividad de los ecosistemas, los nichos climáticos de los ecosistemas y los límites de los biomas (Nolan et al., 2018; Wingfield, 2013).

Se ha observado que la temperatura del suelo y el contenido de agua son los factores principales que afectan o determinan la producción y el flujo del CO₂. En condiciones de sequía, la emisión de CO₂ del suelo disminuye debido a la baja actividad de microorganismos y de las raíces: en contraste, un incremento en el contenido de agua en el suelo incrementa la actividad biológica del mismo, lo que usualmente causa un incremento en la respiración del suelo.

Se ha observado que la temperatura del suelo y el contenido de agua son los factores principales que afectan o determinan la producción y el flujo del CO₂. En condiciones de sequía, la emisión de CO₂ del suelo disminuye debido a la baja actividad de microorganismos y de las raíces; en contraste, un incremento en el

contenido de agua en el suelo incrementa la actividad biológica del mismo, lo que usualmente causa un incremento en la respiración del suelo.

De acuerdo con Madson (2001), en paisajes topográficos complejos, los gradientes de precipitación que se presentan afectan las tasas de descomposición del material orgánico, y la producción y movimiento del CO₂ a través del suelo; es decir, que la estructura del paisaje y de la heterogeneidad de las cuencas también afectan directamente a los regímenes locales de humedad del suelo a través de la distribución del agua.

De acuerdo con Pacific et al. (2008), se ha observado que el contenido de agua o la humedad en el suelo es un factor altamente influyente en la variabilidad espacial y temporal del flujo de CO₂ del suelo. Aunado a este parámetro, la temperatura puede influir en cómo se desarrollan los procesos del ciclo del carbono, ya que afectan de manera directa la fotosíntesis, y la vegetación presente afecta la producción de hojarasca, así como la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo dentro de los SAF, derivado de esto se influirá en la tasa de descomposición y la producción de CO₂.

Asimismo, la vegetación ejerce una influencia hacia la producción de CO₂ derivado de la respiración de las raíces del suelo y a través de complejas asociaciones de micorrizas que pueden mediar la respuesta de la producción de este CO₂, cuando se presentan algunos eventos aislados de lluvias fuertes (Vargas et al., 2010).

Otro factor que influye en el flujo de dióxido de carbono en el suelo es la porosidad o la densidad aparente de los mismos; Riveros-Iregui et al. (2012) encontraron que existe una respuesta bidireccional entre las áreas con drenaje deficiente y las áreas con un mejor drenaje debido a que la heterogeneidad del paisaje del sistema, la textura del suelo y la variabilidad climática ejercen una influencia directa sobre los intercambios gaseosos del CO₂ del suelo hacia la atmósfera.

6.2. Degradación de hojarasca

Mientras que el carbono (C) y nitrógeno (N) son capturados a largo plazo en la biomasa leñosa, el C y el N de las hojas pueden volver a liberarse al sistema cuando

las hojas envejecen y se descomponen (Dold et al., 2019). La descomposición de la hojarasca juega un papel clave en el balance de carbono (C) y nitrógeno (N) (Vivanco & Austin, 2011), ya que es un proceso que controla el ciclo de nutrientes en la mayoría de los ecosistemas terrestres (Mo et al., 2004).

La descomposición de la hojarasca es el resultado de los efectos combinados de procesos químicos, biológicos y físicos interactivos (Aerts, 2006). En una escala global, la descomposición es regulada por el clima y la calidad de la hojarasca, mientras que a nivel local, esta es regulada por las propiedades químicas de la hojarasca y las condiciones del suelo en los sitios de estudio (Zhang et al., 2016; Zhu et al., 2016; Ren et al., 2018). Hoorens et al. (2003) y Zhang et al. (2008) han establecido que la calidad de la hojarasca también es un factor determinante para el grado de descomposición así como para la variedad de especies vegetales.

La contribución de hojarasca de las especies vegetales existentes en los sistemas agroforestales de cacao constituye el aporte principal al reciclaje de nutrientes al ser la principal ruta de transferencia de éstos hacia el suelo (Barajas-Guzmán, 2003). Otra función importante de la hojarasca es la protección que provee al suelo en contra de la erosión al disminuir el daño por el impacto directo de la lluvia, además, tiene un papel importante en la formación de la materia orgánica del suelo (Guo & Sims, 1999). Los residuos de las podas o las cosechas contienen principalmente compuestos de carbono complejos tales como celulosas y hemicelulosas entre otros. Por ello, la calidad y cantidad de los diferentes tipos de hojarasca tienen un aporte diferente a la composición y la degradación de la materia orgánica del suelo.

La acumulación de hojarasca debajo de las diferentes capas de dosel y la alta producción de biomasa, generalmente dan como resultado una alta actividad biológica en el suelo (Bot & Benites, 2005).

Mollison & Slay (1991) distinguieron los siguientes mecanismos para la función, acumulación y utilización de la hojarasca para el reciclaje de nutrientes:

- a. una cubierta continua del suelo de plantas vivas, que junto con la arquitectura del suelo facilita la captación e infiltración del agua de lluvia y protege el suelo;
- b. una capa de hojarasca de hojas o residuos en descomposición que proporciona una fuente de energía continua para macro y microorganismos;
- c. las raíces de diferentes plantas distribuidas por el suelo a diferentes profundidades permiten una absorción efectiva de nutrientes y una interacción activa con los microorganismos;
- d. el período principal de liberación de nutrientes por parte de los microorganismos coincide con el período principal de demanda de nutrientes por parte de las plantas;
- e. nutrientes reciclados por plantas de raíces profundas y macrofauna y microfauna del suelo (Bot & Benites, 2005).

La degradación de la hojarasca es un proceso crítico para el mantenimiento de la fertilidad y productividad de los ecosistemas terrestres (Prescott, 2005); es un proceso fundamental en todos los ecosistemas, por lo que cualquier alteración disturba su funcionamiento (Vasconcelos & Laurance, 2005). Tuomi et al. (2009) indican que la temperatura y la precipitación son los factores primordiales que afectan la degradación.

La relación entre la producción biológica de CO₂ en el suelo con la temperatura y la humedad del suelo se ha proyectado durante años mediante modelos y correlaciones, así como con métodos para evaluar la influencia de los procesos de producción de CO₂ de los compartimentos biológicos en el perfil del suelo, tales como la descomposición microbiana, la respiración de las raíces y otros factores abióticos .

Derivado de esto, entender cómo los ecosistemas y específicamente la dinámica del carbono responden a las sequías son importantes dados los potenciales de retroalimentación a la atmósfera de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), son un proceso clave. Es por ello que, uno de los objetivos primordiales establecidos por esta investigación, fue cuantificar la emisión de CO₂ del suelo como proceso

clave para entender las dinámicas del carbono en diferentes ecosistemas, ya que la emisión de CO_2 proveniente del suelo puede presentar cambios anuales, como respuesta hacia las variables ambientales cambiantes, es decir, por la disponibilidad de nutrientes, humedad y temperatura del suelo (Noh et al., 2010; Kochiieru et al., 2021).

6.2. Metodología

6.2.1. Flujo de CO_2 o respiración del suelo

La medición de flujos se llevó a cabo durante las estaciones de otoño, invierno y primavera de los años 2019, 2020 y 2021 en las localidades de Quintín Arauz y Cocohital, Paraíso; Santana, Cárdenas; Huimango, Cunduacán y 3ª Moctezuma y Norte 1ª sección pertenecientes a Comalcalco, en la región Chontalpa del estado de Tabasco.

Para estimar el flujo de CO_2 de la superficie del suelo (respiración del suelo), se colocaron cuatro aros de polivinilo (PVC) (diámetro 20 cm, 10 cm alto) en dirección del paralelo Norte con una separación de 4.5 m entre cada uno, a una profundidad de 3 a 5 cm en la superficie del suelo (López-Teloxa et al., 2020). En cada aro se mantuvo la vegetación emergente (herbáceas); La respiración del suelo fue medida por ciclos de 30 minutos en 14 parcelas durante el día (de 8 am a 4 pm).



Fig. 6.1. Colocación de aros de polivinilo con 4.5 metros de separación.

Para determinar el flujo de CO₂ de la superficie del suelo (respiración del suelo) se colocó una cámara dinámica cerrada, integrada con un analizador de gas infrarrojo (IRGA) y una cámara de volumen conocido que se coloca en el suelo (Modelo 8100-103). El equipo 8100A LICOR monitorea los cambios en la concentración de CO₂ a lo largo del tiempo dentro de la cámara a través de espectroscopía de absorción óptica en la región infrarroja (analizador de gas infrarrojo IRGA). La cámara mide durante 90 segundos concentración de CO₂, de los cuales los primeros 30 segundos son de banda muerta para estabilizar, y no son considerados.



Fig. 6.2. Utilización de cámara dinámica cerrada (8100A LICOR) en campo.

La cámara permite además registrar la temperatura y humedad del suelo (Ts y Hs, respectivamente) con ayuda de sensores incluidos (modelo p/n8150-203 Soil Temperature Probe y 8100-204 Theta Soil Moisture Probe suelo, respectivamente). El flujo de CO₂, la temperatura y humedad del suelo analizados mediante la cámara, fueron almacenados y procesados en el software Soil FluxPro 4.2.1, este software calcula los resultados del flujo de CO₂ según la tasa de cambio en la concentración del gas con el tiempo dentro de la cámara y otros parámetros, realizando un ajuste por regresión lineal que utiliza una ecuación lineal o exponencial en base al coeficiente de determinación R² (Sugasti et al., 2018).

El CO₂ atmosférico acumulado en la cámara se midió como el flujo de CO₂ en micromoles por metro cuadrado por segundo ($\mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$) de aire seco, que posteriormente fueron convertidos a gramos por día ($\text{g CO}_2 \text{m}^2 \text{d}^{-1}$). El flujo de CO₂ reportado es el resultado de la emisión de CO₂ del suelo por respiración autotrófica (raíces de plantas) y heterotrófica (microorganismos) (Moitinho et al., 2015).

6.2.2. Degradación de hojarasca

Para cuantificar la velocidad de degradación de hojarasca en los sistemas agroforestales de cacao, se implementó el método de la bolsa de hojarasca (*litter bag*) (Bocock & Gilbert, 1957), que consiste en recolectar 20 g de hojarasca en bolsas de 30 x 30 cm de tela mosquitera de nylon de 1 mm de luz. Una vez colectadas las muestras y llenadas las bolsas, fueron colocadas seis bolsas al azar por área de muestreo (Figura 6.3).



Fig. 6.3. Pesaje de bolsas de nylon y colocación en campo.

Los sitios donde fueron colocadas las bolsas se marcaron mediante cinta plástica amarilla para su rápida ubicación y extracción. Estas bolsas se recogerán bimestralmente para ser llevadas a laboratorio y se procederá a secarlas en una estufa a 60 °C hasta llegar a un peso constante. Cinco bolsas extras se dejaron en el laboratorio a una temperatura ambiente durante toda la investigación, y al final de éste se secaron y pesaron para calcular el porcentaje de pérdida de peso.

La tasa de descomposición se determinó mediante la ecuación de Olsen (1963):

$$k = \frac{-\ln X}{X_0} / t \quad \text{Ec (9)}$$

Donde:

k = Constante de descomposición

X = Masa de hojarasca en un tiempo dado

X_0 = Masa inicial de hojarasca en el tiempo 0

t = Tiempo expresado en años (tiempo en años = días /365)

6.2.3. Análisis estadístico

Para identificar si existían diferencias significativas entre las épocas del año y los flujos registrados, así como la temperatura y humedad del suelo, se realizaron análisis de la varianza (Two-ways ANOVA). Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software Rstudio, con niveles de significancia de $p \leq 0.05$ y $p \leq 0.001$. Asimismo, se realizaron análisis de correlación y regresión múltiple.

En el caso de los resultados obtenidos para la degradación de hojarasca, los datos se sometieron a un análisis de varianza (one way ANOVA) para determinar la existencia de diferencias significativas en la descomposición de la hojarasca entre sitios.

6.3. Resultados y discusión

Para la evaluación de los flujos de carbono en la Región Chontalpa, las parcelas ya divididas en cuatro grupos de edades (≥ 10 y ≤ 20 años, ≥ 20 y ≤ 30 años, ≥ 30 y ≤ 40 años y ≥ 50 y ≤ 60 años) también fueron analizadas en base a la estacionalidad del año: primavera, verano, otoño e invierno.

Las evaluaciones se realizaron en 14 parcelas localizadas en cuatro municipios de la subregión Chontalpa. Las parcelas fueron clasificadas previamente en este estudio en cuatro rangos de edades, y evaluadas durante las cuatro estaciones del año para conocer si la época de muestreo y la edad de las plantaciones tienen una influencia directa sobre el flujo de CO_2 .

Como resultado de las mediciones realizadas del flujo total de CO_2 , se obtuvo que en las parcelas de entre 10 y 20 años de edad, el promedio CO_2 fue de 20.5 gCO_2

$\text{m}^2 \text{d}^{-1}$, mientras que la humedad del suelo fue de $0.37 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ y la temperatura del mismo registró 20.89°C . En cuanto a las parcelas de 20 y 30 años, la fluctuación de los flujos totales varió entre $12.56 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y $20.68 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$, la temperatura mínima fue de 21.9°C , mientras que la más alta registrada de 26.5°C , y las condiciones de humedad mínima fue de $0.33 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ y la máxima de $0.48 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$.

Cuadro 6.1. Flujos totales de CO_2 por parcela evaluada

Edad plantación	Flujo de CO_2 ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Humedad suelo (Hs) ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	Temperatura suelo (Ts) ($^\circ\text{C}$)
10-20 años	20.49	0.37	20.89
	12.56	0.48	21.96
20-30 años	20.68	0.33	25.09
	14.09	0.44	24.44
	16.16	0.43	26.48
	12.59	0.47	23.25
30-40 años	17.13	0.40	22.23
	15.31	0.39	22.29
	12.24	0.41	20.80
	8.49	0.51	20.85
	11.60	0.53	21.09
	14.62	0.49	21.08
	8.31	0.48	20.56
50-60 años	15.47	0.44	23.93

Respecto a las parcelas de 30 y 40 años se encontró que los flujos mínimos detectados fueron de $8.49 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$, en tanto que los máximos fueron de $17.13 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$, las temperaturas variaron entre 20.8 y 23.2°C y la humedad del suelo fluctuó de 0.39 a $0.53 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$; el promedio obtenido de flujos de CO_2 para estas parcelas fue de $13.14 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ con una temperatura media de 21.6°C y una humedad de $0.46 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$. Finalmente, para las parcelas de 50 a 60 años, los flujos variaron entre $8.31 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y $15.5 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ con una temperatura entre 20.5 y los 23.9°C (Figura 6.1).

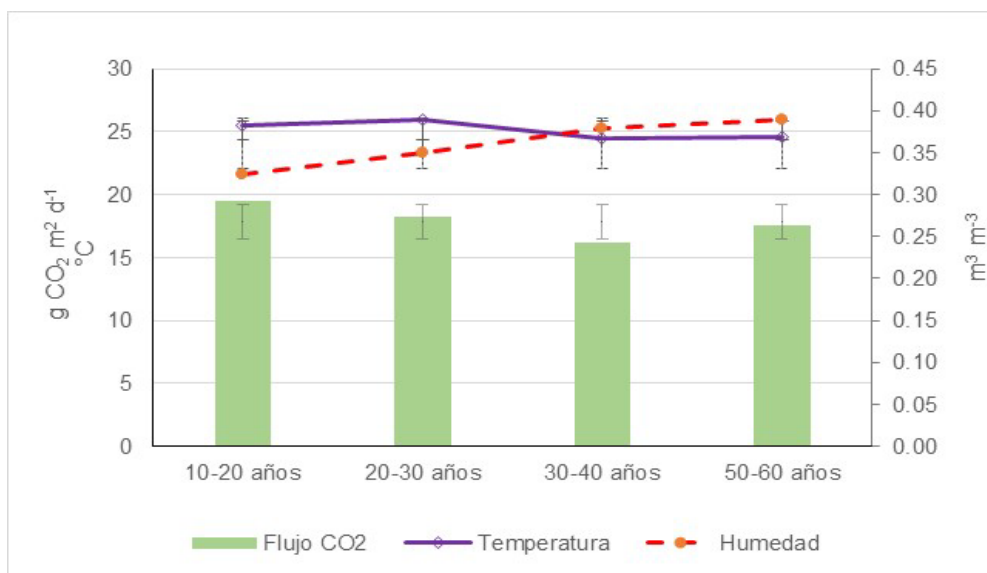


Fig. 6.1. Valores promedio totales registrados de Flujo de CO₂, Ts y Hs por rango de edad.

La temperatura del suelo mostró una relación ligeramente positiva con la salida de CO₂ en el extremo húmedo del espectro de humedad del suelo. Sin embargo, la influencia de la temperatura fue mínima dada la escasa variación de temperatura (en total 3 °C) experimentada durante el periodo experimental de 19 meses. A diferencia de los estudios realizados en selvas tropicales de la cuenca del Amazonas (Wofsy et al., 1988) y en Costa Rica (Schwendenmann et al., 2003), el efecto de la radiación solar sobre la fotosíntesis de las plantas no se observó en las mediciones de respiración del suelo para este sitio.

Al igual que van Straaten et al. (2009), en esta investigación se observó que existe un patrón diurno en la respiración del suelo, teniendo un pico de elevación después de las 14:00 hrs.

Se ha demostrado que la disminución de la precipitación afecta la dinámica de las raíces de las plantas, la caída de la hojarasca, la descomposición de la materia orgánica del suelo, los nutrientes y las tasas de mineralización, así como aireación del suelo, que a su vez afecta la difusión de gas y los procesos microbianos (Davidson et al., 2004).

Cuando las condiciones externas estaban húmedas, la capa de arena contribuía hasta con un 40% del flujo total de CO₂; sin embargo, cuando las condiciones eran secas, las contribuciones de CO₂ de la capa de arena eran casi del cero por ciento.

6.3.1. Variación estacional

Primavera. Respecto a los flujos de CO₂ o respiración del suelo observada durante esta temporada del año, en promedio se detectaron los menores flujos de CO₂ del suelo ($14.3 \pm 3.6 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y temperatura ($22.5 \pm 1.8^\circ\text{C}$) así como una humedad ($0.44 \pm 0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) relativamente alta en comparación con el resto de las temporadas del año.

En específico para las parcelas jóvenes (10 a 20 años, Figura 6.2a) se obtuvo un flujo de $20.5 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, una temperatura de 20.9°C así como una humedad del suelo de $0.37 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$. Para las parcelas siguientes, en la categoría de 20 a 30 años, los flujos variaron entre $12.6 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $20.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con una media de $15.9 \pm 3.53 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, las temperaturas registradas fluctuaron entre los 21.9°C y los 26.5 con una temperatura media de $24.5 \pm 1.9^\circ\text{C}$, y una fluctuación de humedad de entre $0.33 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ a $0.48 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ con una media de $0.42 \pm 0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ (Figura 6.2b).

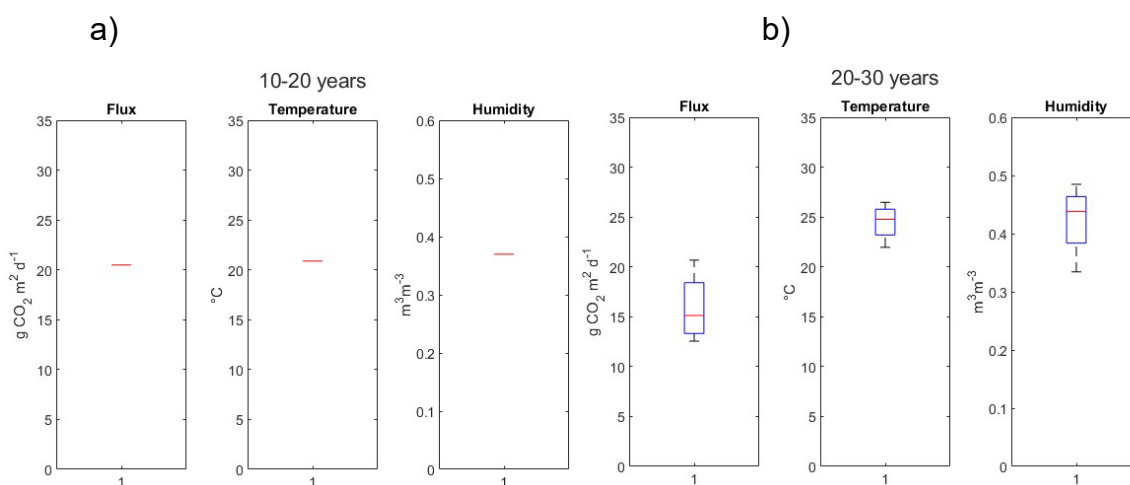


Fig. 6.2. Variaciones registradas durante las mediciones de primavera a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.

A diferencia de las parcelas más jóvenes, las parcelas de 30 a 40 años registraron uno de los flujos más bajo de la temporada con $8.49 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y un valor máximo de $17.13 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($13.14 \pm 2.8 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), las temperaturas del suelo alcanzaron los 20.8°C como mínima y 23.25°C como máxima ($21.7 \pm 0.9^\circ\text{C}$); en cuanto a la humedad registrada para este grupo ($0.46 \pm 0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), se tuvo una mínima de $0.39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ y $0.53 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ siendo esta última la máxima registrada en la estación del año (Figura 6.3a).

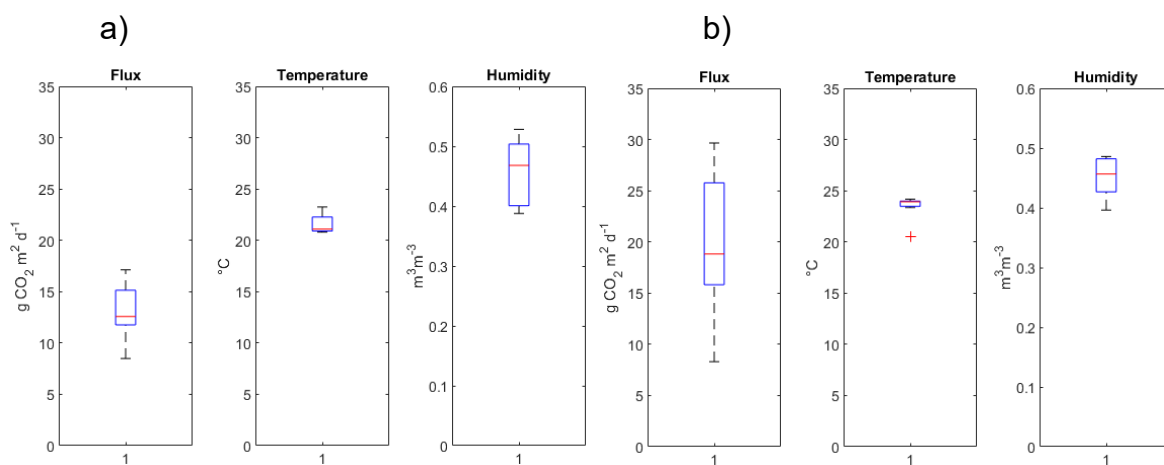


Fig. 6.3. Variaciones registradas durante las mediciones de primavera a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.

En relación con las parcelas de 50 a 60 años, en éstas se registró el menor flujo de CO_2 de la temporada; la variación en las mediciones fue entre $8.31 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $15.47 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($11.9 \pm 5.06 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), con una temperatura media de $22.3 \pm 2.4^\circ\text{C}$ donde la mínima fue de 20.6°C y la máxima de 23.9°C , y una humedad entre los $0.44 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ y los $0.48 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ (Figura 6.3b).

Aunque estadísticamente no se observan diferencias significativas, gráficamente se observa que, en las parcelas de 20 a 30 años y de 30 a 40 años, la humedad es inversamente proporcional a los flujos registrados, es decir, cuando ésta es por encima de $0.35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$, los flujos se ven minimizados. Esto puede relacionarse con la disminución de la actividad microbiana sin embargo se requieren análisis más amplios para poder atribuir el efecto de la humedad sobre los flujos.

Verano. Cuando los flujos de CO₂ fueron medidos durante la temporada de verano, se registró que en las parcelas de 10 a 20 años se emitió 15.6 g CO₂ m⁻² d⁻¹, cuando la humedad y temperatura del suelo fue de 0.25 m³m⁻³ y de 28 °C, respectivamente (Figura 6.4a); para las parcelas de 20 a 30 años, las variaciones registradas entre los diferentes sitios de muestreo el rango de variación fue mucho más amplio comparado con las parcelas más jóvenes descritas arriba; se registró una mínima de 11.4 g CO₂ m⁻² d⁻¹ y una máxima de 34.14 g CO₂ m⁻² d⁻¹ (21.6±10.12 g CO₂ m⁻² d⁻¹), las temperaturas variaron entre los 26.5 °C y los 27.5 °C (26.8±0.6°C) no mostraron tanta disparidad en comparación con el resto y una humedad entre los y m³·m⁻³ (0.30±0.07 m³·m⁻³) , Figura 6.4b).

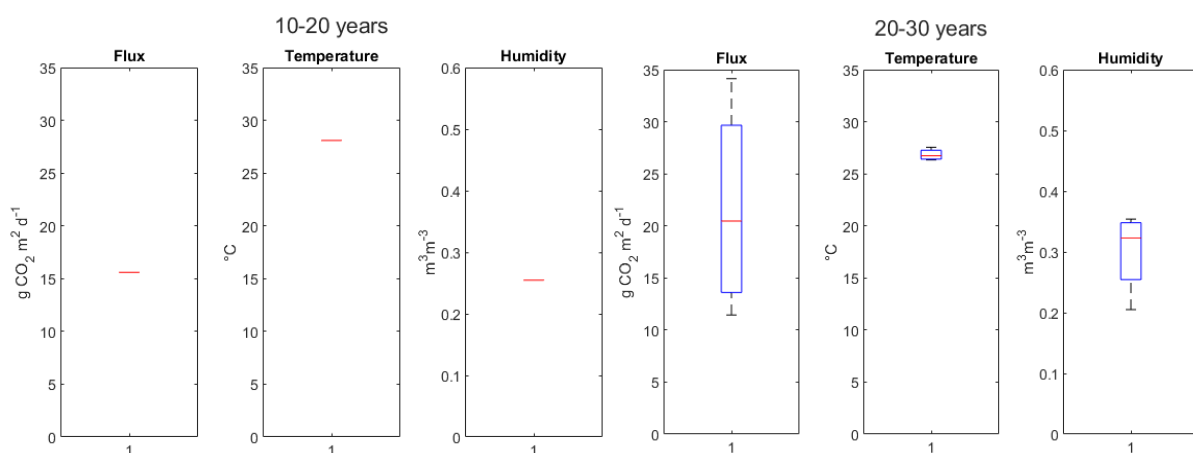


Fig. 6.4. Variaciones registradas durante las mediciones de verano
a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.

En cuanto a las parcelas de 30 a 40 años (Figura 6.5a), los flujos de CO₂ o la respiración del suelo que se registró varía entre los 12.47 g CO₂ m⁻² d⁻¹ y los 26.5 g CO₂ m⁻² d⁻¹, mientras que las temperaturas fluctuaron entre los 25.3 °C y los 27.34 °C; si bien la variación de temperatura no es muy marcada, la diferencia entre los flujos de CO₂ sí son significativos; esto tiene relación con la cobertura del suelo, el número de especies vegetales que se encuentran en distribuidas en esas parcelas, así como otros factores como la humedad.

En el caso de las parcelas que tuvieron un menor flujo de CO₂ en la época de verano la humedad fue la humedad del suelo fue la que la menor registrada. para el caso de las parcelas entre 50 y 60 años las variaciones entre los flujos fueron de 12.11 g

$\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $27.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, la humedad varió de $0.32 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a $0.33 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y la temperatura del suelo fue de 26.2°C a 26.6°C ; si bien parece no ser mucha la diferencia entre las temperaturas del suelo, esto puede marcar una tendencia entre tener un mayor o un menor intercambio gaseoso del suelo hacia la atmósfera.

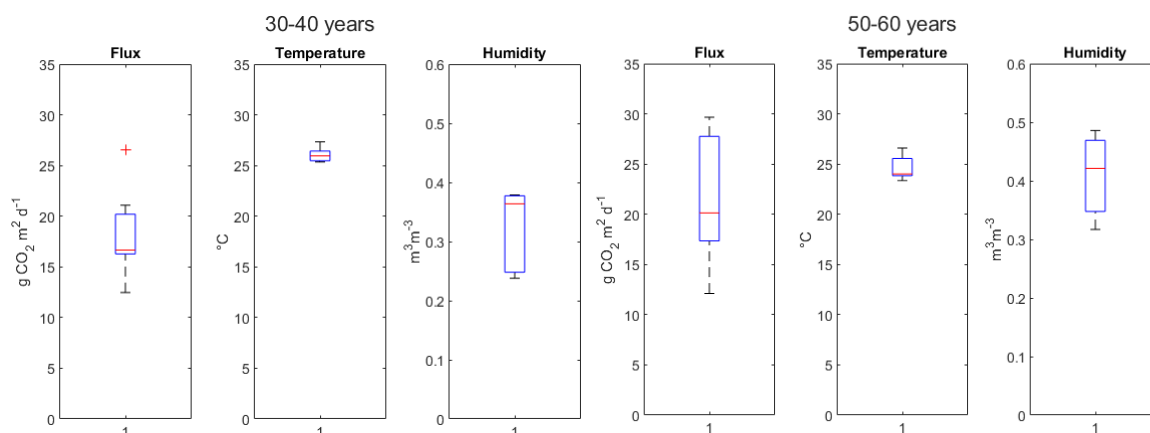


Fig. 6.5. Variaciones registradas durante las mediciones de verano a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.

Otoño. La temporada de otoño en las zonas de muestreo se caracterizó por periodos prolongados de sequía, durante los cuales, la evaluación del flujo de CO_2 era complicada en comparación con el resto, ya que la instalación de los aros se dificultaba debido a los largos periodos sin presencia de lluvia (nueve meses) siendo la temporada que menor humedad en el suelo se registró ($0.21 \pm 0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) y presentó una temperatura promedio elevada en el suelo de $27.5 \pm 1.38^\circ\text{C}$ variando entre los 25.5°C hasta alcanzar los 30.3°C .

A pesar de la dificultad para la instalación de aros, debido a la falta de humedad en el suelo, en las parcelas muy jóvenes (10 a 20 años), el valor registrado de CO_2 fue de $12 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ siendo éste el menor o el valor más bajo de estas parcelas en las diferentes estaciones del año, con una humedad de $0.19 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y una temperatura que alcanza casi los 30°C (Figura 6.6a). Para el caso de las parcelas de 20 a 30 años el flujo varió de $10.8 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a $25.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con una humedad del suelo entre $0.11 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y $0.22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y la temperatura del suelo varió entre los 27.1°C y los 30.23°C .

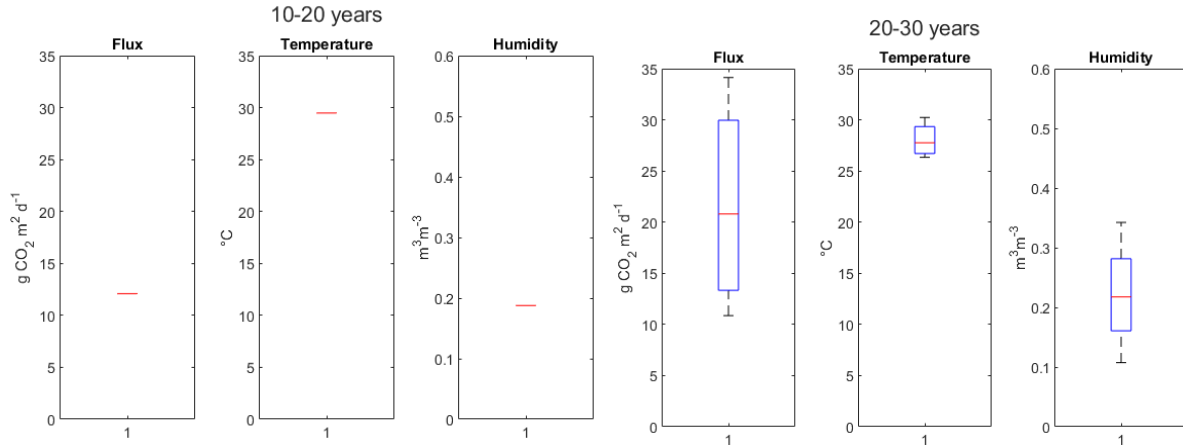


Fig. 6.6. Variaciones registradas durante las mediciones de otoño a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.

Los flujos de CO₂ en las parcelas de 30 a 40 años se registraron entre los 10.5 g CO₂ m⁻² d⁻¹ y los 21.5 g CO₂ m⁻² d⁻¹, la humedad varió entre 0.17 m³ m⁻³ y 0.28 m³ m⁻³ mientras que las temperaturas registradas fueron de 26.1 °C a 27.9 °C, es decir que la el flujo promedio de CO₂ en estas parcelas fue de 15.22 ± 8.38 g CO₂ m⁻² d⁻¹ de la humedad fue de 0.22 ± 0.11 m³ m⁻³ y en la en el caso de la temperatura del suelo fue de 26.9 ± 13.14 °C. Finalmente, para las parcelas de 50 a 60 años se obtuvieron valores flujos de CO₂ de 22.2 g CO₂ m⁻² d⁻¹ a 23.2 g CO₂ m⁻² d⁻¹, la humedad del suelo varió entre 0.21 m³ m⁻³ y 0.34 m³ m⁻³, y la temperatura del suelo fue de 25.52 °C a 27.23 °C.

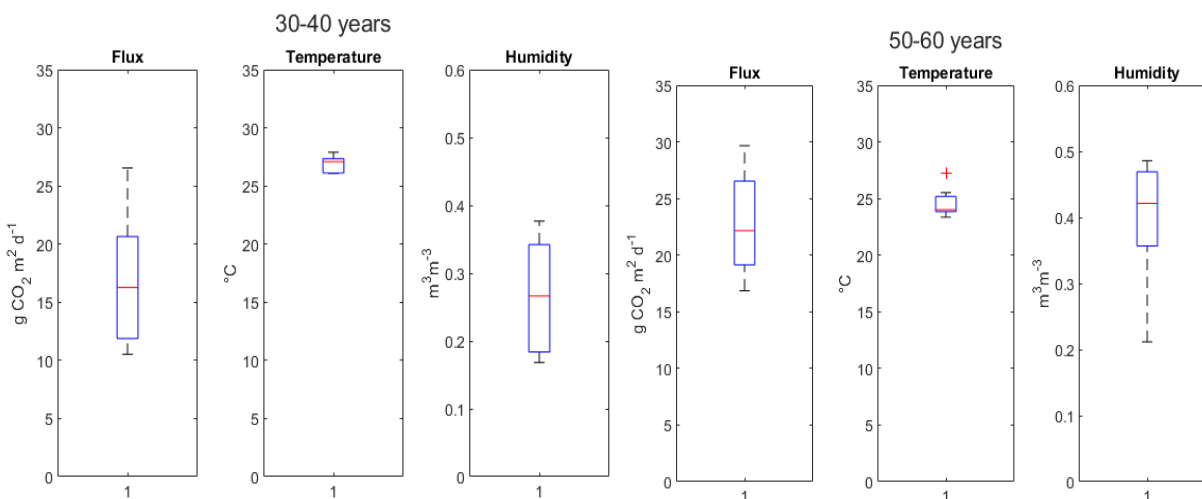


Fig. 6.7. Variaciones registradas durante las mediciones de otoño a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.

En el caso de las parcelas de 10 a 20 años, la temperatura del suelo fue mucho más alta en comparación con el resto de las categorías, esto puede deberse a que la cobertura vegetal ya sea por el número de individuos de sombra asociadas o por la presencia o ausencia de cobertura del suelo con herbáceas que tienen éstas en relación con las demás categorías (20 a 30 años, 30 a 40 años y de 50 a 60 años), influyendo así en la temperatura y la humedad del suelo.

Invierno. Cabe señalar que en la región Chontalpa de Tabasco, la época de invierno es la temporada donde se presenta una mayor cantidad de lluvias, con una media de 1887 mm, es decir los suelos presentan un contenido de agua mayor por lo que las humedades registradas durante invierno fueron las más altas comparadas en las cuatro épocas de muestreo. En esta época, se registró en las parcelas de 10 a 20 años, flujos de $29.9 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ por día, con una humedad del suelo de $0.49 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y una temperatura de $23.1 ^{\circ}\text{C}$ (Figura 6.8a).

Referente a las parcelas de 20-30 años los flujos variaron entre $14.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $20.64 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($17.7 \pm 2.97 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), la humedad del suelo fue de $0.45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a $0.51 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ($0.49 \pm 0.04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), y temperaturas registradas entre $24.01 ^{\circ}\text{C}$ y $24.27 ^{\circ}\text{C}$ con una media de $24.1 \pm 0.13 ^{\circ}\text{C}$ (Figura 6.8b).

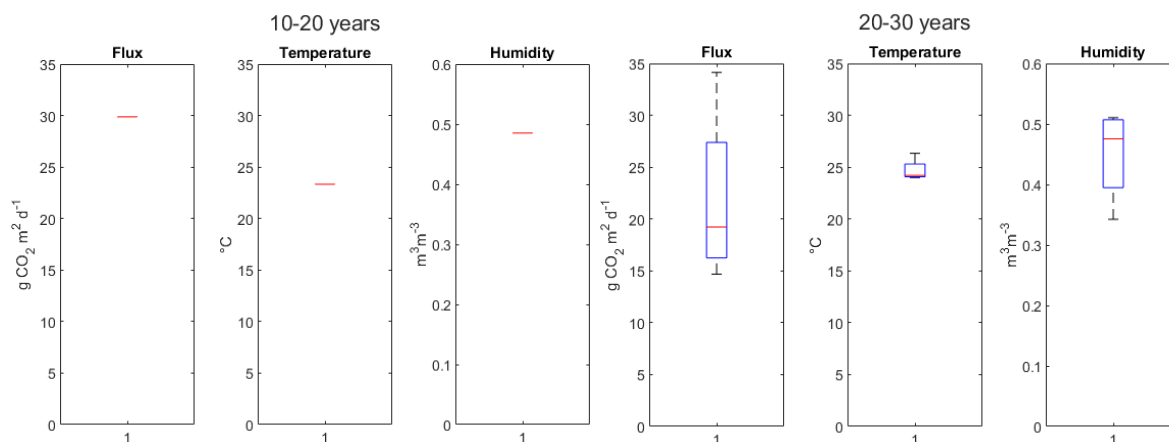


Fig. 6.8. Variaciones registradas durante las mediciones de invierno a) Parcelas de 10 a 20 años, b) Parcelas de 20 a 30 años.

En el caso de las parcelas que se concentran en el grupo de 30 a 40 años, se encontraron flujos muy bajos que varían desde que iban desde los 5.92 g CO₂ m⁻² d⁻¹ hasta los 29.66 g CO₂ m⁻² d⁻¹, la humedad del suelo registrada varió entre 0.40 m³ m⁻³ y 0.56 m³ m⁻³ y finalmente, las temperaturas registradas en estas parcelas variaron entre los 23.35 °C y los 25.17 °C (Figura 6.9a).

Respecto al último grupo de parcelas, de 50 a 60 años, los flujos variaron entre 13.38 g CO₂ m⁻² d⁻¹ y 17.55 g CO₂ m⁻² d⁻¹, con humedades de 0.48 m³ m⁻³ a 0.55 m³ m⁻³ y temperaturas entre los 23. 21 °C y los 24.03 °C (Figura 6.9b).

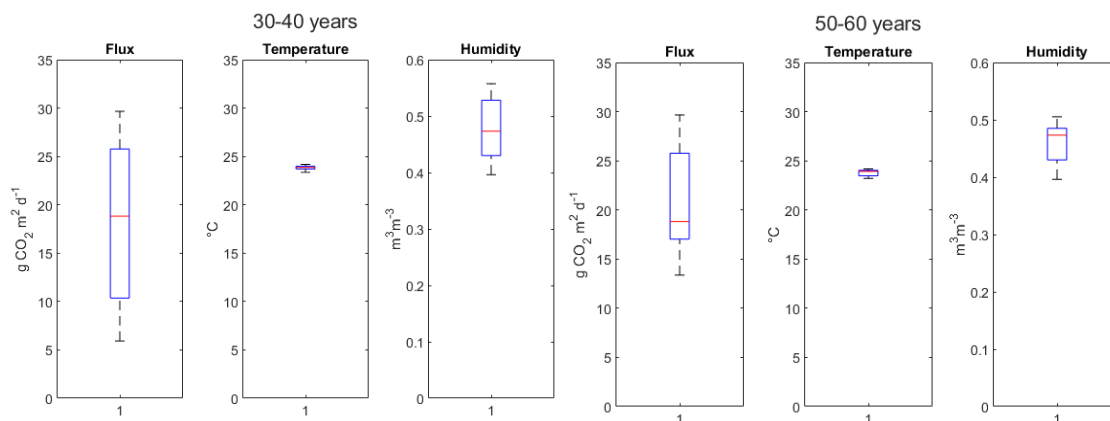


Fig. 6.9. Variaciones registradas durante las mediciones de invierno a) Parcelas de 30 a 40 años, b) Parcelas de 50 a 60 años.

Si bien se observó que las temperaturas del suelo durante la época de invierno (Figuras 6.8 y 6.9) son mucho menores en comparación con las registradas durante

la época de otoño (Figura 6.6 y 6.7), es en la época de primavera cuando se registran las menores temperaturas del suelo; es decir que los muestreos realizados con cercanía entre épocas pudieron encontrar resquicios de la humedad generada por las lluvias registradas durante la época de invierno. Esto coincide con Shvaleva et al. (2011) quienes registraron flujos de $20 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ a $240 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, encontrando el flujo más bajo durante la época de sequía cuando el suelo mostraba valores bajos de humedad. Aunado a esto, observaron que cuando aparecían las primeras lluvias, el flujo de CO_2 se incrementaba 2.6 veces más. Asimismo, encontraron que en los periodos húmedos los flujos variaban entre 70 y $130 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. En el periodo húmedo, los flujos de CO_2 variaron entre 70 y 130 cuando el contenido de agua en el suelo fue de 11 a 26 %.

De acuerdo con Costa et al. (2018) el mayor total de flujos de CO_2 se encontró en sistemas agroforestales de cacao no manejados donde el uso del suelo influyó en la producción y consumo de CO_2 según la vegetación cubierta, estos valores no son diferentes. El flujo de CO_2 total considerado en ese trabajo estuvo representado por el tratamiento de control que incluyó fuentes de CO_2 de la respiración autótrofa de las raíces de las plantas y la respiración heterótrofa de los organismos del suelo.

Kim et al. (2016) analizaron el secuestro de carbono y las emisiones netas de CH_4 y N_2O en sistemas agroforestales y estimaron un potencial de mitigación de $27 \pm 14 \text{ t CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durante los primeros 14 años después del establecimiento. Cuellar et al. (2017) encontraron que los sistemas de cultivos intercalados basados en árboles reducen la mitigación general de los gases de efecto invernadero, incluso en comparación con la producción orgánica con bajos insumos de fertilizantes, además de su potencial secuestro de carbono en la madera y el suelo.

De acuerdo con los análisis de correlación realizados entre las medias de los flujos de CO_2 con la temperatura y la humedad del suelo no se encontró una correlación estadística de la temperatura y la humedad sobre los flujos, sin embargo, la variabilidad de los flujos de CO_2 o respiración del suelo se pudo observar en todos los sitios de muestreo, algo común en casi todos los ecosistemas.

Esta variación debido a la estacionalidad puede explicarse por la producción de hojarasca, la biomasa de las raíces y el índice del área foliar tal como lo reportaron Thomas et al. (2000). Aunado a esto, Vallejo et al. (2005) señalaron que los cambios de uso de suelo y su manejo indican cambios en contenidos de carbono, lo que concuerda con los contenidos de materia orgánica registrados en el presente estudio. Se observa una misma tendencia en el aumento de la materia orgánica y la respiración del suelo en los distintos usos.

Rubio & Detto (2017) establecieron que la respiración total del suelo normalmente varía con las estaciones del año, con un 39 % durante la estación húmeda y un 41 % durante la estación seca, sin embargo, con los resultados obtenidos aún no se puede concluir que así sea. Es por ello por lo que el gradiente de la respiración del suelo no puede explicarse solo por la temperatura y la humedad del suelo, sino que puede explicarse por la combinación de las especies arbóreas, la cantidad de hojarasca y el contenido de materia orgánica en el suelo (Costa et al., 2018).

) documentaron que bajos contenidos de materia orgánica reflejan una actividad microbiana disminuida, lo que resulta en una menor emisión del CO₂; lo cual indicaría, que, en un mismo tipo de suelo, se reflejan diferencias en emisiones de CO₂, influyendo la interacción de la humedad del suelo.

De acuerdo con Pereira et al. (2007) el balance de carbono inter e intra anual ha evidenciado que las sequías con breves periodos de rehumedecimiento e inundaciones estacionales, tienen un efecto determinante en el intercambio de CO₂ del suelo. Asimismo, los fenómenos de lluvia estuvieron acompañados de una caída en la temperatura en el suelo, generando una correlación negativa entre los flujos netos de CO₂ y la temperatura del suelo durante el verano y una correlación positiva con la temperatura en los meses de lluvia. Esto es similar a lo encontrado en esta investigación y al igual que estos autores, no se encontró una relación estadísticamente significativa, pero a pesar de esto la humedad es considerada uno de los factores que regula este flujo.

Reth et al. (2005) observaron que bajo condiciones de laboratorio el flujo de CO₂ tiene una fuerte correlación con la temperatura; en cambio, cuando estos fueron

observados en campo, los flujos tuvieron una mayor variabilidad debido a la influencia de otros parámetros. Otras investigaciones han mostrado que la caída de hojarasca, la dinámica de descomposición de esta, así como los temporales de lluvia y su duración influyen la respiración del suelo o flujo de CO₂ (Ball et al., 1999; Jackson et al., 1998). El efecto de este último ha sido mucho mayor de lo esperado entre la humedad del suelo y los flujos de CO₂ (Davidson et al., 1998; Reth et al., 2005).

Aunado a esto, se ha demostrado los efectos significativos del pH del suelo sobre la respiración de este (Andersson & Nilsson, 2001), en particular cuando la actividad microbiana incrementa cuando lo hace el pH. Además de estos factores, la actividad de las raíces de la vegetación asociada, la actividad heterotrófica y los exudados que las plantas continuamente exudan en los diferentes perfiles del suelo (Simek et al., 2004; Subke et al., 2003).

6.3.3. Degradación de hojarasca

Los porcentajes máximos de degradación en las parcelas muy jóvenes y jóvenes (10 a 20 años y 20 a 30 años) fue de 44 y 43%, mientras que en las parcelas adultas (30 a 40 años) fue de 51% y finalmente en las parcelas muy maduras o viejas (50 a 60 años) el porcentaje máximo de degradación registrado fue de 66.7%. El peso promedio después de 258 días fue de 10.35 g.

Los valores promedio de los coeficientes de degradación diaria fueron de 0.84 para las parcelas de 10 a 20 años, 0.73 para las parcelas de 20 a 30 años, 0.36 para las parcelas de 30 a 40 años y finalmente para las parcelas de 50 a 60 años es de 0.39. En cuanto a la variabilidad de acuerdo con la temporada del año, se observó que durante la otoño-primavera la velocidad de degradación fue de 0.76 en comparación con la velocidad registrada durante invierno-primavera 0.23 de coeficiente de degradación diario (Figuras 6.10 y 6.11).

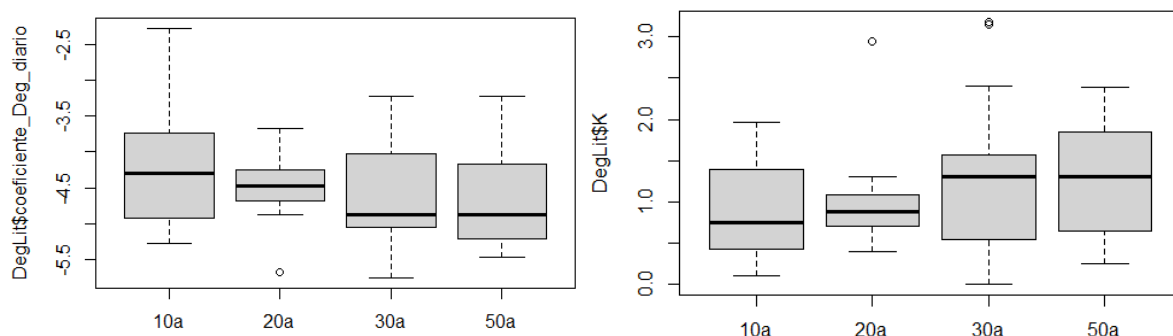


Fig. 6.10. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad dependiendo el rango de edad de las parcelas

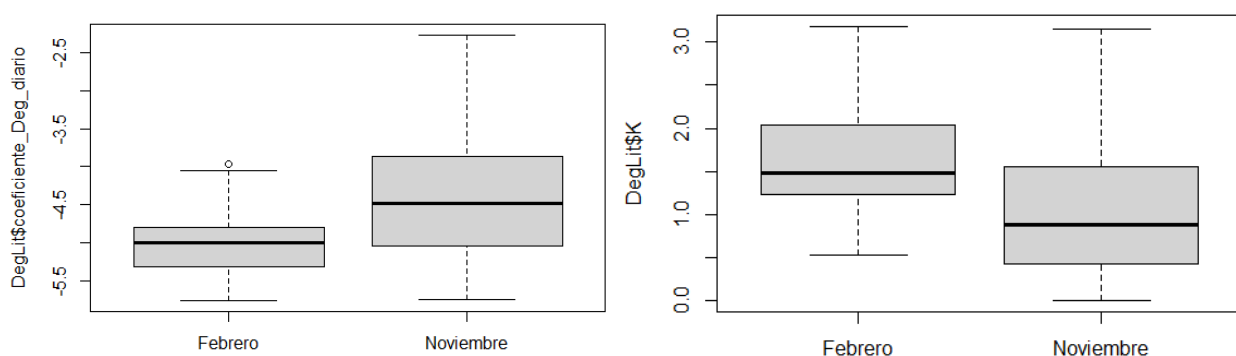


Fig. 6.11. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad dependiendo la temporada

En cuanto a las tasas de descomposición, la estimación del coeficiente de degradación se realizó en dos épocas, de invierno a primavera y de otoño a primavera. Una vez diferenciadas estas temporadas, se registró que los valores de k , en las parcelas de 10 a 20 años, fue de 0.47 y 1.58, respectivamente; mientras que el tiempo que se estima tardaría en degradarse el 99 % de la hojarasca de invierno a primavera requeriría de 3.7 años en comparación con los 5.05 años que le tomaría al 99 % de la hojarasca degradarse durante el otoño hasta la primavera.

El valor de K para los meses que comprenden invierno a primavera fue de 1.05 en las parcelas de **20 a 30 años**, y tomaría entre 3.9 a 4.8 años la degradación del 99 % de la hojarasca que presentan estas parcelas. Este rango de tiempo es menor al que se utilizaría en otoño a primavera donde el tiempo varía entre 5.2 y 5.5 años con una velocidad de degradación (k) de 2.09 (Figuras 6.12 y 6.13).

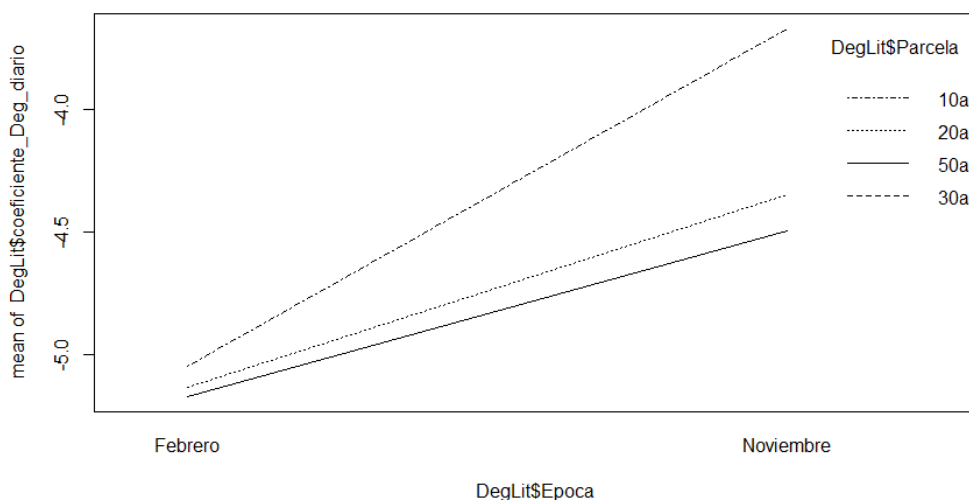


Fig. 6.12. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad por edad de la plantación

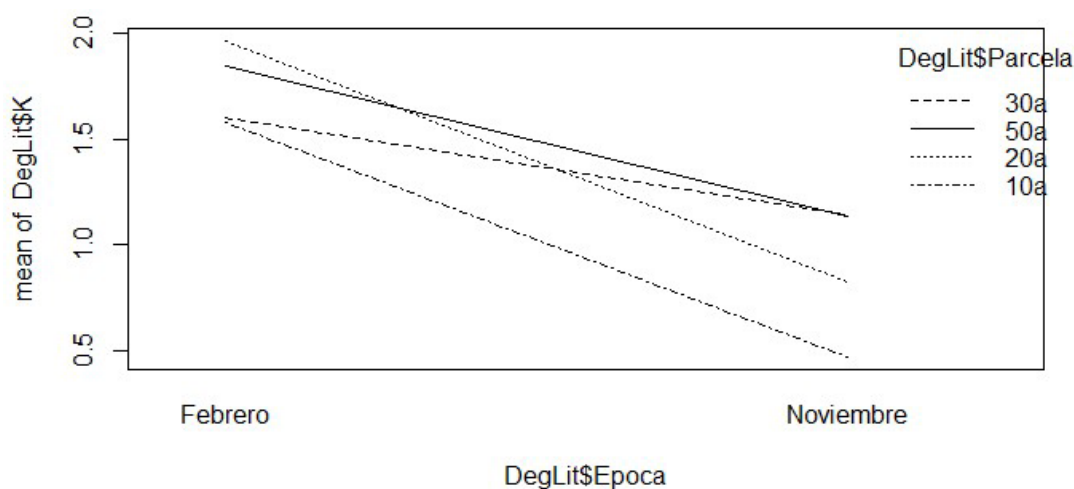


Fig. 6.13. Fluctuación del coeficiente de degradación diario y la velocidad dependiendo la edad de la plantación

En el caso de las parcelas de **30 a 40 años**, se registraron velocidades de degradación de 1.06 para el intervalo de invierno a primavera y de 1.08 de otoño a primavera, y los tiempos que tomaría para que el 99% de la hojarasca depositada se degrade varía de 3.22 a 4.95 años de invierno a primavera, y de 4.6 a 5 años de otoño a primavera.

Finalmente, para las parcelas de mayor edad (**50 a 60 años**) los valores de K o de velocidades de degradación fueron de 1.3 y 2.4, con intervalos de tiempo de 5.1 a 5.5 para el intervalo de invierno a primavera y, para el periodo de otoño a primavera

los valores de k fluctuaron entre 0.25 y 2.2, en las que para degradar el 99 % de la hojarasca tomaría intervalos de tiempo entre 3.2 a 5.2 años.

Los análisis de varianza realizados para determinar si existían diferencias significativas entre sitios y entre las épocas del año, arrojaron que no hay una diferencia significativa entre las parcelas y las temporadas, sin embargo, sí existe una diferencia significativa ($p > 0.01$) entre las dos épocas (Cuadro 6.2) lo cual se evidencia al observar las figuras 6.12 y 6.13, donde se compararon gráficamente los coeficientes de degradación y las velocidades a las cuales se lleva ésta.

Cuadro 6.2. Análisis de varianza del coeficiente de degradación diario

Cuadro de Análisis de Varianza					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(F)
Época	1	5.155	5.155	11.3294	0.001359 **
Parcela	3	2.1873	0.7291	1.6022	0.198703
Residuales	58	26.391	0.4451		

Coefficients are denoted with $P < 0.05$ (*), $P < 0.01$ (**), $P < 0.001$ (***), respectively.

Las diferencias en las dinámicas de descomposición de la hojarasca pueden ser explicadas por la variación en la calidad, la cantidad de hojarasca que entra al sistema y los patrones estacionales combinada con la variación en la actividad biológica de cada sitio (Sari et al., 2022).

Es notorio que cuando las áreas presentan una mayor temperatura y mejor humedad, la actividad microbiana encargada de realizar la degradación de hojarasca, mientras que cuando se cuenta con más humedad, la actividad microbiana es más alta; sin embargo, sería adecuado no perder de vista que deberían hacerse análisis para conocer la tasa de acumulación de la hojarasca en el suelo, ya que este también podría ser un factor clave para aumentar o disminuir los tiempos de degradación.

Lo anterior concuerda con lo reportado con Souza et al. (2019) y Lopes et al. (2015) quienes observaron que las tasas de descomposición de hojarasca se ven influenciadas por la estación del año, la temperatura, así como la precipitación. Esto se debe a que, a mayor humedad, la actividad bacteriana del suelo disminuye

considerablemente al no existir las condiciones que los descomponedores necesitan para la degradación de la hojarasca.

Asimismo, cuando la temperatura es elevada y las condiciones de humedad son limitadas, la actividad de las bacterias que actúan en la descomposición de esta hojarasca disminuye. Barlow et al. (2007), al igual que lo encontrado en este estudio, no detectaron diferencias significativas en las tasas de descomposición de hojarasca en el caso de bosques tropicales primarios y secundarios en Brasil, ya que, aunado a las variables ambientales, las interacciones entre la calidad de los substratos y la composición de la comunidad microbiana influyen en la descomposición de la hojarasca (Fanin et al., 2016).

6.4. Conclusiones

La temperatura y el contenido de agua del suelo son dos de los principales factores ambientales que determinan la producción y el flujo de CO₂; aunado a las existencias de materia orgánica resultantes del equilibrio entre las entradas de carbono (detritos foliares y de raíces). De aquí la importancia de incluir en futuras investigaciones, los parámetros físicos básicos en orden de dar una explicación más acertada sobre la variabilidad de estos flujos.

Queda evidenciado que las tasas de flujo de CO₂ varían de acuerdo al sistema evaluado e incluso existe una alta variabilidad entre un mismo sitio de estudio. Este intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera puede depender de numerosas y complejas relaciones tales como procesos fisiológicos, biogeoquímicos y ecológicos, sin embargo se reconoce que la temperatura y la humedad son los principales factores que ejercen influencia sobre la respiración del suelo.

Además de estos, se ha considerado en base a la literatura, que el pH y la biomasa de las raíces son factores importantes para explicar la variabilidad espacial del flujo de CO₂ a causa de la expansión de la actividad microbiana dentro de los perfiles de suelo. Asimismo es necesario realizar estas mediciones de forma continua y prolongada para identificar la variación en espacio y tiempo de forma certera, por lo que se recomienda aumentar los sitios de medición por sitio.

Derivado de lo obtenido en este estudio, se observa que existe una reintegración de los nutrientes de la hojarasca al suelo, el proceso de degradación es lento debido a las condiciones ambientales, la cantidad y calidad de hojarasca que se acumula; aunado a esto, las concentraciones de nitrógeno detectadas en los SAF-c estudiados muestran la falta de insumos para mejorar la producción y la fertilidad de los suelos, por lo que es necesario que los productores realicen una fertilización de las plantaciones si desean obtener un producto de mejor calidad.

Literatura consultada

- Andersson, S, & Nilsson, S.I. (2001). Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biology and Biochemistry*. 33, 1181-1191
- Andersson, S, & Nilsson, S.I. (2001). Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a more humus. *Soil Biology and Biochemistry*. 33, 1181-1191
- Ayres, E., Steltzer, H., Simmons, B.L., Simpson, R. T., Steinweg, J. M., Wallenstein, M. D., Mellor, N., Parton, W.J., Moore J.C., & Wall, D.H. (2009). Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. *Soil Biology and Biochemistry*. 41, 606–610.
- Aerts, R., Van Overtveld, K., Haile, M., Hermy, M., Deckers, J., & Muys, B. (2006). Species Composition and Diversity of Small Afromontane Forest Fragments in Northern Ethiopia. *Plant Ecology*. 187(1), 127–142.
<http://www.jstor.org/stable/20147000>
- Ball, B.C., Scott, A., & Parker, J.P. (1999). Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*. 53, 29-39
- Bao, X., Zhu, X., Chang, X., Wang, S., Xu, B., Luo, C., Zhang, Z., Wang, Q., Rui, Y., & Cui, X. (2016). Effects of soil temperature and moisture on soil respiration on the Tibetan plateau. *PLoS One*. 11(10), e0165212

- Barajas-Guzman, G. & Alvarez-Sanchez, J. (2003). The relationship between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology*. 24, 91-100 pp.
- Barlow, J., T. A. Gardner, L. V. Ferreira and C. A. Peres. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*. 247, 91–97
- Bilandžija D, Zgorelec Ž, Kisić I (2016) Influence of tillage practices and crop type on soil CO₂ emissions. *Sustainability*. 8(1), 1–10
- Black, C.K., Davis, S.C., Hudiburg, T.W., Bernacchi, C.J., & DeLucia, E.H. (2017). Elevated CO₂ and temperature increase soil C losses from a soybean-maize ecosystem. *Global Change Biology*. 23(1), 435–445
- Bocock, K. L., & Gilbert, O. J. W. (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil*. 9, 179–185.
- Bot, A., & Benites, J. (2005) The Importance of Soil Organic Matter Key to drought-Resistant Soil and Sustained Food and Production. FAO Soils Bulletin 80, FAO, Rome.
- Butnor JR, Johnsen KH, Oren R, & Katul GG (2003) Reduction of forest floor respiration by fertilization on both carbon dioxide enriched and reference 17-year-old loblolly pine stands. *Global. Change Biology* 9(6):849–861
- Chen, B., & Coops, N.C. (2009). Understanding of Coupled Terrestrial Carbon, Nitrogen and Water Dynamics— An Overview. *Sensors*. 9(11), 8624-8657. <https://doi.org/10.3390/s91108624>
- Chen, Z., Xu, Y., Fan, J., Yu, H., & Ding, W. (2017). Soil autotrophic and heterotrophic respiration in response to different N fertilization and environmental conditions from a cropland in Northeast China. *Soil Biology Biochemistry*. 110, 113–115
- Costa, E.N.Dd., Landim de Souza, M.F., Lima Marrocos, P.C., Lobão, D., & Lopes da Silva, D.M. (2018). Soil organic matter and CO₂ fluxes in small tropical watersheds under forest and cacao agroforestry. *PLoS ONE*. 13(7), e0200550. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200550>

- Cuellar, M.A., Allaire, S.E., Lange, S.F., Bradley, R.I., Parsons, W.F.J., Rivest, D., & Cogliastro, A. (2017). Greenhouse gas dynamics in a tree-based intercropping system compared with an organic conventional system. *Canadian Journal of Soil Sciences*. 97, 382–393.
- Curtis, P. S. & Wang, X. (1998). A meta-analysis of elevated CO₂ effects on woody plant mass, form, and physiology. *Oecologia*. 113, 299–313, <https://doi.org/10.1007/s004420050381>,
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A., & Totterdell, I.J. (2000). Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a couple climate model. *Nature*. 408, 184-187
- Cueva, A., Robles Zazueta, C. A., Payan, J. G., & Yépez, E. A. (2016). Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 253–269.
- Davidson, E.A., Belk, E., & Boone, R.D. (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Glob Change Biology*. 4, 217–227
- Davidson, E.A., Savage, K., Bolstad, P., Clark, D.A., Curtis, P.S., & Ellsworth, D.S. (2002). Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agriculture And Forest Meteorology*. 113, 39–51.
- Davidson, E.A., & Trumbore, S.E. (1995). Gas diffusivity and production of CO₂ in deep soils of the eastern Amazon, *Tellus B*. 47, 550–565.
- Davidson, E. A. & Janssens, I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*. 440, 165-73. doi:10.1038/nature04514.
- Davidson, E.A., & Trumbore, S.E. (1995). Gas diffusivity and production of CO₂ in deep soils of the eastern Amazon, *Tellus B*. 47, 550–565.
- de Figueiredo, E.B., Panoso, R.A., Reicosky, C.D., & Scala jr., N. (2015). Short-term CO₂-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum* spp.) replanting in southern Brazil. *GCB Bioenergy*. 7, 316–327. doi: 10.1111/gcbb.12151

- Doherty, R.M., Sitch, S., Smith, B., Lewis, S.L., & Thornton, P.K. (2010). Implications of future climate and atmospheric CO₂ content for regional biogeochemistry, biogeography and ecosystem services across East Africa. *Global Change Biology*. 16, 617–640, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01997.x>
- Dold, C., Thomas, A.L., Ashworth, A., Philipp, D., Brauer, D., Sauer, T. (2019). Carbon sequestration and nitrogen uptake in a temperate silvopasture system. *Nutr Cycl Agroecosyst* 114:85–98. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09987-y> [10/16]
- Dong et al. (2017)
- Duran et al., 2015
- Faimon, J., & Lang, M. (2018). What actually controls the minute to hour changes in soil carbon dioxide concentrations?. *Geoderma*, 323, 52-64. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.048>
- Frank, D., Reichstein, M., Bahn, M., Thonicke, K., Frank, D., Mahecha, M. D., Smith, P., Van der Velde, M., Vicca, S., & Babst, F. (2015). Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. *Global Change Biology*. 21, 2861–2880. <https://doi.org/10.1111/gcb.12916>
- Guo & Sims, 1999
- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T., & Andrews, J.A. (2000). Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*. 48(1), 115–146
- Hoorens, B., R. Aerts & M. Stroetenga. (2003). Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*. 137, 578-586.
- Hurtado et al. (2017)
- IPCC, 2001. Third Report
- IPCC. (2013). Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

- Jackson, R.B., Sala, O.E., Paruelo, J.M., & Mooney, H.A. (1998). Ecosystem water fluxes for two grasslands in elevated CO₂: A modeling analysis. *Oecologia*. 113, 537-546
- Jarvis, P.G. 1995. The role of temperate trees and forests in CO₂ fixation. *Vegetatio* 121, 157- 174.
- Kim, D.G., Thomas, A.D., Pelster, D., Rosenstock, T.S., & Sanz-Cobena, A. (2016). Greenhouse gas emissions from natural ecosystems and agricultural lands in sub- Saharan Africa: synthesis of available data and suggestions for further research. *Biogeosciences* .13, 4789–4809.
- Kirschbaum, M.U.F. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage, *Soil Biol Biochem*. 27, 753–760.
- Kochiieru, M., Feiza, V., Feiziene, D., Volungevicius, J., Deveikyte, I., Seibutis, V., Pranaitiene, S. (2021). The effect of environmental factors and root system on CO₂ efflux in different types of soil and land uses. *Žemdirbyste (Agriculture)*.108(1), 3-10. DOI : 10.13080/z-a.2021.108.001
- López-Teloxa, L., & Monterroso-Rivas, A. (2020). CO₂ mitigation strategies based on soil respiration. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. 32(2), 30-41. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.03>.
- Lou, Y., Li, Z., Zhang, T., Liang, Y. (2004). CO₂ emissions from subtropical arable soils of China. *Soil Biology and Biochemistry*. 36(11),1835–1842
- Makita, N, Kosugi, Y., Sakabe, A., Kanazawa, A., Ohkubo, S., Tani, M. (2018). Seasonal and diurnal patterns of soil respiration in an evergreen coniferous forest: evidence from six years of observation with automatic chambers. *PLoS One*. 13(2), e0192622
- Moitinho, M., Padovan, M.P., Panosso, A.R., Teixeira, D.D.B., Ferraudo, A.S., & La Scala, N. (2015). On the spatial and temporal dependence of CO₂ emission on soil properties in sugar- cane (*Saccharum* spp.) production. *Soil and Tillage Research*. 148, 127–132. Online: <https://bit.ly/32cv0TL>.
- Mollison, B. & Slay, R.M. 1991. Introduction of permaculture. Harare, The Tutorial Press. 198 pp

- Mo, J.M, Peng, S.L., Brown, S., Kong, G.H. & Fang, Y.T. (2004). Nutrient dynamics in response to harvesting practices in a pine forest of subtropical China. *Acta Phytocologia Sinica*. 28, 810–822 (in Chinese with English abstract)
- Mo, J., Brown, S., Xue, J., Fang, Y., & Li, Z. (2006). Response of litter decomposition to simulated N deposition in disturbed, rehabilitated and mature forests in subtropical China. *Plant and Soil*. 282, 135–151.
- Negassa, W.C., Guber, A.K., Kravchenko, A.N., Marsh, T.L., Hildebrandt, B., & Rivers, M.L. (2015). Properties of Soil Pore Space Regulate Pathways of Plant Residue Decomposition and Community Structure of Associated Bacteria. *PLOS ONE*, 10(4), e0123999. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123999>
- Neufeldt, H. (2005). Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 168, 202-211. <https://doi.org/10.1002/jpln.200421441>
- Nolan, C., Overpeck, J. T., Allen, J. R., Anderson, P. M., Betancourt, J. L., Binney, H. A., Brewer, S., Bush, M. B., Chase, B. M., & Cheddadi, R. (2018). Past and future global transformation of terrestrial ecosystems under climate change. *Science*. 361, 920–923, <https://doi.org/10.1126/science.aan5360>
- Norby, R. J., & Zak, D.R. (2011). Ecological lessons from free-air CO₂ enrichment (FACE) experiments. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 42, 181–203, <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144647>
- Oke, D., & Olatiilu, A. (2011). Carbon storage in agroecosystems: A case study of the cocoa based agroforestry in Ogbese Forest Reserve, Ekiti State Nigeria. *Journal of Environmental Protection*. 2, 1069-1075.
- Olsen, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*. 44, 322–331.
- Pacific, V. J., McGlynn, B. L., Riveros-Iregui, D. A., Epstein, H. E., & Welsch, D. L. (2009). Differential soil respiration response to changing hydrologic regimes. *Water Resources Research*. 45, W07201. doi:10.1029/2009WR007721

- Paipa, N.A., & Triana, M.A. (2018). Estimación del carbono almacenado en la biomasa aérea de un bosque húmedo tropical en Paimadó, Chocó. *Ingenierías USBMed.* 9(1), 18-29. DOI: 10.21500/20275846.3180
- Peri, P.L., Bahamonde, H., & Christiansen, R. (2015). Soil respiration in Patagonian semiarid grasslands under contrasting environmental and use conditions. *Journal of Arid Environment.* 119, 1–8
- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E.C. (2017). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health.* 5, 7-13.
- Raich, JW, & Schlesinger, W.H. (1992). The Global Carbon-Dioxide Flux in Soil Respiration and Its Relationship to Vegetation and Climate. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology.* 44, 81-99
- Reth, S., Reichstein, M., & Falge, E. (2005). The effect of soil water content, soil temperature, soil pH-value and the root mass on soil CO₂ efflux—a modified model. *Plant Soil.* 268, 21–33.
- Ren, X., Lu, Y., O'Neill, B.C.O., & Weitzel, M. (2018). Economic and biophysical impacts on agriculture under 1.5 °C and 2 °C warming. *Environmental Research Letters.* 13, 115006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae6a9>
- Rey A, Pegoraro E, Oyonarte C, Were A, Escribano P, Raimundo J (2011) Impact of land degradation on soil respiration in a steppe (*Stipa tenacissima* L.) semiarid ecosystem in the SE of Spain. *Soil Biology and Biochemistry.* 43(2), 393–403
- Riveros-Iregui, D.A., McGlynn, B.L., Emanuel, R.E., & Epstein, H.E. 2012. Complex terrain leads to bidirectional responses of soil respiration to inter-annual water availability. *Global Change Biology* 18, 749– 756.
- Rubio, VE, & Detto, M. (2017). Spatiotemporal variability of soil respiration in a seasonal tropical forest. *Ecology and Evolution.* 7, 7104-7116. <https://doi.org/10.1002/ece3.3267>
- Ryan, M.G. & Law, B.E. (2005). Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry.* 73, 3-27. doi:10.1007/s10533-004-5167-7

- Salmawati, S., Sasaki, K., Sugai, Y., & Ronald, N. (2019). Characterization of Natural Surface CO₂ Flux: Implication for Leakage Detection Monitoring at CO₂ Geological Sites. 14th Greenhouse Gas Control Technologies Conference Melbourne 21-26 October 2018 (GHGT-14), Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=3366136> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3366136>
- Savage, K., Phillips, R., & Davidson, E.A. (2014). High temporal frequency measurements of greenhouse gas emissions from soils. *Biogeosciences*. 11, 2709–2720
- Shvaleyeva, A., Lobo-do-Vale, R., Cruz, C., Castaldi, S., Rosa, A.P., Chaves, M.M., & Pereira, J.S. (2011). Soil-atmosphere greenhouse gases (CO₂, CH₄ and NO₂) Exchange in evergreen oak woodland in southern Portugal. *Plant Soil Environment*. 57(10), 471-477
- Schaufler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M.A. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2010). Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science*. 61, 683-696. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x>
- Schwendenmann, L., Veldkamp, E., Brenes, T., O'Brien, J. J., & Mackensen, J. (2003). Spatial and temporal variation in soil CO₂ efflux in an old-growth neotropical rain forest, La Selva, Costa Rica. *Biogeochemistry*. 64, 111–128
- Simek, M., Brucek, P., & Hynst, J. (2010). Diurnal fluxes of CO₂ and N₂O from cattleimpacted soil and implications for emission estimates. *Plant Soil Environment*. 56, 451–457.
- Simek, M., Brucek, P., Hynst, J., Uhlířová, E., & Petersen, S.O. (2006). Effects of excretal returns and soil compaction on nitrous oxide emissions from a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 112, 186–191.
- Sinha, S., Jeganathan, C., Sharma, L.K., & Nathawat, M.S. (2015). A review of radar remote sensing for biomass estimation. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 12, 1779-1792.
- Stal L.J. (1995). Physiological ecology of Cyanobacteria in microbial mats and other communities. *New Phytologist*. 131, 1–32

- Subke, J. A., Reichstein, M., & Tenhunen, J. D. (2003). Explaining temporal variation in soil CO₂ efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. *Soil Biology and Biochemistry*. 35, 1467-1483. doi:10.1016/S0038-0717(03)00241-4
- Segura, M.A., Andrade, H.J., & Sierra, E. (2020). Diversidad florística y captura de carbono en robledales y pasturas con árboles en Santa Isabel, Tolima, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. 68(2), 383-393
- Segura M., M.A., Andrade C., H.J., & Mojica S., C.A. (2019). Estructura, composición florística y almacenamiento de carbono en bosques nativos del páramo de Anaime, Tolima, Colombia. *Ciencia Forestal*. 29, 157-168. <https://doi.org/10.5902/1980509826551>
- Sugasti, L., & Pinzón, R. (2018). Evaluación del Flujo de CO₂ en suelo en Isla Barro Colorado. *Memorias De Congresos UTP*, 1(1), 19-26
- Tang Z, Sun X, Luo Z, He N, Sun OJ (2018) Effects of temperature, soil substrate, and microbial community on carbon mineralization across three climatically contrasting forest sites. *Ecology Evolution*. 8(2):879–881
- Thomas, S. M., F. J. Cook, D. Whitehead, & J. A. Adams. (2000). Seasonal soil-surface carbon fluxes from the root systems of young *Pinus radiata* trees growing at ambient and elevated CO₂ concentration. *Global Change Biology*. 6, 393-406. doi:10.1046/j.1365-2486.2000.00321.x
- Vallejo, J., Londoño, A., López, R., Galeano, G., Álvarez, E. & Devia, W. (2005). Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Serie: Métodos para estudios ecológicos a largo plazo, No. 1. Bogotá D.C. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- van Straaten, O., Veldkamp, E., Köhler, M., & Anas, I. (2009). Drought effects on soil efflux in a cacao agroforestry system in Sulawesi, Indonesia. *Biogeosciences Discuss*. 6, 11541-11576
- Vargas, R., Detto, M., Baldocchi, D. D., & Allen, M. F. (2010). Multiscale analysis of temporal variability of soil CO₂ production as influenced by weather and vegetation. *Global Change Biology*. 16, 1589–1605

- Vasconcelos H., L. and W. F. Laurance. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia* 144, 456-462.
- Villa, P.M., Martins, S.V., de Oliveira Neto, S.N., Rodrigues, A.C., Hernández, E.P., & Kim, D.G. (2020). Policy forum: Shifting cultivation and agroforestry in the Amazon: Premises for REDD+. *Forest Policy and Economics*. 118. DOI: 10.1016/j.forpol.2020.102217
- Vivanco, L. & Austin, A.T. (2011) Nitrogen Addition Stimulates Forest Litter Decomposition and Disrupts Species Interaction in Patagonia, Argentina. *Global Change Biology*. 17, 1963-1974. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02344.x>
- Wartenberg, A.C., Blaser, W.J., Gattinger, A., Roshetko, J.M., Van Noordwijk, M., & Six, J. (2017). Does shade tree diversity increase soil fertility in cocoa plantations?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 248, 190-199. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.033>
- Wingfield, J.C. (2013). Ecological processes and the ecology of stress: the impacts of abiotic environmental factors. *Functional Ecology*. 27, 37–44, <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12039>
- Wofsy, S.C., Harriss, R.C., & Kaplan, W.A. (1988). Carbon-dioxide in the atmosphere over the Amazon Basin. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 93, 1377–1387
- Tuomi, M., Thum, T., Järvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M., Trofymow, J.A., Sevanto, S., & Liski, J. (2009). Leaf litter decomposition-Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*. 220(23), 3362-3371. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.05.016>
- Yépez, E. A. & Williams, D.G. 2009. Precipitation pulses and ecosystem carbon and water exchange in arid and semi-arid environments. In: E. De la Barrera and W. K. Smith (eds.). *Perspectives in biophysical plant ecophysiology: A tribute to park*. pp: 337-361. S. Nobel. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

- Zhang, Q., Phillips, R.P., Manzoni, S., Scott, R.L., Oishi, A.C., Finzi, A., Daly, E., Vargas, R., & Novick, K.A. (2018). Changes in photosynthesis and soil moisture drive the seasonal soil respiration-temperature hysteresis relationship. *Agricultural and Forest Meteorology*. 259, 184–195
- Zhang, R., Zhao, X., Zuo, X., Degend, A.A., Shang, Z., Luo, Y., Zhang, Y., & Chen, J. (2019). Effect of manipulated precipitation during the growing season on soil respiration in the desert-grasslands in Inner Mongolia. *Catena*. 176, 73–80
- Zhang, X.B., Xu, M.G., Sun, N., Wang, X.J., Wu, L., Wang, B.R., Li, D. (2013a). How do environmental factors and different fertilizer strategies affect soil CO₂ emission and carbon sequestration in the upland soils of southern China? *Applied Soil Ecology*. 72(2), 109–118
- Zhang, Y., Gu, F., Liu, S., Liu, Y., & Li C (2013b) Variations of carbon stock with forest types in subalpine region of southwestern China. *Forest Ecology Manage*. 300, 88–95
- Zhao, C., Miao, Y., Yu, C., Zhu, L., Wang, F., Jiang, L., Hui, D., & Wan, S. (2016). Soil microbial community composition and respiration along an experimental precipitation gradient in a semiarid steppe. *Sci Rep*. 6:24317
- Zhou, W.J., Lu, H.Z., Zhang, Y.P., Sha, L.Q., Schaefer, D. A., Song, Q.H., ... & Deng, X.B. (2016). Hydrologically transported dissolved organic carbon influences soil respiration in a tropical rainforest. *Biogeosciences*. 13, 5487–5497

Anexos

Anexo 7.1. Flujos estacionales de CO₂ (g CO₂ m² d⁻¹), temperatura (°C) y humedad del suelo (m³ m⁻³) registradas en las trece parcelas estudiadas.

Edad plantación	Primavera			Verano			Otoño			Invierno		
	Flujo CO ₂	Humedad	Temperatura	Flujo CO ₂	Humedad	Temperatura	Flujo CO ₂	Humedad	Temperatura	Flujo CO ₂	Humedad	Temperatura
10-20 años	20.488	0.37	20.89	15.60	0.25	28.09	12.08	0.19	29.48	29.874	0.49	23.34
20-30 años	12.561	0.48	21.96	15.76	0.30	26.98	15.82	0.21	28.44	17.824	0.51	24.27
	20.675	0.33	25.09	25.18	0.21	26.49	10.86	0.11	30.23	ND	ND	ND
	14.094	0.44	24.44	11.44	0.35	27.55	25.77	0.22	27.09	20.636	0.45	24.01
	16.163	0.43	26.48	34.14	0.34	26.33	ND	ND	ND	14.685	0.50	24.15
Promedio	15.87	0.42	24.49	21.63	0.30	26.84	17.48	0.18	28.59	17.71	0.49	24.14
stdv	3.525	0.064	1.888	10.119	0.068	0.549	10.718	0.104	14.351	9.185	0.245	12.072
30-40 años	12.587	0.47	23.25	21.08	0.38	26.52	15.43	0.28	27.09	5.919	0.54	23.86
	17.133	0.40	22.23	16.66	0.24	25.96	ND	ND	ND	8.187	0.56	23.67
	15.308	0.39	22.29	16.29	0.24	25.60	17.92	0.17	27.35	29.665	0.42	24.01
	12.241	0.41	20.80	12.47	0.26	25.35	10.51	0.27	26.08	27.642	0.40	23.81
30-40 años	8.485	0.51	20.85	17.53	0.38	25.43	10.70	0.18	27.89	18.822	0.47	23.35
	11.602	0.53	21.09	16.28	0.36	27.34	ND	ND	ND	16.859	0.46	24.17
	14.623	0.49	21.08	26.55	0.38	26.13	21.56	0.20	26.10	20.129	0.49	23.93
Promedio	13.14	0.46	21.66	18.12	0.32	26.05	15.22	0.22	26.90	18.17	0.48	23.83
stdv	2.828	0.057	0.941	4.491	0.068	0.704	8.379	0.114	13.144	8.922	0.059	0.263
50-60 años	8.310	0.48	20.56	12.11	0.32	26.02	23.20	0.34	25.52	13.376	0.48	23.21
	15.470	0.44	23.93	27.79	0.33	26.60	22.16	0.21	27.23	17.548	0.51	24.03
Promedio	11.89	0.46	22.25	19.95	0.32	26.31	22.68	0.28	26.38	15.46	0.49	23.62
stdv	5.062	0.029	2.384	11.086	0.010	0.408	0.735	0.093	1.209	2.950	0.016	0.585

CAPITULO VII. CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos de esta investigación muestran el potencial que los sistemas agroforestales tienen como sistemas de captura y almacenamiento de carbono además de representar una alternativa económica extra a la venta de cacao, al acceder a un pago por servicios ambientales para los pequeños productores de la región.

Aunado a esto, se ha comprobado que la integración de árboles con cultivos tradicionales o pastos, es decir, la implementación de sistemas agroforestales, puede tener ventajas ambientales tales como disminuir la erosión del suelo, aumentar el contenido de nitrógeno y materia orgánica del suelo; mejorar el reciclaje de nutrientes y el secuestro de carbono, y mantener la biodiversidad. El mantenimiento de la agrobiodiversidad y el secuestro de carbono a través del proceso de fotosíntesis son servicios ecosistémicos importantes y complementarios de los agroecosistemas.

La caracterización de la composición florística de sistemas agroforestales de cacao en México continúa siendo limitada a pesar de los esfuerzos realizados en diferentes investigaciones incluyendo esta. Si bien la conformación de los perfiles semirealistas resultantes del inventario florístico de esta investigación proveen un mayor entendimiento de como se encuentran los SAF-c en la Región Chontalpa, es necesario realizar este tipo de análisis de forma intensiva para poder caracterizar los cacaotales del estado de Tabasco, dado que la superficie de producción es la mayor a nivel nacional.

En cuanto a los perfiles de los productores, se encontró que son personas mayores (≈ 60 años), con niveles de educación bajo, pero con una gran experiencia en la producción del cacao, sin embargo eso no ha sido suficiente para combatir las plagas y enfermedades que representan mermas de hasta el 50 % de la producción anual, además del bajo mantenimiento proporcionado a estos sistemas, tales como fertilización.

La variabilidad en el secuestro de C y la biodiversidad puede ser alta en agroecosistemas complejos, dependiendo de factores como la edad de la vegetación, la estructura, las prácticas de manejo, los usos de la tierra y el paisaje.

El almacenamiento de carbono en los sistemas agroforestales de cacao se logra mediante varios depósitos, tales como el suelo, biomasa de árboles, hojarasca, raíces gruesas y finas, las cáscaras de cacao, tocones y madera muerta. De acuerdo a diversos estudios incluyendo este, se ha observado que los árboles de sombra son el principal reservorio de carbono en los SAF-C, según el nivel de intensificación.

La cuantificación de los flujos globales de carbono es necesaria para aclarar, entre otros aspectos, si los ecosistemas terrestres globales fijan más CO₂ atmosférico a través de la fotosíntesis que el que emiten a la atmósfera a través de la respiración.

Estos SAF-c en comparación con otros sistemas terrestres demuestran en base a los resultados aquí obtenidos, ser una opción de mitigación del cambio climático debido a los beneficios ambientales secundarios, tales como ayudar a alcanzar la seguridad alimentaria, asegurar la tenencia de la tierra, aumentar los ingresos, restaurar y mantener la biodiversidad y la conservación del suelo.

Se observó que la contribución que tienen estos sistemas y su potencial de captura de carbono es similar o incluso superior a algunos sistemas que se han estudiado en América Latina y África, demostrando que deben ser considerados como una herramienta de mitigación del cambio climático. Algunos de los datos que sobresalen es acerca de la tasa de fijación de carbono que podrían registrar; en el caso de las parcelas de 10 a 20 años, se registró un valor de 6.82 Mg ha⁻¹ año⁻¹, disminuyendo casi al 50% en las parcelas de 20 a 30 años, quizás por que es la edad más productiva de las plantaciones de cacao (3.96 Mg ha⁻¹ año⁻¹), incrementando nuevamente en las parcelas de 30 a 40 años (8.06 Mg ha⁻¹ año⁻¹) y de 50 a 60 años (8.13 Mg ha⁻¹ año⁻¹).

Con base en los datos obtenidos sobre el almacenamiento de CO₂ en los diferentes estratos y los flujos de éste a través de la reparación del suelo, en las diferentes

parcelas estudiados, se observó que la capacidad de almacenamiento de los sistemas agroforestales de cacao en general muestran una tendencia a incrementar con el paso de los años, siendo equiparable el almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de los árboles con aquella registrada en la hojarasca, herbáceas y en los diferentes perfiles del suelo. La tasa de fijación de carbono promedio por año en las diferentes parcelas varía de acuerdo a la edad de las plantaciones, sin embargo, se encontraron tasa de fijación desde 9.8 t C a^{-1} hasta 56.5 t C a^{-1} , lo que a su vez representa capturar entre 303.8 t CO_2 y 1761 t CO_2 de la atmosfera. Estos valores reflejan solo la capacidad de las 13 parcelas evaluadas, sin embargo, Tabasco es el estado que cuenta con la mayor superficie de producción, por lo que se sugiere continuar con los esfuerzos para estimar la capacidad total de las 37,162 ha en el estado mediante estrategias de monitoreo y estimación de captura y almacenamiento de CO_2 por los SAF-c.

Finalmente, para comprender adecuadamente como se encuentran los reservorios, se esquematizaron las diferentes entradas y salidas de carbono del sistema (fig 7.1). Cabe señalar que aunque este estudio tenía contemplado el análisis de óxidos nitrosos en el suelo, y aún habiéndose realizado la fase de campo, debido a problemas generados por la emergencia sanitaria, la obtención del gas estandar de N_2O fue imposible debido a que es un producto de importación, por lo que cuantificar de forma directa el flujo de N_2O del suelo hacia la atmósfera fue imposible, por lo que se realizaron calculos basados en la literatura para integrar en la esquematización de entradas y salidas del sistema.

En el diagrama se observan en color verde, las flechas que representan los procesos o eventos de entrada o flujo interno a considerar que influyen en la composición y estructura del sistema, pudiendo ser procesos de manejo tales como prácticas agrícolas, o procesos biológicos y biogeoquímicos como lo son la fijación de Nitrógeno, captura o almacenamiento de carbono ya sea por procesos de captura o reciclaje de nutrientes. En cuanto a las flechas rojas, representan las salidas o perdidas que se tienen en el SAF-c, es decir, se senaliza la pérdida de biomasa,

pérdida de agua por evapotranspiración o de nutrientes por erosión o lixiviación, el intercambio o liberación de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera.

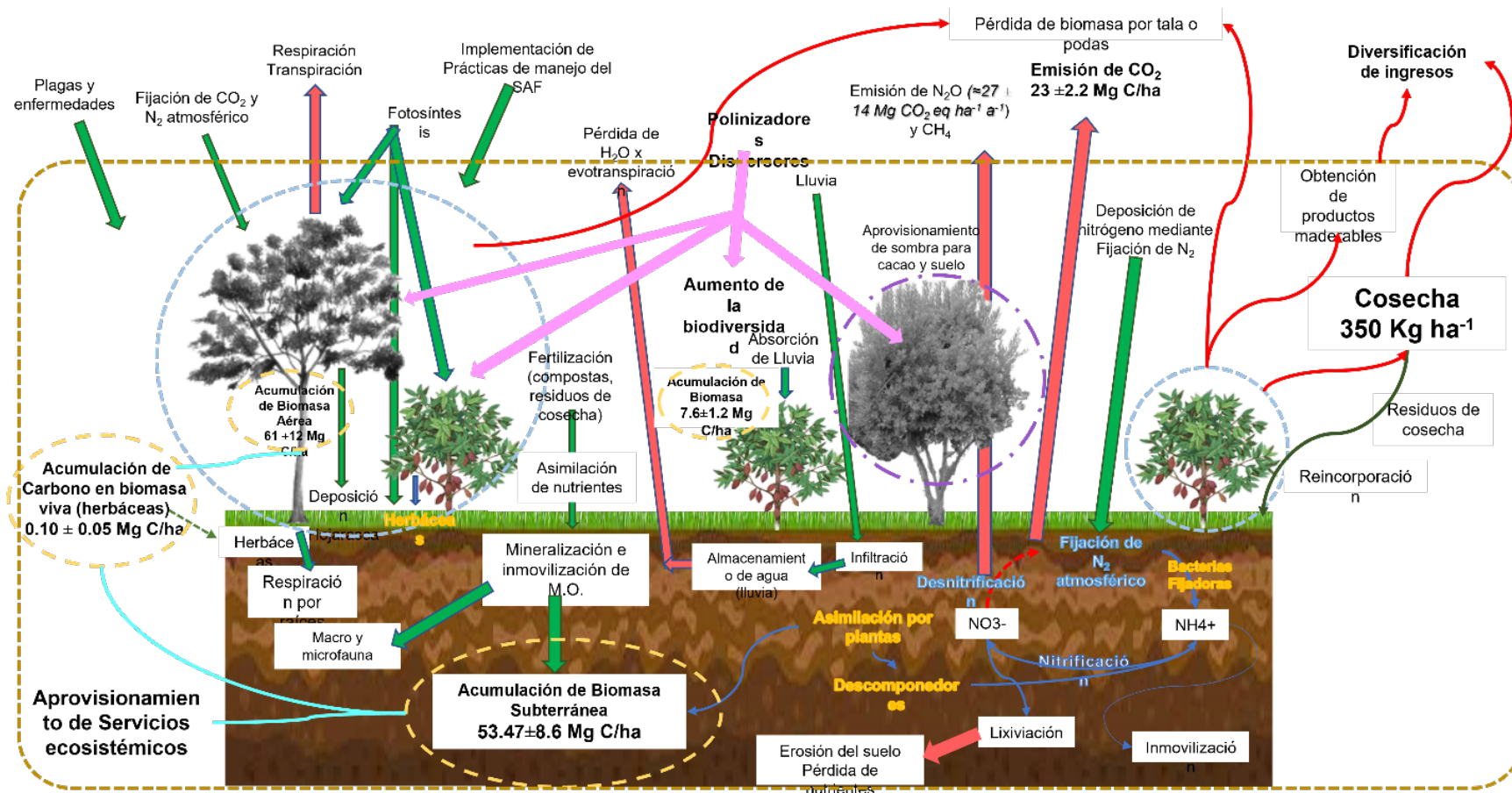


Fig 7.1. Esquematización de entradas y salidas de carbono y nitrógeno evaluadas en el SAF cacao
 flecha verde: entradas y flujo interno al sistema; flecha roja: salidas o flujo externo del sistema