



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO  
DE MORELOS**

---

---

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN  
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de  
Restauración Ecológica en la Selva Estacional**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
**MAESTRO EN BIOLOGÍA INTEGRATIVA DE  
LA BIODIVERSIDAD Y LA CONSERVACIÓN**

PRESENTA:  
BIÓL. GERARDO ANTONIO ROJAS ROBLES

DIRECTORA: DRA. CRISTINA MARTÍNEZ-GARZA



CUERNAVACA, MORELOS.

NOVIEMBRE, 2023

## **Agradecimientos**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que me fue otorgada con el No. de CVU 1023411 de enero de 2020 a enero de 2022.

Al Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC) por permitir en continuar con mi formación académica ingresando al posgrado en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación (MBIByC) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM).

### **A los miembros de mi comité tutorial:**

Dra. Cristina Martínez Garza

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves

### **A los miembros de mi comité revisor:**

Dr. José Flavio Márquez Torres

Dra. Lilia Lizeth Roa Fuentes

## **Agradecimientos**

A la Dra. Cristina Martínez Garza por su apoyo en todo momento, sus enseñanzas y paciencia para la realización de esta tesis, en verdad gracias.

Al Dr. Flavio Márquez Torres por sus enseñanzas, su apoyo en todo el proyecto, por su gran amistad y por su ayuda fundamental en las salidas a campo.

A la Dra. Valentina Carrasco por su apoyo y comentarios en pro de mejorar este proyecto.

Al Dr. Julio Campo por sus comentarios y apoyo, así como brindarme espacio en su Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima del Instituto de Ecología de la UNAM y al M. en C. Enrique Solís Villalpando por transmitir su conocimiento.

A la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos por la donación de las especies arbóreas utilizadas para este trabajo.

Al CIByC por brindarme un espacio en el laboratorio de biología integrativa II para hacer uso del horno de secado y balanza analítica.

A la M. en C. Luz María Ayestaran (Luzma) por su ayuda y amabilidad al estar al pendiente de lo que necesitase en el laboratorio.

A la Dra. Paula Vargas por su grandiosa ayuda, enseñanza y aclaraciones de mis dudas en el uso de RStudio.

A Don Gilberto Quintero por acceder al préstamo de sus tierras para poder establecer el proyecto.

A Don Evodio Rendón (Don Goyo) por su apoyo fundamental en cada muestreo en las salidas de campo, de verdad muchísimas gracias por todo. A Jehú, David, Oliverio, Esteban y a los “Guerrero” quienes apoyaron en la entrada para realizar los muestreos.

A mis amigos Adriana Miranda, Bernardo Cardona, Karina Matías, Luis E. Herrera, Mauricio Oliván, por su grandiosa ayuda en las salidas de campo, donde se rifaron en adentrarse y aguantar las espinas a la hora de hacer los muestreos, sin su apoyo esto no hubiera sido posible, en verdad muchísimas gracias.

## **Agradecimientos Personales**

A Dios, gracias por todas las personas maravillosas que has puesto en mi vida. Ellas me animan y me ayudan a ser mejor.

A mis padres Isaías Rojas y Carolina Robles, quienes son mi motor y a quienes le debo todo, quiero que sepan que, aunque muchas veces no expreso lo que siento, quiero darles las gracias, porque sin ustedes simplemente no estaría aquí, los amo.

A mi Esmeralda, quien siempre está para alentarme y más a lo largo de este proceso. Por ser mi soporte, mi confidente y aguantarme durante todos estos años, en verdad muchas gracias.

A mi hermano Cesar, que, aunque ya no está en esta vida, nunca le olvidaré, que, aunque a veces nos peleábamos nunca nos dejamos de apoyar, gracias por compartir grandes momentos que hoy recuerdo con mucho cariño.

**Citar como:**

Rojas-Robles, G.A. 2023. Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de Restauración Ecológica en la Selva Estacional. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 102 pp.

## Contenido

<b>Resumen</b> .....	<b>1</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>2</b>
<b>Introducción</b> .....	<b>3</b>
<b>Antecedentes</b> .....	<b>5</b>
<b>Objetivo General</b> .....	<b>18</b>
Objetivos Particulares .....	18
<b>Hipótesis General</b> .....	<b>19</b>
Hipótesis particulares .....	19
<b>Metodología</b> .....	<b>20</b>
Sitio de Estudio.....	20
Diseño Experimental.....	25
Estimación de las propiedades del mantillo .....	28
<b>Análisis Estadísticos</b> .....	<b>32</b>
<b>Resultados</b> .....	<b>34</b>
<b>Discusión</b> .....	<b>43</b>
<b>Implicaciones para la restauración ecológica de la selva estacional</b> .....	<b>55</b>
<b>Conclusiones</b> .....	<b>57</b>
<b>Literatura Citada</b> .....	<b>58</b>
<b>Apéndices</b> .....	<b>72</b>

## Índice de Tablas

**Tabla 1.** Nombre científico, autoridad y familia de las especies arbóreas trasplantadas, así como las diferentes combinaciones de especies (3L= 3 leguminosas, 3NL= 3 no leguminosas, 6L= 6 leguminosas, 6NL= 6 no leguminosas, T= todas las especies). La autoría fue consultada en [www.Tropicos.org](http://www.Tropicos.org)..... 27



## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Ubicación del Ejido de Quilamula y de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en el estado de Morelos, México. Con un asterisco se indica la ubicación del ejido de Quilamula (Tomado de Márquez-Torres 2016).....	21
<b>Figura 2.</b> Precipitación mensual del 2016 al 2020 (cinco años previo al año de estudio) en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Datos proporcionados por la Estación Biológica de Quilamula.....	23
<b>Figura 3.</b> Precipitación mensual del año 2021 que enmarca este estudio en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Datos proporcionados por la Estación Biológica de Quilamula. ....	24
<b>Figura 4.</b> Diseño experimental de las 60 parcelas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. En el diagrama se indica con el color a qué tipo de tratamiento corresponde cada parcela. ....	26
<b>Figura 5.</b> Puntos de colecta de mantillo ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) para cada parcela de restauración ecológica en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. La primera y segunda colecta corresponde a la temporada de lluvias, la tercera y cuarta a la temporada de secas. ....	30
<b>Figura 6.</b> Cuadrantes para el muestreo de los atributos de la vegetación dentro de cada parcela en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos..	31
<b>Figura 7.</b> Masa de mantillo ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) en plantaciones de restauración ecológica y sucesión natural de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar. ....	35
<b>Figura 8.</b> Masa de mantillo ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) y riqueza de árboles en plantaciones de restauración ecológica de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	36

**Figura 9.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en plantaciones de restauración ecológica de 4 años de leguminosas y no leguminosas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar. .... 38

**Figura 10.** PCA de los nueve atributos del reclutamiento natural y de las plantaciones sobrevivientes de 4 años en las 60 parcelas con diferentes tratamientos en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos... 40

**Figura 11.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) y el eje 1 del PCA de las plantaciones de restauración ecológica de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. .... 41

**Figura 12.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) y el PCA2 de plantaciones de restauración ecológica de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. .... 42

**Figura 13.** Masa de mantillo y precipitación en 15 estudios en ecosistemas tropicales secos (ver apéndice 7). Los puntos negros indican selvas conservadas, los puntos azules los ecosistemas bajo sucesión natural y los puntos rojos este estudio. .... 45

**Figura 14.** Pasto exótico *Andropogon gayanus* B.L. Rob presente en algunas parcelas bajo plantaciones de restauración en temporada de lluvias y secas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Fotos tomadas por Gerardo A. Rojas Robles

..... 50

## Índice de Apéndices

<b>Apéndice 1.</b> ANOVA factorial de la masa de mantillo durante la temporada de secas y lluvias en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Se muestran los grados de libertad (g.l.), la suma de cuadrados (MS), la F y p. ....	72
<b>Apéndice 2.</b> Correlaciones del factor 1 y 2 del PCA de los 9 atributos de la vegetación en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las correlaciones significativas están en negritas.....	73
<b>Apéndice 3.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en temporada de lluvias y secas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.....	74
<b>Apéndice 4.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en plantaciones y sucesión natural en temporada de lluvias y secas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar. ....	75
<b>Apéndice 5.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en las plantaciones de leguminosas y no leguminosas en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.....	76
<b>Apéndice 6.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en las plantaciones de leguminosas y no leguminosas en temporada de secas y lluvias en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.....	77
<b>Apéndice 7.</b> Masa de mantillo ( $\text{t/ha}$ ) en 15 estudios en ecosistemas tropicales secos.....	78

<b>Apéndice 8.</b> Promedio y Error estándar de la masa de pasto ( $\text{g/m}^2$ ) en los monocultivos y en las diferentes combinaciones de plantaciones en una selva estacional Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. En la tabla se muestran los promedios en orden de mayor a menor.....	79
<b>Apéndice 9.</b> Promedio y Error estándar de la masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en los diferentes monocultivos en una selva estacional Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. En la tabla se muestran los promedios en orden de mayor a menor. ....	80
<b>Apéndice 10.</b> Matriz de correlaciones de Pearson de los atributos de las plantaciones y sucesión natural en la selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.....	81
<b>Apéndice 11.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del primer mes de junio de 2021 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	82
<b>Apéndice 12.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de septiembre de 2021 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	83
<b>Apéndice 13.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de diciembre de 2021 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	84
<b>Apéndice 14.</b> Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de marzo de 2022 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	85

<b>Apéndice 15.</b> Masa de mantillo (g/m <sup>2</sup> ) del mes de junio de 2021 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	86
<b>Apéndice 16.</b> Masa de mantillo (g/m <sup>2</sup> ) del mes de septiembre de 2021 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	87
<b>Apéndice 17.</b> Masa de mantillo (g/m <sup>2</sup> ) del mes de diciembre de 2021 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	88
<b>Apéndice 18.</b> Masa de mantillo (g/m <sup>2</sup> ) del mes de marzo de 2022 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. ....	89

## **Resumen**

En México, la selva estacionalmente seca también llamada selva baja caducifolia o bosque tropical caducifolio presenta altas tasas de deforestación y degradación debido a las actividades antrópicas. La intervención de restauración puede revertir la pérdida de la diversidad biológica, así como promover la recuperación de los beneficios de la naturaleza para las personas. Las plantaciones de restauración se pueden establecer con especies de diferente estado sucesional o grupo funcional. El aumento de la riqueza de leñosas debido a las plantaciones establecidas y al proceso de sucesión natural pueden favorecer la acumulación de mantillo. Este trabajo evaluó la acumulación de mantillo debido al proceso de sucesión natural y al efecto de siete combinaciones de plantación incluyendo seis especies leguminosas y seis no leguminosas en la temporada de lluvias (julio y septiembre 2021) y de secas (diciembre 2021 y marzo 2022). Después de cuatro años del establecimiento del experimento, la masa de mantillo fue más alta en las plantaciones que en la sucesión natural pero no difirió entre estaciones, probablemente debido a la baja cantidad de lluvia que disminuyó el crecimiento de los árboles, la caída de hojarasca y la tasa de descomposición de esta. El crecimiento y la riqueza de las leñosas en las plantaciones y de las especies reclutadas naturalmente en todos los tratamientos explicaron la masa de mantillo.

## **Abstract**

In Mexico, the tropical dry forest also called lowland deciduous forest or tropical deciduous forest shows high rates of deforestation and degradation due to anthropogenic activities. Restoration intervention can reverse the loss of biodiversity, as well as promote the recovery of the nature's benefits to people. Restoration plantings can be established with species of different successional status or functional group. Increased woody richness due to plantings and natural succession can lead to the accumulation of mulch mass. This work evaluated the change in litter mass due to the natural succession process and the early effect of seven combinations of restoration plantings of six legumes and six non-legume species during the rainy (July and September 2021) and the dry season (December 2021 and March 2022). After four years of the establishment of experiment, the mulch mass was higher in the plantings than under natural succession, but it did not differ between seasons probably because the low amount of rain affected the growth rates of plants, the amount of litter and the rate of litter decomposition. Tree growth and richness of plantings or and of those from natural recruitment at all treatments explained mulch mass.

## Introducción

La selva estacionalmente seca (*sensu* Dirzo *et al.*, 2011) es considerada como uno de los ecosistemas más perturbados. La perturbación se define como un evento discreto en el tiempo que altera un ecosistema, comunidad o población, al cambiar los sustratos y la disponibilidad de los recursos (Smith & Smith, 2007). Las principales causas de perturbación en la selva estacional son la ganadería y la agricultura que han ocasionado que solo pequeñas fracciones de este ecosistema permanezcan intactas (Murphy & Lugo, 1986a; Maass, 1995; Miles *et al.*, 2006). En México, la selva estacional representaba del 14 al 17 % de la superficie del país; para 1990, solo la cuarta parte del área original de este ecosistema estaba intacta (Trejo & Dirzo, 2000). La perturbación de la selva estacional trae consigo la alteración de la capa orgánica superficial del suelo, que se denomina mantillo; esta capa está formada por restos de necromasa como hojas, estructuras reproductivas de las plantas, frutos y ramas (Barbour *et al.*, 1980). El mantillo es considerado un almacén de nutrientes para el suelo e incide directamente en la producción primaria de los ecosistemas (Facelli & Pickett, 1991). En la selva estacional, los periodos de lluvias y secas afectan los procesos en el mantillo: el mantillo es más abundante en la estación seca, cuando los árboles tiran las hojas, mientras que la descomposición de la hojarasca ocurre en la estación lluviosa (Montagnini & Jordan, 2002; Campo, 2016). La eliminación de la selva estacional para actividades agropecuarias afecta la formación de la capa de mantillo y la entrada de nutrientes al suelo (Brown & Lugo, 1982). Por ejemplo, el ganado consume la vegetación, reduciendo la entrada



de hojarasca al suelo mientras que el pisoteo compacta el suelo, dificultando el establecimiento de las plantas (Yates *et al.*, 2000). Por otra parte, la formación de mantillo se ve favorecido por el proceso de sucesión natural; la sucesión natural se define como el cambio en la estructura, composición y la función de un ecosistema a través del tiempo y el espacio (Smith & Smith, 2007). Cuando la sucesión natural no avanza o es muy lenta se puede intervenir mediante acciones de restauración ecológica; la restauración ecológica busca la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Gann *et al.*, 2019). Existen diferentes niveles de intervención de restauración: la mínima se refiere a la eliminación de la perturbación para que el ecosistema se recupere de forma natural y la máxima incluye el establecimiento de plantaciones con especies nativas (Ceccon & Martínez-Garza, 2016). El uso de plantaciones aporta beneficios a corto plazo como el aumento inmediato de la riqueza de especies (Massad *et al.*, 2011; Martínez-Garza *et al.*, 2013). Además, las plantaciones de leguminosas con capacidad simbiótica para fijar nitrógeno (N) favorece la fertilidad del suelo; al aumentar la disponibilidad de este nutriente mejoran las condiciones del suelo para el crecimiento de especies no fijadoras (Espindola *et al.*, 2005; Sharma & Sunderraj, 2005). Este trabajo evaluó el efecto que tiene la sucesión natural, las plantaciones de restauración con especies nativas leguminosas y no leguminosas y la estacionalidad en la masa de mantillo en la selva estacionalmente seca en Morelos, México.

## **Antecedentes**

La capa de mantillo cumple diversas funciones en los ecosistemas. El mantillo está compuesto de materia orgánica en varios estados de descomposición: > 70% es hojarasca y el restante 30% son tallos, ramas pequeñas y estructuras reproductivas de las plantas (i.e., flores y frutos; Robertson & Paul, 2000). Además, este componente del suelo es hábitat y fuente principal de recursos para los organismos heterótrofos degradadores del suelo (Revisado en Singh & Gupta, 1977). Por otra parte, el mantillo protege el suelo de la erosión; por ejemplo, se ha registrado que la presencia de hojarasca puede reducir hasta en un 90% la erosión del suelo (Maass *et al.*, 1988). También, esta capa es considerada el depósito de nutrientes y de energía dentro de los ecosistemas (Vitousek, 1982). Por ejemplo, el nitrógeno (N), que es uno de los principales nutrientes para el desarrollo y crecimiento de las plantas, es suministrado principalmente por el mantillo (Lambers *et al.*, 2008; Siebe & Jahn, 1996). Además, el mantillo es considerado el tercer almacén de carbono (C) más importante de los ecosistemas terrestres (Pan *et al.*, 2011; Schlesinger & Bernhardt, 2013). Así, esta capa influye directamente en la productividad de los ecosistemas y en la fertilidad de los suelos (Schlesinger & Bernhardt, 2013). El mantillo actúa en los ecosistemas como hábitat para los organismos descomponedores, capa protectora del suelo y almacén de nutrientes.

La temporada de lluvias y secas en la selva estacional afecta la acumulación del mantillo. El crecimiento de las plantas en la selva estacional se encuentra limitada al periodo de lluvias de unos cuantos meses al año, mientras que en la temporada de secas se acumula la masa de mantillo debido a la caída de hojarasca

(Lambers *et al.*, 2008; Martínez-Yrizar *et al.*, 1992). La presencia de mantillo mantiene la humedad en el suelo, lo que es particularmente relevante en este ecosistema donde al final de la temporada de secas, hay muy poco follaje, lo que aumenta la radiación solar hacia el suelo (Maass *et al.*, 1988). Por otra parte, en la época de lluvias, la humedad y la temperatura permiten que las hojas alcancen su desintegración en menos de un año y que el mantillo se renueve (Martínez-Yrizar, 1995). Por ejemplo, en la selva estacional de Chamela, Jalisco, México se encontró una reducción de 68% del mantillo al final de la estación lluviosa (Martínez-Yrizar, 1980). Durante la estación seca, las tasas de descomposición del mantillo son bajas debido a la baja humedad del suelo y a la disminución de la actividad microbiana asociada a este proceso (Martínez-Yrizar, 1995). Por tanto, la estación seca favorece la acumulación del mantillo mientras que en la estación de lluvias se reactiva la descomposición, por lo que disminuye esta acumulación.

Las características de las hojas senescentes determinan la acumulación del mantillo. En los lugares donde se registra una alta tasa de producción de hojarasca debido al crecimiento de las plantas, se obtendrá una alta abundancia de mantillo (Martínez-Yrizar & Sarukhan, 1993). Además, las propiedades físicas de la hojarasca están relacionadas a las características del mantillo; por ejemplo, el área foliar específica (área foliar dividido por el peso) se correlaciona negativamente con la dureza y positivamente con la velocidad de descomposición (Pérez Harguindeguy *et al.*, 2008; De Paz *et al.*, 2013). Además, la descomposición de hojas y ramas finas es más rápida que las ramas grandes y los troncos porque los primeros tienen menos lignina y compuestos secundarios (Feeny, 1970; Berendse *et al.*, 1987; Coley *et al.*, 1985; Barrera *et al.*, 2004). La composición química de las hojas

senescentes afecta la composición química del mantillo, por ejemplo, en un experimento en el campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Yucatán, México se vio que hojas senescentes con alta cantidad de N producen mantillos ricos en N en poco tiempo (Petit-Aldana *et al.*, 2011). La producción de hojas y ramas finas con contenido rico en N resulta en un mantillo en rápida descomposición y rico en nutrientes.

### **Selva estacionalmente seca**

La selva estacionalmente seca tiene una amplia distribución y está muy afectada por las actividades antropogénicas. Este ecosistema cuenta con una considerable riqueza de especies, un alto nivel de endemismo y recambio de especies debido a su marcada estacionalidad (Dirzo *et al.*, 2011). A nivel mundial, la selva estacional representaba originalmente el 42% de la superficie forestal (Murphy & Lugo, 1986a) pero presenta altas tasas de perturbación debido a las actividades humanas (Miles *et al.*, 2006). Esto ha provocado una modificación en un 78% de su área original (Houghton *et al.*, 1991). En México, la selva estacional entre los años 1900 y el 2000 se ha reducido de un 27 a un 7.5%, lo que corresponde a una tasa de deforestación de entre 1.4 y 2% anual (Trejo & Dirzo, 2000). El Fondo Mundial para la Naturaleza identificó a las selvas estacionales mexicanas como críticamente amenazados en la lista Global de 200 ecorregiones prioritarias (Olson & Dinerstein, 2002). En el estado de Morelos, más del 60% de la vegetación ha sufrido algún tipo de perturbación y solo el 38% permanece en condiciones forestales con algún estatus de protección; la tasa de deforestación para la selva estacional en este estado del

1993 al 2017, fue del 2.6% (Sorani *et al.*, 2020). Estas cifras reflejan el problema de degradación que sufre la selva estacional a nivel mundial y regional.

Las causas principales de la deforestación en la selva estacional son ocasionadas por actividades agropecuarias. En México, la ganadería extensiva es el agente de perturbación con mayor presencia en todos los ecosistemas, seguido de la fragmentación del hábitat (Méndez-Toribio *et al.*, 2018). Por otra parte, las comunidades humanas establecidas en este ecosistema han acumulado mucho conocimiento tradicional sobre el uso de los recursos naturales (Maldonado *et al.*, 2013). En Morelos, las causas principales de reducción de la selva estacional son el cambio de uso de suelo de selva a pastura para ganadería extensiva y la deforestación generada para la apertura de nuevas áreas agrícolas (Ceballos *et al.*, 2010). Además, el mal manejo del fuego y herbicidas han provocado la desaparición de remantes de selva, ocasionando la erosión y disminución de la fertilidad del suelo (Maass *et al.*, 1988; Maass, 1995). La pérdida de nutrientes en el suelo puede convertirse después en una limitante para la recuperación natural de este ecosistema (Ceccon *et al.*, 2004). Estas actividades humanas han provocado el deteriorado la selva estacional debido a la disminución de la fertilidad del suelo.

La perturbación afecta la capa de mantillo en la selva estacional. La formación del mantillo depende de la tasa de producción de hojarasca y de las propiedades de las hojas senescentes (Lambers *et al.*, 2008). La continua pérdida de la vegetación debido al establecimiento de cultivos disminuye la entrada de materia orgánica vía hojarasca en el suelo y por tanto la formación de mantillo (Revisado en García-Oliva *et al.*, 1994). Por ejemplo, en una selva estacional en

Dhakka Bangladesh se registró que la hojarasca fue menor y más pobre en nutrientes en sitios de cultivo (Islam & Weil, 2000). También, en un estudio en bosques de *Eucalyptus salmonophloia* (Myrtaceae), en Australia se registró que el ganado redujo la acumulación de hojarasca, los nutrientes en el suelo y la infiltración del agua debido al pisoteo constante (Yates *et al.*, 2000). La ganadería y actividades relacionadas, como el uso de fuego y los agroquímicos provocan que los suelos pierdan sus nutrientes (Maass, 1995). Las actividades agropecuarias afectan la acumulación de hojarasca en el suelo y con eso, la formación de la capa de mantillo.

Cuando se detiene la perturbación puede comenzar el proceso de sucesión natural. La sucesión natural es el cambio temporal en la composición, estructura y funciones de un ecosistema después de una perturbación (Finegan, 1984; revisado en Poorter *et al.*, 2023). Durante este proceso, la colonización y reemplazo de especies de plantas a lo largo del tiempo depende de la respuesta a los factores ambientales de estas plantas (Connell & Slatyer, 1977). La sucesión se divide en dos etapas: la sucesión primaria que ocurre en sitios donde no hay capa de suelo y la sucesión secundaria ocurre en sitios donde si hay una capa de suelo (Finegan, 1984; Smith & Smith, 2007). Durante la sucesión secundaria, las plantas que llegan primero a los sitios perturbados son las llamadas sucesionales tempranas o pioneras (Connell & Slatyer, 1977). Las especies sucesionales tempranas tienen alta capacidad de dispersión, pueden germinar en espacios abiertos con alta incidencia de luz y presentan un rápido crecimiento (Connell & Slatyer, 1977). En sitios perturbados, las especies sucesionales tempranas modifican las condiciones microclimáticas y edáficas favoreciendo el establecimiento de las especies sucesionales tardías (Brown & Lugo, 1990; Modelo 1: facilitación *sensu* Connell &

Slatyer, 1977). Las especies tardías o no-pioneras se caracterizan por presentar un crecimiento lento y una longevidad más larga que las pioneras; estas son las especies que dominan en la selva más conservada (Kennard, 2002). Por otra parte, las especies sucesionales tempranas y tardías pueden llegar y establecerse al mismo tiempo en un sitio y las tardías pueden ser dominantes cuando las tempranas mueran (Modelo 2: tolerancia *sensu* Connell & Slatyer, 1977). Durante el proceso de sucesión hay un reemplazo de especies de sucesionales tempranas por sucesionales tardías, que dominan los últimos estadios de la sucesión.

El mantillo se acumula durante el proceso de sucesión natural. Entre más plantas se establezcan en un lugar, más mantillo se acumulará; por ejemplo, en un bosque tropical estacional en Guanacaste, Costa Rica se registró que la masa del mantillo aumentó  $6.31 \text{ Mg ha}^{-1}$  de 10 a 30 años de sucesión (Rojas-Chaves *et al.*, 2015). Lo mismo se reveló en una cronosecuencia en un bosque húmedo tropical en la península de Osa, Costa Rica, donde se registró que la masa de mantillo fue mayor en los bosques mayores de 30 años en comparación a los estadios de cinco a 15 años de sucesión (Aguilar-Arias *et al.*, 2011). También, en un bosque húmedo tropical en la Reserva Natural Nacional de Foping, China se evaluaron pastizales (1 a 12 años), bosques secundarios (15 a 45 años) y maduros (con rodales con más de 50 años), y se registró que la masa de mantillo aumentaba con el tiempo sucesional y disminuía en los bosques maduros debido a la presencia de especies sucesionales tardías con hojas más longevas (Zhang *et al.*, 2013). También, en una selva estacional, Morelos, México se registró que la masa de mantillo aumentó desde el segundo año de sucesión natural (Rojas-Robles *et al.*, 2019). La

acumulación de masa de mantillo se ve favorecido desde el segundo año de sucesión y disminuye en los estadios más tardíos de este proceso.

El proceso de reclutamiento natural, que forma parte de la sucesión, está relacionado a la capa de mantillo. El reclutamiento se refiere a la llegada de semillas y su germinación y al establecimiento, crecimiento y sobrevivencia de estos nuevos individuos (Connell & Slatyer, 1977; Begon *et al.*, 1986). Si hay un alto reclutamiento de plantas, se espera que el mantillo aumente, por ejemplo, en sitios bajo regeneración natural se han registrado mayores tasas de reclutamiento de plántulas en comparación con plantaciones de especies de pino probablemente debido a que las acículas de pino no se degradan a mantillo (Rebottaro *et al.*, 2003; Adili *et al.*, 2013). Además del reclutamiento de árboles, los pastos exóticos pueden invadir sitios sucesionales tempranos (Fine, 2002). Estas especies tienen una alta facilidad de adaptación, un rápido crecimiento, una resistencia a la sequía y una alta producción de biomasa (CONABIO, 2010), lo que puede interferir con el reclutamiento de árboles. Por ejemplo, en un estudio en un bosque tropical húmedo, en Panamá, se vio el pasto exótico *Saccharum spontaneum* que impidió la germinación, el establecimiento y el crecimiento de otras plantas (Hooper *et al.*, 2002). También, en el mismo sitio se registró que la sobrevivencia de las plántulas reclutadas naturalmente aumentaba en áreas donde se cortó o se sombreó este pasto al disminuir la competencia por luz (Hooper *et al.*, 2005). Aunque las plántulas pueden competir con los pastos por luz, también se ha visto que hay especies de pasto cuya presencia puede favorecer la sobrevivencia y crecimiento de árboles nativos; por ejemplo, en sitios con selva estacional en Morelos y en Puebla, México se registró que la cobertura de hierbas favoreció la germinación de especies



sucesionales tardías y la sobrevivencia de las plántulas de especies sucesionales tempranas (Martínez-Garza *et al.*, 2022). También, en la selva estacional de Costa Rica, la germinación del árbol sucesional tardío *Swietenia macrophylla* se vio favorecida por la presencia de pastos, especialmente durante la estación seca (Gerhardt, 1996). Finalmente, en un bosque húmedo subtropical en Puerto Rico se registró que los pastos tuvieron efectos positivos en el establecimiento y sobrevivencia de plántulas debido a que generaron mejores condiciones microambientales que los suelos desnudos (Zimmerman *et al.*, 2000). El establecimiento de árboles y pastos puede tener efectos positivos en la acumulación de mantillo y en el reclutamiento posterior.

### **Restauración Ecológica**

La restauración ecológica busca la recuperación de un ecosistema. Dependiendo del estado del ecosistema y de los recursos con los que se cuente, la restauración emplea diferentes niveles de intervención (Ceccon & Martínez-Garza, 2016; Gann *et al.*, 2019). La intervención mínima es considerada la más económica e implica detener la perturbación para favorecer los procesos de sucesión natural en un ecosistema (Gann *et al.*, 2019). La intervención intermedia incluye acciones como la siembra directa de semillas y la remoción de los competidores de las leñosas nativas, como los pastos y helechos exóticos (Ceccon & Martínez-Garza, 2016). El establecimiento de plantaciones de especies nativas es considerado un nivel de intervención máxima (Lamb *et al.*, 2005). La intervención máxima busca introducir especies arbóreas para incrementar la diversidad vegetal de forma inmediata; este nivel requiere de una gran cantidad de dinero y conocimiento previo para su

implementación exitosa (Ceccon & Martínez-Garza, 2016). La aceleración de la recuperación de un ecosistema depende del nivel de intervención de restauración.

Los atributos de fisiología, morfología e historia de vida de las plantas pueden afectar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Estos atributos se utilizan para clasificar a las especies en grupos funcionales (Chapin III *et al.*, 2002). Dos clasificaciones de grupo funcional que se consideran para las plantas son los de su estado sucesional (i.e., tempranas, tardías) y su potencial capacidad para establecer simbiosis con bacterias fijadoras de Nitrógeno (i.e., leguminosas, no-leguminosas). La selección de especies para plantaciones por estado sucesional es el criterio más usado: las especies sucesionales tempranas son seleccionadas para establecer plantaciones de restauración porque aceleran al recuperación de una cubierta forestal (Lamb *et al.*, 2005); estas especies usualmente se establecen de forma natural en sitios degradados gracias a su alta vagilidad (Martínez-Garza & Howe, 2003) y tienen una alta producción de hojas, lo que resulta en una mayor acumulación de hojarasca bajo sus copas (Valencia-Esquivel, 2012; Saucedo-Morquecho, 2016). Plantar especies sucesionales tempranas, asegura una rápida recuperación de un dosel debido a su crecimiento rápido que también resultará en una mayor producción de hojarasca.

Las especies sucesionales tempranas dominan naturalmente los ambientes sucesionales tempranos, pero se ha registrado que algunas tardías pueden crecer bien cuando son plantas en áreas degradadas (Revisado en Martínez-Garza & Howe, 2003). Las especies sucesionales tardías producen menos hojas, más gruesas y longevas por lo que se acumula menos hojarasca debajo de sus copas

en comparación con lo que sucede bajo las copas de las especies sucesionales tempranas (Coley, 1988; Martínez-Garza & Howe, 2010). Por otra parte, las especies tardías representan la mayor parte de la riqueza de árboles y la biomasa del bosque maduro (Whitmore, 1989). En sitios alejados de los fragmentos de vegetación donde no llegan las especies tardías debido a limitaciones en la dispersión, se recomienda plantarlas para aumentar la diversidad (Martínez-Garza & Howe, 2003; de la Peña-Domene *et al.*, 2018). Además, plantar especies con frutos carnosos puede acelerar la llegada de animales para disminuir la limitación en la dispersión (Martínez-Garza & Howe, 2003; Camargo *et al.*, 2020). Aun cuando su crecimiento sea más lento y aporten menos hojarasca, es necesario plantar especies tardías en sitios alejados de la fuente de semillas porque no se reclutarán de manera natural.

Otro criterio para la selección de especies para plantaciones de restauración es su capacidad para establecer simbiosis con bacterias fijadoras de Nitrógeno (N). Las leguminosas favorecen la disponibilidad de N en formas asimilables para las plantas debido a la simbiosis con algunas bacterias (Lambers *et al.*, 2008). Los estudios al respecto muestran que, gracias a esta simbiosis, estas especies pueden sobrevivir y crecer bajo intenso disturbio debido a su baja demanda de nutrientes (Dawson, 1990). Por otra parte, las hojas de las leguminosas tienen menor contenido de lignina que resulta en una rápida descomposición, lo que mejora la fertilidad del suelo (Lambers *et al.*, 2008). Por ejemplo, en plantaciones de restauración en un bosque tropical húmedo en Veracruz, México se registró que cerca de juveniles de dos especies de leguminosas plantados en pastizales excluidos de la ganadería (*Platymiscium pinnatum* y *Inga sinacae*), había una mayor

concentración de N en el mantillo y en el suelo (Roa-Fuentes *et al.*, 2015). También, en ese mismo estudio, las leguminosas sucesionales tardías mostraron crecimiento en altura tan rápidos como el de las sucesionales tempranas no leguminosas (Martínez-Garza *et al.*, 2016). Además, en una selva estacional en Morelos, México también se registró que las leguminosas sucesionales tardías crecieron tan alto como las sucesionales tempranas en plantaciones de restauración (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). En esas mismas plantaciones se registró que las leguminosas experimentaban una mayor herbivoría, lo que también puede aumentar las tasas de descomposición y favorecer la formación de la capa de mantillo (revisado en Márquez-Torres, 2016). La selección de leguminosas para el establecimiento de plantaciones de restauración se sugiere debido a su alto desempeño y a su aportación al mejoramiento del suelo.

La riqueza de árboles en las plantaciones de restauración tiene un efecto en la acumulación de mantillo. La decisión sobre que especies y cuantas establecer en las plantaciones de restauración depende de los objetivos de restauración y del conocimiento que se tenga sobre la propagación y desempeño de las plantas; por ejemplo, si el objetivo es favorecer la acumulación de mantillo y la velocidad de descomposición, se ha visto que es necesario establecer una alta riqueza de especies de árboles (Hansen & Coleman, 1998). Además, las plantaciones mixtas pueden brindar mayor resistencia a la herbivoría y a los patógenos (Montagnini *et al.*, 1995; Petit & Montagnini, 2006). También, en la región tropical seca de Vindhyan, distritos de Sonbhadra, Uttar Prades, la masa de mantillo y su tasa de descomposición fueron mayores en plantaciones mixtas que en monocultivos (Rai *et al.*, 2016). Además, en un estudio en Bahía, Brasil se registró que las plantaciones

mixtas tuvieron tasas descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes más altas que los monocultivos (Gama-Rodrigues & de Barros, 2002). Estos estudios han mostrado que la acumulación de hojarasca y su descomposición para la formación de mantillo aumenta con la riqueza de especies.

El proceso de sucesión natural, ligado a una mayor acumulación de mantillo, puede ocurrir de manera diferencial en los tratamientos de restauración. Para las plantaciones de restauración siempre se busca seleccionar especies con altas tasas de sobrevivencia y crecimiento (Lamb *et al.*, 2005; Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). En general, las especies sucesionales tempranas tienen mayor sobrevivencia que las tardías, aunque hay una gran variación dentro de cada grupo (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019; Márquez-Torres & Martínez-Garza 2022). Además, como ya se discutió arriba, una mayor riqueza de especies resultará en una mayor masa de mantillo; entonces, la disminución de la riqueza o la densidad debido a la mortalidad de las especies plantadas o la sola exclusión de la perturbación puede resultar en un mayor reclutamiento de especies nativas pero también de exóticas; por ejemplo, en plantaciones de 4 años con 6 especies nativas de selva estacional, en Quilamula, Morelos, México se registró que el reclutamiento de especies leñosas nativas fue mayor en áreas bajo sucesión natural que en las plantaciones, debido probablemente al espacio disponible (Carrasco-Carballido, 2019). También, en una selva estacional en Santa Rosa, Costa Rica se registró que el mayor reclutamiento fue en el estadio sucesional temprano donde hay más espacio y recursos en comparación con estadios tardíos de sucesión (Carvajal-Vanegas & Calvo-Alvarado, 2013). En cuanto a especies exóticas, en una selva tropical húmeda en Los Tuxtlas Veracruz, México se registró que en áreas bajo sucesión natural hubo

una mayor invasión del helecho exótico *Nephrolepis brownii* que en las plantaciones de restauración; además, este helecho limitó la germinación de semillas pequeñas de especies leñosas nativas (Beltrán *et al.*, 2020). Por otra parte, en un experimento de restauración en una selva estacional en la Sierra de Huautla, Morelos, México se registró que la riqueza y densidad de reclutas fue muy baja y no cambió en los primeros 4 años de exclusión de la perturbación (Alba-García, 2011). En ese mismo experimento, al evaluarse la regeneración de avanzada a los 6 y 10 años, se registró un aumento en la riqueza de reclutas con la exclusión, mientras que la riqueza fue similar bajo sucesión natural y en las plantaciones (Martínez-Pérez 2014; Cesar Vázquez-Delgado, FCB, UAEM, datos no publicados). También en el mismo experimento se registró que la biomasa y riqueza de herbáceas fue tan alta en las áreas excluidas del ganado como en el bosque conservado después de 3 años; ahí, la biomasa de herbáceas ruderales (i.e., especies ampliamente distribuidas y dispersadas por el ganado) se vio favorecida por la exclusión del ganado (De la O-Toris *et al.*, 2012). La exclusión de la perturbación puede favorecer el establecimiento de plantas nativas, pero también de ruderales o de exóticas.

Para generar información que asegure el mejoramiento de las condiciones del suelo después de una intervención de restauración, se propuso evaluar la acumulación de la masa de mantillo en siete combinaciones de plantación y contrastarlo con áreas bajo sucesión natural después de 4 años.

## **Objetivo General**

Evaluar el efecto de la riqueza y el grupo funcional de árboles (leguminosas, no-leguminosas) en la masa de mantillo en plantaciones de restauración de 4 años en la selva estacional en secas y lluvias.

## **Objetivos Particulares**

- 1.- Evaluar el efecto del nivel de intervención (sucesión natural y plantación) y de la estacionalidad (secas y lluvias) en la masa de mantillo.
- 2.- Evaluar el efecto del grupo funcional (leguminosas y no leguminosas) y de la estacionalidad (secas y lluvias) en la masa de mantillo.
- 3.- Evaluar el efecto de la riqueza de especies en plantaciones de restauración en la masa de mantillo.

## **Hipótesis General**

Durante el proceso de sucesión natural, la masa de mantillo se ve favorecida por un mayor número de especies leguminosas plantadas, ya sea sobrevivientes y/o reclutadas naturalmente. Además, la masa de mantillo se acumula más durante la estación seca debido a la caída de la hojarasca y también porque el proceso de descomposición ocurre durante la temporada de lluvias.

## **Hipótesis particulares**

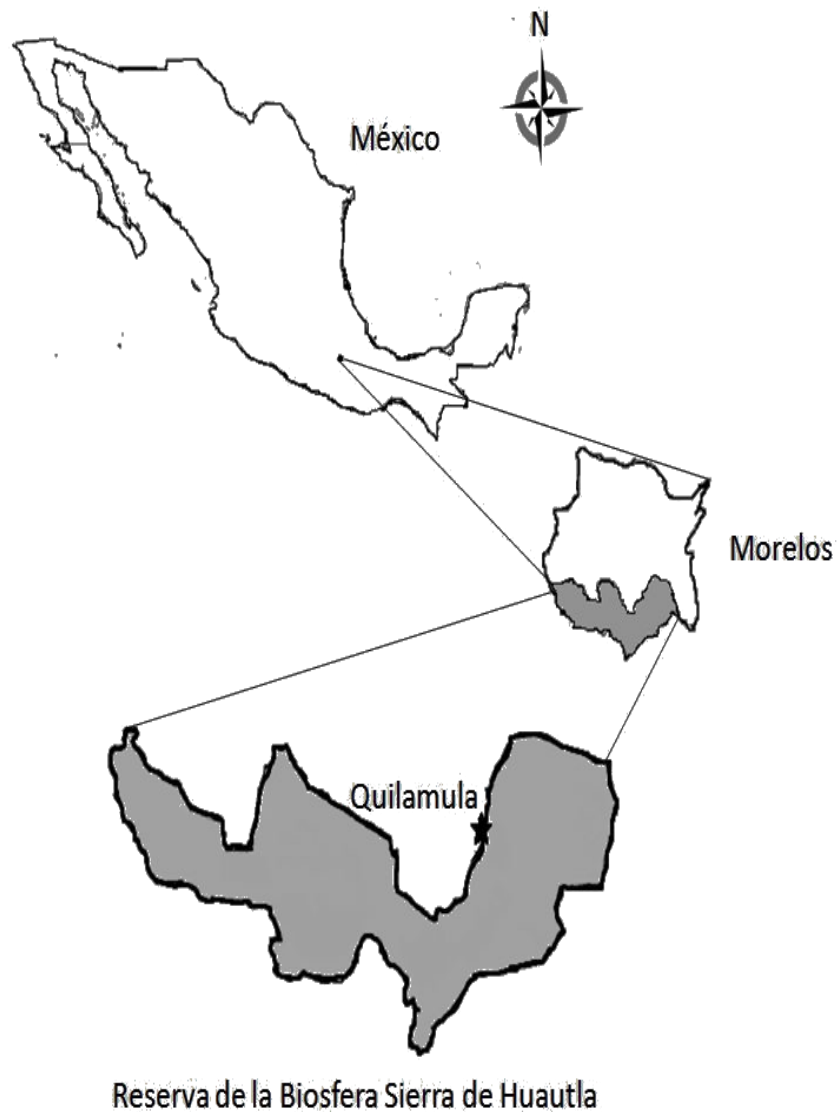
- 1.- La masa del mantillo es mayor en las plantaciones de restauración que en sucesión natural, especialmente durante la estación seca.
- 2.- La masa de mantillo es mayor en las plantaciones de restauración que tienen especies leguminosas que en las plantaciones de especies no leguminosas.
- 3.- En las plantaciones, la masa de mantillo es mayor conforme aumenta la riqueza de especies plantadas.



## Metodología

### Sitio de Estudio

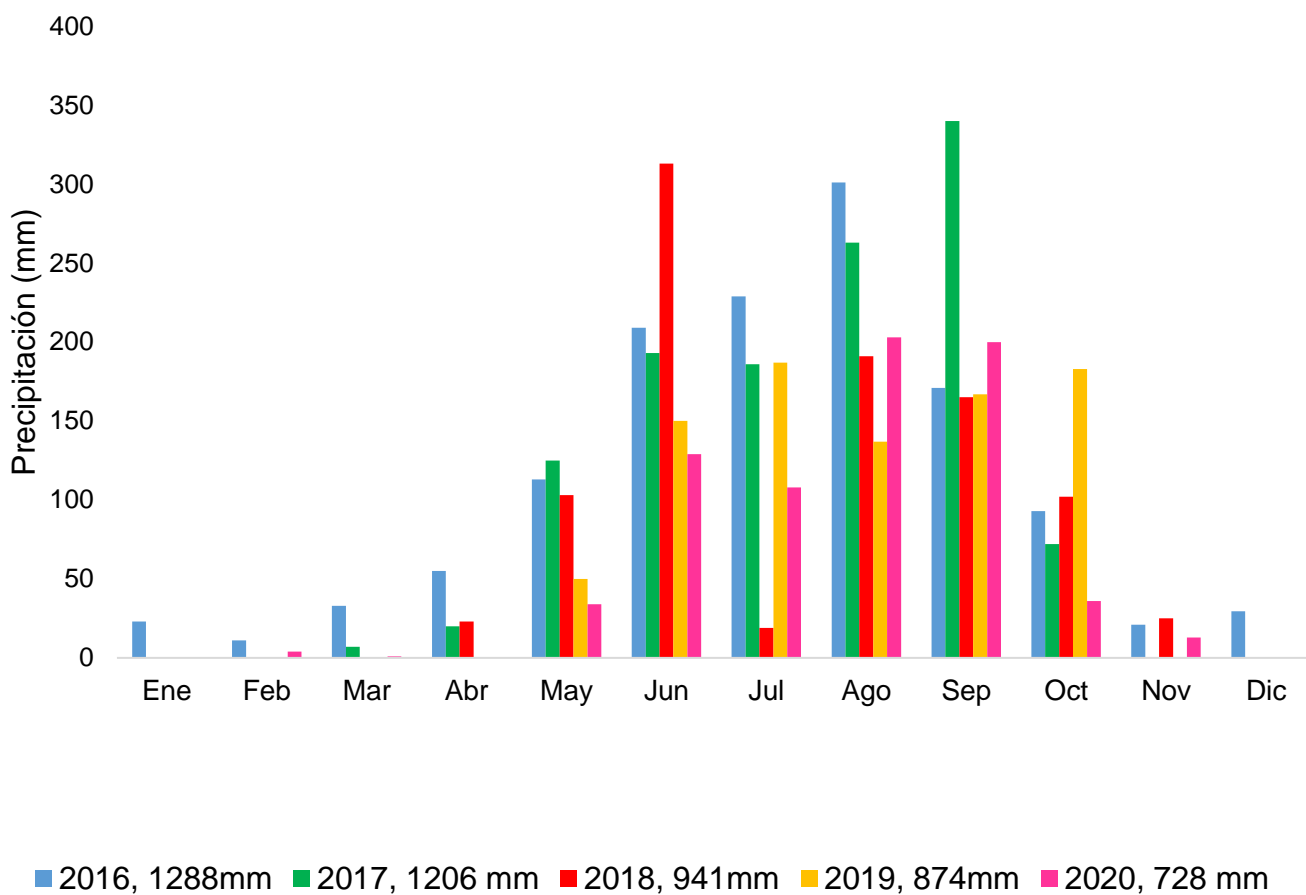
Este estudio se enmarca en el proyecto de restauración ecológica experimental establecido por el Dr. José Flavio Márquez Torres, el cual lleva por nombre “Recuperación de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”. Este proyecto fue establecido en julio de 2017 en Quilamula, en el municipio de Tlaquiltenango, al sur del Estado de Morelos (Latitud: 18.5167, Longitud: -99.0333) dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla a una altitud de 1,083 m s. n. m. (REBIOSH; Figura 1). El funcionamiento y fenología de este ecosistema son modulados por la marcada estacionalidad en la distribución temporal de las lluvias: existiendo una época de lluvias que va del mes de mayo a noviembre y una época de secas que dura de cinco a ocho meses, donde la mayoría de los árboles pierden sus hojas (Rzedowski 2006). Las especies de árboles más comunes en la selva estacional son las leguminosas *Conzattia multiflora* (B.L. Rob.) Standl, *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth, *L. divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr así como también varias especies de los géneros *Bursera* (*Buseraceae*) y *Ceiba* (*Bombacaceae*; CONANP, 2005). Estos árboles pueden llegar a tener una altura promedio de 15 m con un diámetro a la altura del pecho (DAP) de más de 50 cm; los troncos son regularmente retorcidos y se ramifican a una corta altura (Rzedowski, 1991).



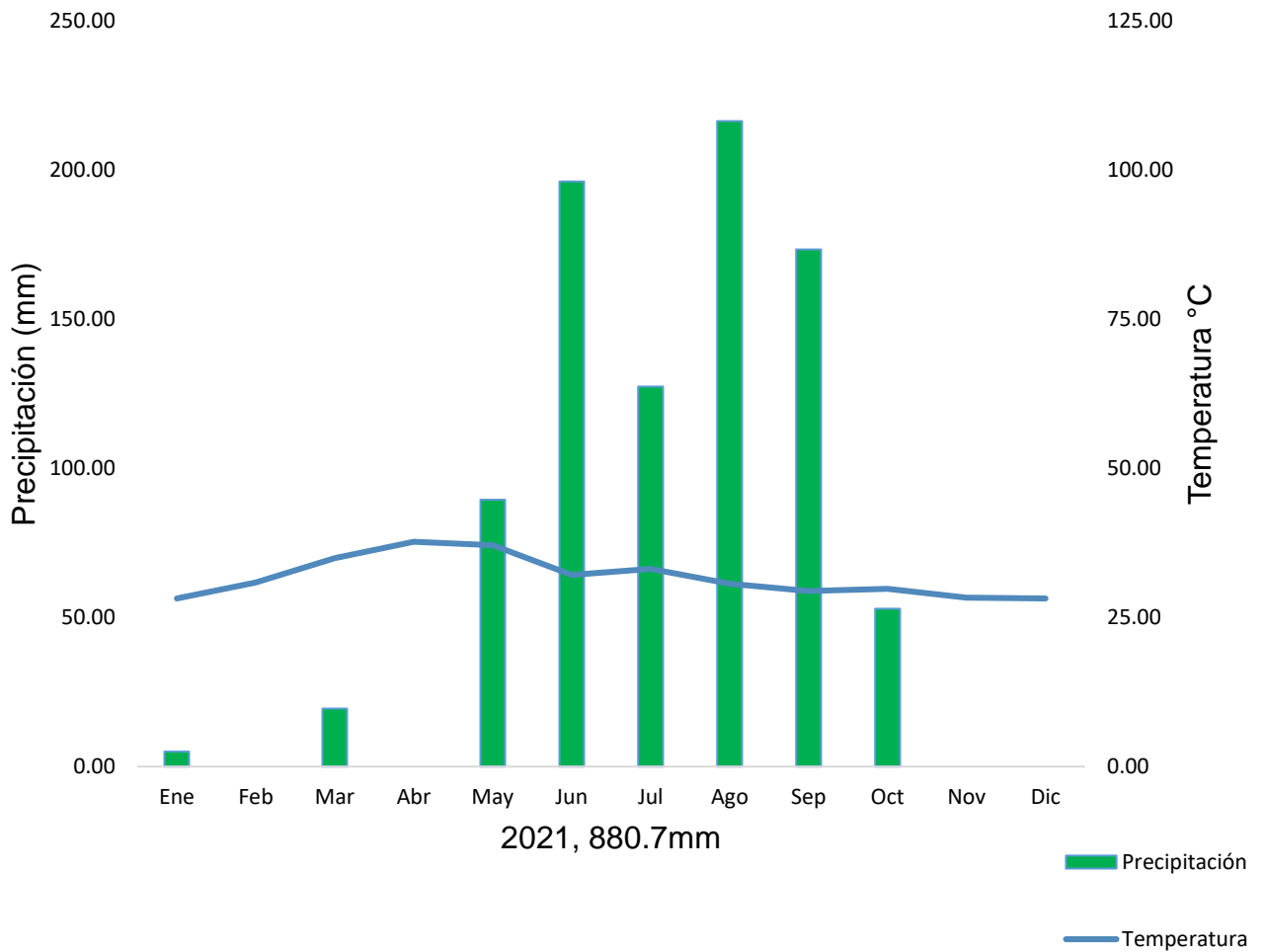
**Figura 1.** Ubicación del Ejido de Quilamula y de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en el estado de Morelos, México. Con un asterisco se indica la ubicación del ejido de Quilamula (Tomado de Márquez-Torres 2016).

El clima en esta región es cálido subhúmedo con régimen de lluvias en verano y canícula en el mes de agosto (Ávalos-Hernández, 2007). La temperatura media anual es de 24.5°C y el promedio de precipitación total es de 861.83 mm; cerca del 90% de la precipitación se registra entre finales de mayo y octubre (CONANP, 2005; García, 1964). En esta localidad, el promedio anual histórico de lluvia para los últimos 15 años es de 986.24 mm (reportado en Márquez-Torres & Martínez-Garza 2022) mientras que la precipitación anual promedio del 2016 al 2020 fue de 1001.5 mm, siendo el 2016 el más lluvioso con 1288 mm y el 2020, el más seco con 728 mm (Figura 2). Para el año de estudio, el 2021, la precipitación fue de 880.7 mm y la temperatura máxima de 31.71°C (Datos proporcionados por la Estación Biológica de Quilamula; Figura 3).

El substrato geológico está conformado por rocas ígneas del Oligoceno-Mioceno, sedimentarias del Cretácico Inferior, litológicamente clasificadas como calizas y depósitos marinos interestratificados de areniscas y lutitas del Cretácico Superior (Hubp 1984). Los suelos dominantes para la REBIOSH son feozem háplicos, regosoles éutricos y litosoles (INEGI, 1981).



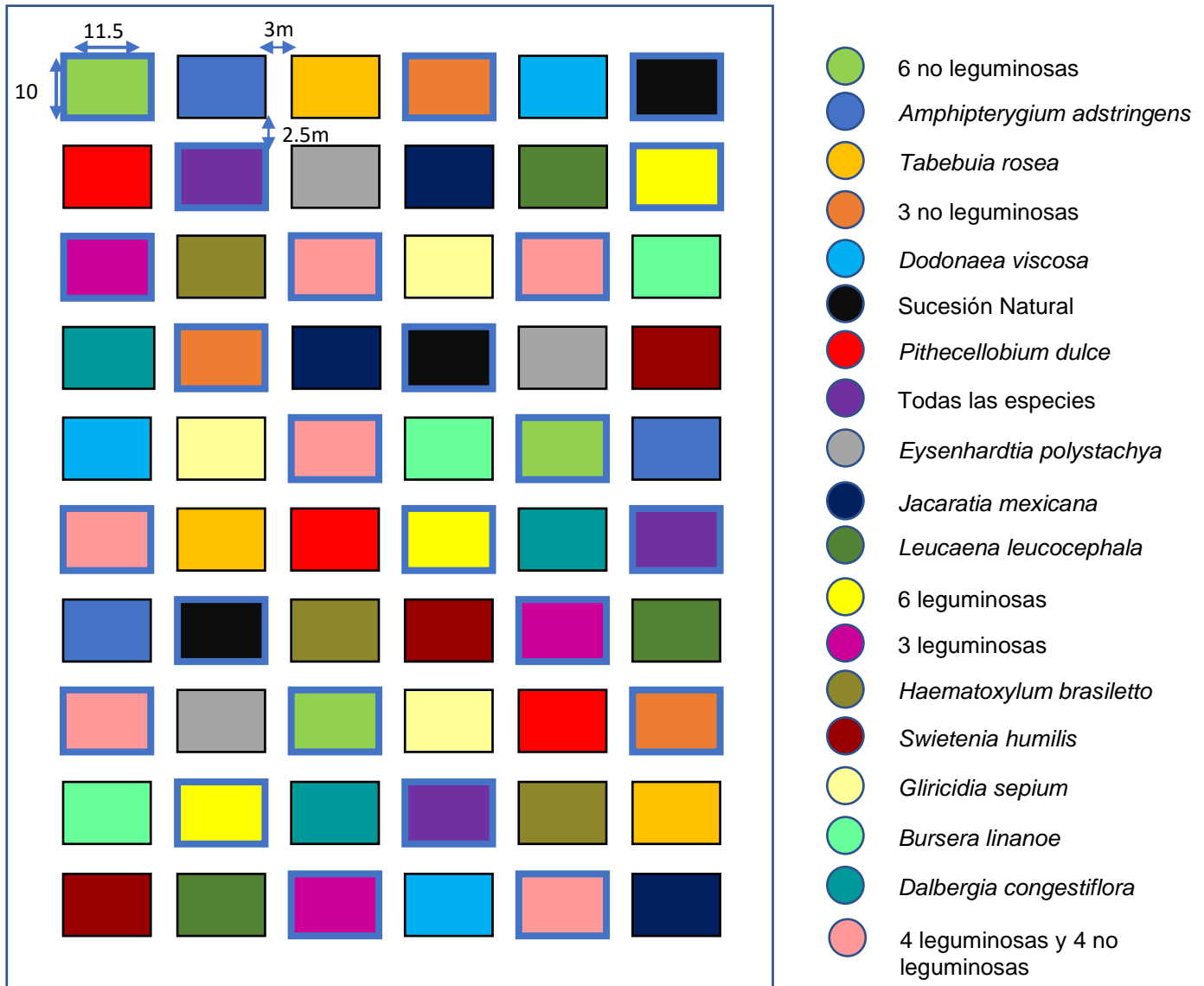
**Figura 2.** Precipitación mensual del 2016 al 2020 (cinco años previo al año de estudio) en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Datos proporcionados por la Estación Biológica de Quilamula.



**Figura 3.** Precipitación mensual del año 2021 que enmarca este estudio en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Datos proporcionados por la Estación Biológica de Quilamula.

## Diseño Experimental

En julio de 2017 se estableció una cerca para ganado en el perímetro de un terreno de 1.6 ha con alambre de púas a cuatro niveles. En ese terreno se establecieron 60 parcelas de 11.5 x 10 m. Las parcelas tienen una separación entre ellas de 3 m a lo largo y de 2.5 m a lo ancho (Figura 4). En cada parcela se plantaron 30 plántulas de 12 especies de árboles nativos en diferentes combinaciones (Tabla 1). Los tratamientos de monocultivo fueron 12 que corresponden a las especies elegidas para este proyecto, siete parcelas más para establecer tratamientos mixtos (policultivos) que se denominaron de la siguiente manera: i) Tres leguminosas, ii) Tres no leguminosas, iii) Seis leguminosas, iv) Seis no leguminosas, v) mixto 1, vi) mixto 2, y vii) todas las especies. Los tratamientos mixtos 1 y 2 fueron combinaciones diferentes de ocho especies cada uno. Las plantas fueron establecidas en una disposición de cinco filas por seis columnas con una separación entre plantas de 1.5 m. Finalmente, las parcelas restantes, donde no se plantaron árboles, se designaron como el tratamiento de sucesión natural. Todos los tratamientos tuvieron tres réplicas, teniendo un total de 36 parcelas de monocultivo, 21 con policultivo y 3 parcelas de sucesión natural. La edad de las plantas al momento del trasplante fue de aproximadamente un año con excepción de *Bursera linanoe* (La Llave) Rzed., Calderón & Medina (Burseraceae) que al momento del trasplante contaba con dos años. Las plantas provinieron de los viveros forestales de las localidades de Huajintlán y Ajuchitlán pertenecientes a la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos (SDS). En total se establecieron 1710 plantas.



**Figura 4.** Diseño experimental de las 60 parcelas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. En el diagrama se indica con el color a qué tipo de tratamiento corresponde cada parcela.

**Tabla 1.** Nombre científico, autoridad y familia de las especies arbóreas trasplantadas, así como las diferentes combinaciones de especies (3L= 3 leguminosas, 3NL= 3 no leguminosas, 6L= 6 leguminosas, 6NL= 6 no leguminosas, T= todas las especies). La autoría fue consultada en [www.Tropicos.org](http://www.Tropicos.org).

Nombre científico	Familia	Combinaciones de especies						
		3 L	3 NL	Mix 1	Mix 2	6 L	6 NL	T
<i>Dalbergia congestiflora</i> Pittier	<i>Fabaceae</i>	x			x	x		x
<i>Eysenhardtia polystachya</i> , Ortega	<i>Fabaceae</i>			x	x	x		x
<i>Gliricidia sepium</i> Kunth	<i>Fabaceae</i>	x				x		x
<i>Haematoxylum brasiletto</i> Karst	<i>Fabaceae</i>			x	x	x		x
<i>Leucaena leucocephala</i> de Wit	<i>Fabaceae</i>			x	x	x		x
<i>Pithecellobium dulce</i> Benth	<i>Fabaceae</i>	x		x		x		x
<i>Amphipterygium adstringens</i> Standl	<i>Anacardiaceae</i>			x	x		x	x
<i>Bursera linanoe</i> Rzed	<i>Burseraceae</i>		x		x		x	x
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq	<i>Sapindaceae</i>			x	x		x	x
<i>Jacaratia mexicana</i> A. DC.	<i>Caricaceae</i>		x				x	x
<i>Swietenia humilis</i> Zucc	<i>Meliaceae</i>		x	x			x	x
<i>Tabebuia rosea</i> Bertol	<i>Bignoniaceae</i>			x	x		x	x

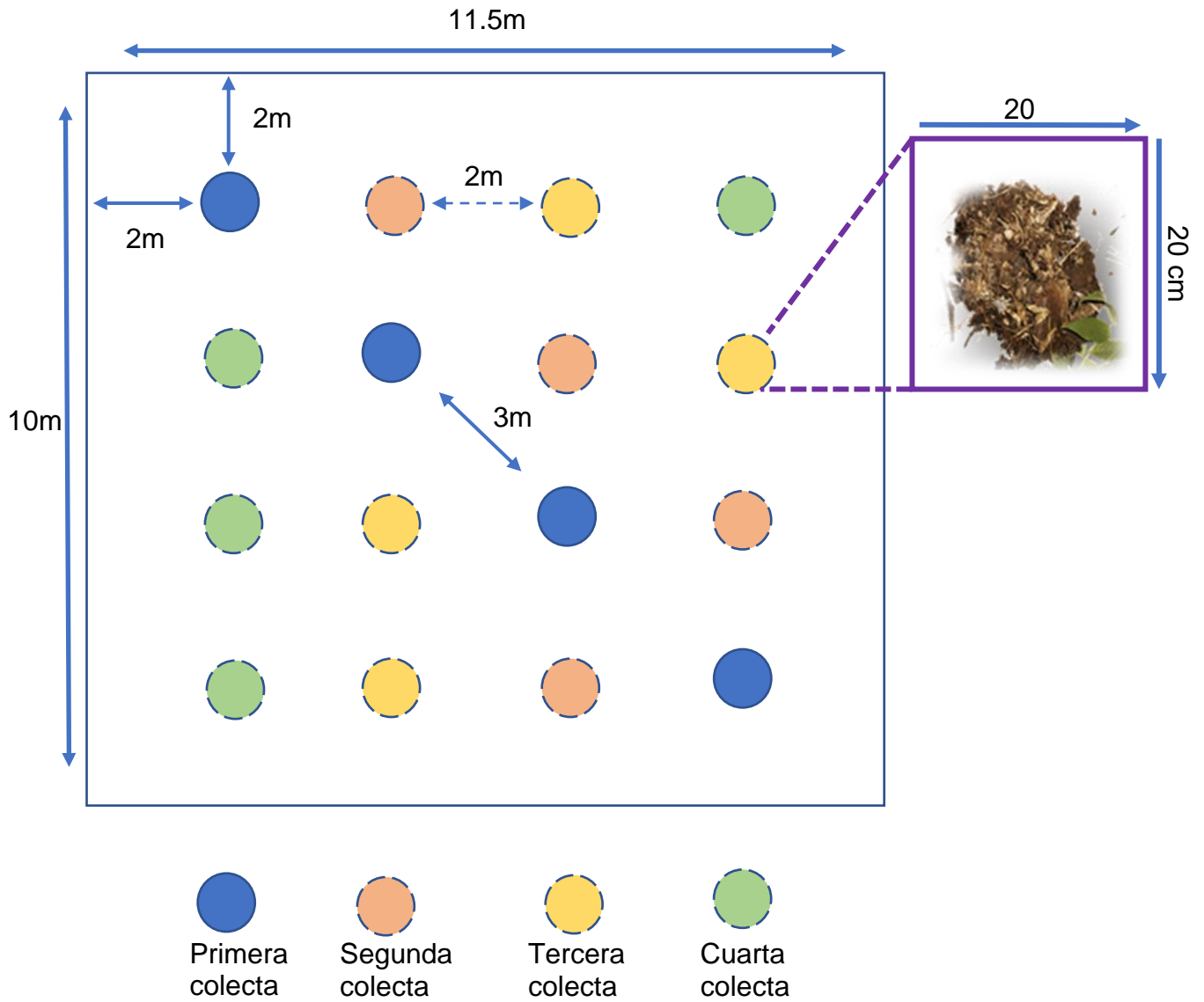


## **Estimación de las propiedades del mantillo**

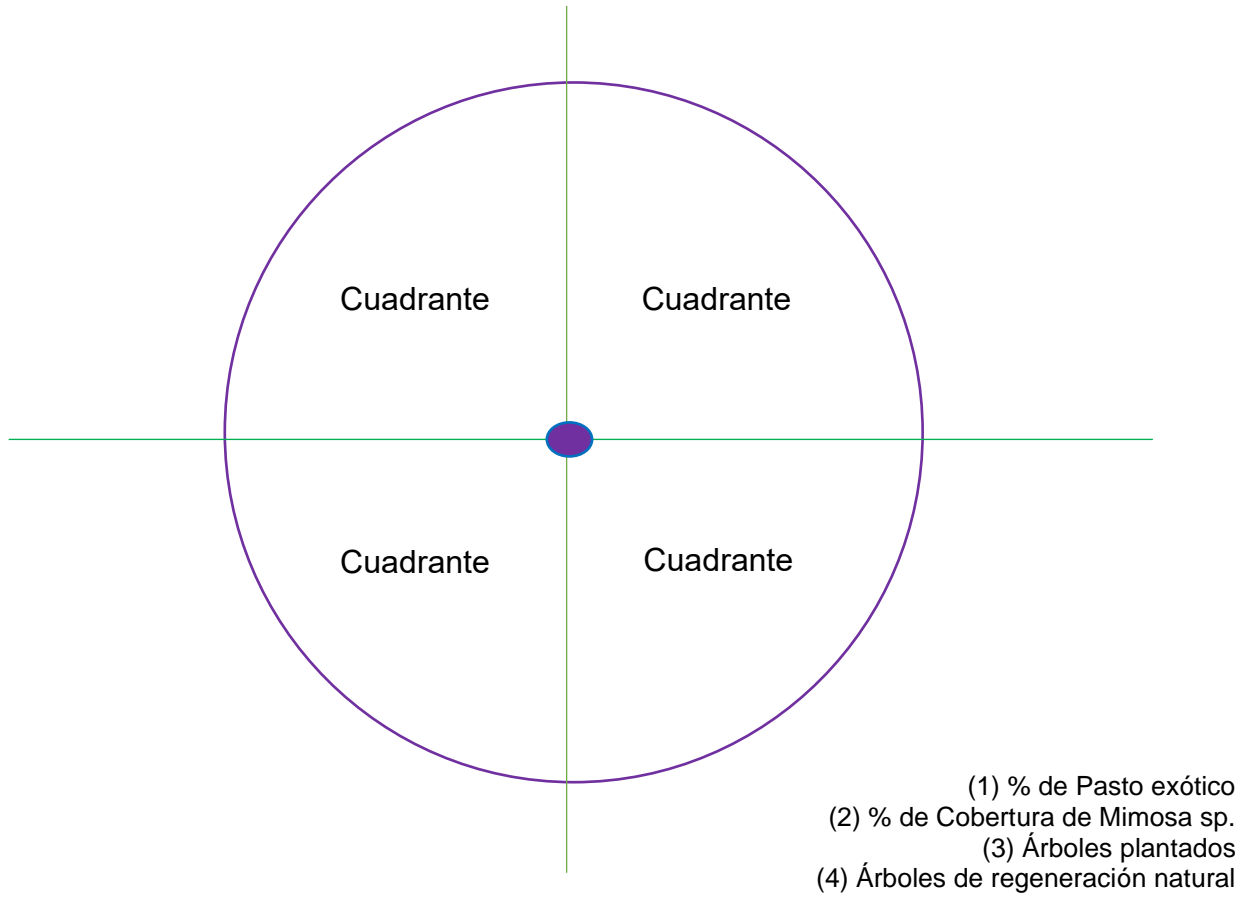
El muestreo de mantillo se llevó a cabo cada tres meses durante un año, totalizando cuatro muestreos. Dos muestreos abarcaron junio y septiembre de 2021, los cuales correspondieron a la temporada de lluvias. La colecta de mantillo en diciembre 2021 y marzo 2022 correspondió a la temporada de secas. Dentro de cada parcela se tomaron cuatro muestras de mantillo dentro de un área de colecta de 20 x 20 cm. Para iniciar la colecta de mantillo, dentro de cada parcela se midió 2 m de forma horizontal y 2 m de forma vertical tomándose de referencia una estaca al inicio de cada parcela. Los siguientes tres puntos de colecta se tomaron de forma diagonal dejando 3 m de distancia entre cada punto de colecta (Figura 5). En los siguientes meses de colecta se midieron 2 m de forma horizontal de la colecta anterior, esto con el fin de no repetir el punto de colecta y así abarcar toda la parcela (Figura 5). En cada mes de colecta se obtuvo un total de 240 muestras de mantillo, 480 muestras por temporada (i.e. lluvias y secas) y al final un total de 960 muestras de mantillo. De cada muestra se separó la necromasa del pasto del mantillo forestal, esto porque algunas parcelas se vieron invadidas por pastos y por tal manera se obtuvieron 732 muestras de pastos y 960 muestras de mantillo, un total de 1692 muestras.

Las muestras de mantillo colectadas se llevaron al laboratorio de Biología Integrativa del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC) donde se secaron a una temperatura de 48°C por tres días. Todas las muestras se pesaron en seco con una balanza analítica (modelo Sartorius CP622). Posteriormente las cuatro muestras de mantillo por parcela se mezclaron para formar una muestra compuesta, de tal modo que se obtuvieron 60 muestras

compuestas por censo, 120 muestras compuestas por temporada, un total de 240 muestras compuestas. A inicios del quinto año del establecimiento de la plantación (2022) se hizo un censo de sobrevivencia de las plantaciones y del reclutamiento natural, se registró: (1) el porcentaje de cobertura de pastos por parcela, (2) porcentaje de cobertura de arbustos reclutados naturalmente, (3) diámetro a la base y altura de árboles plantados (4) diámetro a la base y altura de árboles reclutados naturalmente (Figura 6).



**Figura 5.** Puntos de colecta de mantillo ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) para cada parcela de restauración ecológica en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. La primera y segunda colecta corresponde a la temporada de lluvias, la tercera y cuarta a la temporada de secas.



**Figura 6.** Cuadrantes para el muestreo de los atributos de la vegetación dentro de cada parcela en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

## **Análisis Estadísticos**

**Nivel de intervención:** Para la evaluación del nivel de intervención se realizó un ANOVA tipo factorial de dos vías. La variable dependiente fue la masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) de lluvias y secas. La variable independiente fue el nivel de intervención (sucesión natural y plantación [plantación de 12 especies arbóreas]).

**Riqueza de árboles:** Para analizar la riqueza de árboles y su efecto en la masa de mantillo se realizó una regresión lineal simple. La riqueza de árboles abarca los tratamientos con 0, 3, 6, 8 y 12 especies, en este análisis no se incluyeron los datos de las parcelas bajo sucesión natural.

**Grupo funcional:** Para evaluar las diferencias en la masa de mantillo por grupo funcional (leguminosas y no-leguminosas) se realizó un ANOVA de dos vías. La variable independiente fue la masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) y las variables independientes fueron el tratamiento de plantación (seis leguminosas y seis no leguminosas) y la temporada.

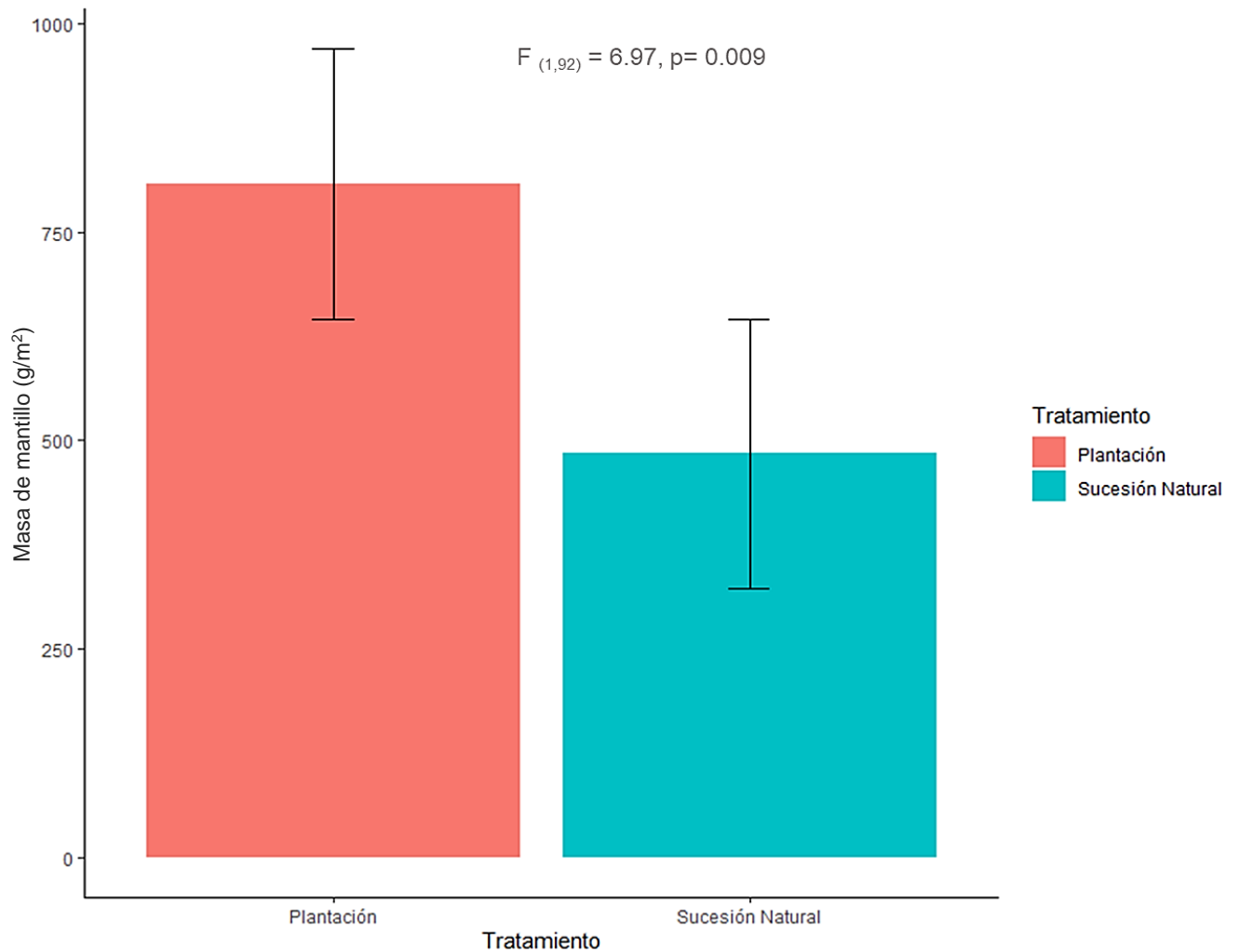
**Reclutamiento natural y árboles plantados sobrevivientes:** Para evaluar el efecto de los atributos del reclutamiento natural y de las plantaciones en la masa de mantillo se realizó un análisis de componentes principales (PCA: por sus siglas en inglés). Las variables consideradas fueron nueve: (i) porcentaje del pasto *Andropogon gayanus* Kunth, (ii) porcentaje de pasto *Pennisetum setaem* (Forssk.) Chiov, (iii) porcentaje del arbusto *Mimosa affinis* B.L. Rob, (iv) número de especies plantadas sobrevivientes al quinto año, (v) promedio de altura de las especies plantadas sobrevivientes, (vi) promedio del diámetro a la base (DB) de las especies plantadas sobrevivientes, (vii) número de especies reclutadas naturalmente, (viii)

promedio de altura de las plantas reclutadas naturalmente y (ix) promedio de DB de las plantas reclutadas naturalmente. De estos nueve atributos del reclutamiento natural y las plantaciones, obtuvimos dos variables compuestas (eje 1 y 2) del PCA que fueron usados para predecir la masa de mantillo usando regresiones lineares simples.

Todos los datos cumplieron con los supuestos del ANOVA (Zar, 1999), por lo que no fue necesario una transformación de datos. En la sección de resultados se muestra el promedio  $\pm$  error estándar de la masa de mantillo en g/m<sup>2</sup>. Todos los análisis se realizaron en los programas RStudio versión 1.4.1106 (Npackd, 2021) y STATISTICA 7 (Statsoft19, Inc.1984-2002).

## Resultados

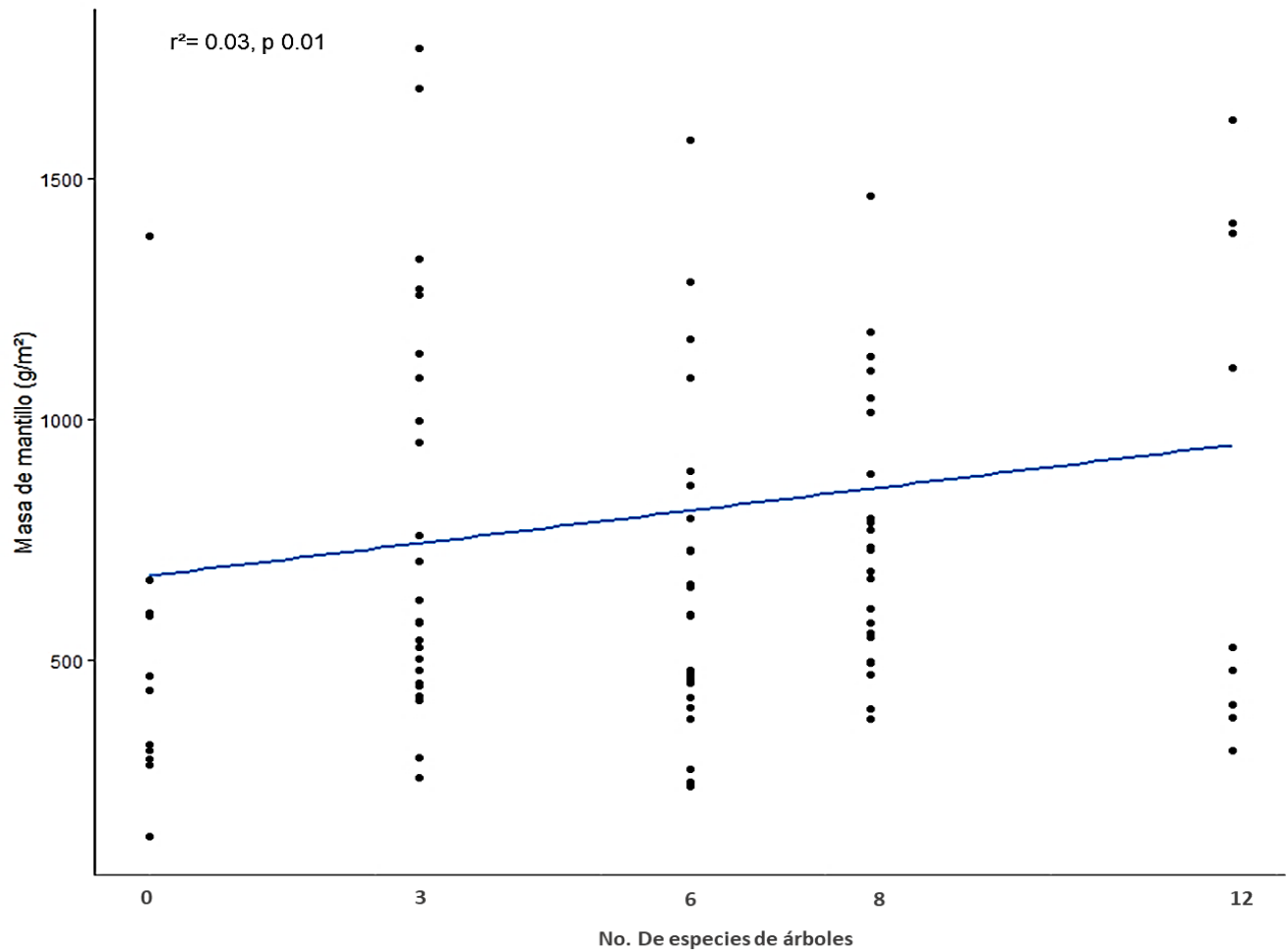
En promedio, la masa de mantillo fue mayor en las plantaciones ( $807.86 \pm 103.86$  g/m<sup>2</sup>) que en la sucesión natural ( $483.97 \pm 64.83$  g/m<sup>2</sup>); el ANOVA reveló que hubo diferencias significativas entre tratamientos ( $F_{(1,92)} = 6.97$ ,  $p = 0.009$ , Figura 7). En promedio, la masa de mantillo fue mayor en la temporada de secas ( $725.97 \pm 99.64$  g/m<sup>2</sup>) que en la temporada de lluvias ( $565.86 \pm 76.85$  g/m<sup>2</sup>); el ANOVA reveló que la masa de mantillo fue similar entre temporadas ( $F_{(1,92)} = 1.70$ ,  $p = 0.19$ , Apéndice 3). La interacción de tratamiento por temporada no fue significativa ( $F_{(1,92)} = 0.01$ ,  $p = 0.88$ ; Apéndice 1 y 4).



**Figura 7.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) en plantaciones de restauración ecológica y sucesión natural de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.

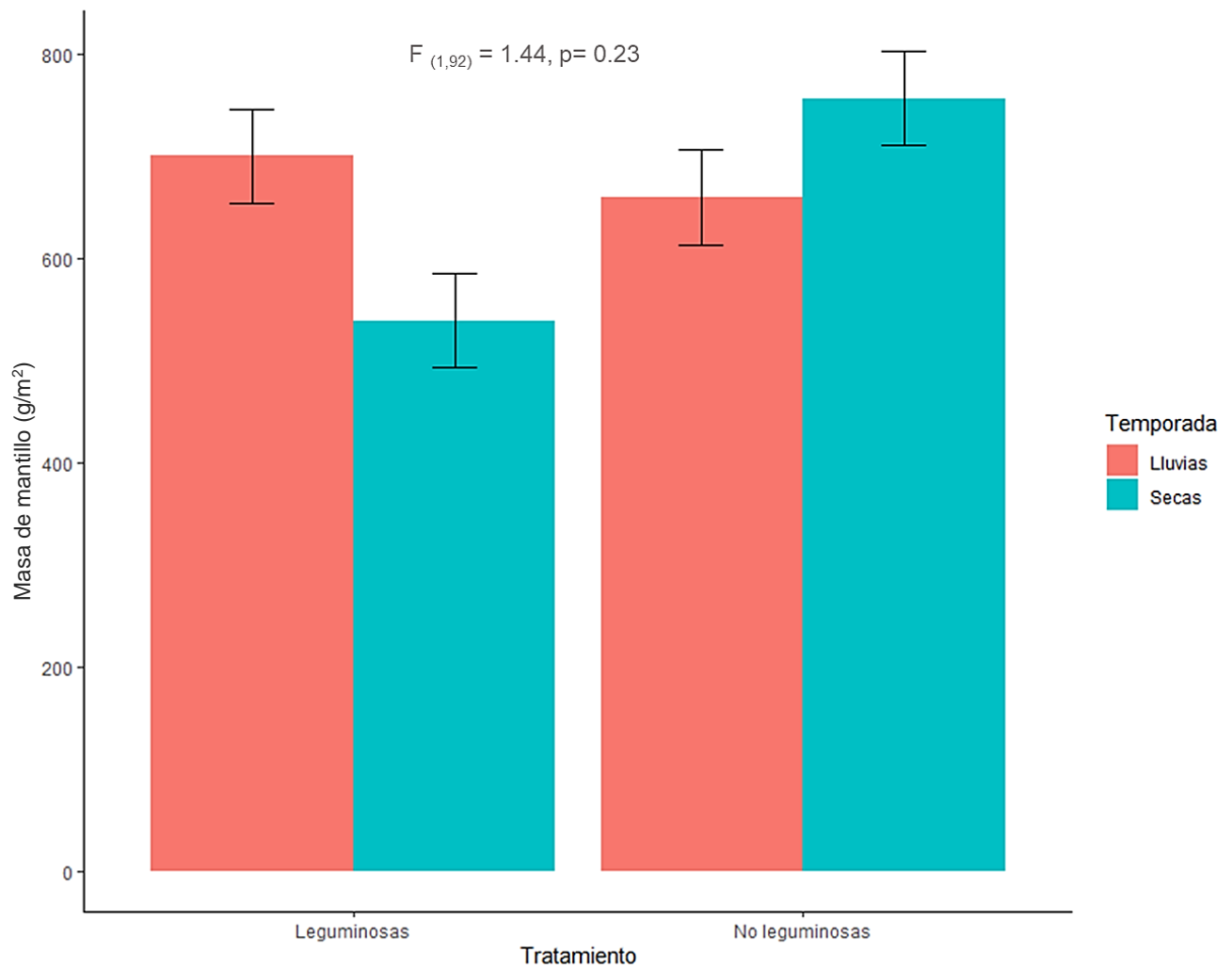


El análisis de regresión lineal simple para las dos temporadas mostró que la masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) se relacionó positivamente con el aumento en la riqueza de especies ( $r^2 = 0.03$ ,  $p = 0.01$ ; Figura 8).



**Figura 8.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) y riqueza de árboles en plantaciones de restauración ecológica de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

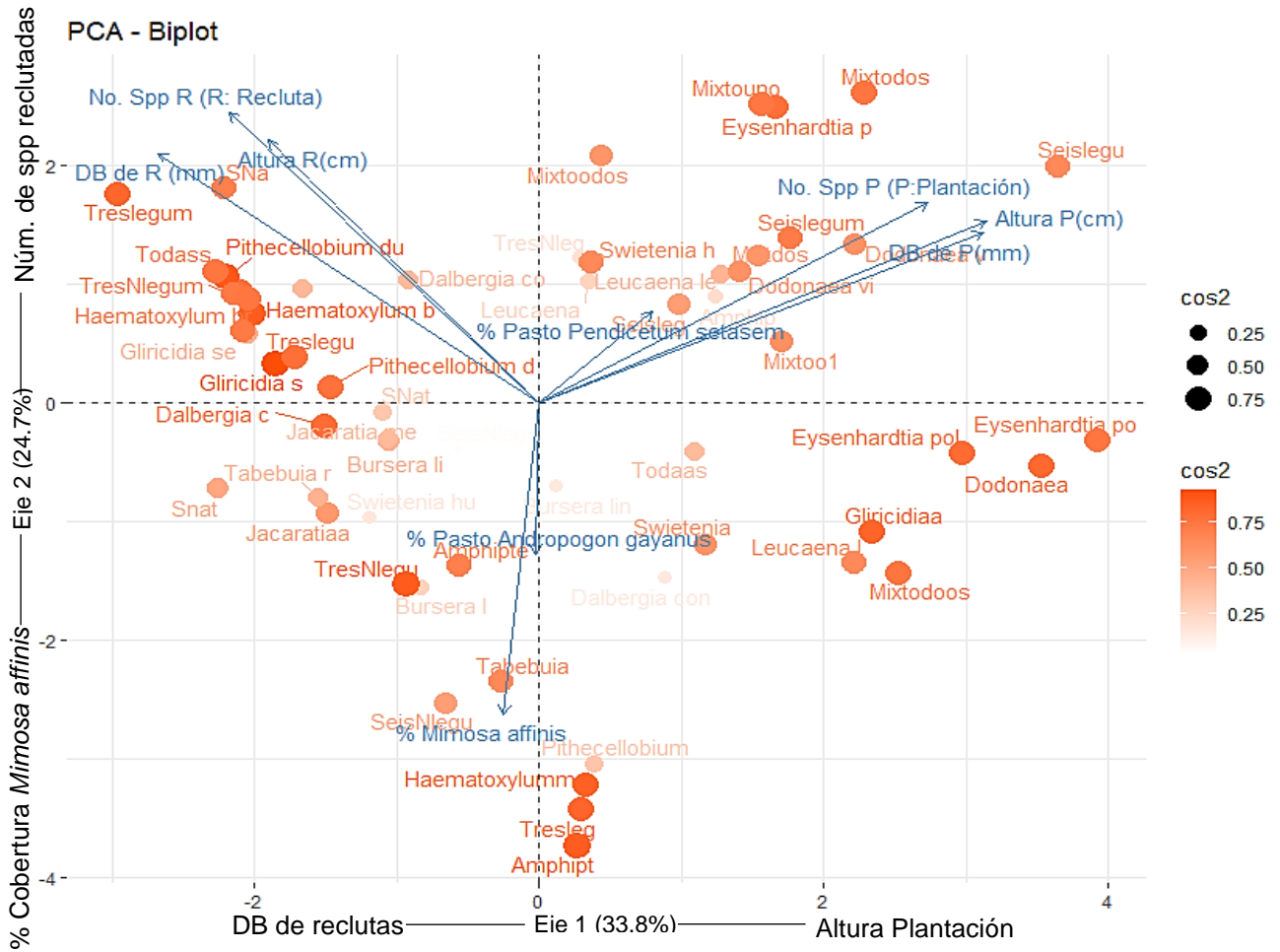
El análisis por grupo funcional mostró que, en promedio, la masa de mantillo fue mayor en las plantaciones de especies no leguminosas ( $707.63 \pm 77.31 \text{ g/m}^2$ ) que en las de leguminosas ( $619.19 \pm 73.72 \text{ g/m}^2$ ); el ANOVA reveló que no hubo diferencias significativas entre las plantaciones por grupo funcional ( $F_{(1,92)} = 0.68$ ,  $p = 0.40$ ; Apéndice 5). En promedio, la masa de mantillo fue mayor en la temporada de lluvias ( $679.40 \pm 88.37 \text{ g/m}^2$ ) que en la temporada de secas ( $647.33 \pm 60.61 \text{ g/m}^2$ ); el ANOVA reveló que la masa de mantillo no difirió entre temporadas ( $F_{(1,92)} = 0.08$ ,  $p = 0.76$ ; Apéndice 6). La interacción de tratamiento por temporada no fue significativa ( $F_{(1,92)} = 1.44$ ,  $p = 0.23$ ; Apéndice 1, Figura 9).



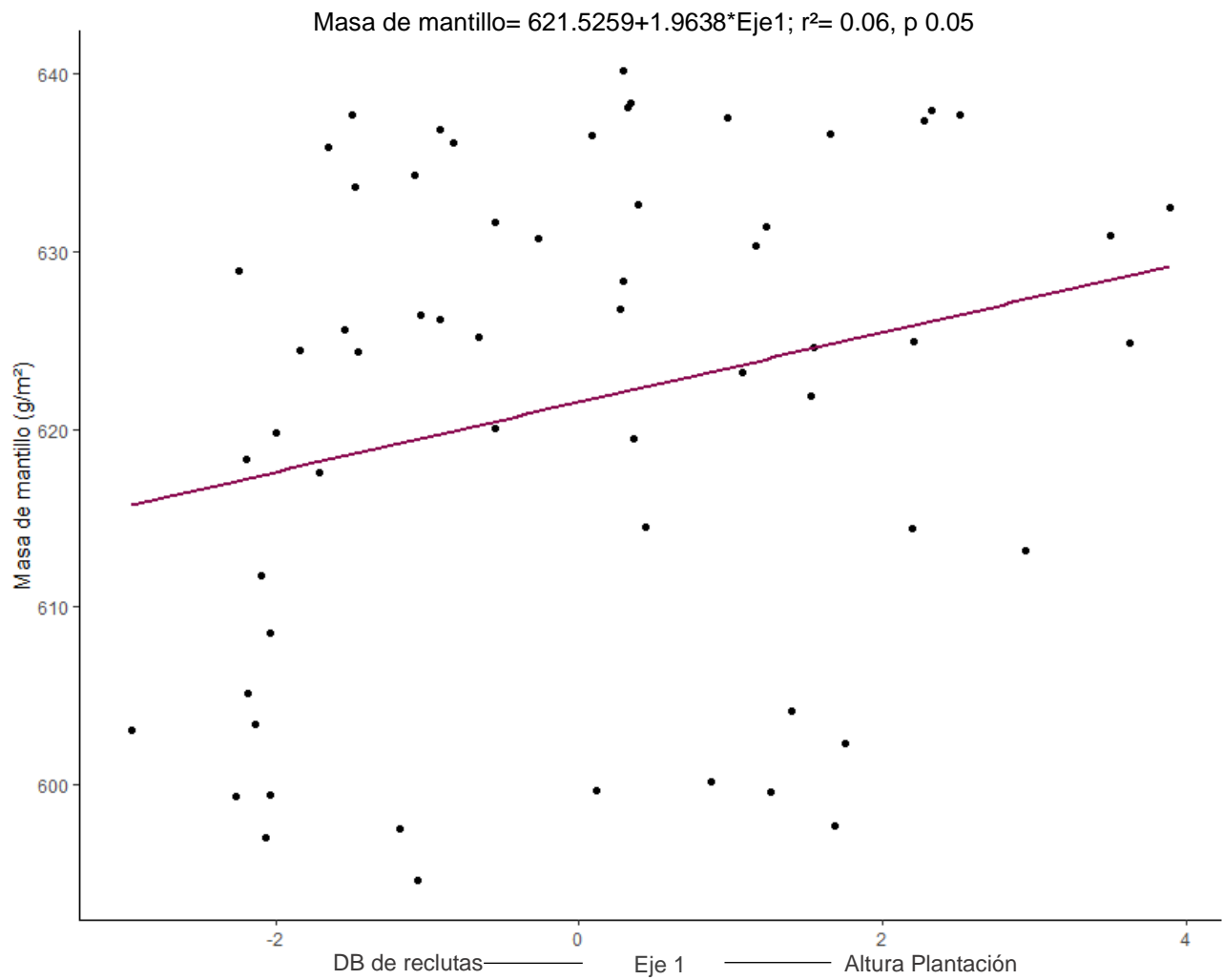
**Figura 9.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) en plantaciones de restauración ecológica de 4 años de leguminosas y no leguminosas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.

El análisis de componentes principales (PCA) mostró que el 58.42% de la variación fue explicada por los nueve atributos de la vegetación (Figura 10). El eje 1 del PCA explicó el 33.8% de la varianza total. La *altura de la plantación* (0.83) y el *diámetro a la base de las reclutas* (-0.70) fueron las variables que más varianza explicaron en este eje (Apéndice 2). El eje 2 del PCA explicó el 24.7% de la varianza de los datos, la *cobertura de Mimosa affinis* (Fabaceae; 0.69) y el *número de especies reclutadas* (-0.64) fueron las variables que más varianza explicaron en el eje 2 (Apéndice 2).

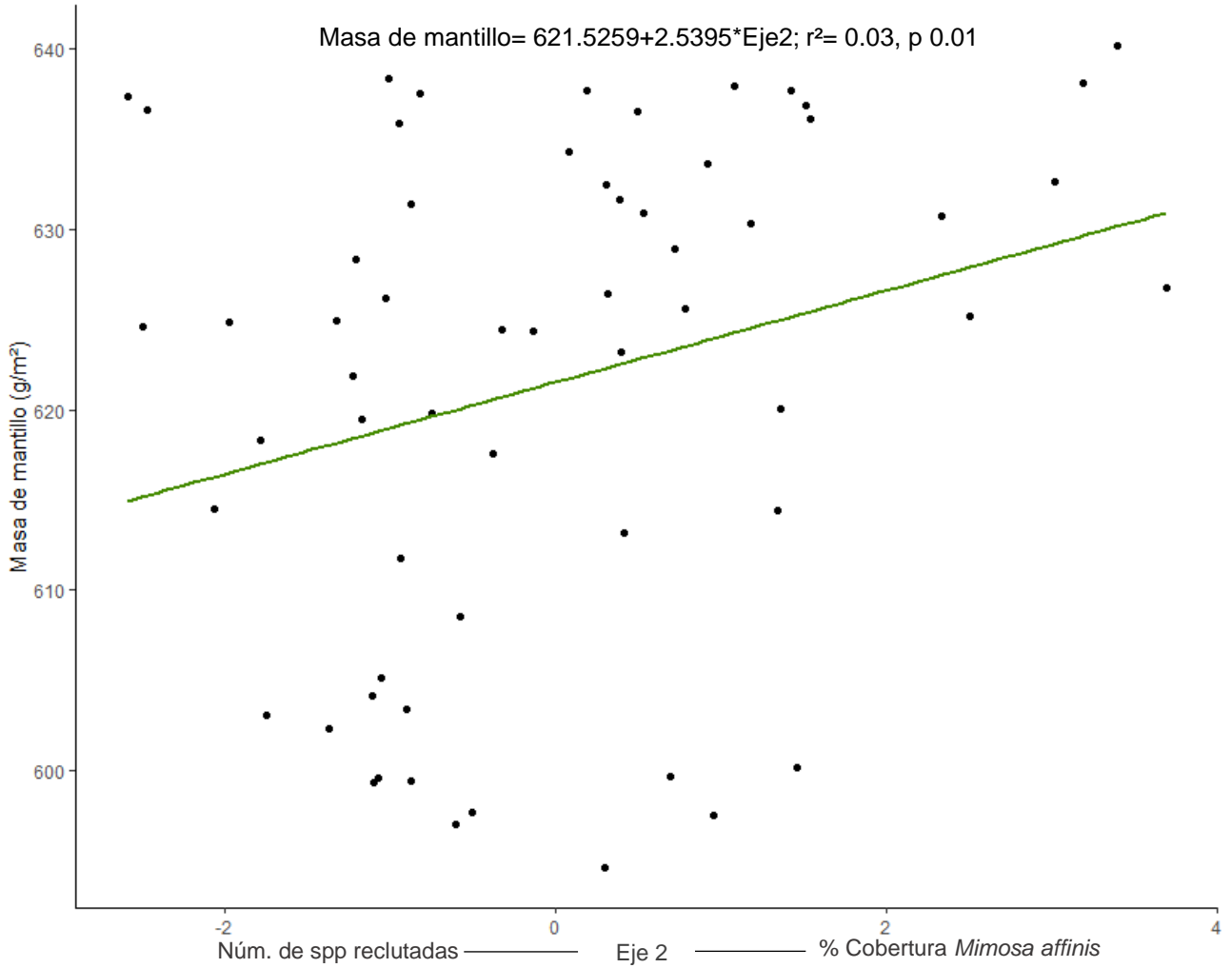
Las regresiones lineales simples de los dos ejes del PCA de los nueve atributos de la vegetación se correlacionaron positivamente con la masa de mantillo en las plantaciones. La regresión lineal del eje 1 del PCA mostró que la masa de mantillo aumentó conforme aumentó la *altura de la plantación* y disminuyó conforme el *diámetro a la base de las reclutas* fue menor (Figuras 11). La regresión lineal con el eje 2 mostró que la masa de mantillo aumentó conforme aumentó el *porcentaje de cobertura de Mimosa affinis* y disminuyó conforme el *número de especies reclutadas* fue menor (Figura 12).



**Figura 10.** PCA de los nueve atributos del reclutamiento natural y de las plantaciones sobrevivientes de 4 años en las 60 parcelas con diferentes tratamientos en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



**Figura 11.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) y el eje 1 del PCA de las plantaciones de restauración ecológica de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



**Figura 12.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) y el PCA2 de plantaciones de restauración ecológica de 4 años en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

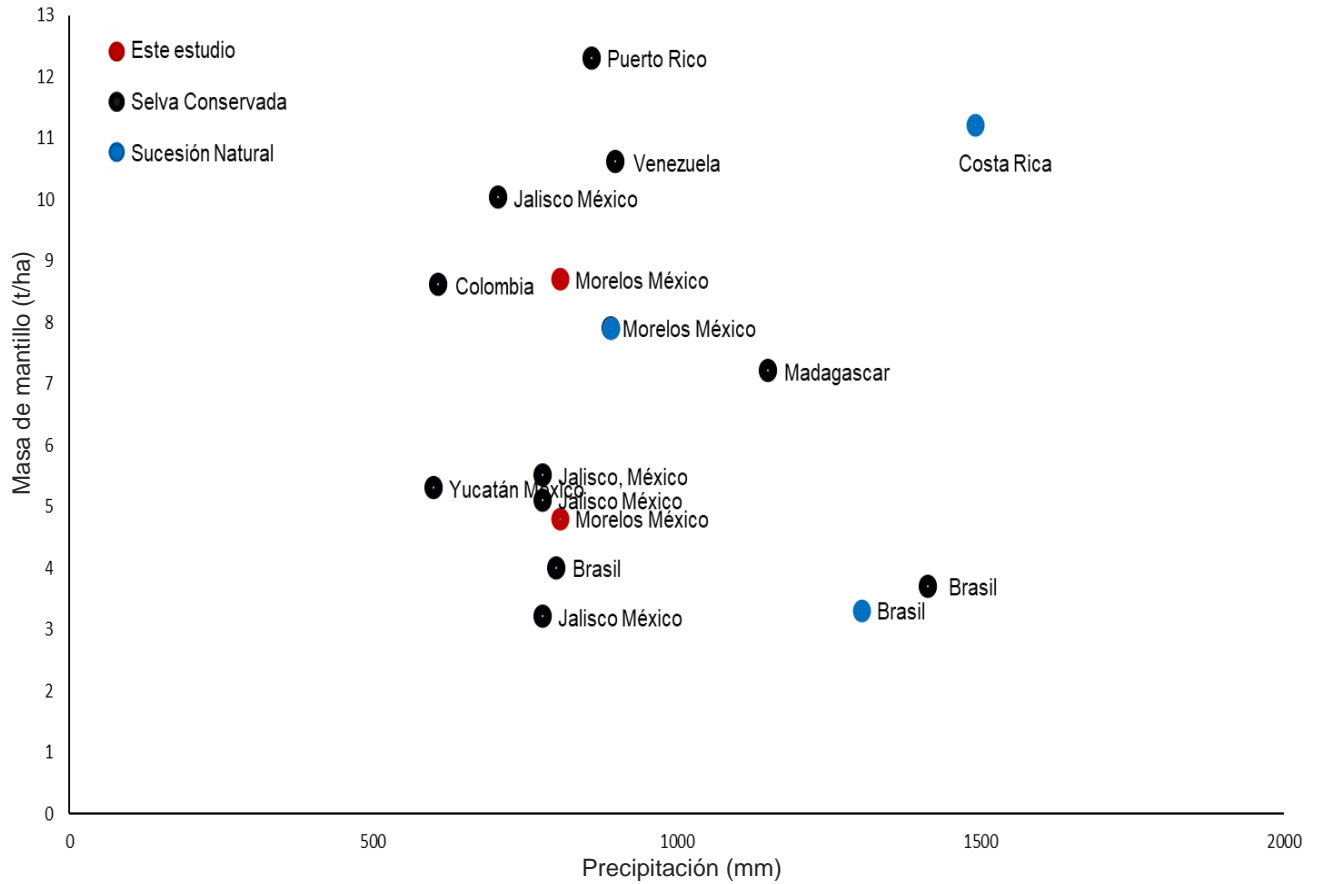
## Discusión

Este trabajo evaluó la capa de mantillo en siete combinaciones de plantación de entre 3 y 12 especies después de 4 años en contraste con la sucesión natural en una selva estacional de Quilamula, Morelos. Como se esperaba, la masa de mantillo fue mayor en las plantaciones que en la sucesión natural mientras que la estacionalidad no tuvo un efecto en este parámetro, probablemente por la baja precipitación que disminuyó el crecimiento de las plantas y afectó la tasa de descomposición de la hojarasca. La masa de mantillo aumentó por efecto de la riqueza de especies de las plantaciones y de los atributos de las plantas reclutadas naturalmente.

La masa de mantillo registrada en este estudio está dentro de lo reportado en la literatura para ecosistemas tropicales secos. Una revisión global del 2019 de 80 ecorregiones reveló que el rango de precipitación que se ha registrado para estos ecosistemas va de 662 mm a 1505 mm (de la Peña-Domene *et al.*, 2022a); en la revisión de literatura de estudios sobre mantillo se registraron 14 estudios en localidades con precipitaciones cercanas a este rango: de 600 mm a 1492 mm (Figura 13; Apéndice 7). Esta revisión reveló que la localidad con la precipitación más baja para la que se ha reportado la masa de mantillo se encontró en la Península de Yucatán, México (600 mm) y el sitio con la mayor precipitación se encontró en Guanacaste, Costa Rica (1492 mm; Figura 13; Apéndice 7). La menor masa de mantillo ha sido registrada en sitios conservados de la selva estacional de Jalisco, México (3.2 t/ha; Jaramillo & Sanford, 1995) y la más alta en selvas



subtropicales conservadas en Guánica, Puerto Rico (12.3 t/ha; Murphy & Lugo, 1986b). En este estudio, la masa de mantillo promedio para las siete combinaciones de plantación evaluadas (8.07 t/ha) fue 2.5 veces más alta que la masa de mantillo más baja registrada en la literatura, mientras que el promedio para la sucesión natural fue de la mitad de la registrada en las plantaciones (4.8 t/ha; Figura 13, Apéndice 7). Los valores de masa de mantillo reportados aquí están en los intervalos registrados para ecosistemas tropicales secos con un rango de precipitación parecidos que se localizan en el continente americano y en el africano.



**Figura 13.** Masa de mantillo y precipitación en 15 estudios en ecosistemas tropicales secos (ver apéndice 7). Los puntos negros indican selvas conservadas, los puntos azules los ecosistemas bajo sucesión natural y los puntos rojos este estudio.

De acuerdo con lo esperado, la masa de mantillo fue mayor en las plantaciones de entre 2 y 12 especies en comparación con sitios bajo sucesión natural después de 4 años. Nuestros resultados coinciden con otros estudios que han registrado un aumento en la masa de mantillo con el tiempo de sucesión y se espera que las plantaciones aceleren esta acumulación (Lamb *et al.*, 2005). Por ejemplo, en una selva estacionalmente seca en Guanacaste, Costa Rica se registró que la masa de mantillo aumentó 1.5 veces de los 10 a 30 años de sucesión (Rojas-Chaves *et al.*, 2015). También en selvas húmedas se ha notado este efecto: en la península de Osa, Costa Rica se registró que la masa de mantillo fue mayor en bosques de >30 años en comparación con aquellos de entre 5 y 15 años de sucesión (Aguilar-Arias *et al.*, 2011). Además, en un ecosistema tropical húmedo, en la Estación Biológica Las Cruces, Costa Rica se registró que la masa de mantillo fue mayor en plantaciones que bajo sucesión natural, aunque la plantación tenía más edad (5 años) y menos especies (2 especies) que la de este estudio y la sucesión natural tenía entre 7 y 9 años (Celentano *et al.*, 2011). Pero otro estudio en la selva húmeda de Los Tuxtlas, Veracruz, México reveló que después de 6 años, se obtuvo la misma acumulación de hojarasca en plantaciones de restauración de dos combinaciones de 12 especies y en la sucesión natural; este resultado se debió probablemente a la composición de especies en las plantaciones que incluía muchas sucesionales tardías que retienen por más tiempo las hojas (Valencia-Esquivel, 2013). Por otra parte, el único otro estudio que conocemos en la selva estacional mostró que después de 3 años no hubo diferencias en la masa de mantillo en plantaciones de restauración de 6 especies y en sitios bajo sucesión natural (Rojas-Robles *et al.*, 2019). La baja cantidad de estudios disponibles, la

variabilidad en la edad de las plantaciones y el número e identidad de las especies sembradas no ha permitido establecer patrones generales; con la información disponible podemos concluir que, en bosques tropicales, después de 4 años, las plantaciones de entre 2 y 12 especies pueden favorecer una mayor masa de mantillo en comparación con la sucesión natural pero este efecto puede desaparecer después de 6 años dependiendo de los procesos que ocurran en los sitios bajo sucesión natural y la identidad de las especies, lo que se discute a continuación.

En este experimento, la masa de mantillo se vio favorecida por los atributos de las plantaciones y de las especies reclutadas. Nuestros resultados coinciden con lo registrado para una selva estacional en Yucatán, México donde la riqueza de especies y la abundancia de plántulas explicó la masa de mantillo (Ceccon, 2011). La vegetación establecida, al producir hojarasca, mejora las condiciones para el establecimiento de nuevas plantas; por ejemplo, en la selva húmeda de la Estación Biológica La Selva, en Costa Rica se registró que las plantaciones de entre 15 y 25 años favorecieron un mayor reclutamiento en los sitios donde se registró una mayor masa de mantillo (Montagnini, 2007). También, en un estudio en comunidades de herbáceas en pantanos y praderas de 6 años en Estados Unidos se registró que la vegetación establecida y la masa de mantillo favorecieron un mayor reclutamiento (Suding & Goldberg, 1999). En este estudio, algunas parcelas se vieron invadidas por pastos exóticos (CONABIO, 2010; Figura 14): (i) *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov es un pasto perenne africano anual y sus diásporas pueden adherirse a las plumas de las aves y al pelaje de animales, pero se cree que el ganado es el vector más importante de dispersión (Revisado en Areces-Berazain,

2023). (ii) *Andropogon gayanus* Kunth también es un pasto perenne africano con un rápido rebrote que puede medir hasta tres metros de altura (Revisado en Keller Grein & Schultze Kraft, 1989; Ramírez Reynoso *et al.*, 2020). Estos pastos pueden formar poblaciones que desplazan a la vegetación nativa (CONABIO, 2010). Para este estudio, separamos la masa de mantillo de leñosas de aquella proveniente de los pastos exóticos que invadieron las parcelas de restauración: en promedio, la masa de mantillo de pastos más alta fue registrada en los monocultivos de la leguminosa temprana *Pithecellobium dulce*, mientras que la menor masa de mantillo de pastos se registró en la combinación de plantación Mixto 2 (Apéndice 8); el tratamiento Mixto 2 incluye a *Dodonea viscosa* (Sapindaceae) que fue la especie que acumuló la mayor masa de mantillo en sus monocultivos (Tabla 1; Apéndice 9). Correlaciones de Pearson de los atributos de las plantaciones, la sucesión natural con la cobertura de pastos mostró que esta cobertura de pastos no afectó la masa de mantillo de las leñosas ni los demás atributos del proceso de sucesión natural, como el reclutamiento. Estos pastos podrían tener un efecto posterior al detener la sucesión natural en estas parcelas, lo que tendrá que evaluarse mediante censos del reclutamiento en los siguientes años.

Una de las especies reclutas más importantes en este experimento fue *Mimosa affinis* B.L. Rob, una leguminosa sucesional temprana nativa de la REBIOSH (Wang *et al.*, 1999). Algunos individuos sucesionales tempranas como los de *Mimosa* en este estudio se pueden ver favorecidos por las condiciones de los sitios secundarios, pero sólo cuando se excluye la perturbación, por ejemplo, en otros estudios en selva estacional, *Mimosa benthami* fue la especie más abundante

en áreas bajo sucesión natural y en plantaciones (Alba García, 2011, Martínez-Pérez 2014; Cesar Vázquez-Delgado, FCB-UAEM, datos no publicados). En este estudio, los análisis revelaron que el aumento en la cobertura de *Mimosa affinis* resultó en un aumento en la masa de mantillo en todos los tratamientos. Resultados similares se han registrado en otros estudios, por ejemplo, en el campo experimental en Pesquisa, Brasil se registró que después de 1 año de estudio, otra especie de Mimosa, *M. caesalpinifolia* Benth, aportó más masa de mantillo que otras leguminosas sucesionales tempranas como *Acacia mangium* Willd y *A. holosericea* Maiden (Andrade *et al.*, 2000). También, en un estudio de un año, en la Estación Experimental de Itambé, Estado de Perna, Brasil se registró que *M. caesalpinifolia* aportó más masa de mantillo que otra leguminosa sucesional temprana también sembrada en este estudio, *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp (de Oliveira Apolinário *et al.*, 2016). Por otra parte, a diferencia de los pastos, la cobertura de *Mimosa affinis* si tuvo un efecto negativo en las plantaciones y en la sucesión natural: correlaciones simples entre los atributos de las plantaciones y la sucesión natural revelaron que un aumento en la cobertura de *M. affinis* se relacionó con una menor altura y diámetro a la base de las plantas sembradas, y también una menor riqueza de reclutas y de su crecimiento en diámetro (Apéndice 10). La revelación de que la cobertura de *M. affinis* disminuyó el crecimiento de las especies plantadas y también el reclutamiento y el crecimiento de las plántulas sugiere que esta especie puede estar comportándose como una inhibidora de la sucesión (ver Modelo II de Connell & Slatyer 1977), deteniendo el proceso de sucesión natural. Así, aunque la masa de mantillo en las plantaciones y en las parcelas bajo sucesión natural se vio favorecida por las especies sembradas y las reclutadas, es necesario realizar

experimento de remoción de *M. affinis* para comprobar su efecto como posible inhibidora de la sucesión natural.



**Figura 14.** Pasto exótico *Andropogon gayanus* B.L. Rob presente en algunas parcelas bajo plantaciones de restauración en temporada de lluvias y secas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Fotos tomadas por Gerardo A. Rojas Robles

Contrario a nuestra predicción, en este estudio la masa de mantillo fue similar en temporada de secas y lluvias y solo disminuyó un 22% en la época de lluvias. La hojarasca se acumula en la temporada de secas porque los árboles tiran las hojas y se descompone en la época de lluvias debido a la humedad (Murphy & Lugo, 1986a; Montagnini & Jordan, 2002). Por ejemplo, un estudio en la selva estacional de Chamela, Jalisco, México reveló una reducción de la capa de mantillo del 68% al final de la estación lluviosa (Martínez Yrizar, 1980). Otro estudio en esa misma selva estacional por 8 años reveló que la masa de mantillo siempre fue mayor en la estación seca (mayo y enero) que en la lluviosa (octubre) y este patrón se debió a la frecuencia de eventos de lluvia de >10 mm que aumentaron las tasas de descomposición de la hojarasca (Anaya *et al.*, 2012). También en una selva estacional en Espírito Santo, Brasil, en sitios sucesionales de 50 años, la masa de mantillo se redujo un 18% en la estación de lluvias, aunque los autores no reportaron una prueba estadística entre estaciones (Neves *et al.*, 2022). Otros estudios también han reportado hallazgos similares a los nuestros; por ejemplo, en sistemas silvícolas en la estación ecológica del Seridó, Caatinga, Brasil se registró que la masa de mantillo fue similar en secas y lluvias (Lucena *et al.*, 2019). También, en plantaciones de restauración en un Bosque Denso Ombrofílico de Tierras Bajas, Espírito Santo, Brasil se registró una masa de mantillo similar entre estaciones (Caldeira *et al.*, 2019). Por otra parte, la cantidad de lluvia en los años de este estudio pudo afectar nuestros resultados: en el 2020, un año antes del muestreo, la cantidad anual de lluvia fue de 728 mm, que corresponde a 258 mm menos que lo que se registró como promedio histórico de los últimos 15 años (Revisado en



Márquez-Torres & Martínez-Garza, 2022). Esta disminución en la cantidad de lluvia tuvo un efecto negativo en el crecimiento y la supervivencia de las plantas sembradas (Márquez-Torres & Martínez-Garza, 2022), lo que seguramente también disminuyó la cantidad de hojarasca que se produjo en la siguiente temporada seca. En el 2021, la precipitación anual fue de 880 mm, y aunque fue mayor a la registrada en el 2020, correspondió a 106 mm menos que el promedio histórico; esta menor humedad pudo haber disminuido la tasa de descomposición de la hojarasca, por lo que se registró más masa de mantillo durante el muestreo de la época de lluvias. En este estudio se registró la misma cantidad de masa de mantillo en las lluvias y en las secas debido probablemente a la cantidad de lluvia que disminuyó el crecimiento de las plantas y afectó la tasa de descomposición de la hojarasca.

De acuerdo con nuestra predicción, la masa de mantillo aumentó con la riqueza de especies plantadas. Nuestros resultados concuerdan con lo reportado en plantaciones de 4 años en una selva tropical húmeda en Panamá donde la masa de mantillo fue mayor en plantaciones con 6 especies en comparación con plantaciones de 3 especies y en monocultivos (Scherer-Lorenzen *et al.*, 2007). También, en plantaciones de 6 años en una selva subtropical en Jiangxi, China se registró que la masa de mantillo aumentó conforme aumentó la riqueza de especies de árboles (1 a 16 especies; Huang *et al.*, 2018). Incluso en ecosistemas templados en Catalonia, España se registró una mayor masa de mantillo en bosques con 5 especies en comparación con aquellos que solo tenían una especie (Vilà *et al.*, 2004). Pero el número de especies plantadas no aumenta la masa de mantillo indefinidamente y con el tiempo desaparece el efecto de la riqueza de especies; por

ejemplo, en plantaciones de restauración en el Bosque Denso Ombrofilico de Tierras Bajas en Espírito Santo, Brasil se registró que, en plantaciones de 9 años, la masa de mantillo no aumentó cuando se evaluaron de 29 y hasta 114 especies de árboles (Caldeira *et al.*, 2019). En los ecosistemas evaluados, la masa de mantillo muestra un aumento con el número de especies plantadas, desde 1 y hasta 12 especies en los primero 6 años de la plantación, el efecto de las plantaciones puede desaparecer con el tiempo debido al reclutamiento de especies, como ya se discutió, o a la identidad de las especies, lo que se discute a continuación.

Contrario a lo esperado, la masa de mantillo no se vio afectado por el grupo funcional. En las plantaciones de leguminosas esperábamos una mayor masa de mantillo porque se sabe que estas especies, gracias a su simbiosis con bacterias fijadoras de N, pueden crecer tan rápido como las especies sucesionales tempranas (Martínez-Garza *et al.*, 2016; Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). Por ejemplo, en sistemas de producción de *Coffea arabica* (Rubiaceae) de 4 años en Masaya, Nicaragua con 4 especies de árboles se registró que la masa de mantillo fue mayor en la combinación de plantación que incluía 2 especies leguminosas (Altamirano, 2005). También, en un experimento de sistemas agroforestales de *Coffea arabica* de 12 años en Masatepe, Nicaragua, con 4 especies de árboles se registró que la masa de mantillo fue mayor en la combinación que incluía 2 especies leguminosas (Reyes Trujillo & Rodríguez Madrigal, 2014). En un estudio en un matorral atlántico en Galiñeiro, España se registró que la cubierta vegetal de 2 especies leguminosas favoreció más la masa de mantillo que la de una especie de no leguminosas (Rodríguez & Cano, 2005). En las plantaciones de este estudio, durante el primer

año, las 6 especies leguminosas y las 6 no leguminosas mostraron el mismo incremento en volumen (Márquez Torres & Martínez Garza, 2019), pero para el segundo año, las leguminosas, en promedio, tuvieron una mayor supervivencia (25%) que las no leguminosas (22%; Márquez-Torres & Martínez-Garza, 2022), lo que debió influir en una mayor acumulación de hojarasca de leguminosas. Pero, la especie sucesional temprana no leguminosa *Dodonaea viscosa* (*Sapindaceae*), tuvo la mayor supervivencia (73%; Márquez-Torres & Martínez-Garza, 2022) y también fue la especie con el más alto incremento en volumen ( $28 \pm 8 \text{ cm}^3/\text{mes}$ ; Márquez-Torres, 2022). Además, en los monocultivos de *D. viscosa* fue donde se registró la mayor masa de mantillo ( $898.00 \pm 83.31 \text{ g/m}^2$ ; Apéndice 9); estos datos revelan que probablemente debido a la aportación de *D. viscosa* aumentó la masa de mantillo registrada para las no leguminosas hasta igualar la que se obtuvo para las 6 leguminosas. Finalmente, debido a la mortalidad de las especies plantadas, pudo quedar espacio para el reclutamiento de algunas leguminosas, como *Mimosa affinis*; como ya se discutió arriba, la cobertura de esta especie afectó el crecimiento en altura y diámetro de las plantaciones, pero al reclutarse en las siete combinaciones de plantación, pudo difuminar el efecto de la plantación de leguminosas en la acumulación de masa de mantillo. En conclusión, para lograr un aumento en la masa de mantillo, además de considerar plantar leguminosas, hay que conocer las tasas de crecimiento en áreas abiertas de todas las especies que se van a plantar, favorecer el reclutamiento natural y vigilar que las reclutas no inhiban la sucesión. Más estudios sobre la descomposición de la hojarasca y la

velocidad de liberación de nutrientes dependiendo de las especies sembradas, son necesarios para aumentar la velocidad de recuperación de los ecosistemas.

### **Implicaciones para la restauración ecológica de la selva estacional**

En este estudio, las plantaciones de entre 2 y 12 especies, a partir del cuarto año, acumularon más mantillo que la sucesión natural. Las plantaciones de restauración pueden ser una herramienta para aumentar la masa de mantillo en los primeros años, aunque después de 6 años, un alto reclutamiento puede obscurecer este beneficio.

En la selva estacional, el crecimiento de las plantas está limitado al periodo de lluvias que dura unos cuantos meses al año. En estos ecosistemas, el mantillo mantiene la humedad del suelo en la estación seca además de su función de liberar nutrientes al suelo con la descomposición de la hojarasca. Así, al favorecer la acumulación de mantillo en los sitios bajo restauración se puede aumentar el desempeño de las especies plantadas y también de las que se recluten naturalmente. Por ejemplo, la especie sucesional temprana no leguminosa *Dodonaea viscosa* y la especie leguminosa sucesional tardía *Eysenhardtia polystachya* tuvieron crecimientos similares en volumen y fueron las dos especies que más mantillo aportaron; por otra parte, su supervivencia en estos sitios degradados contrastó fuertemente: *D. viscosa* tuvo un 73% de sobrevivencia en los primeros 28 meses mientras que *E. polystachya* tuvo una sobrevivencia mucho menor (35%; Márquez-Torres & Martínez-Garza, 2022). Dada su aportación a la

masa de mantillo, se sugiere la plantación de estas dos especies en proyectos de restauración, considerando plantar a *E. polystachya* en mayores densidades debido a su menor sobrevivencia.

De acuerdo con este estudio, *Pithecellobium dulce* favoreció una mayor acumulación de mantillo de pastos posiblemente debido a su supervivencia extremadamente baja en estos sitios degradados (4%; Márquez-Torres & Martínez-Garza, 2022); el establecimiento de esta especie podría considerarse para sistemas silvopastoriles que buscan estrategias de producción en co-existencia con el mantenimiento de la biodiversidad. Por ejemplo, se sugiere aumentar la diversidad de árboles dentro de paisajes agropecuarios donde haya también zonas con pastos para el mantenimiento del ganado (de la Peña-Domene *et al.*, 2022b). Por otra parte, cuando *Pithecellobium dulce* se plantó con otras especies, favoreció menos acumulación de masa de pasto (i.e., mixto 2) debido probablemente a que su supervivencia fue 10 veces mayor (41.11%; Márquez Torres, 2022). La plantación de especies en policultivos parece disminuir la probabilidad de la invasión de pastos exóticos, pero si se busca establecer sistemas agrosilvopastoriles, la plantación de una leguminosa como *P. dulce* podría favorecer el crecimiento de pastos para alimentar al ganado.

## Conclusiones

1. Después de 4 años de establecido el experimento las plantaciones de entre 3 y 12 especies tuvieron 1.2 veces más masa de mantillo que los sitios bajo sucesión natural.
2. La masa de mantillo aumentó por efecto de la riqueza de especies plantadas.
3. La cobertura de la recluta leguminosa sucesional temprana *Mimosa affinis* contribuyó a una mayor acumulación de masa de mantillo.
4. La masa de mantillo fue similar en las plantaciones de especies leguminosas y en las de no leguminosas probablemente debido al éxito de la no leguminosa *Dodonea viscosa* y al alto reclutamiento en todas las parcelas de la leguminosa *Mimosa affinis*.
5. La cobertura de pastos no afectó la masa de mantillo de las leñosas ni tuvo un efecto en los atributos de las plantaciones ni en los de la sucesión natural.

## Literatura Citada

- Adili, B., El Aouni, M. H., & Balandier, P. (2013). Unravelling the influence of light, litter and understorey vegetation on *Pinus pinea* natural regeneration. *Forestry*, 86(3), 297-304.
- Aguilar-Arias, H., Ortiz-Malavassi E, Vílchez-Alvarado B, Robin L. Chazdon. (2011). Biomasa sobre el suelo y carbono orgánico en el suelo en cuatro estadios de sucesión de bosques en la Península de Osa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(22). 22-31.
- Alba-García, L. (2011). Reclutamiento de leñosas en la selva seca de la localidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 59pp.
- Altamirano, J. A. (2005). Biomasa y nutrientes de mantillo en diferentes sistemas de producción de café (*Coffea arabica* L.) en el municipio de Masatepe, departamento de Masaya, Nicaragua. Universidad Nacional Agraria, UNA. 56 pp.
- Anaya, C. A, Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A., & García-Oliva, F. (2012). Large rainfall pulses control litter decomposition in a tropical dry forest: evidence from an 8-year study. *Ecosystems*, 15(4), 652-663.
- Andrade, A., Costa, G., & Faria, S. (2000). Deposition and decomposition of litter of four years old *Mimosa caesalpinifolia*, *Acacia mangium*, and *Acacia holosericea* in a planosol. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 24, 777-785.
- Areces-Berazain, F. (2023). *Pennisetum setaceum* (fountain grass). CAB International Issue 202: Compendia Datasheets. 16 pp. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/epdf/10.1079/cabicompendium.116202>
- Ávalos-Hernández, O. (2007). Bombyliidae (Insecta: Diptera) de Quilamula en el área de reserva Sierra de Huautla, Morelos, México. *Acta zoológica mexicana*, 23(1), 139-169.

- Barbour, M. G., Burk. J. H, & Pitts. W. D. (1980). Terrestrial plant ecology. Publishing Company Benjamin/Cummings. Menlo Park, California, USA. 604 pp.
- Barrera, M. D., Frangi, J. L., Ferrando, J. J., & Goya, J. F. (2004). Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizzarri en El Bolsón, Río Negro. *Ecología austral*, 14(2), 99-112.
- Begon, M., Harper, J. L., & Townsend, C. R. (1986). Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell scientific publications. Oxford, England. 876pp.
- Beltrán, L. C., Aguilar-Dorantes, K. M., & Howe, H. F. (2020). Effects of a recalcitrant understory fern layer in an enclosed tropical restoration experiment. *NeoBiota*, 59, 99-118.
- Berendse, F., Berg, B., & Bosatta, E. (1987). The effect of lignin and nitrogen on the decomposition of litter in nutrient-poor ecosystems: a theoretical approach. *Canadian Journal of Botany*, 65(6), 1116-1120.
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1982). The Storage and Production of Organic Matter in Tropical Forests and Their Role in the Global Carbon Cycle. *Biotropica*, 14(3), 161–187.
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical Secondary Forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6(1), 1–32.
- Caldeira, M. V. W., Godinho, T. d. O., Moreira, F. L., Campanharo, Í. F., Castro, K. C., Mendonça, A. R. d., & Trazzi, P. A. (2019). Litter as an ecological indicator of forest restoration processes in a dense ombrophyllous lowland forest. *Floresta e Ambiente*, 26 (Spec No 1). 11pp.
- Camargo, P. H., Pizo, M. A., Brancalion, P. H., & Carlo, T. A. (2020). Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: Implications for restoration. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2329-2339.
- Campo, J. (2016). Shift from ecosystem P to N limitation at precipitation gradient in tropical dry forests at Yucatan, Mexico. *Environmental Research Letters*, 11(9), 095006.



- Carvajal-Vanegas, D., & Calvo-Alvarado, J. (2013). Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 10(25), 12pp.
- Carrasco-Carballido, P.V. 2019. Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia. Tesis de Doctorado en Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 126 pp.
- Carrasco-Carballido, V., Martínez-Garza, C., Jiménez-Hernández, H., Márquez-Torres, F., & Campo, J. (2019). Effects of initial soil properties on three-year performance of six tree species in tropical dry forest restoration plantings. *Forests*, 10(5), 428.
- Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, C., & Dirzo, R. (2010). Diversidad, amenazas y regiones prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. FCE, CONABIO, CONANP. México. 591pp.
- Ceccon, E. (2011). Los bosques tropicales estacionalmente secos: ¿una prueba ácida para la restauración?. En *La Restauración Ecológica en la Práctica. Memorias en extenso del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración*. Universidad Nacional de Colombia. 119-130 pp.
- Ceccon, E., Sánchez, S., & Campo, J. (2004). Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology*, 170(2), 277-285.
- Ceccon, E., & Martínez-Garza, C. (2016). Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. En Ceccon, E., & Martínez-Garza, C. *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Ciudad de

- México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 385-406pp.
- Celentano, Zahawi. D., Finegan. R. A. , Casanoves B., Ostertag, F., Cole, R., R. J., & Holl, K. D. (2011). Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1323-1336.
- Chapin III, F.S., P.A. Matson y H. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag, Nueva York. 529 pp.
- Coley, P. (1988). Effects of plant growth rate and leaf lifetime on the amount and type of anti-herbivore defense. *Oecologia*, 74(4), 531-536.
- Coley, P. D., Bryant, J. P., & Chapin III, F. S. (1985). Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230(4728), 895-899.
- CONABIO. (2010). Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 94 pp.
- CONANP. (2005). Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra Huautla, México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Cd. Mx., México. 210 pp.
- Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982), 1119-1144.
- Dawson, J. O. (1990). Interactions among actinorhizal and associated plant species. En Schwintzer Christa R, Tjepkema John. *The biology of Frankia and actinorhizal plants*. San Diego California. Academic Press. 299-316.
- De la O-toris, J., Maldonado, B., & Martínez-Garza, C. (2012). Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences*, 90(4), 469-480.

- de la Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Ayestarán-Hernández, L. M., & Howe, H. F. (2018). Plant attributes that drive dispersal and establishment limitation in tropical agricultural landscapes. *Forests*, 9(10), 620.
- de la Peña-Domene, M., Tapia, G. R., Mesa-Sierra, N., Rivero-Villar, A., Giardina, C. P., Johnson, N. G., & Campo, J. (2022a). Climatic and edaphic-based predictors of normalized difference vegetation index in tropical dry landscapes: a pantropical analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 31(9), 1850-1863.
- de la Peña-Domene, M., Ayestarán Hernández, L. M., Márquez Torres, J. F., Martínez Monroy, F., Rivas Alonso, E., Carrasco Carballido, P. V., & Martínez-Garza, C. (2022b). Sistemas silvopastoriles enriquecidos: una propuesta para integrar la conservación en la producción ganadera en comunidades rurales de Los Tuxtlas, México. *Acta botánica mexicana*, (129), e1925.
- de Oliveira Apolinário, V. X., Dubeux Jr, J. C. B., de Andrade Lira, M., Sampaio, E. V., de Amorim, S. O., de Miranda e Silva, N. G., & Muir, J. P. (2016). Arboreal legume litter nutrient contribution to a tropical silvopasture. *Agronomy Journal*, 108(6), 2478-2484.
- De Paz, M., Gobbi, M. E., & Raffaele, E. (2013). Mantillo de las especies leñosas de matorrales del NO de la Patagonia: abundancia, composición, estructura y heterogeneidad. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48(3-4), 525-541.
- Dirzo, R., Young, H. S., Mooney, H. A., & Ceballos, G. (2011). *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Washington: Island Press. 392 pp.
- Espindola, J. A., J. G. Guerra, H. De-polli, d. De Almeida, & A. d. S. Abboud. (2005). *Adubação verde com leguminosas*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica: Embrapa Agrobiologia :1ª Edição. 54 pp.
- Facelli, J. M., & Pickett, S. T. (1991). Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The botanical review*, 57, 1-32.
- Feeny, P. (1970). Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars. *Ecology*, 51(4), 565-581.

- Fine, P. V. (2002). The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of tropical ecology*, 18(5), 687-705.
- Finegan, B. (1984). Forest succession. *Nature*, 312(5990), 109-114.
- Gama-Rodrigues, A. C., & de Barros, N. F. (2002). Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *Sociedade de Investigações Florest.* 1(26). 15 pp.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., & Liu, J. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration ecology*, 27(1), S1-S46.
- Garcia, E. (1964). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 97 pp.
- García-Oliva, F., Casar, I., Morales, P., & Maass, J. M. (1994). Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia*, 99(3-4), 392-396.
- Gerhardt, K. (1996). Germination and development of sown mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in secondary tropical dry forest habitats in Costa Rica. *Journal of tropical ecology*, 12(2), 275-289.
- Guariguata, M. R., Rheingans, R., & Montagnini, F. (1995). Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration ecology*, 3(4), 252-260.
- Haggar, J., Wightman, K., & Fisher, R. (1997). The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 99(1-2), 55-64.
- Hansen, R. A., & Coleman, D. C. (1998). Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology*, 9(1-3), 17-23.
- Hooper, E., Condit, R., & Legendre, P. (2002). Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological applications*, 12(6), 1626-1641.

- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1165-1174.
- Houghton, R. A., Lefkowitz, D. S., & Skole, D. L. (1991). Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 I. Progressive loss of forests. *Forest ecology and management*, 38(3-4), 143-172.
- Huang, Y., Ma, K., Niklaus, P. A., & Schmid, B. (2018). Leaf-litter overyielding in a forest biodiversity experiment in subtropical China. *Forest Ecosystems*, 5(1), 1-9.
- Islam, K. R., & Weil, R. (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, ecosystems & environment*, 79(1), 9-16.
- Jaramillo, V. J., & Sanford, R. (1995). Nutrient cycling in tropical deciduous forest. *Seasonally dry tropical forest*. Cambridge University, Cambridge, Reino Unido. 346-361 pp.
- Keller Grein, G., & Schultze Kraft, R. (1989). Descripción botánica y distribución natural *Andropogon gayanus*. En Toledo J.M., Vera R., Lascano C., Lenné J.L. *Andropogon gayanus* Kunth: Un pasto para los suelos ácidos del trópico. CIAT: Centro Internacional de Agricultura Tropical. Cali, Colombia. 1-20 pp.
- Kennard, D. K. (2002). Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of tropical ecology*, 18(1), 53-66.
- Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310 (5754), 1628-1632.
- Lambers, H., F. S. Chapin III, & T. L. Pons 2008. *Plant physiological ecology*. Springer Science & Business Media. Switzerland AG. 623 pp.
- Lucena, M. S. d., Alves, A. R., & Alves Bakke, I. (2019). Aporte de mantillo y nutrientes en ecosistema semiárido de Brasil (Caatinga) bajo sistemas silvícolas. *Madera y bosques*, 25(1). 16 pp.

- Maass, J. M., Jordan, C. F., & Sarukhan, J. (1988). Soil Erosion and Nutrient Losses in Seasonal Tropical Agroecosystems Under Various Management Techniques. *Journal of Applied Ecology*, 25(2), 595–607.
- Maass, J. (1995). Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In S. Bullock, H. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge: Cambridge University Press. 399-422 pp.
- Maldonado, B., Caballero, J., Delgado-Salinas, A., & Lira, R. (2013). Relationship between use value and ecological importance of floristic resources of seasonally dry tropical forest in the Balsas river basin, México. *Economic botany*, 67, 17-29.
- Márquez-Torres, J.F. (2022). Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas. Tesis de Doctorado, Doctorado en Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México. 184 pp.
- Márquez-Torres, J. F., & Martínez-Garza, C. (2022). Survival of 12 native tree species in restoration plantings in the dry forest. *Botanical Sciences*, 100(2), 314-330.
- Márquez Torres, J. F., & Martinez Garza, C. (2019). Desempeño de 12 especies de árboles de la selva estacional en monocultivos y policultivos. VII Congreso Mexicano de Ecología, Juriquilla, Querétaro, México.
- Márquez-Torres, J. F. (2016). Herbivoría y crecimiento en seis especies arbóreas de la selva estacional, establecidas en plantaciones de restauración ecológica. Tesis de Maestría, Maestría en Biología Integrativa de la biodiversidad y la Coservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México. 104 pp.
- Martínez-Garza, Campo-Alves C.J., Valenzuela-Galván C., Alba-García L. y Nicolás-Medina A. (2022). Siembra directa de árboles nativos para la restauración de la selva estacionalmente seca. *Acta Botanica Mexicana* 129: e1917. 32 pp.
- Martínez-Garza, C., & Howe, H. F. (2010). Características foliares y tasas vitales de árboles sucesionales tardíos de un bosque tropical perennifolio. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 86, 1-10.

- Martínez-Garza, C., Campo, J., Ricker, M., & Tobón, W. (2016). Effect of initial soil properties on six-year growth of 15 tree species in tropical restoration plantings. *Ecology and evolution*, 6(24), 8686-8694.
- Martínez-Garza, C., & Howe, H. F. (2003). Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology*, 40(3), 423-429.
- Martínez-Garza, C., Tobon, W., Campo, J., & Howe, H. (2013). Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degradation & Development*, 24(3), 287-295.
- Martínez-Pérez, A. (2014). Efecto de los tratamientos de restauración ecológica en la regeneración de avanzada en la selva baja caducifolia de la Sierra de Huautla, Morelos, México. División de ciencias biológicas y de la salud departamento el hombre y su ambiente. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Metropolitana. México, Xochimilco. 95pp.
- Martínez-Yrizar, A. (1995). Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forests. En: *Seasonally dry tropical forests*. Bullock SH, Mooney HA, Medina E (eds.). Cambridge University Press. New York. 326 – 345 pp.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhan, J., Perez-Jimenez, A., Rincon, E., Maass, J. M., Solis-Magallanes, A., & Cervantes, L. (1992). Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of tropical ecology*, 8(1), 87-96.
- Martínez-Yrizar, A., & Sarukhan, J. (1993). Cambios estacionales del mantillo en el suelo de un bosque tropical caducifolio y uno subcaducifolio en Chamela, Jalisco, México. *Acta botánica mexicana*. 21, 1-6.
- Martínez-Yrizar, A. (1980). Tasas de descomposición de materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 126 pp.
- Massad, T. J., Chambers, J. Q., Rolim, S. G., Jesus, R. M., & Dyer, L. A. (2011). Restoration of pasture to forest in Brazil's Mata Atlântica: The roles of herbivory, seedling defenses, and plot design in reforestation. *Restoration ecology*, 19(201), 257-267.

- Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza C., Ceccon E. y Guariguata M. R. (2018). La restauración de ecosistemas terrestres en México: situación actual, tendencias, necesidades y oportunidades. Centro para la Investigación Forestal Internacional. Bogor, Indonesia. 116 pp.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of biogeography*, 33(3), 491-505.
- Montagnini, F. (2007). ¿ Pueden las plantaciones forestales actuar como catalizadoras de la sucesión secundaria? = Can tree plantations as catalizers of secondary forest succession? *Ciencia & Investigación Forestal*, 13(2), 257-271.
- Montagnini, F., González, E., Porras, C., & Rheingans, R. (1995). Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. *The Commonwealth Forestry Review*, 74(4), 306–314.
- Montagnini, F., & Jordan, C. F. (2002). Reciclaje de nutrientes. En Guariguata M.R. & Kattan G. (1 eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. San José, Costa Rica. 167-192 pp.
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986a). Ecology of tropical dry forest. *Annual review of ecology and systematics*. 17:67-88 pp.
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986b). Structure and Biomass of a Subtropical Dry Forest in Puerto Rico. *Biotropica*, 18(2), 89–96 pp.
- Neves, N. M., Paula, R. R., Araujo, E. A., Gorsani Rodrigo, G., Abreu, K. M. P. d., & Kunz, S. H. (2022). Contribution of legume and non-legume trees to litter dynamics and CNP inputs in a secondary seasonally dry tropical forest. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 15(1), 8.
- Npackd (2021). RStudio for windows. Computer program manual. Version 1.4.1106. USA. <https://www.npackd.org/p/rstudio/1.4.1106>.
- Olson, D. M., & Dinerstein, E. (2002). The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89(2), 199–224.



- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., & Canadell, J. G. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993.
- Pérez Harguindeguy, N., Blundo, C. M., Gurvich, D. E., Díaz, S., & Cuevas, E. (2008). More than the sum of its parts? Assessing litter heterogeneity effects on the decomposition of litter mixtures through leaf chemistry. *Plant and Soil*, 303, 151-159.
- Petit-Aldana, J., Casanova-Lugo, F., Solorio-Sánchez, J., & Ramírez-Avilés, L. (2011). Producción y calidad de hojarasca en bancos de forraje puros y mixtos en Yucatán, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(1), 165-178.
- Petit, B., & Montagnini, F. (2006). Growth in pure and mixed plantations of tree species used in reforesting rural areas of the humid region of Costa Rica, Central America. *Forest Ecology and Management*, 233(2-3), 338-343.
- Poorter, L., Amissah, L., Bongers, F., Hordijk, I., Kok, J., Laurance, S. G., Lohbeck, M., Martínez-Ramos, M., Matsuo, T., & Meave, J. A. (2023). Successional theories. *Biological Reviews. Cambridge Philosophical Society*. 000–000, 21 pp.
- Rai, A., Singh, A. K., Ghosal, N., & Singh, N. (2016). Understanding the effectiveness of litter from tropical dry forests for the restoration of degraded lands. *Ecological Engineering*, 93, 76-81.
- Ramírez Reynoso, O., Flores Atilano, I., Hernández Castro, E., Rojas García, A. R., Maldonado Peralta, M. d. I. Á., & Valenzuela Lagarda, J. L. (2020). Population dynamics of stems and stability index of the llanero grass. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 11(SPE24), 23-34.
- Rebottaro, S., Cabrelli, D., Rivero, E., Ceballos, D., & Rienzi, E. (2003). Importancia del mantillo forestal de pinos subtropicales en suelos de baja fertilidad. *Actas del XII World Forestry Congress. Quebec City, Canadá*.
- Reyes Trujillo, J., Rodríguez Madrigal, O. (2014). Producción de materia seca y acumulación de nutrientes en el mantillo por la combinación de árboles de sombra y niveles de insumos en el cultivo de café (*Coffea arabica L.*)

- Masatepe, Nicaragua. Tesis de Ingeniería Agrónoma. Universidad Nacional Agraria Facultad de Agronomía. 55 pp.
- Roa-Fuentes, L., Martínez-Garza, C., Etchevers, J., & Campo, J. (2015). Recovery of soil C and N in a tropical pasture: passive and active restoration. *Land Degradation & Development*, 26(3), 201-210.
- Robertson, G.P., Paul, E.A. (2000). Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. En Sala, O.E., Jackson, R.B., Mooney, H.A., Howarth, R.W. (eds). *Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York, NY. 104-116 pp.
- Rodríguez, A., & Cano, A. G. (2005). Efecto de las leguminosas en el ciclo del nitrógeno de un matorral atlántico. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. 20, 203-208.
- Rojas-Chaves, P. A., Vílchez-Alvarado, B., Moya-Roque, R., & Sasa-Marín, M. (2015). Combustibles forestales superficiales y riesgo de incendio en dos estadios de sucesión secundaria y bosques primarios en el Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 12(29), 29-45.
- Rojas-Robles, G. A, Carrasco-Carballido, P. V, & Martínez-Garza, C. (2019). Efecto de Plantaciones de restauración en la concentración de nitrógeno y fósforo en el mantillo en una Selva estacional en Quilamula, Morelos. VII Congreso Mexicano de Ecología, Juriquilla, Querétaro, México.
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. 14, 3-21.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F., México. 504 pp.
- Saucedo-Morquecho, E. 2016. Desempeño y atributos funcionales de árboles en plantaciones de restauración ecológica en el bosque tropical caducifolio de chamela, Jalisco. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología, Manejo Integral de Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma De México. 127 pp.
- Scherer-Lorenzen, M., Luis Bonilla, J., & Potvin, C. (2007). Tree species richness affects litter production and decomposition rates in a tropical biodiversity experiment. *Oikos*, 116(12), 2108-2124.

- Schlesinger, W. H. (2013). The Global Cycles of Nitrogen and Phosphorus. En Schlesinger, WH, Bernhardt ES. Biogeochemistry, Eds. Durham, NC, USA. Academic Press. 762 pp.
- Sharma, D., & Sunderraj, S. F. W. (2005). Species selection for improving disturbed habitats in Western India. *Current Science*, 88(3), 462–467.
- Siebe, C., & Jahn, R. (1996). Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. 58 pp.
- Singh, J. S., & Gupta, S. (1977). Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *The botanical review*, 43(4), 449-528.
- Smith, T. M., & Smith, R. L. (2007). *Ecología*. ( 6.<sup>a</sup> ed.). Madrid, España. Pearson Educación, S. A. 776 pp.
- Sorani, V., G., R.-G., & Román - Colin, C. (2020). Diversidad de ecosistemas. En: La Biodiversidad de Morelos. Estudio de Estado, México. CONABIO. 3, 257-277.
- Statsoft19, Inc. 1984-2002. STATISTICA for Windows. Computer program manual. Version 7.0. Tulsa, USA.
- Suding, K. N., & Goldberg, D. E. (1999). Variation in the effects of vegetation and litter on recruitment across productivity gradients. *Journal of Ecology*, 87(3), 436-449.
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological conservation*, 94(2), 133-142.
- Valencia-Esquivel, José Israel, 2012. Efecto de plantaciones de restauración ecológica experimental en la caída de hojarasca en un pastizal tropical lluvioso en Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 43 pp.
- Valencia-Esquivel, J. (2013). Efecto de tratamientos de restauración ecológica experimental en la caída de hojarasca. III Congreso Mexicano de Ecología, Boca del Río, Veracruz, México.
- Vilà, M., Vayreda, J., Gracia, C., & Ibáñez, J. (2004). Biodiversity correlates with regional patterns of forest litter pools. *Oecologia*, 139(4), 641-646.

- Vázquez-Delgado, C.G. datos no publicados. Efecto de 10 años de restauración ecológica en la regeneración de avanzada en la selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma de Estado de Morelos. Morelos, México. 46pp.
- Vitousek, P. (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119(4), 553-572.
- Wang, E. T., Rogel M.A., Garcia de los santos A., Martinez-Romero J., Cevallos, M., & Martinez.Romero E. (1999). *Rhizobium etli* bv. *mimosae*, a novel biovar isolated from *Mimosa affinis*. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 49, 1479-149.
- Whitmore, T. (1989). Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70(3), 536-538.
- Yates, C. J., Norton, D. A., & Hobbs, R. J. (2000). Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology*, 25(1), 36-47.
- Zhang, K., Cheng, X., Dang, H., Ye, C., Zhang, Y., & Zhang, Q. (2013). Linking litter production, quality and decomposition to vegetation succession following agricultural abandonment. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 803-813.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., & Aide, T. M. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration ecology*, 8(4), 350-360.

## Apéndices

**Apéndice 1.** ANOVA factorial de la masa de mantillo durante la temporada de secas y lluvias en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Se muestran los grados de libertad (g.l.), la suma de cuadrados (MS), la F y p.

### a) Nivel de intervención

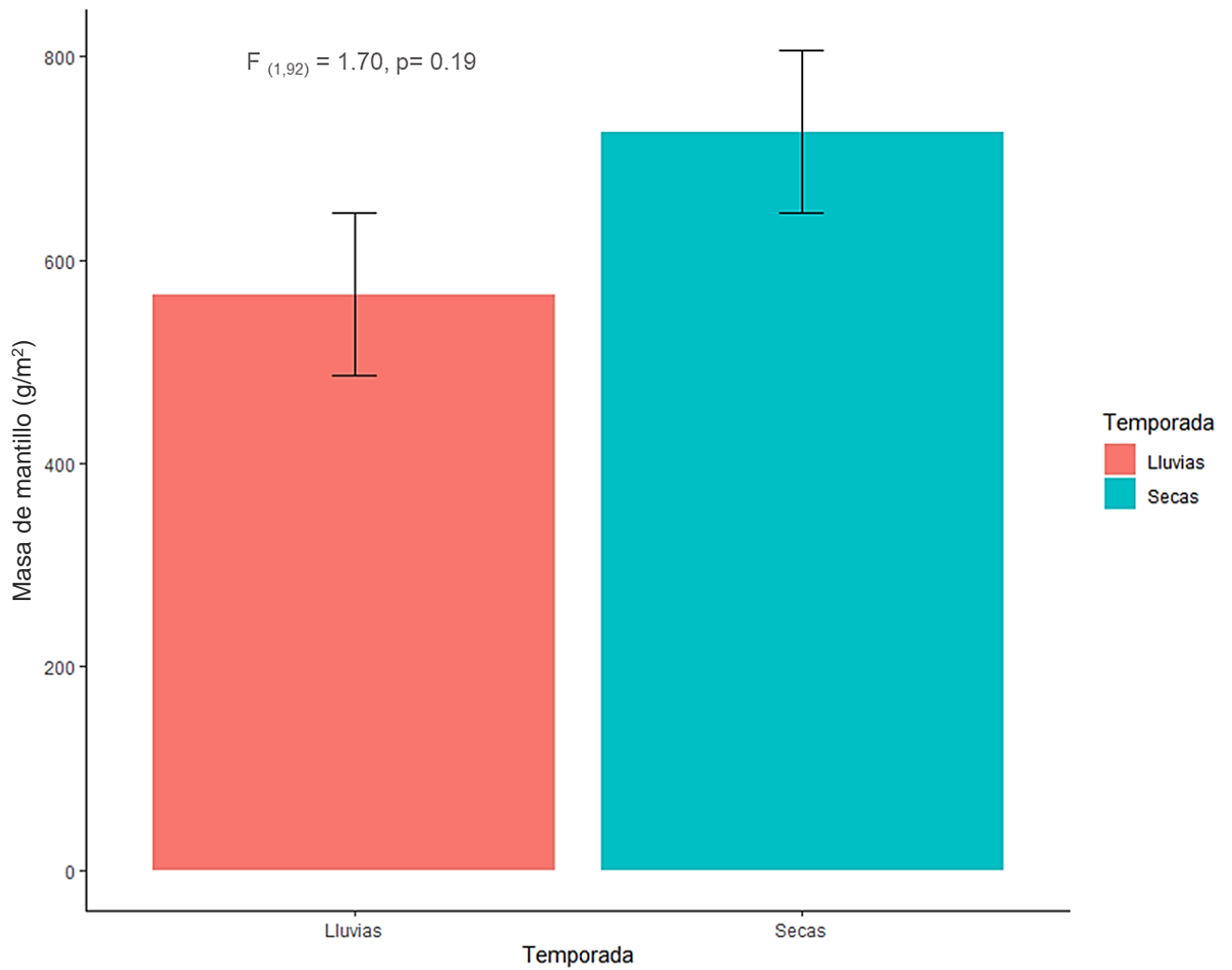
<b>Fuente de Variación</b>	<b>g.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Temporada	1	615235	1.70	0.19
Tratamiento Plantación y Sucesión Natural	1	2517804	6.97	<b>0.009</b>
Temporada x Tratamiento	1	7482	0.02	0.88
Error	92	360869		

### b) Grupo Funcional

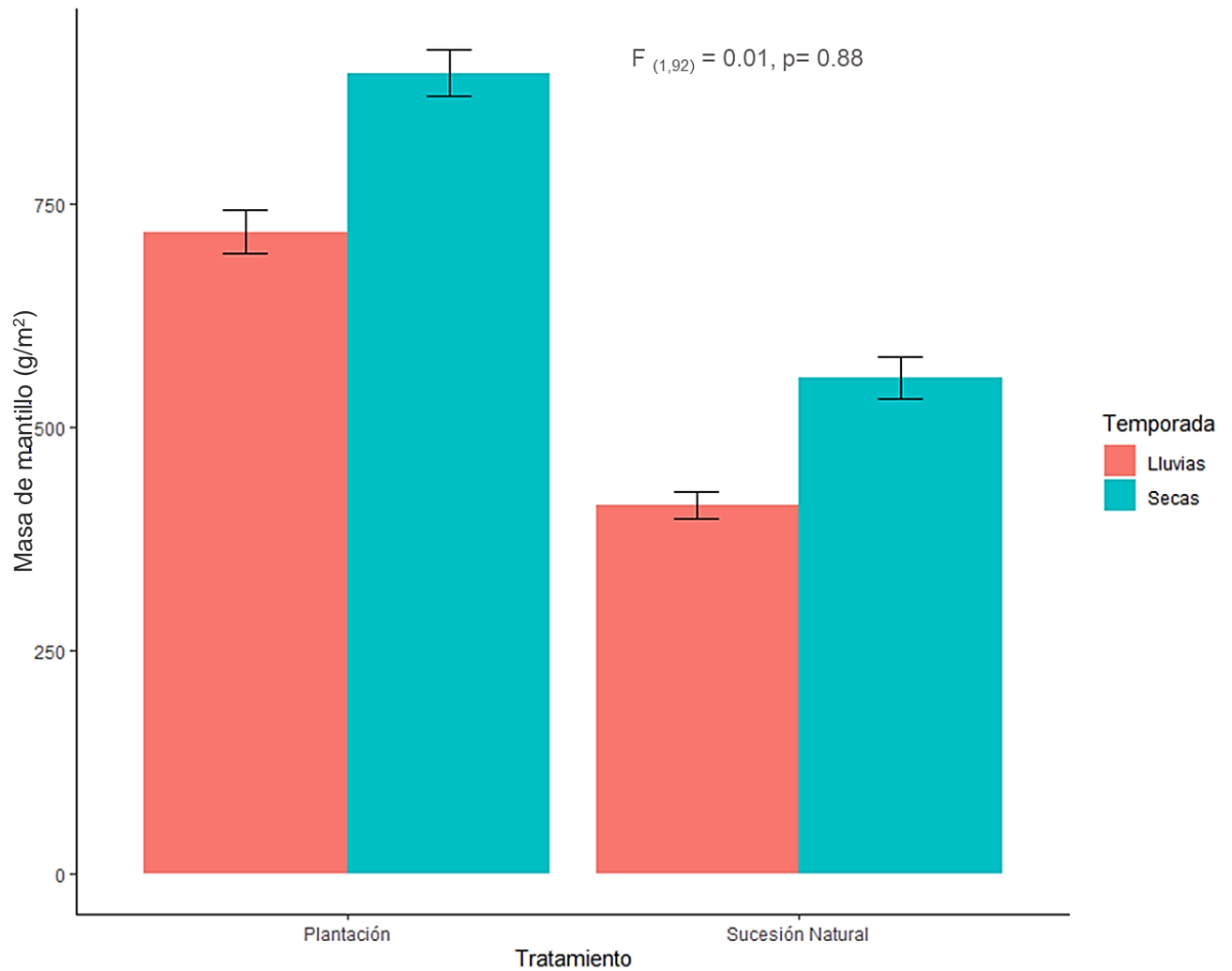
<b>Fuente de Variación</b>	<b>g.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Temporada	1	24689	0.08	0.76
Tratamiento Leguminosas y No Leguminosas	1	188085	0.68	0.40
Temporada x Tratamiento	1	398063	1.44	0.23
Error	92	275262		

**Apéndice 2.** Correlaciones del factor 1 y 2 del PCA de los 9 atributos de la vegetación en una selva estacional en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las correlaciones significativas están en negritas.

Variable	Factor 1	Factor 2
% Pasto <i>Andropogon gayanus</i>	-0.006	0.337
% Pasto <i>Panicetum setasem</i>	0.211	-0.20
% <i>Mimosa affinis</i>	-0.066	<b>0.694</b>
No. De especies Plantadas	0.722	-0.446
Altura de las plantaciones (cm)	<b>0.832</b>	-0.406
Diámetro a la base (DB) de las plantaciones (mm)	0.825	-0.379
No. De especies Reclutas	-0.577	<b>-0.647</b>
Altura de las reclutas (cm)	-0.504	-0.586
DB de las reclutas	<b>-0.709</b>	-0.557

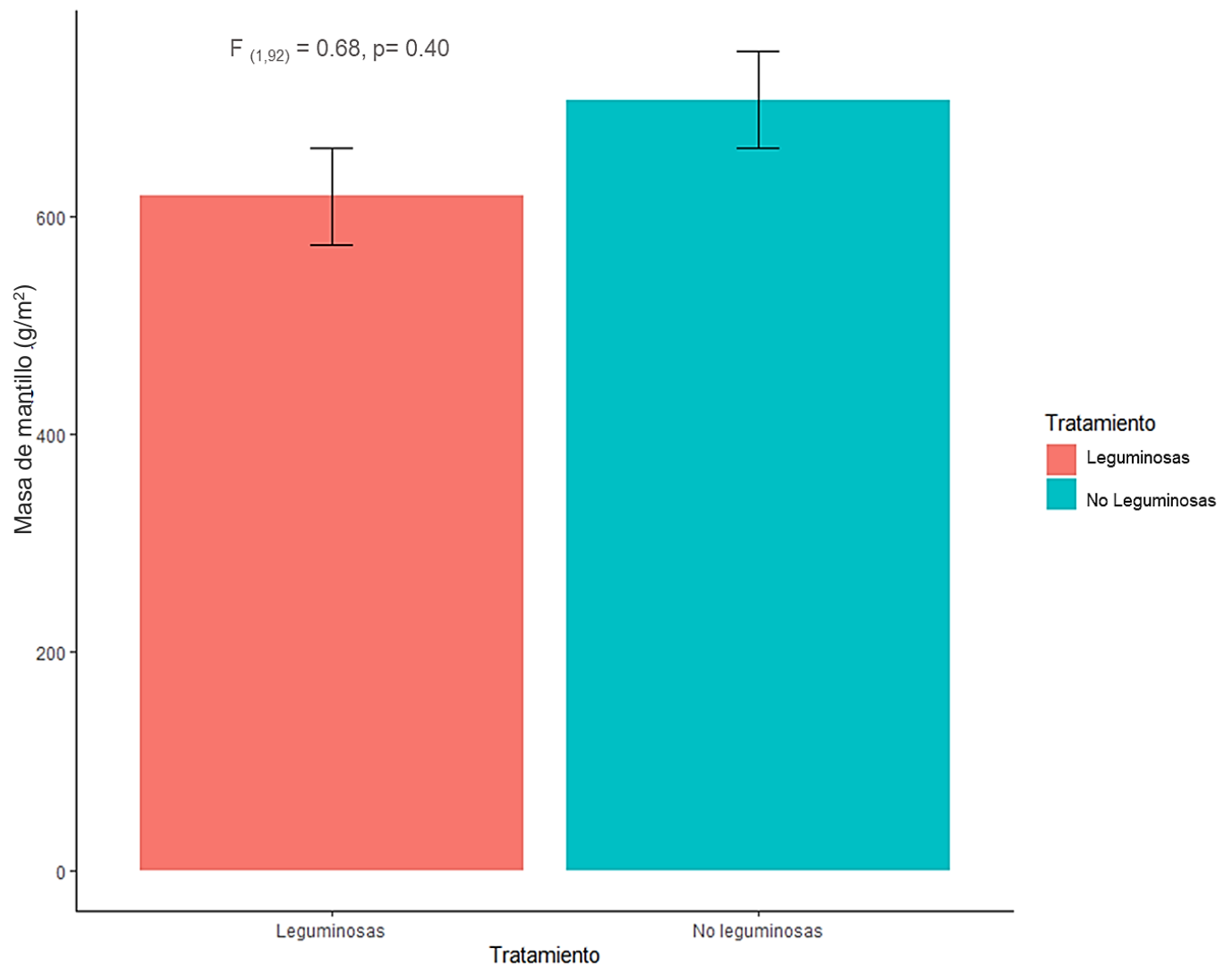


**Apéndice 3.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) en temporada de lluvias y secas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.

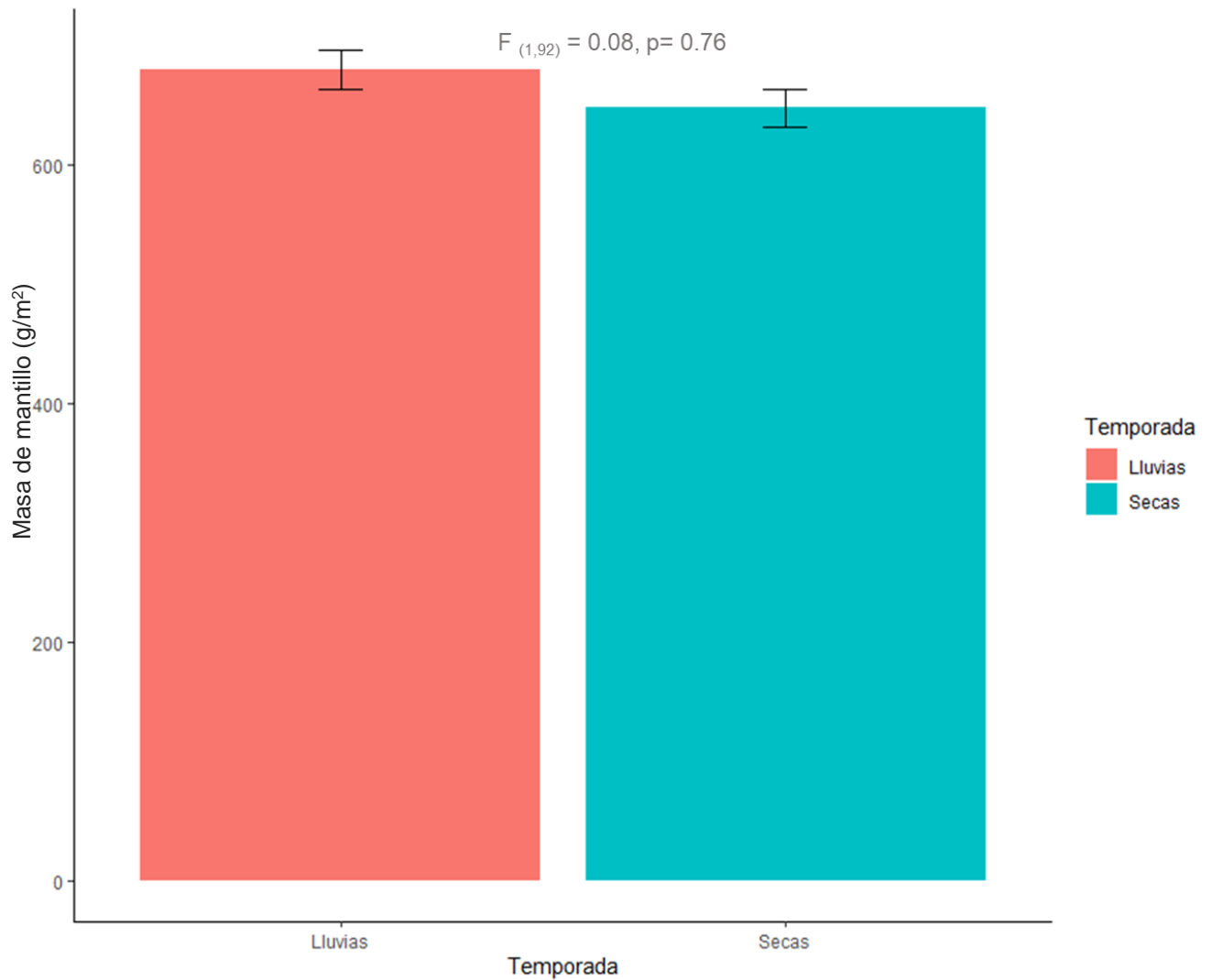


**Apéndice 4.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) en plantaciones y sucesión natural en temporada de lluvias y secas en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.





**Apéndice 5.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) en las plantaciones de leguminosas y no leguminosas en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.



**Apéndice 6.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) en las plantaciones de leguminosas y no leguminosas en temporada de secas y lluvias en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Las barras representan los promedios y las líneas verticales el error estándar.

**Apéndice 7.** Masa de mantillo (t/ha) en 15 estudios en ecosistemas tropicales secos.

<b>Referencia</b>	<b>País</b>	<b>Hábitat</b>	<b>Precipitación (mm)</b>	<b>Masa de mantillo (t/ha)</b>
Whigham, D <i>et al</i> , 1990	México	Selva Conservada	600	5.3
Castellanos-Barliza <i>et al</i> , 2018	Colombia	Selva Conservada	608	8.6
Martínez Yrizar y José Sarukhan, 1993	México	Selva Conservada	707	10.02
Anaya, 2007	México	Selva Conservada	780	5.5
Jaramillo y Stanford, 1995	México	Selva Conservada	780	3.2
Campo <i>et al</i> , 2001	México	Selva Conservada	780	5.1
Kauffman <i>et al</i> , 1993	Brasil	Selva conservada	803	4
Este estudio	México	Plantación, 4 años	808	8.7
Este estudio	México	Sucesión Natural, 4 años	808	4.8
Lugo y Murphy, 1986	Puerto Rico	Selva Conservada	860	12.3
Rojas Robles, 2019	México	Plantación, 3 años	892	7.9
Rojas Robles, 2019	México	Sucesión Natural, 3 años	892	7.9
Pizzani P, 2005	Venezuela	Selva Conservada	900	10.6
Raherison y Grouzis 2005	Madagascar	Selva Conservada	1151	7.2
Neves <i>et al</i> , 2022	Brasil	Sucesión Natural, 50 años	1305	3.3
Kauffman <i>et al</i> , 1994	Brasil	Selva Conservada	1414	3.7
Rojas Chávez <i>et al</i> , 2015	Costa Rica	Sucesión natural, 10-30 años	1492	11.2

**Apéndice 8.** Promedio y Error estándar de la masa de pasto (g/m<sup>2</sup>) en los monocultivos y en las diferentes combinaciones de plantaciones en una selva estacional Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. En la tabla se muestran los promedios en orden de mayor a menor.

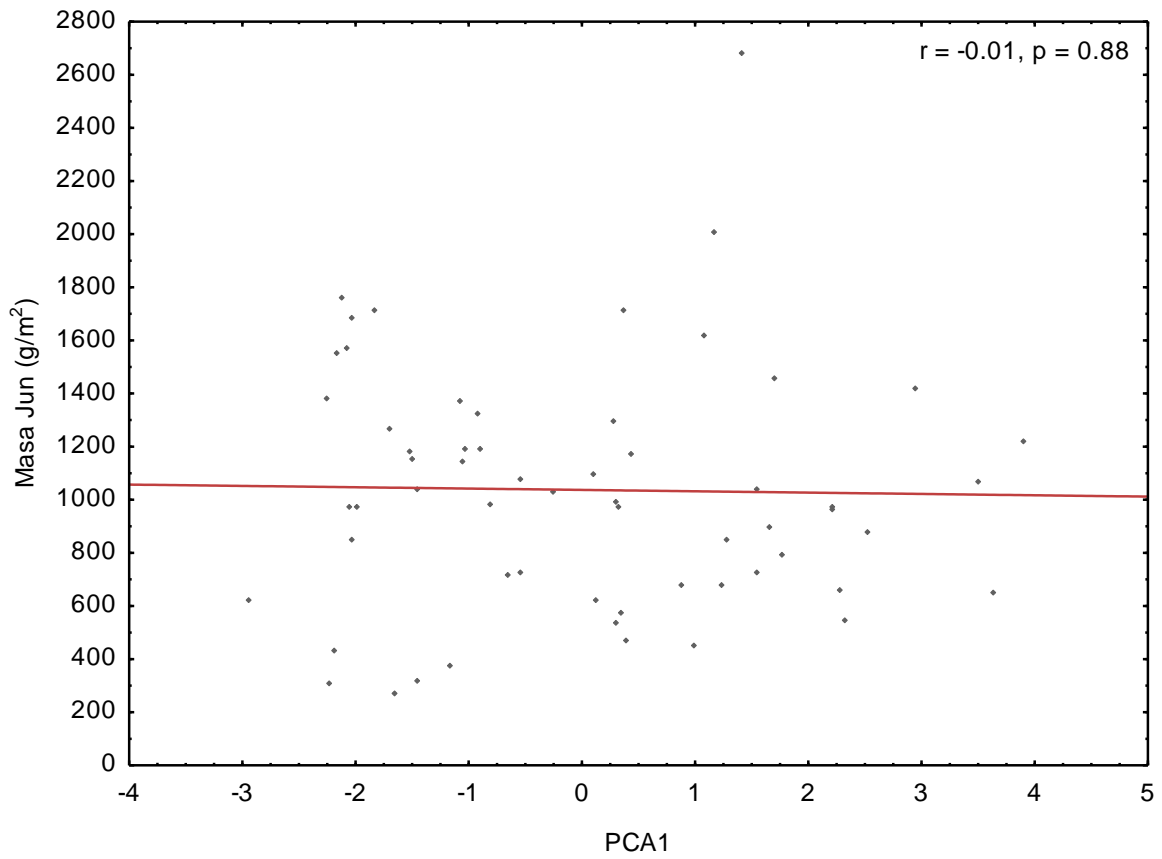
<b>Tratamiento</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error Estándar</b>
<i>Pithecellobium dulce</i>	5.27	0.11
Todas las especies	4.56	0.80
6 leguminosas	4.33	0.75
<i>Leucaena leucocephala</i>	4.09	0.69
<i>Bursera linanoe</i>	3.93	0.77
6 no leguminosas	3.44	0.79
<i>Dalbergia congestiflora</i>	3.29	0.77
Sucesión Natural	3.16	0.85
<i>Swietenia humilis</i>	3.16	0.88
<i>Haematoxylum brasiletto</i>	3.15	0.79
<i>Jacaratia mexicana</i>	3.05	0.71
3 leguminosas	3.03	0.70
<i>Amphipterygium adstringens</i>	2.94	0.75
<i>Gliricidia sepium</i>	2.86	0.69
3 no leguminosas	2.67	0.69
<i>Dodonaea viscosa</i>	2.56	0.71
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	2.37	0.60
Mixto 1	2.31	0.64
<i>Tabebuia rosea</i>	2.27	0.69
Mixto 2	2.25	0.61

**Apéndice 9.** Promedio y Error estándar de la masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) en los diferentes monocultivos en una selva estacional Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. En la tabla se muestran los promedios en orden de mayor a menor.

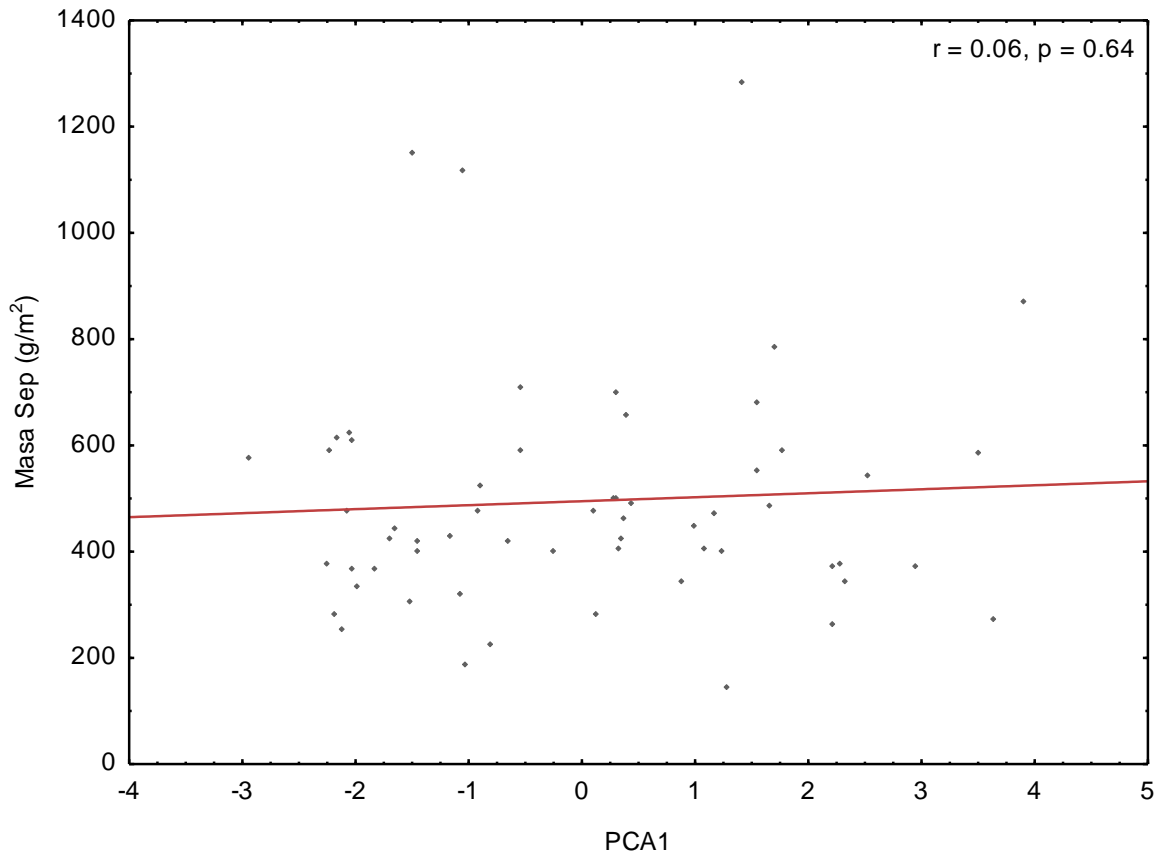
<b>Especie</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error Estándar</b>
<i>Dodonaea viscosa</i>	897.99	83.31
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	836.71	64.89
<i>Dalbergia congestiflora</i>	726.44	66.62
<i>Pithecellobium dulce</i>	710.34	68.87
<i>Tabebuia rosea</i>	696.34	80.31
<i>Gliricidia sepium</i>	690.89	73.12
<i>Swietenia humilis</i>	683.26	78.82
<i>Amphipterygium adstringens</i>	676.6	68.33
<i>Haematoxylum brasiletto</i>	624.88	63.43
<i>Jacaratia mexicana</i>	594.73	51.38
<i>Bursera linanoe</i>	584.73	100.48
<i>Leucaena leucocephala</i>	551.31	56.50

**Apéndice 10.** Matriz de correlaciones de Pearson de los atributos de las plantaciones y sucesión natural en la selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

	% A. <i>gayanus</i>	% P. <i>setasem</i>	% M. <i>affinis</i>	Núm. spp plantadas	Altura de plantación	DB de Plantación	Núm. spp Reclutadas	Altura de Reclutas	DB de Reclutas
% A. <i>gayanus</i>	1.00	-0.25	-0.09	-0.08	-0.13	-0.12	-0.25	-0.01	-0.21
% P. <i>setasem</i>	-0.25	1.00	-0.20	0.18	0.08	0.11	-0.09	-0.02	-0.10
% <i>Mimosa</i> <i>affinis</i>	-0.09	-0.20	1.00	-0.22	-0.29	-0.26	-0.37	-0.24	-0.26
Núm. spp plantadas	-0.08	0.18	-0.22	1.00	0.73	0.68	-0.08	-0.06	-0.25
Altura de plantación	-0.13	0.08	-0.29	0.73	1.00	0.85	-0.21	-0.13	-0.34
DB de Plantación	-0.12	0.11	-0.26	0.68	0.85	1.00	-0.25	-0.16	-0.31
Núm. spp Reclutadas	-0.25	-0.09	-0.37	-0.08	-0.21	-0.25	1.00	0.52	0.68
Altura de Reclutas	-0.01	-0.02	-0.24	-0.06	-0.13	-0.16	0.52	1.00	0.64
DB de Reclutas	-0.21	-0.10	-0.26	-0.25	-0.34	-0.31	0.68	0.64	1.00

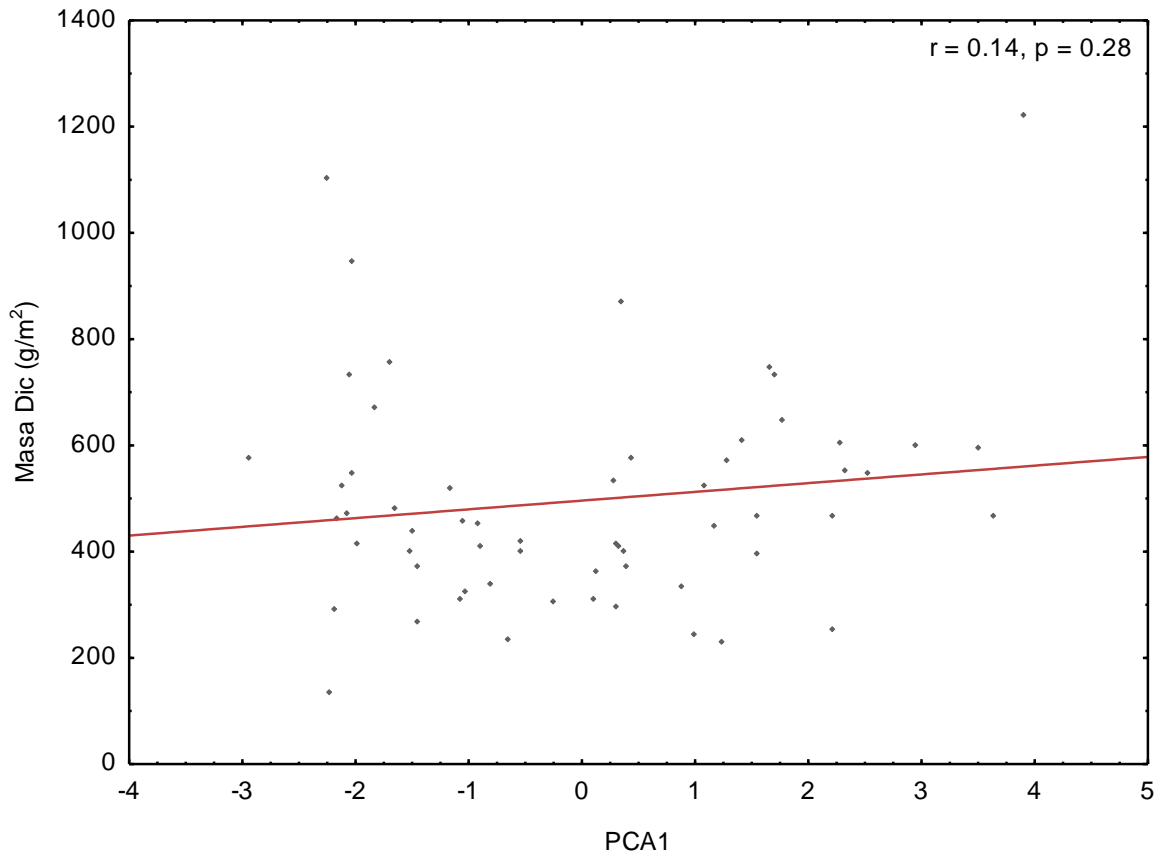


**Apéndice 11.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del primer mes de junio de 2021 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

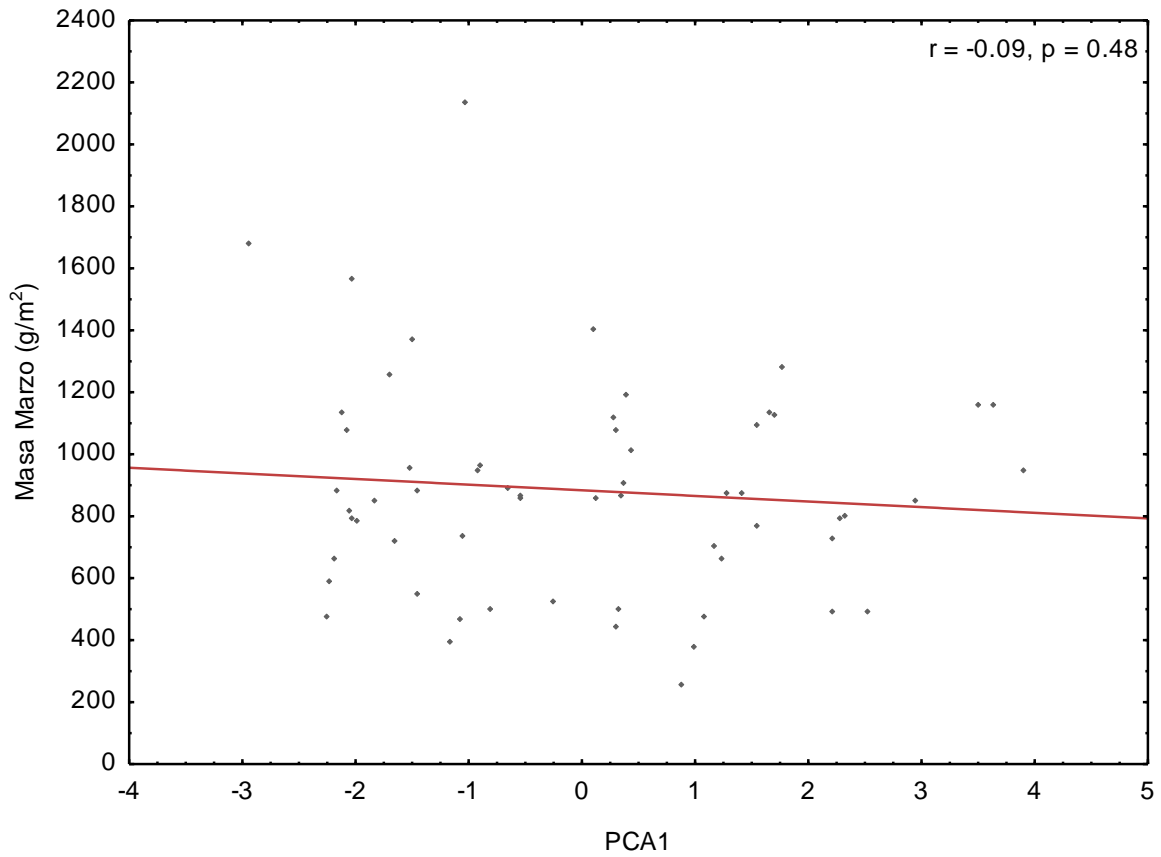


**Apéndice 12.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de septiembre de 2021 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

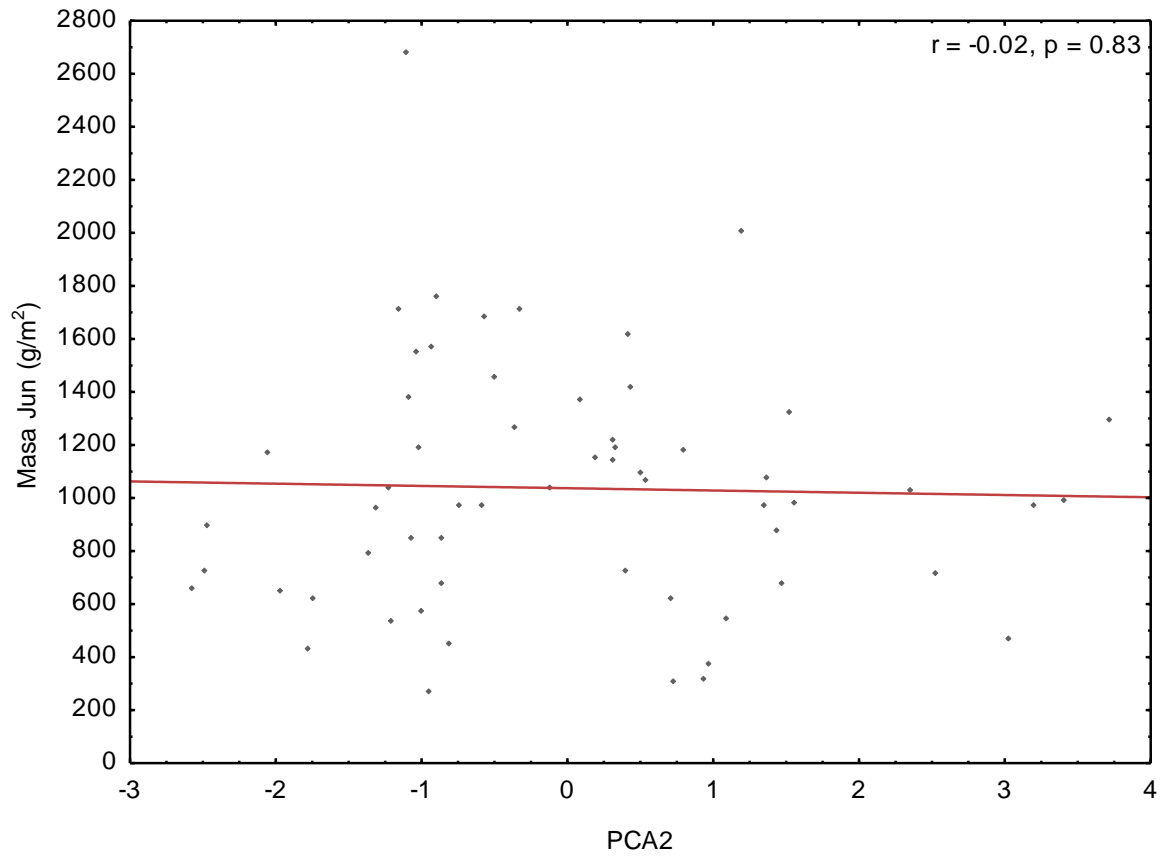




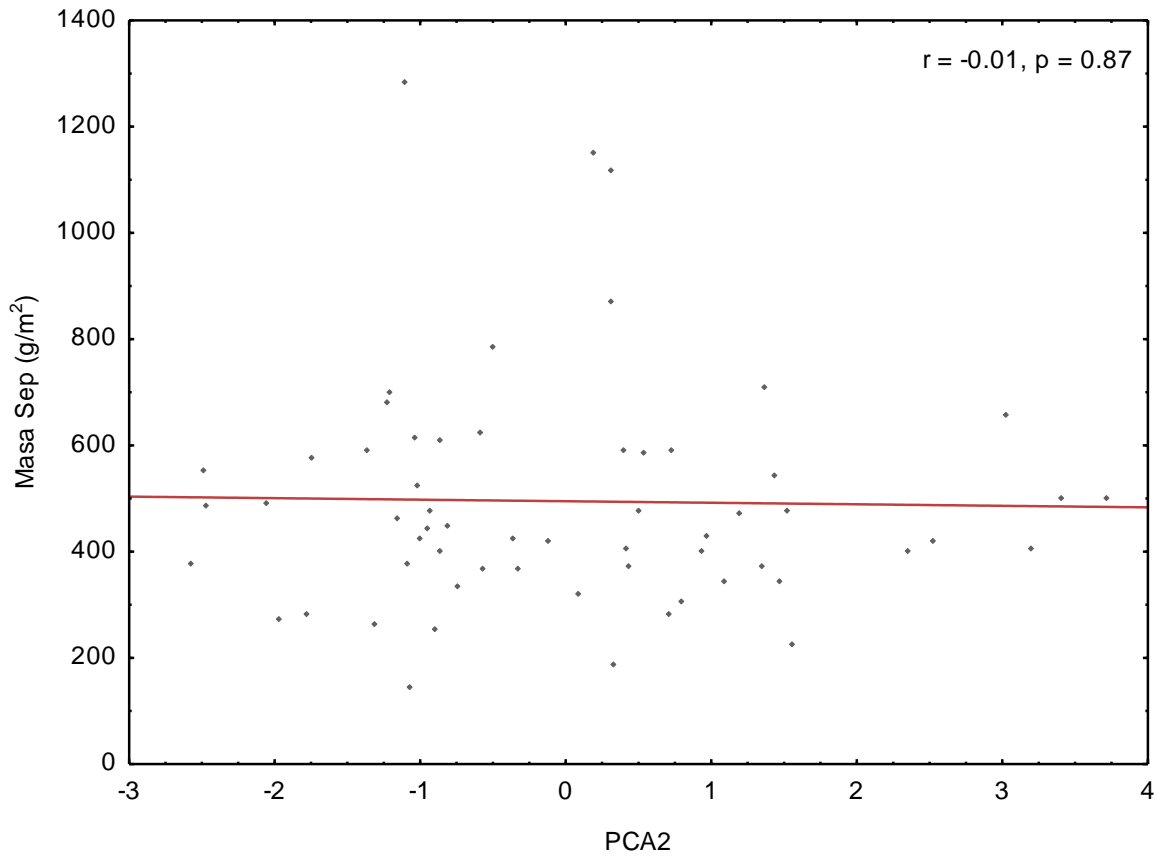
**Apéndice 13.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de diciembre de 2021 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



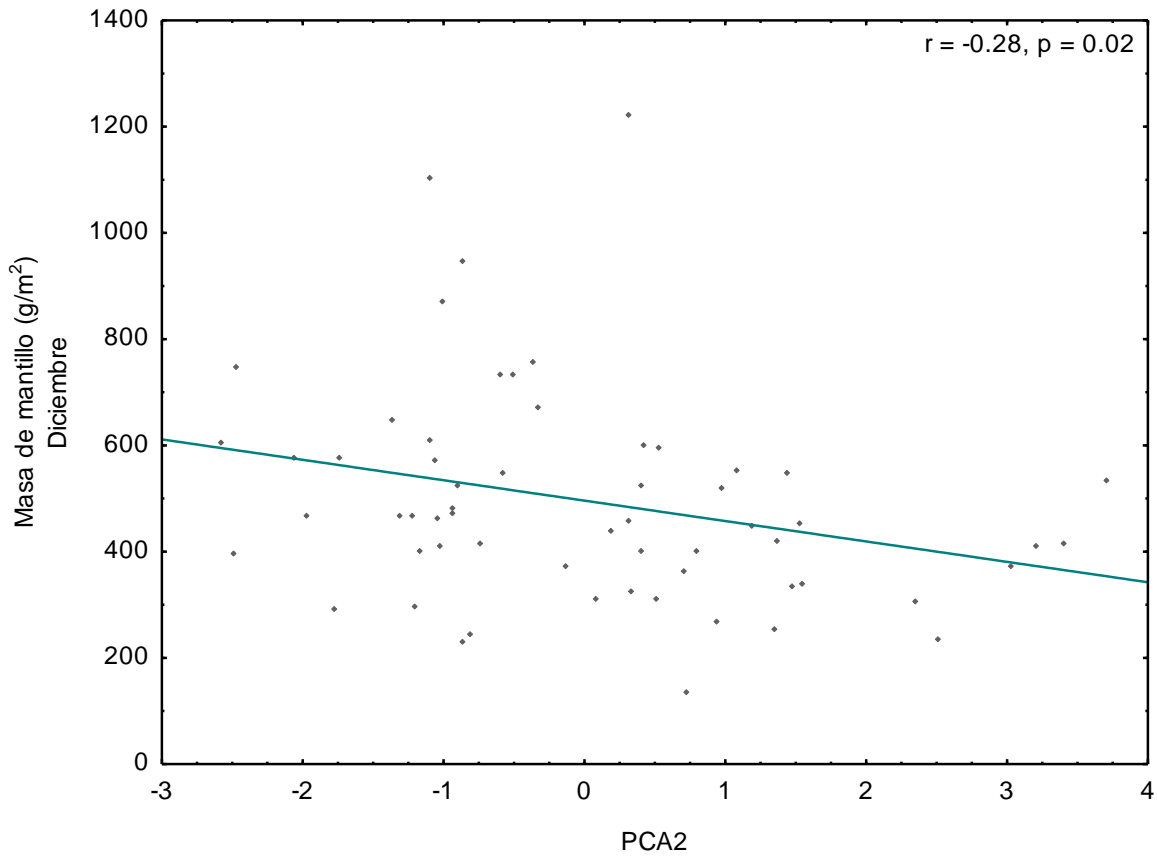
**Apéndice 14.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de marzo de 2022 y el PCA1 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



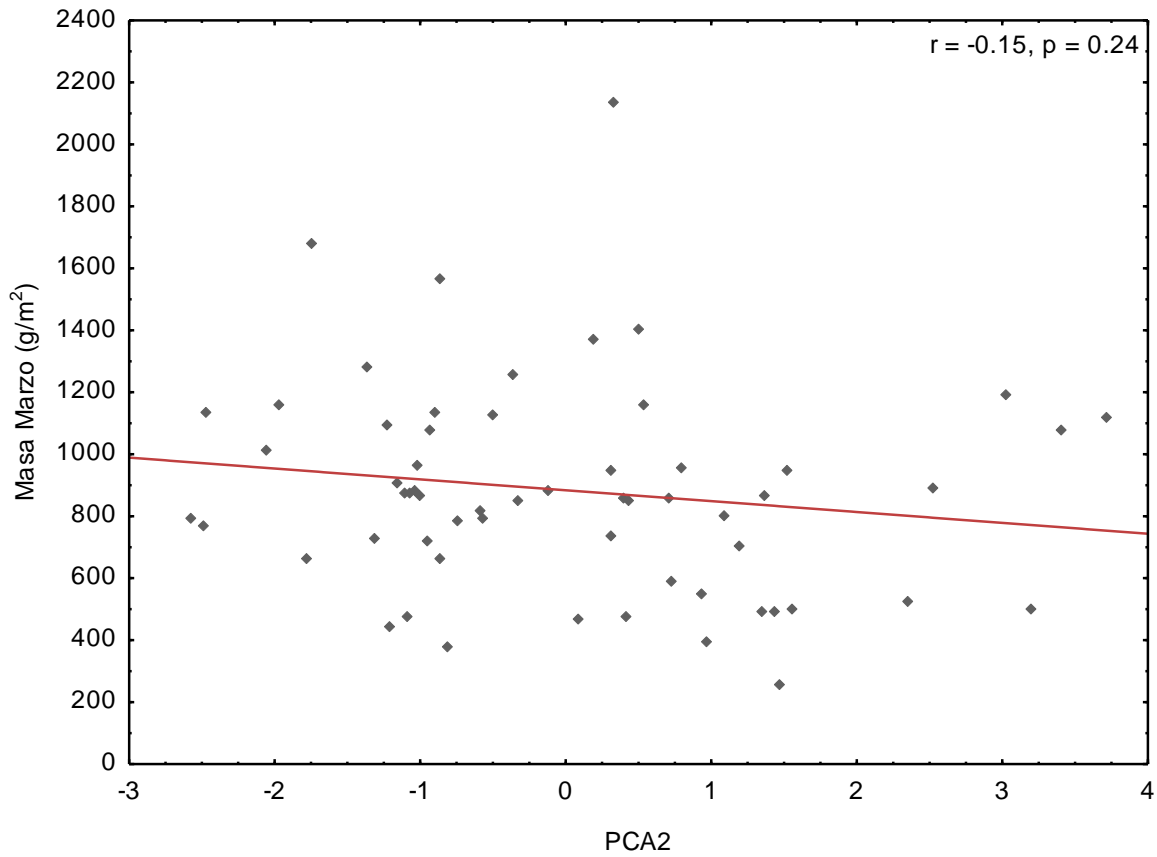
**Apéndice 15.** Masa de mantillo (g/m<sup>2</sup>) del mes de junio de 2021 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



**Apéndice 16.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de septiembre de 2021 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



**Apéndice 17.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de diciembre de 2021 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



**Apéndice 18.** Masa de mantillo ( $\text{g/m}^2$ ) del mes de marzo de 2022 y el PCA2 en plantaciones de restauración ecológica en una selva estacional, Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS



Cuernavaca, Morelos, 24 de octubre del 2023

**Coordinación Académica**  
**Maestría en Biología Integrativa de la**  
**Biodiversidad y la Conservación**  
**Presente**

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de Restauración Ecológica en la Selva Estacional** del alumno **Gerardo Antonio Rojas Robles**, con número de matrícula **10045966**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(  ) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(  ) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

**Atentamente**

*Por una humanidad culta*

Dra. Cristina Martínez-Garza\*  
Profesora-Investigadora Titular  
C CIByC-UAEM

\*firma electrónica



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

### Sello electrónico

CRISTINA MARTINEZ GARZA | Fecha:2023-10-24 11:27:10 | Firmante

pYjKsTalbVRvCYkxrl6R5fCKWw1gFedGkgLvY4erpcTR4trTs3DEXuLwHKz9x+AhqHufWar6Ti+xYbT/40PK0H6dLDXAibmQ4mRrdPSCmNsCC9CWPuk/H4SSaE7Jx0MKwOkMO  
orBInu6KhkAkjevO7ynu6YPb5xgj/6/cdownLSwj6Ko7CLgvfDUjGolCnvgYIfQ2ucGy+QKXpan0fRXUOY4MKziVbBHW6Ysgj9NMPVSmlcQfa+byv11zTmb0yzaJ0IhKxViChXsSP32r  
EfKEPqogA4miGj6DLAuPKuDFKPMoBCKIqlbwWAJFshmCkAoPyGVgwzIG1hT0jBYBuJ+1Q==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código

QR ingresando la siguiente clave:



[o9zW1juDX](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/F9wG4O2S6PEHaDqFjO3MpOvcnd3Pe1sc>







UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS



**Coordinación Académica**

**Maestría en Biología Integrativa de la  
Biodiversidad y la Conservación**

**Presente**

Cuernavaca, Morelos, 24 de octubre del 2023

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de Restauración Ecológica en la Selva Estacional** del alumno **Gerardo Antonio Rojas Robles**, con número de matrícula **10045966**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(  ) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(  ) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

**Atentamente**

*Por una humanidad culta*

Dra. Patricia Valentina Carrasco  
Carballido\* Profesora-Investigadora  
Titular C  
CIByC-UAEM

\*firma electrónica

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

### Sello electrónico

PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO | Fecha:2023-10-25 12:56:14 | Firmante

jLiSPXTZ4IB7y8Fo5NyaEBj/qB4LfccAPTewloTMS+tp1lwJWP/iQQuTTZC4rA3HEVI8MJF1YomJyjP+6N3F+vWnVX3U0uvXDXMlr7FEC8sLR+JVadbTK2TNKeXwHvbywBULFbyr  
edagOARwKYOHTRk98K4qZMpf4sLiqfpX11x01/UvxISJRKegDs2ae3c58R9uKkNhyUT15Kpx7KU/uh+Vn9Td5u5+F8VwNtc3obliUdwSjwWTagELgWed9Aaow0Mi0QxfVqcze0uE7  
DWlmlLbtwh+RsO8Lo83gPM+jKZVpw6sSm25QHOe2el6/gS4m5pswt2zfbdYVVv5aCdmCQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[bQhSrKIii](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/peaKymlyWxvIlgqA5Q3niY4mL.Bhk9XEo>



**INSTITUTO  
DE ECOLOGIA**  
U N A M

Ciudad de México, octubre 23, 2023

Coordinación Académica  
Maestría en Biología Integrativa de la  
Biodiversidad y la Conservación  
Presente

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de Restauración Ecológica en la Selva Estacional** del alumno **Gerardo Antonio Rojas Robles**, con número de matrícula **10045966**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación expreso mi decisión eligiendo la opción:

(  ) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(  ) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente

**Dr. Homero Julio Eudes CAMPO ALVES**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

### Sello electrónico

**HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES** | Fecha:2023-10-26 10:42:27 | Firmante

TYJU8CWXNAimDXmYepBLjkbTMQWIKAPi9T12QZXCJXi4rh2piYUUViaPM49k2cKJ53fyUs65CdrAGibY5GNGeShNW6CCrvMMFRRfRbcExlCqWQ/HeWNU15uCr97qzJ  
M2AH63Kq4QSFHPbFLnepcj2poKx9fAdKJLi35e87rj17HeXZfeGTyMLpoFvhs4IBkrWHXQersSaxB/KQLvZ/zrIYI/SVRQcKUgeMDwBmNuERUK7Gp8cp5eaNzDsafIU/l/CGJ  
KUYV0YbP4g51Qo+cLCIPOPvd0xYSIA++/uMKVobo6xWikuL4Jn9N9U/EPdgyshrhfpKrKvAo0kCwuAk5A==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR  
ingresando la siguiente clave:



**3ZXU6Y9QL**

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/xNFSSqGWPcMVkxyvPMxqEoeqD0SSbR8F>



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS



Cuernavaca, Morelos a 31 de octubre de 2023

**Coordinación Académica  
Maestría en Biología Integrativa de la  
Biodiversidad y la Conservación  
Presente**

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de Restauración Ecológica en la Selva Estacional** del alumno **Gerardo Antonio Rojas Robles**, con número de matrícula **10045966**, aspirante al grado de Maestro(a) en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente  
*Por una humanidad culta*

---

Dr. José Flavio Márquez Torres\*  
CIByC-UAEM

\*firma electrónica



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

### Sello electrónico

**JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES** | Fecha:2023-10-31 15:29:23 | Firmante

SmaGgmYXZU4h7isXPpoCSzgSgXrjAaqh4rsZdlewbs2jEodcoCsCjllfCHEcY2qbYXp791SOBwcuAsZOPRVku3vNAftqxZz2gf8g5fIMPh2VEwf/DZSSW5JhPINNoORa9ujzxEp+rt  
fFedRoHe2b9c+GLYkHojycSUhG8dhvXYsqb5M/vD+5vO7tZyjjNEoXAEqHM6NRa2JcV3xPflsZV0DtkpA9IIIM5E1uQQXFNNgVSlS2LRidZNMJ1NbD/Cc/ycU9YYX3aI9eqg47q5fz  
OQhUf57/0D9Bkws4Dn4It5le1mQ68XwYFnJKT6sj0Ugf+cFk7bMxTAE5yk5PAZJw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[nwzvUj82N](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/L794XSnLuSutrnUJLDQMrC2M33og4LtP>



Bogotá-Colombia  
Fecha: 01/11/2023

## **Coordinación Académica**

**Maestría en Biología Integrativa de la**

**Biodiversidad y la Conservación**

**Presente**

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Evaluación de las propiedades del mantillo en Plantaciones de Restauración Ecológica en la Selva Estacional** del alumno **Gerardo Antonio Rojas Robles**, con número de matrícula **10045966**, aspirante al grado de Maestro(a) en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción: \_

(  ) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(  ) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente

**Lilia Lisseth Roa Fuentes, PhD\***

Docente Investigadora Pontificia  
Universidad Javeriana Bogotá

*\*Firma Electrónica*

**Facultad de Estudios Ambientales y Rurales**

Transv. 4ª N° 42-00 piso 8°. PBX: (57-1) 320 83 20 Exts.: 4816 - 4812. Fax: (57-1) 3208320 Exts.: 4859 - 4860. Bogotá,  
D.C., Colombia



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

### Sello electrónico

LILIA LISSETH ROA FUENTES | Fecha:2023-11-01 06:48:25 | Firmante

rcNJuSRjruvwOB8NmyLGDDXcYEBnAazZr9PLL63/UIYoxmVLkOvIuHAvLq82dBWZNF9eWWtx5aJBKOQuPiNNofuBleIiAaDdSUNw03UIBexuBBbIOYmxYW7DZgrysRc8mxFpFXADxWKnq5i93nAj8eYUpXutlpLXz368EA2CqxrSxX2MwsRU9jIXCrhR85yW25G919Mtw09yTcT08Lg6ED02Zc3htXB1nKAgCTZq4IfaWyr/Cqj5wIxlZeJifpn+2LWs7lu0w1dt2rFDhXxEjyv2KuyVTJdlxPFOU0KeeerRkJHCptFjHtX2Kqp9/Ki3WKA4DCsns70s+P6c1dcvtw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



XgNQyA0fw

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/ISo4HtHKd3cGXSM1h8eIuMJur4OySuZI>

