



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE  
MORELOS**

---

---

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del  
ecosistema en la Selva Baja Caducifolia**

**Tesis que para**

**PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**Doctora en Ciencias Naturales**

**P R E S E N T A:**

**M. en C. Patricia Valentina Carrasco Carballido**

**Directora:** Dra. Cristina Martínez Garza

**CUERNAVACA, MORELOS**

**Mayo 2019**



Nadie sabe el camino  
hasta que da el primer paso  
y de repente descubre  
que hace tiempo que inició el recorrido  
Es el trayecto  
el que construye la vida  
y la vida es al fin,  
el encuentro sorpresivo de tu mirada con la mía

Son todos estos momentos  
los que hacen  
que el mundo se vea distinto  
los amaneceres, las montañas, los ríos  
Es ver por mi ventana el árbol  
que sembré desde semilla  
y que ahora rebaza la altura de mi casa  
Ese árbol que presume en mi cara sus flores blancas  
y me sonrío, aun sabiendo  
que siempre desee que fueran rosadas  
Es el tiempo que pasa  
y lo que crece mientras avanza  
Ver verde por la ventana, ver verde en mi camino  
hace que valga la pena poner más verde  
donde ahora hace falta



## **Dedicatoria**

V es a Valentina Luz

como lo es esta tesis,

por mostrarme que siempre se puede hacer camino,

sin importar la espesura del bosque

Eres una maravilla!

A mis padres Patricia y Roberto

por ser aliciente en todas mis batallas

y el origen de todos mis éxitos

A mi hermano Roberto y su familia Dórica, Luciana y Luís Roberto

por hacer crecer, un poco más, esta familia

## **Agradecimientos profesionales**

A la Dra. Cristina Martínez Garza por la dirección de esta tesis y la promoción de una nueva plantación de restauración ecológica en el Bosque Tropical Caducifolio para que sigamos colaborando y publicando.

Al Dr. Julio Campo Alves por sus sabios consejos y por permitirme procesar las muestras de suelo en el Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima de la UNAM.

A los miembros del comité revisor de tesis el Dr. Raúl Alcalá, Dra. Belinda Maldonado, Dr. Luís Marín, Dr. Valentino Sorani y Dra. Elizabeth Wencke por su orientación a lo largo del proceso de esta tesis y por su apoyo.

A la Técnico Académico M. en C. Luz María Ayestarán del CIByC UAEM por su invaluable apoyo y por compartir su experiencia en campo.

A M. en C. Enrique Solís por su apoyo y orientación en la evaluación química de los suelos en laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima de la UNAM.

Al M. en C. Flavio Márquez Torres por su apoyo a lo largo del proyecto en la instalación, evaluación de plantaciones y hacer sus tesis de maestría en las mismas parcelas.

Al Técnico de Campo Evodio Rendón de la UAEM por compartir su conocimiento en campo y ayudarme con su experiencia.

A la Dra. Lynna Kiere por la revisión temprana del manuscrito en inglés.

A los Ejidatarios y pobladores de Quilamula Esteban García Soriano, Oliverio García Soriano, Huberto Sánchez García, David García Cervantes, Jehu García Cervantes y Sara García Sánchez por prestarnos sus tierras, colaborar con su fuerza de trabajo, alimentarnos y apoyarnos cuando los pagos se retrasaban.

A la Dra. Christina Siebe, al Dr. Lorenzo Vázquez-Selem y a la Técnico Dra. Lucia Mora de la UNAM por compartir su conocimiento y abrir mi visión al mundo de los procesos que se llevan a cabo en el suelo. También por prestarme el material para las evaluaciones del suelo en campo y permitirme trabajar en el laboratorio de Ciencias Ambientales y del Suelo de la UNAM.

A los revisores de la tesis en alguna parte del proceso de titulación por compartir sus conocimientos Dra. Elianne Ceccon, Dra. Consuelo Bonfil, Dr. Martin Ricker y Dra. Susana Valencia.

A la Biol. Fernanda Barrera, del Posgrado de Ciencias Naturales de la UAEM porque con su impecable trabajo me ha orientado en los trámites a lo largo de estos estudios.

Al Dr. José Sarukhán por alentarme en mis estudios en todo momento.

A la Dra. Julia Carabias por mostrarme otras selvas y otras perspectivas.

Al Dr. Rodolfo Dirzo por mostrarme la Sierra de Huautla, a donde volví con esta tesis.

A la Dra. Alma Orozco, al Dr. Roberto Lindig y al Dr. Javier Laborde por motivarme a continuar con mis estudios de doctorado.

Al Dr. Pedro Mendoza por mostrarme la Restauración ecológica como una opción profesional.

A los compañeros de estudios Héctor Jiménez Hernández, Gerardo Rojas Robles y Efraín Reyna Escorcía por hacer las tesis todos juntos en las mismas parcelas y poder tener una imagen más completa de la restauración ecológica.

A la M. en C. Alondra Nicolás Medina y la M. en C. Lesli Alba García por ayudarme con el trabajo de campo, por su compañerismo en las materias que compartimos, por sus amistad y por abrir camino con sus tesis en la restauración en el Bosque tropical caducifolio de Sierra de Huautla.

A los alumnos de Restauración Ecológica en Ecosistemas Tropicales y los de Servicio social que colaboraron en este proyecto.

A los compañeros de Geofísica en especial a Sara López Rivera, que con sus conocimientos nos ayudaron a la descripción del primer perfil de suelo.

A todos los que financiaron este estudio:

A la UAEM por otorgarme el permiso laboral con goce de sueldo para la realización de estos estudios y por el apoyo inicial para la compra de reactivos.

A la UNAM-Hewlet Packard por el apoyo para la compra de reactivos.

A la Secretaria de Desarrollo Sustentable del Gobierno del Estado de Morelos por el pago de Jornales y material para cercado.

Al Sr. Antonio Azuela Rivera del Vivero de Tebanca A.C. por el apoyo para el cercado.

A la Dra. Esperanza Carrasco Licea del Instituto Nacional de Astrofísica y Electrónica y a la Dra. Ana Consuelo Carrasco Licea del Instituto Meteorológico de Noruega por el apoyo para continuar con mis estudios.

A los maestros de las materias que cursé durante el Doctorado la Dra. Martínez-Garza y el Dr. Campo que me facilitaron las cosas para poder tomar clases junto con mi hija recién nacida.

## **Agradezco**

A Dios, por la bendición de rodearme de gente maravillosa que me alimenta y me acompaña en el camino.

A mi hija, Valentina Luz que ha compartido al 100% el tiempo que lleva de vida con esta tesis, me ha acompañado a clases, al campo y a la oficina. Su presencia hace que me mueva hacia adelante en todos los aspectos de mi vida.

A mis padres, Patricia y Roberto porque además de amor me han apoyado con el cuidado de su nieta, con su tiempo y fondos económicos. Gracias por impulsarme a seguir siempre para adelante.

A mi hermano Roberto por hacer crecer la familia en amor y en número y también a su familia Dórica, Luciana y Luís Roberto por mantener presente las otras cosas importantes de la vida.

A mis tías Esperanza Carrasco y Ana Carrasco que además de amor e interés le inyectaron capital a mi proyecto de tesis. Su apoyo como tías y como científicas ha sido un gran ejemplo de vida.

A mis tíos Enrique Provencio, Alberto Carramiñana y Manolo Anaya por estar pendiente de los avances de la tesis.

A mi tío Adrián Carballido por aportar fondos cuando tuvimos afectaciones por el temblor del 2017.

A mi familia en general que ha construido una fuerte red de apoyo en todos los sentidos, que han estado pendientes, que me han motivado y que sobre todo festejan junto conmigo los logros obtenidos. En especial a mis tías abuelas que han abierto camino para que las siguientes generaciones podamos incursionar en otros caminos.

A mis amigas y amigos del trabajo Luzma, Marines, Lupita, Angy, Eli A., Bely, Jenny, Cristina S., Norman, Marcela, Valentino, Mara, Ale, Pepe, Eli W., Paco, Lore, Xavier, Don Martín y Marina que hacen que la vida cotidiana sea un momento especial y que construyen una fuerte red laboral.

A los que se han convertido en mis amigos y me han ayudado de muchas maneras en campo y con su buen humor Alondra, Lesli, Iris y Jaime.

A mis amigas de toda la vida Vanessa, Alejandra H.G., Alejandra G.O., Elsa, Lucero, Paula y a mi amigo Ricardo que han estado pendientes y me ensañan que las relaciones importantes perduran porque se alimentan.

A mis amigas y amigos de la escuela de mi hija Gaby, Laura, Linda; Liz, Yoann y Cata que me han mostrado otros horizontes, otras ideas y ayudan a generarme nuevas perspectivas de la vida.

A mis lectores que han sufrido mi ausencia porque he estado escribiendo algo mucho más largo de lo usual, pero que están ahí al pendiente por si se escapa algo que leer.

A Miguel Santos, por escribir cosas gratas y recordarme que hacer una tesis finalmente es escribir.

A todos los que me han apoyado, les doy las gracias porque así pude realizar el doctorado y ser mamá al mismo tiempo.

### **A los que se adelantaron en el camino**

Al Sr. Antonio Azuela Rivera, que todos los días estuvo atento de la tesis y continuamente me propuso planes profesionales para cuando me titulara, como ser Directora del Bosque de Chapultepec. Gracias por todo y seguiremos sembrando árboles por todos lados.

A mi tía Rosalba Carrasco Licea, porque siempre me llenó de cariño y buenos consejos. Las últimas palabras que tuvimos fueron “Es importante que hagas la tesis de doctorado” y las palabras que más recuerdo son “Siempre haz lo que más te guste hacer” y “¿Quién es la tía que más te quiere?”. Te tengo siempre presente.

A mis abuelos Luz María Díaz y Jorge Carballido, porque con su amor siempre me hicieron sentir la mujer maravilla y entonces todo lo podría hacer.

A mis abuelos Consuelo Licea y Roberto Carrasco por siempre darle importancia a los estudios.

A mi bisabuela Tenchita Chávez que siempre me motivó a escribir diciéndome “Léeme algo de lo que escribes, me encanta!” Abuelita aquí te dejo algo que escribí



**Citar como:**

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. Pp. 110

## **Índice General**

Índice Tablas .....	3
Índice de Figuras .....	4
Índice de Anexos .....	5
Capítulo I General .....	9
Introducción .....	10
Antecedentes .....	11
Objetivo General .....	19
Objetivos Específicos .....	19
Hipótesis y predicciones .....	19
Métodos .....	20
Sitio de estudio .....	20
Historia de uso del suelo .....	23
Diseño experimental .....	24
Evaluación de las características ecológicas del suelo .....	28
Evaluación química del suelo .....	29
Resultados .....	33
Evaluación de las características ecológicas del suelo .....	33
Evaluación química .....	39
Literatura citada .....	44
Capítulo II Effects of initial soil properties on three-year performance of six tree species in tropical dry forest restoration plantings .....	56
Capítulo III Efectos de la intervención de restauración en la riqueza y densidad de los reclutas en un bosque tropical seco en el centro de México .....	72

Introducción.....	73
Objetivo General .....	76
Objetivos específicos.....	76
Hipótesis y predicciones.....	76
Métodos.....	76
Resultados .....	79
Tiempo .....	79
Nivel de intervención .....	80
Discusión.....	85
Literatura citada.....	89
Capítulo IV Discusión General y Conclusiones .....	95
Conclusiones.....	89
Literatura citada.....	90
Anexo 1. Formato de descripción de perfiles de Suelo del 2014.....	95
Anexo 2. Capítulo II Supplementary Material .....	99
Anexo 3. Capítulo III Reclutamiento .....	108

## Índice Tablas

<b>Tabla 1.</b> Especies, familias y nombres comunes ordenadas por velocidad de crecimiento, referencias usadas para clasificar y caracterizar (fructificación y otras características) a seis especies establecidas en plantaciones mixtas en Quilamula, Morelos, México. Nomenclatura obtenida de (Villaseñor 2016; Tropicos.org 2018).	27
<b>Tabla 2.</b> Horizontes evaluados por perfil en el 2013 en cada localidad, en los sitios conservados más cercanos y en los perturbados. Los valores están en cm. ....	35
<b>Tabla 3.</b> Horizontes evaluados por perfil en el 2014 en cada localidad, en los sitios conservados más cercanos y en los perturbados. Los valores están en cm. ....	36
<b>Tabla 4.</b> Perfiles nombrados y horizontes descritos en el 2014 en la localidad de 25% de pendiente en los sitios conservado y perturbado de acuerdo a la WRB 2015.	37
<b>Tabla 5.</b> Perfiles nombrados y horizontes descritos en el 2014 en la localidad de 16% de pendiente en los sitios conservado y perturbado de acuerdo a la WRB 2015.	38
<b>Tabla 6.</b> Propiedades del suelo obtenidas en el análisis químico de los horizontes encontrados en los perfiles de descripción de suelos en Quilamula, Morelos, México. Se presentan resultados para sitios conservados y perturbados en las dos localidades y por año de evaluación. ....	41
<b>Tabla 7.</b> Promedios y error estándar de las concentraciones ( $\text{mg g}^{-1}$ ; Jiménez-Hernández 2017) y contenidos ( $\text{g m}^{-2}$ ) de los nutrientes del suelo del 2013 al 2014 y por nivel de intervención en Quilamula, Morelos, México. Las ANOVAs son para los valores de tiempo. Los valores diagnósticos se muestran sólo como una referencia y no fueron incluidos en las ANOVAs.	43

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Ubicación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (imagen compuesta con el mapa de México de CONANP-SEMARNAT 2005).....	22
<b>Figura 2.</b> Diseño experimental (10.5 m X 9 m) para el establecimiento de plantaciones y exclusiones en el 2013 en Quilamula, Morelos. En el diagrama se muestran los tamaños de las parcelas establecidas en cada uno de los dos sitios (total 48 parcelas). Se muestran las zanjas, las distancias entre parcelas y entre plantas. La distribución de los individuos en las plantaciones se indica con las especies de lento crecimiento (1, 2, 3) y de rápido crecimiento (4, 5, 6). Las especies leguminosas (1, 2, 4, 5) y las no-leguminosas (6, 3). .....	26
<b>Figura 3.</b> Diseño de la toma de muestra de suelo para diagnóstico inicial en el 2012 en los terrenos de las parcelas experimentales en Quilamula, Morelos.....	30
<b>Figura 4.</b> Riqueza de reclutas en 48 parcelas de nivel de intervención mínimo y máximo en exclusiones en Quilamula, Morelos, México durante 4 años. Las letras diferentes muestran diferencias significativas con una prueba de Post-Hoc de Tukey.....	81
<b>Figura 5.</b> Densidad de reclutas en 48 parcelas de nivel de intervención mínimo y máximo en exclusiones en Quilamula, Morelos, México durante 4 años. Las letras diferentes muestran diferencias significativas con una prueba de Post-Hoc de Tukey.....	82
<b>Figura 6.</b> Riqueza de reclutas en 48 parcelas por nivel de intervención mínimo (exclusiones) y máximo (plantaciones) en exclusiones en Quilamula, Morelos, México durante 4 años. ....	83
<b>Figura 7.</b> Densidad de reclutas en 48 parcelas por nivel de intervención mínimo (exclusiones) y máximo (plantaciones) en exclusiones en Quilamula, Morelos, México, durante 4 años. ....	84

## Índice de Anexos

<b>Anexo 1.</b> Formato de descripción de perfiles de Suelo del 2014	95
<b>Anexo 2.</b> Capítulo II Supplementary Material	99
<b>Table S1.</b> Means and standard errors (SE) of initial soil properties (0-10 cm depth) in 2012 in Quilamula, Morelos, Mexico.	
<b>Table S2.</b> Correlations and variance explained (%) of seven soil properties for 2013 to PCA axes.	
<b>Table S3.</b> Correlations and variance explained (%) of seven soil properties for 2014 to PCA axes.	
<b>Table S4.</b> Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil properties for 2013 and survival (2014, 2016) for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos.	
<b>Table S5.</b> Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil properties for 2014 and survival (2014, 2016) for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos. Coefficient of determination ( $r^2$ ) are shown in graphs for significant correlations.	
<b>Table S6.</b> Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil characteristics for 2013 and 2014 and height lnRGR for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos.	
<b>Table S7.</b> Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil characteristics for 2013 and 2014 and diameter lnRGR for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos. Coefficient of determination ( $r^2$ ) are shown in graphs for significant correlations.	
<b>Figure. S1.</b> Average precipitation (mm) by month near Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos, National Meteorological Service of the Water Commission ( <i>Servicio meteorológico nacional de la comisión del agua</i> 2016). 1) Historically from 1951 to 2010 (white bars) and average of temperature (line). 2) For 2011 (white bars), 2012 (solid bars), 2013 (horizontal fill pattern) and 2014 (vertical fill pattern).	

**Figure S1.** Precipitación promedio (mm) por mes cerca de Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos, (Servicio meteorológico nacional de la comisión del agua 2016). 1) Histórico de 1951 a 2010 (barras blancas) y el promedio de la temperatura (línea). 2) Para el 2011 (barras blancas), 2012 (barras sólidas, 2013 (patrón horizontal) y 2014 (patrón vertical).

**Figure S2.** Trait loading of PCA axes 1 and 2 of an ordination based on seven attributes of soil contents in 2013 in plantings under minimal and maximal intervention of restoration in Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

**Figure S3.** Trait loading of PCA axes 1 and 2 of an ordination based on seven attributes of soil contents in 2014 in plantings under minimal and maximal intervention of restoration in Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

### **Anexo 3.** Capítulo III Reclutamiento

108

**Figura A1.** Densidad de reclutas en 2013 y 2014 en plantaciones mixtas de seis especies en exclusiones en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Individuos del 2013 muertos en el 2014 (cruzado), individuos del 2013 que sobrevivieron en 2014 (líneas) y nuevos individuos en el 2014 (lleno).

**Tabla A2.** Especies presentes en el reclutamiento (leñosas arborescentes de todas las tallas) en ambos niveles de intervención a 5 años en Quilamula, Morelos, México.

## Resumen

La deforestación en el Bosque Tropical Caducifolio (BTC) reduce la fertilidad del suelo, con efectos negativos para el reclutamiento y futuras intervenciones de restauración. En un BTC de Morelos, México, se evaluó el efecto de las características iniciales del suelo en plantaciones de seis especies durante tres años de plantación y cuatro años del reclutamiento. El contenido de Carbono (C) orgánico en el suelo, de Nitrógeno (N) y de Fósforo (P) se midió en 48 parcelas excluidas de la perturbación (24) y en plantaciones de seis especies (24) durante los primeros dos años de sucesión. La sobrevivencia, tasa de crecimiento en altura y diámetro a la base se analizó por categoría de crecimiento (tres especies de lento-crecimiento y tres de rápido-crecimiento). La riqueza y densidad de reclutas se evaluó en exclusiones y plantaciones. Finalmente, el efecto de las plantaciones en el nivel de fertilidad del suelo y en el reclutamiento se exploró. Después de dos años, el C orgánico del suelo y las tasas de C:N incrementaron con la sucesión temprana, probablemente por la plantación y el reclutamiento de especies fijadoras de nitrógeno. También se registraron cambios en la disponibilidad de N para las plantas en los contenidos de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) con la exclusión del ganado. Después de 40 meses, la especie leguminosa de rápido-crecimiento *Leucaena esculenta* (DC.) Benth. tuvo la sobrevivencia más alta (65.55%), así como el crecimiento más alto en altura (3.16 %) y diámetro (5.67 %). Las especies de rápido-crecimiento tuvieron una sobrevivencia y tasa de crecimiento en diámetro

mayores que las especies de lento-crecimiento. El mayor crecimiento en diámetro de las especies de rápido-crecimiento pudo estar relacionado con su mayor habilidad para proveerse de nutrientes en el suelo. Mientras que la similitud entre las tasas de crecimiento en altura para las especies de lento y rápido crecimiento sugieren una baja competencia por luz durante la sucesión temprana. Los árboles plantados tuvieron mayor supervivencia posiblemente debido al alto contenido inicial de  $\text{NO}_3^-$  en el suelo. Las especies de rápido-crecimiento parecen haberse beneficiado de los altos valores iniciales de pH en el suelo. El pH y el  $\text{NO}_3^-$ , posiblemente aumentaron como resultado del crecimiento de especies de rápido-crecimiento en las plantaciones, acelerando la recuperación del suelo en el BTC. La abundancia de reclutas aumentó el primer año de exclusión (de 77 a 113 individuos, 24 especies y 10 familias) y luego se mantuvo constante. La leguminosa *Acacia cochliacantha* Wild. fue la especie más reclutada. La densidad de reclutas aumentó en el primer año y en los siguientes cuatro años se mantuvo constante. La riqueza y densidad de reclutas fueron similares entre exclusiones y plantaciones.



## Abstract

Deforestation of Tropical Dry Forest (TDF) reduces soil fertility, with negative effects on recruitment and in future restoration intervention. In a TDF of Morelos, Mexico, the effect of initial soil properties was evaluated on three-year restoration plantings of six tree species and in the recruitment for four years in restoration settings. We measured C, N and P contents in topsoils of 48 plots under minimal (exclusions of livestock grazing) and maximal (plantings of six native species) restoration intervention. Survival and height and diameter relative growth rates were evaluated by species and by growth rank (three fast- and three slow-growing species). Recruitment in richness and density were evaluated under minimal and maximal restoration intervention. After two years, organic C and the C:N ratio increased early during natural succession; these increases might be related to high density of N<sub>2</sub>-fixing recruits at both intervention levels. Changes in N availability for plants (i.e., NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contents) occurred after cattle exclusion. After 40 months, the fast-growing legume *Leucaena esculenta* (DC.) Benth. had the highest survival (65.55%) and relative growth rate in both height (3.16 %) and diameter (5.67 %). Fast-growing species had higher survival and diameter growth rates than slow-growing species. Higher diameter growth rates for fast-growing species may be associated with a higher ability to forage for soil resources, whereas similar height growth rates for slow and fast-growing species suggested low competition for light due to slow natural succession at the site. Planted seedlings had higher survival possibly due to initial high NO<sub>3</sub><sup>-</sup> content in the soil. In addition, fast-growing species seem to benefit from initially higher pH in the soil. Both soil properties (i.e. pH and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) maybe augmented to favor the performance of fast-growing species in restoration plantings and to accelerate soil recovery in tropical dry forests. Recruitment abundance increased in the first year (from 77 to 113 recruits, 24 species and 10 families) after that, it remained constant. The legume *Acacia cochliacantha* Wild. was the specie with more recruits. Density of recruits increased in the first year, after that, it remained constant. Richness and density of recruits were similar in exclusions and plantings.

# Capítulo I General

## Introducción

El Bosque Tropical Caducifolio (BTC; *sensu* Rzedowski 1978) es de gran importancia por su extensión. El BTC cubre el 40% de la superficie del planeta, influye en el clima y los ciclos biogeoquímicos de la tierra (Miles et al. 2006; Bonan y Fagundes 2008). Este ecosistema presenta una fuerte estacionalidad que determina todos sus procesos ecológicos (Elser et al. 2007; Dirzo et al. 2011; Campo 2016). A pesar de su importancia, el BTC ha sido poco estudiado (Trejo y Dirzo 2000; Meli 2003). Además, este ecosistema frecuentemente es eliminado para usar la tierra para uso agropecuario y urbano (Trejo y Dirzo 2000; Valdespino et al. 2009). Esta alteración disminuye la capacidad del ecosistema para recuperarse frente a futuros disturbios (Amaranthus 1992; Trejo y Dirzo 2000; Lin 2010). Las zonas perturbadas pueden ser intervenidas para acelerar los procesos de recuperación natural de la estructura, función y autosuficiencia (SER 2013). Este proyecto se realizó en el BTC de la Reserva de la Biosfera de Sierra de Huautla, en el municipio de Quilamula, Morelos, México. El objetivo fue acelerar los procesos de recuperación de la función ecosistémica. Los efectos de dos niveles de intervención, el mínimo (exclusión del ganado) y el máximo (plantaciones mixtas de seis especies leñosas) fueron evaluados en las propiedades del suelo y en el reclutamiento. La investigación tuvo un enfoque de restauración ecológica experimental. Ésta visión integral hace de este estudio una fuente de información para el diseño de futuros proyectos de restauración ecológica.

## **Antecedentes**

El BTC es uno de los tipos de vegetación más importantes por su extensión y los servicios que presta. El BTC juega un papel importante en los ciclos de nutrientes en el suelo y en la regulación del clima de la tierra (Bonan y Fagundes 2008). La característica distintiva de este ecosistema es el rango de precipitación anual que oscila entre 250 a 2,000 mm año<sup>-1</sup> (Dirzo et al. 2011). Además, el BTC tiene de cuatro a seis meses de temporada seca; esto genera una fuerte estacionalidad, ya que el 90% de la precipitación cae entre mayo y octubre, determinando la fenología de las plantas (Dirzo et al. 2011). La temporalidad de la precipitación controla también los ciclos de nutrientes en el suelo (Elser et al. 2007; Campo 2016). La estacionalidad del BTC controla su funcionamiento.

La perturbación en el BTC afecta sus funciones. En este ecosistema, la perturbación ocurre en grandes extensiones generando un mosaico de parches de vegetación en distintos estados sucesionales (Burgos y Maass 2004; Valdespino et al. 2009). En los trópicos, la pérdida de la cobertura vegetal deteriora el estado físico y químico del suelo (Houghton 1991). En 1990, a nivel nacional, sólo quedaba el 27% de la cobertura vegetal original; en el estado de Morelos se había perdido el 60% de esta cobertura (Trejo y Dirzo 2000). En el estado de Morelos, la principal causa de la pérdida de la cobertura de BTC es el libre pastoreo y la agricultura; estas actividades causan una deforestación de 1.4% por año (Trejo y Dirzo 2000). Cuando un ecosistema ha sido perturbado se alteran los ciclos de nutrientes debido a la pérdida de los componentes de las cadenas tróficas (Lin 2010). Entre los procesos que estructuran el ecosistema se encuentran los ciclos

de nutrientes y la disponibilidad de materia orgánica en el suelo (Amaranthus 1992; Trejo y Dirzo 2000). Estos procesos se ven afectados por la perturbación; por ejemplo, se modifica las condiciones microambientales, la composición vegetal y las características del suelo (Maass et al. 2002). El BTC en México ha sufrido deforestación lo que ha alterado procesos clave del ecosistema.

La función ecosistémica es el resultado de la combinación de especies cuyos individuos interactúan entre ellos reciclando el material de ida y vuelta entre las formas orgánicas e inorgánicas (Falk et al. 2006). Estas interacciones dan lugar a los procesos biogeoquímicos asociados al hábitat y a interacciones entre la materia orgánica viva, muerta e inorgánica (Falk et al. 2006). La función ecosistémica se puede medir mediante la producción primaria neta (PPN; producción de materia orgánica de las plantas; Sala y Austin 2000; Bengtsson 1998; Chapin III et al. 2011). Las interacciones entre la materia orgánica y el suelo dependen de la producción primaria neta, los ciclos de nutrientes en el suelo y los factores climáticos, como la humedad (Chapin III et al. 2011; Narro 2004). Un acercamiento a la evaluación de la función ecosistémica es el análisis indirecto de la PPN por medio de la evaluación de la calidad de los nutrientes disponibles en el suelo y su relación con la vegetación.

En el BTC la calidad del suelo está relacionada con diversos factores. El suelo en este ecosistema tiene una gran variabilidad espacial (González y Zak 1996). El desarrollo del suelo y la vegetación que se establece dependen del sustrato de origen, la topografía y la humedad (Jha y Singh 1900; González y Zak 1996; Oliveira-Filho et al. 1998). Esta variabilidad también se ve reflejada en la dinámica de nutrimentos en el ecosistema (Campo-Alves 2003). En el BTC, los

minerales se acumulan en el suelo durante la época seca debido a la disminución en la demanda por parte de las plantas que han perdido el follaje (Jaramillo y Sanford Jr. 1995). La mayoría de los suelos del BTC en cualquier estado de conservación, son pobres en nutrientes (Khurana y Singh 2001). En este ecosistema, la baja disponibilidad de N y P limita la productividad de las plantas (Ceccon et al. 2003). El abastecimiento del P en el suelo está asociado a la disponibilidad de materia orgánica en proceso de descomposición (humus) y a la velocidad del intemperismo de la fracción mineral que contenga este elemento (Siebe et al. 2006). Por otra parte, la materia orgánica depositada en forma de mantillo es la fuente principal de N en el suelo (Siebe et al. 2006). La limitación de nutrientes y la estacionalidad del BTC controlan los procesos naturales de reciclaje de nutrientes.

La sucesión natural se define como la secuencia de colonizaciones y reemplazamiento de especies a lo largo del tiempo en un sitio que ha sido perturbado (Finegan 1984). El desempeño de las especies depende de las características ligadas a su historia de vida (Guariguata y Kattan 2002). La historia de vida se refiere a los rasgos o atributos individuales que permiten agrupar a las plantas basándose en una función específica o respuesta común a los factores ambientales (Weiher et al. 1999; Rusch et al. 2003). Las especies que llegan primero son las llamadas especies pioneras o sucesionales tempranas (Finegan 1984; Connell y Slatyer 1977; Smith y Smith 2001). Las especies pioneras tienen alta capacidad de dispersión, pueden germinar en espacios abiertos con alta incidencia de luz y presentan un rápido crecimiento (Swaine y Whitmore 1998). Las pioneras debido a sus altas tasas de crecimiento pueden modificar el

microambiente en poco tiempo al disminuir la incidencia de radiación solar y aumentar el aporte de materia orgánica al sistema por su alto recambio de hojas (Connell y Slatyer 1997; Swaine y Whitmore 1998). Las especies llamadas no-pioneras tienen menor capacidad de dispersión, son tolerantes a la sombra, tienen tasas de crecimiento más lentas que las pioneras y conforman el mayor porcentaje de especies de la vegetación madura (Brown y Lugo 1990; Swaine y Whitmore 1998). Las especies pioneras requieren de mayor incidencia de luz y menor humedad para establecerse y crecer, que las no-pioneras (Connell y Slatyer 1977). Las interacciones entre los elementos bióticos y abióticos dentro del ecosistema determinan la velocidad con la que un ecosistema puede regresar a su estado inicial posterior al disturbio y se le conoce como resiliencia (Begon 1987).

La restauración ecológica es una intervención intencional cuyo objetivo es acelerar el proceso de sucesión natural de un ecosistema para recuperar su estructura y función (SER 2013). Los proyectos de restauración ecológica contemplan distintos niveles de intervención (Ceccon y Martínez-Garza 2016). La intervención mínima de restauración implica la eliminación de la perturbación para favorecer la sucesión ecológica (Bradshaw 1996). Este nivel de intervención se considera económico y factible por la simplicidad de las acciones que se implementa (Martínez-Garza et al. 2016). La intervención máxima contempla, además de la intervención mínima la plantación de especies nativas (Martínez-Garza et al. 2016). La intervención máxima requiere un mayor gasto de recursos económicos y acciones más complejas (Martínez-Garza et al. 2016). Antes de seleccionar el nivel de intervención se debe de considerar si se están llevando a

cabo los procesos naturales de sucesión, como el reclutamiento, los objetivos del proyecto y los recursos económicos disponibles (Holl y Aide 2011).

El reclutamiento es un proceso que forma parte de la sucesión natural y se refiere a la llegada, germinación y sobrevivencia de nuevos individuos para convertirse en adultos reproductores (Connell y Slatyer 1977; Begon 1987). El reclutamiento depende de la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Holl 1999; Aide et al. 2000; Khurana y Singh 2001; Ceccon et al. 2002; Vieira y Scariot 2006). Posterior a un evento de perturbación, la mayoría de las especies reclutadas son pioneras o especies de rápido crecimiento (Guariguata y Kattan 2002). En Morelos, a cuatro años de excluir el ganado en un BTC secundario, se registró una baja riqueza y densidad de reclutas (Alba-García 2011). Las especies de crecimiento lento podrían tardar décadas en colonizar sitios que se encuentran en etapas tempranas de la sucesión (Bonilla-Moheno y Holl 2010). Las especies que se reclutan menos después de un evento de perturbación son las de tasas de crecimiento lento o no-pioneras que se encuentran en su mayoría en el bosque maduro (Guariguata y Pinard 1998).

Las especies reclutadas durante cuatro años en sitios excluidos son las mismas que dominan la selva secundaria perturbada (Alba-García 2011). En Puerto Rico, en pastizales después de 80 años de abandono, se identificó que la tasa de colonización de los árboles de bosque maduro era muy baja (Aide et al. 2000). En Costa Rica, la recuperación de la riqueza de árboles de la selva madura se dio después de 60 años (Aide et al. 2000). Para acelerar la sucesión se puede enriquecer los sitios sucesionales tempranos con especies de la selva madura (Alba-García 2011; Ceccon et al. 2015; Martínez-Garza et al. 2016).



El establecimiento de plantaciones es la estrategia más utilizada en la restauración ecológica (Martínez-Garza y Howe 2003). La reintroducción de plantas se puede hacer colocando las semillas de manera directa en campo en altas densidades ( $> 2500$  árboles  $ha^{-1}$ ) o mediante transplante de individuos propagados en vivero (Lamb et al. 2005). Las plantaciones de especies de bosque maduro aceleran la recuperación de la composición del bosque original (Aide et al. 2000).

Para elegir a las especies que usaremos en una plantación hay que tomar en cuenta sus características de historia de vida. Las especies llevan a cabo funciones distintas dentro del ecosistema (Bawa y Seidler 1998; Chaturvedi et al. 2011; Howe y Martínez-Garza 2014). Las especies nativas están mejor adaptadas a las condiciones locales que las exóticas y las nativas ayudan a recuperar las interacciones locales (Singh y Singh 2006). También, podemos elegir especies que puedan crecer bajo las condiciones difíciles de un sitio perturbado (Bengtsson 1998) o que se desempeñan mejor en plantaciones (Sharma y Sunderraj 2005). Las especies pioneras de rápido crecimiento son las más utilizadas en las plantaciones de restauración (Brown y Lugo 1990; Lamb et al. 2005). Mediante la plantación de pioneras que tienen frutos carnosos se busca que los animales frugívoros sean atraídos y así aumentar la llegada de propágulos (Lamb et al. 1997). La introducción de las pioneras genera cambios microclimáticos en la temperatura y humedad que favorecen el establecimiento de las especies no-pioneras de lento crecimiento (Brown y Lugo 1990; Lamb et al. 1997). Otro criterio en la selección de especies es elegir las por alguna función que desempeñen y que favorezca la fertilidad del suelo como las leguminosas (Sharma y Sunderraj 2005).

Las leguminosas fijan el N a través de sus simbioses en los nódulos de las raíces y transforman el N a las formas inorgánicas haciéndolo disponible para las plantas (Singh et al. 2006; Tripathi y Singh 2008). En el establecimiento de plantaciones se recomienda el uso de fijadoras de N como *Leucaena leucocephala*, ya que en condiciones normales sus simbioses fijan  $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ al año}^{-1} \text{ N}$  (Wild 1987). Otras especies recomendadas para plantaciones de restauración ecológica son *Acacias* sp. y *Albizzia lebbek* por su alta actividad fijadora (Sharma y Sunderraj 2005).

La disponibilidad de nutrientes en el BTC está relacionada fuertemente con los niveles de precipitación en la zona (Campo 2016). Los sitios subhúmedos ( $1,240 \text{ mm año}^{-1}$ ) no presentan una limitación evidente por N ni P, mientras que los intermedios ( $995 \text{ mm año}^{-1}$ ) pueden estar restringidos por la baja disponibilidad de P y los semiáridos ( $642 \text{ mm año}^{-1}$ ) se encuentran limitados por N (Campo 2016). En el BTC, que puede tener una precipitación media anual entre 250 y  $2,000 \text{ mm año}^{-1}$  (Dirzo et al. 2011) la disponibilidad de nutrientes puede estar limitada por N y/o P (Vitousek 1984; Tanner et al. 1998; Campo 2016). La humedad en el suelo dispara procesos de liberación de nutrientes disponibles para las plantas (Singh et al. 1989). En un evento de lluvia se favorece la mineralización del P microbiano y del N del mantillo en los 5 cm superficiales del suelo (Maass et al. 2002). La humedad en el suelo depende del desarrollo del suelo asociado al número y diámetro de los poros en el suelo, la textura, la densidad aparente, la estructura y el contenido de materia orgánica (Siebe et al. 2006). La cobertura vegetal es otro factor que se relaciona con la disponibilidad de nutrientes en el suelo ya que su establecimiento favorece la retención de la humedad (Bengtsson

1998). Modificar la calidad del suelo puede ser una estrategia de intervención máxima (Ceccon et al. 2003). Mediante el aumento en el ingreso de materia orgánica al sistema se puede mejorar la fertilidad y estructura del suelo (Bengtsson 1998; Campo-Alves 2003; Ceccon et al. 2003; Lin 2010).

Este proyecto se desarrolló en áreas degradadas donde antes había BTC en la Reserva de la Biosfera de Sierra de Huautla, en el municipio de Quilamula, Morelos, México. En este trabajo se evaluó el efecto de plantaciones mixtas en el suelo del BTC secundario. Además, se avaluó el desempeño de las especies establecidas en las plantaciones y, la riqueza y densidad de reclutas en plantaciones y exclusiones. Este proyecto contempló la evaluación del suelo y vegetación en un solo diseño experimental e integró plantaciones multiespecíficas.

## **Objetivo General**

Evaluar el efecto de plantaciones mixtas de seis especies de árboles en el contenido de nutrientes en el suelo, la sobrevivencia y crecimiento de las plantas y el reclutamiento durante 40 meses.

## **Objetivos Específicos**

1. Describir las características diagnósticas del suelo en hábitats perturbados en donde se llevó a cabo la restauración ecológica y hábitats conservados cercanos (Capítulo I).
2. Evaluar los efectos de las propiedades iniciales del suelo (primeros dos años) en el desempeño de seis especies durante tres años (Capítulo II).
3. Evaluar el efecto del nivel de intervención en la riqueza y densidad de la comunidad de reclutas (Capítulo III).

## **Hipótesis y predicciones**

2.1 Las propiedades iniciales del suelo tienen un efecto en el desempeño de seis especies de árboles a dos años de haber establecido la exclusión.

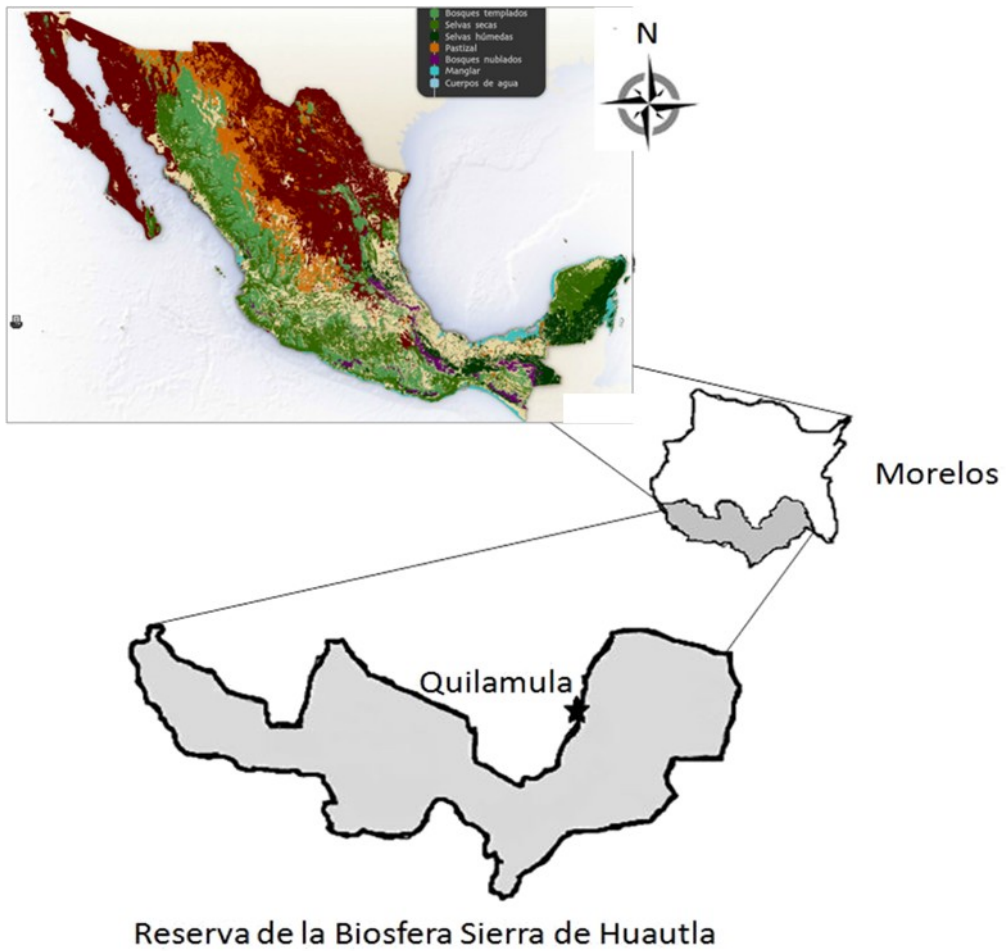
3.1. La riqueza y densidad de reclutas aumenta con el tiempo y con el nivel de intervención.

## **Métodos**

### **Sitio de estudio**

El estudio se desarrolló en terrenos de uso ganadero en el ejido de Quilamula, municipio de Tlaquiltenango, Morelos, que se encuentra a 1, 070 m snm, Longitud: 18° 30' 37" Latitud:-99° 01' 10" (Figura 1; Localidad Num. 170250016; INEGI 2016). Este ejido se encuentra dentro de la zona de influencia y amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBISOH), al sur del estado Morelos. La REBISOH es un área natural protegida que consta de 59, 030 ha, en donde se han registrado 939 especies nativas de plantas vasculares, 66 especies de mamíferos, 108 de aves, 63 de reptiles, 11 de anfibios y ocho de peces (Dorado et al. 2002). Las coordenadas UTM de la REBISOH son X= 500000; Y= 2073199 y X= 464813; Y= 2045505 en proyección ITRF (Dorado et al. 2002). La REBISOH sufre de deforestación debido a una fuerte presión de uso por sus pobladores (CONANP-SEMARNAT 2005). Para 1995 el 61.5% del área de la REBISOH estaba dedicada al uso forestal, el 11.4% para uso agrícola y 22.3% para uso ganadero (CONANP-SEMARNAT 2005). En la REBISOH, el clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano y presencia de canícula ( $A_{w} > (w) (i) > g$ ) (CONANP-SEMARNAT 2005). La temperatura media anual es de 24.5°C y el promedio de precipitación total anual es de 861.83 mm (García 1988). Cerca del 90% de la precipitación se registra a finales de mayo y hasta octubre (Dorado et al. 2002). La REBISOH presenta una topografía accidentada con un rango altitudinal de 700 a los 2, 200 msnm (CONANP-SEMARNAT 2005; Anexo 2, Fig.

S1.). El substrato geológico está conformado por rocas ígneas del Oligoceno Mioceno, sedimentarias del Cretáceo Inferior, litológicamente clasificadas como calizas y depósitos marinos interestratificados de areniscas y lutitas del Cretáceo Superior (Lugo 1984). Los suelos dominantes son feozem háplicos, regosoles éutricos y litosoles (INEGI 1980). Los suelos presentan limitantes para la producción agrícola debido a la erosión severa y pendientes elevadas (>15%; CONANP-SEMARNAT 2005). El tipo de vegetación dominante en la REBIOSH es el Bosque Tropical Caducifolio (BTC; CONANP-SEMARNAT 2005). La altura promedio de los árboles puede llegar a los 15 m y los diámetros a la altura del pecho (DAP) de sus troncos no sobrepasan los 50 cm. Los troncos son retorcidos y se ramifican a corta altura (Rzedowski 1978; Trejo y Hernández 1996). La mayor parte de las especies arbóreas tienen cortezas externas exfoliantes con superficies brillantes (Rzedowski 1978; Bullock *et al.* 1995).



**Figura 1.**Ubicación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (imagen compuesta con el mapa de México de CONANP-SEMARNAT 2005).

## **Historia de uso del suelo**

Los terrenos para el proyecto fueron seleccionados por la disponibilidad de los dueños para prestarlos. Estas áreas comparten la historia de uso y el tiempo de haber sido deforestados por primera vez. Los dueños de las parcelas fueron entrevistados. Las entrevistas fueron abiertas y en ellas los ejidatarios comentaron que hace aproximadamente 40 años se deforestó para realizar actividades de aprovechamiento. El aprovechamiento consistió inicialmente en uso agrícola de maíz y frijol. Debido a la baja productividad y el mal precio de estos productos en la zona, en poco tiempo (ca. 5 años) los dueños combinaron el uso de actividades agrícolas con el libre pastoreo. El aprovechamiento agrícola-ganadero se realizó en sus terrenos hasta el momento en el que se excluyeron para iniciar el proyecto de investigación. El principal ingreso económico de los ejidatarios proviene del ganado ya que la agricultura, casi en su totalidad, es para autoconsumo o para alimentar al ganado.

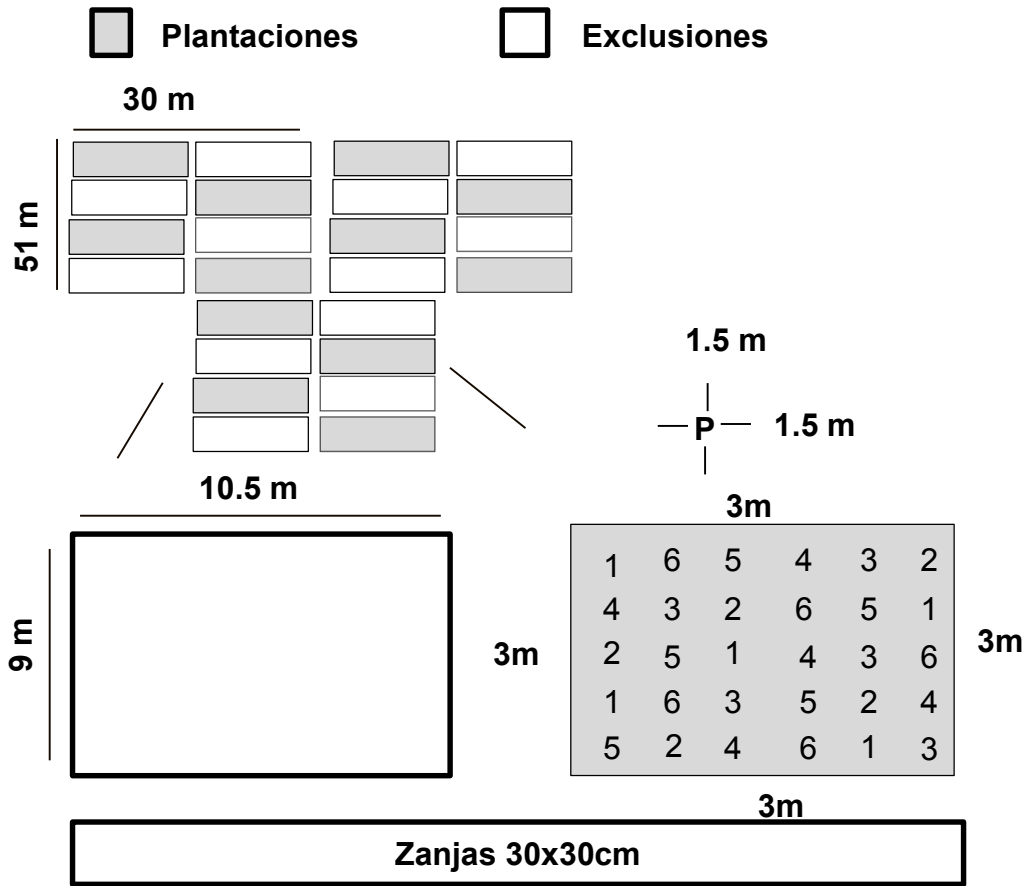
Dentro de los compromisos establecidos con los ejidatarios se acordó el inicialmente el préstamo de los terrenos por cuatro años (2012-2016), préstamo que se extendió hasta el 2019. Los ejidatarios de los terrenos solicitaron material para excluir los terrenos del ganado. El pago de jornales para los ejidatarios se realizó para la instalación del cercado, el establecimiento de las plantaciones y actividades de seguimiento pagado por la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Gobierno del estado de Morelos.



## Diseño experimental

El experimento se llevó a cabo en dos localidades. La localidad A tenía 1,124 msnm con una pendiente del 25%, mientras que la localidad B tenía 1,116 msnm y 25% de pendiente. En cada parcela se establecieron tres sitios de 51 m x 30 m. En cada sitio se establecieron ocho parcelas de 10.5 m X 9 m separados por 3 m, para dar un total de 48 parcelas. La unidad experimental corresponde a cada una de las 48 parcelas de 10.5 X 9 m. La mitad de las parcelas (24) fueron asignadas a intervención mínimo (exclusión) y 24 parcelas a intervención máxima (plantaciones; Figura 2); la asignación se llevó a cabo de manera sistemática. Entre las parcelas se hicieron zanjas de 30 cm de ancho X 30 cm de profundidad. Las plantas fueron propagadas en vivero y donadas por la Secretaria de Desarrollo Sustentable del Gobierno del Estado de Morelos. Las plantas donadas tenían un año de edad y una altura de 30-50 cm. Las plantaciones fueron establecidas en julio del 2013. Los juveniles fueron establecidos con una distancia de 1.5 m de separación, con 5 plántulas por especie por parcela. Dentro de las parcelas se maximizó la distancia entre individuos de la misma especie. En total se plantaron 720 individuos. Tres de las especies han sido clasificadas como especies de lento crecimiento (*Erythrina americana*, *Lysiloma divaricatum* *Crescentia alata* y tres especies han sido clasificadas como de rápido crecimiento (Tabla 1; *Acacia coulteri*, *Leucaena esculenta* y *Spondias mombin*). La sobrevivencia, el crecimiento en altura y diámetro fueron evaluadas a principio (julio) y finales de la época de lluvias (noviembre) del 2013 al 2016. Antes de

establecer las parcelas experimentales se eliminaron la mayoría de los árboles y todos los arbustos. En el límite colindante con la localidad A se dejaron dos árboles, uno de *Lysiloma divaricatum* de 10 m de altura y uno de *Malpighia mexicana* de 7 m de altura que no fueron considerados en ninguna evaluación.



**Figura 2.** Diseño experimental (10.5 m X 9 m) para el establecimiento de plantaciones y exclusiones en el 2013 en Quilamula, Morelos. En el diagrama se muestran los tamaños de las parcelas establecidas en cada uno de los dos sitios (total 48 parcelas). Se muestran las zanjas, las distancias entre parcelas y entre plantas. La distribución de los individuos en las plantaciones se indica con las especies de lento crecimiento (1, 2, 3) y de rápido crecimiento (4, 5, 6). Las especies leguminosas (1, 2, 4, 5) y las no-leguminosas (6, 3).

**Tabla 1.** Especies, familias, nombres comunes y referencias usadas para clasificar y caracterizar (fructificación y otras características) a seis especies establecidas en plantaciones mixtas en Quilamula, Morelos, México. Nomenclatura obtenida de (Villaseñor 2016; Tropicos.org 2018).

Especies	N Común	Familia	Fructi./otras C	Referencia
<b>Crecimiento lento</b>				
<i>Erythrina americana</i> Mill.	zompantli	Fabaceae	may-jun/ acolchado y alimento, tolera suelos pobres	(Maldonado 1997; García-Mateos 2001; Fehling-Fraser y Ceccon 2015; Granados-Victorino 2017)
<i>Lysiloma divaricata</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	tepemezquite	Fabaceae	jul-mar/ tolera suelos someros, uso forrajero	(Alba-García 2011; Olivares-Pérez 2011; Nuñez-Cruz y Bonfil 2013; UICN 2019)
<i>Crescentia alata</i> Kunth	cuatecomate	Bignoniaceae	oct-ene/ tolera suelos someros	(Maldonado 1997; Vázquez-Yanez et al. 1999; Ceccon 2004)
<b>Crecimiento rápido</b>				
<i>Acacia coulteri</i> A. Gray <sup>1</sup>	palo blanco	Fabaceae	abr-dic/ tolera áreas perturbadas	(Granados-Victorino 2017; Silva-Aparicio et al. 2018)
<i>Leucaena esculenta</i> (DC) Benth	guaje colorado	Fabaceae	nov-feb/ alto valor nutricional foliar	(Casas 1996; Maldonado 1997; Vázquez-Yanez et al. 1999; Palmer <i>et al.</i> 2010)
<i>Spondias mombin</i> L.	ciruela	Anacardiaceae	feb-abr/ tolera suelos compactados, uso forrajero	(Maldonado 1997; Vázquez-Yanez et al. 1999; Pennington y Sarukhán 2005; Esquivel 2009)

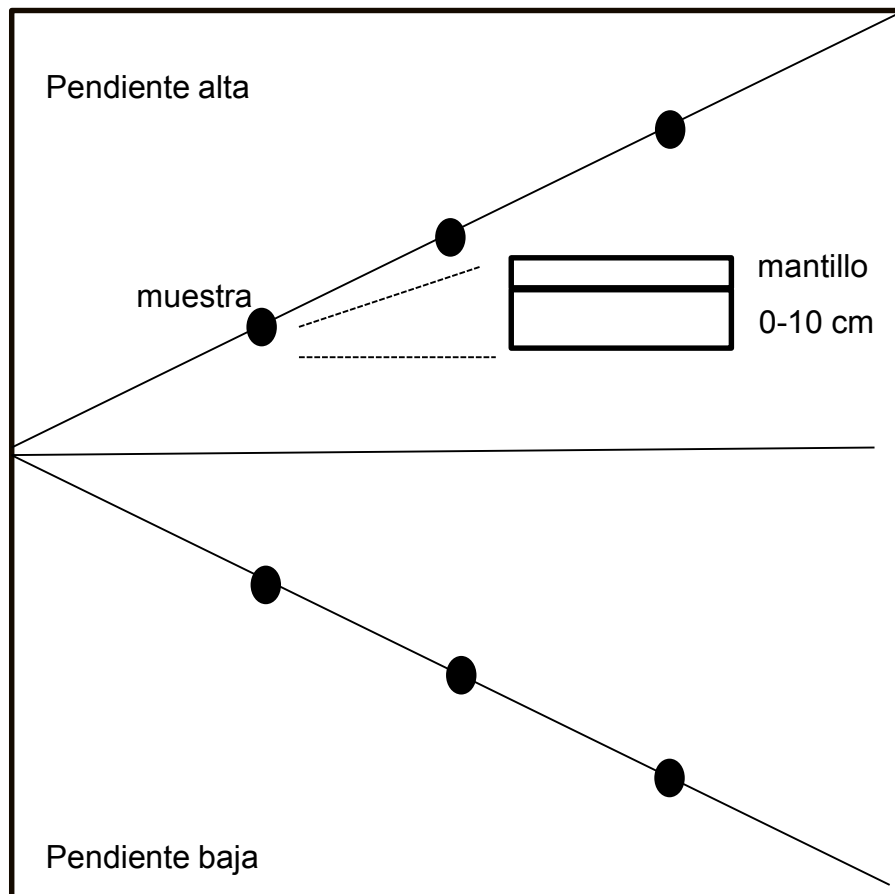
<sup>1</sup>Otro nombre aceptado *Mariosousa coulteri* (Benth.) Seigler y Ebinger.

## **Evaluación de las características ecológicas del suelo**

Como parte de la evaluación diagnóstica del suelo se realizaron ocho perfiles de suelo. En el 2013 se realizaron tres perfiles de suelo en la zona del experimento y un perfil en un bosque conservado aledaño. En el 2014 se realizaron dos perfiles de suelo en la zona del experimento y dos en el bosque conservado. En los perfiles del 2014 se realizó una descripción completa con fotografías. Este trabajo se realizó durante dos estancias: (1) en el Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima del Instituto de Ecología de la UNAM con el Dr. Julio Campo y (2) en el Instituto de Geología de la UNAM con la Dra. Christina Siebe. Los perfiles se realizaron en las localidades A y B. En cada localidad los perfiles se realizaron donde se hicieron las plantaciones y en un bosque conservado aledaño. Cada perfil tuvo 1 m de ancho y para establecer la profundidad se excavó hasta llegar al material parental. La evaluación de los perfiles se realizó para hacer una descripción edafocológica de acuerdo a la metodología descrita por Siebe et al. (2006). La reserva de N se estimó a partir del contenido de materia orgánica y se determinó la clase de mantillo (Siebe et al. 2006). La cantidad de P se calculó a partir de la cantidad de humus en el suelo (Siebe et al. 2006). La conductividad hidráulica se consideró como el movimiento del agua a través del suelo de forma vertical (Siebe et al. 2006). Estas características fueron estimadas con los datos de campo para una evaluación diagnóstica del suelo previo al establecimiento de la plantación.

## **Evaluación química del suelo**

El análisis químico se realizó con muestras de 300 gr de suelo sin rocas colectadas en cada horizonte de los perfiles del 2013 y 2014, en las muestras tomadas en las muestras diagnósticas y en las muestras tomadas en 2013 y 2014 en dos niveles de intervención de restauración (mínimo y máximo). Los resultados de las evaluaciones del 2013 y 2014 se reportan en el Capítulo II. Las muestras del suelo se tomaron para hacer la evaluación química en laboratorio. En cada muestra de suelo se determinó el pH y el contenido de materia orgánica de N y P. En los perfiles del suelo se tomaron muestras de suelo de cada uno de los horizontes descritos. La zona de donde se tomó la muestra fue de una zona aledaña a la zona donde se describió el perfil para no intervenir en la descripción del perfil. Las muestras diagnósticas se tomaron dentro de cada parcela, trazando dos líneas desde la parte media de la parcela hacía las contra esquinas (Fig. 3). Cada una de las líneas abarcaba un gradiente de pendiente. Una de las líneas corresponde al aumento de pendiente y la llamamos “pendiente alta” y la otra a la disminución de la pendiente que llamamos “pendiente baja”. Las líneas fueron divididas en cuatro tramos para establecer tres puntos de muestreo. En cada punto de muestreo se retiró el mantillo (Rojas-Robles, en preparación) y la muestra de suelo se tomó a una profundidad de 0 cm -10 cm (Fig. 3).



**Figura 3.** Diseño de la toma de muestra de suelo para diagnóstico inicial en el 2012 en los terrenos de las parcelas experimentales en Quilamula, Morelos.

La caracterización de las muestras se hizo siguiendo la metodología descrita en Anderson e Ingram (1993) y Rodríguez y Rodríguez (2002) en el Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima del Instituto de Ecología de la UNAM con el Dr. Julio Campo. Todas las muestras de suelo, perfiles, diagnósticas en transectos y las del 2013 y 2014 dentro de las parcelas, fueron analizadas con la misma metodología. Las muestras de mantillo se secaron a 105°C por 24 h, se molieron y se pesaron. Las muestras de suelo se pasaron por un tamiz de 2mm, se eliminaron raíces y rocas. La fracción recuperada se secó a 105°C durante 24 h y se pesó. Los resultados se calcularon en concentraciones ( $\text{mg g}^{-1}$ ; Jiménez-Hernández 2017) y masas ( $\text{g m}^{-2}$ ) que se reportan en esta tesis (Tabla 7).

La medición de materia orgánica se realizó con muestras de 0.25 a 0.50 gr de las muestras del suelo y se añadieron 5 ml de dicromato de potasio y 5 ml de ácido sulfúrico. Las muestras de suelo se mojaron con esta solución dentro de una campana de extracción. Las muestras se titularon con sulfato ferroso y se obtuvieron los mililitros necesarios para que cambiara de color. Como medida de control se prepararon dos blancos.

La evaluación de nitratos y amonios se realizó con muestras por duplicado de 10 gr. La solución se preparó con 149 gr de cloruro de potasio y 900 ml de agua destilada. Para lograr una mezcla homogénea se agitó y posteriormente se aforó a un litro. A cada muestra de suelo se le agregaron 50 ml de la solución de cloruro de potasio y se agitó por 30 min a la intensidad máxima. Posteriormente se filtró con papel de 125 mmø; el filtrado se coloca en viales para su posterior evaluación. La segunda tanda de muestras sólo se humedeció con agua destilada



ligeramente y se incubó para su posterior adición de cloruro de potasio, filtrado y evaluación.

La evaluación de fosfatos se realizó con 5 g de suelo. La solución se preparó con una solución de 185 gr de fluoruro de amonio, se aforó a 50 ml. La otra solución se preparó con 2 ml de ácido clorhídrico y se aforaron a 50 ml. La solución se preparó con 30 ml de la solución preparada de fluoruro de amonio y se diluyó en medio litro de agua destilada. Posteriormente se agregaron 50 ml de la solución de ácido clorhídrico y se aforó a un litro. De esta nueva solución se tomaron 25 ml y se agregaron a cada muestra de 5 gr de suelo. La nueva solución se agitó por media hora en la intensidad máxima y se filtró en viales para su posterior medición.

La evaluación del pH se realizó con muestras de 10 gr de suelo y se le agregó 25 ml de agua destilada. La muestra se agitó y se evaluó con un potenciómetro.

## Resultados

### Evaluación de las características ecológicas del suelo

Los perfiles que se realizaron fueron ocho. En el 2013 en la localidad A de 25% pendiente se realizaron dos perfiles en la zona perturbada y uno en el bosque conservado; en la localidad B de pendiente 16% se realizó un perfil en la zona perturbada (Tabla 2). En el 2014, los perfiles se realizaron en las dos localidades en la zona perturbada y el bosque conservado (Tabla 3). La profundidad de los perfiles varió de acuerdo al sitio y se excavó hasta llegar al material parental. Los perfiles del 2013-localidad A para la zona conservada y perturbada de 73 cm de profundidad fueron descritos dividiendo el perfil en horizontes de 10 en 10 cm con la finalidad de hacer una descripción rápida en campo. En el resto de los perfiles, los horizontes fueron determinados de acuerdo a sus características físicas (Siebe et al. 2006). Los perfiles del 2014 fueron nombrados de acuerdo a la evaluación en campo y siguiendo la *World Reference Base for Soil Resources* (WRB 2015; Tabla 4 y 5; Anexo 1). La pérdida de horizontes en los sitios perturbados se evidenció donde no se presentan los horizontes superficiales de mayor contenido de materia orgánica (Tabla 4 y 5). Si comparamos los perfiles de la zona perturbada con los perfiles de la zona conservada se puede observar que faltan los primeros horizontes. En la zona conservada se encontraron horizontes orgánicos superficiales (Ah) de mayor espesor que la zona perturbada (Tabla 2 y 3). En los perfiles del 2013 localidad A de profundidad máxima 73 cm, en la zona perturbada y la conservada no se puede hacer este análisis porque los horizontes se hicieron

de 10 en 10. En perfil 2013 localidad B no se puede hacer este análisis porque sólo se hizo el perfil en la zona perturbada. En el 2014 localidad A, el horizonte Ah fue mayor en la zona conservada (0-10 cm) que en la zona perturbada (0-2 cm). En el 2014 localidad B la zona conservada tuvo mayor Ah (0-10 cm) que en la zona perturbada (0-4 cm).

Con respecto al tiempo de pedogénesis o formación del suelo, el bosque conservado mostró evidencias de mayor tiempo de pedogénesis y se distinguieron por tener un proceso más avanzado de formación de estructura que la zona perturbada (Tabla 4 y 5). En los sitios conservados, los procesos de formación del suelo fueron acumulación de materia orgánica, neoformación (*in situ*) de arcillas, formación de estructura e iluviación. En la zona perturbada hubo poca acumulación de materia orgánica, bioturbación, neoformación (*in situ*) de arcillas, formación de estructura, iluviación incipiente y reductomorfía; así como bioturbación y neoformación de óxidos de hierro y arcillas.

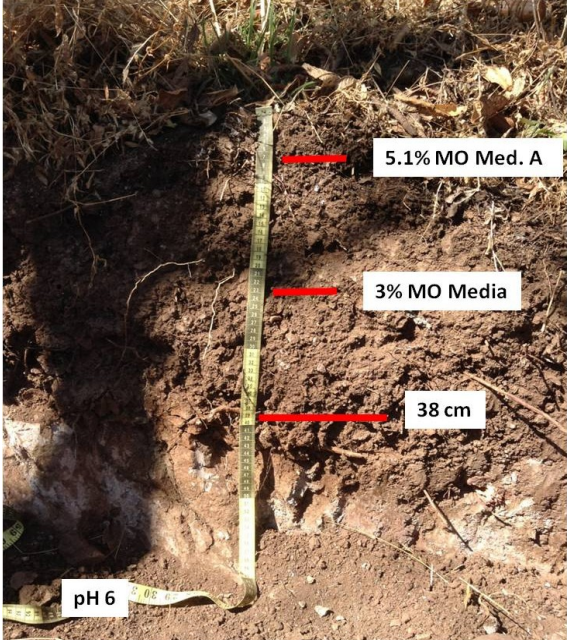
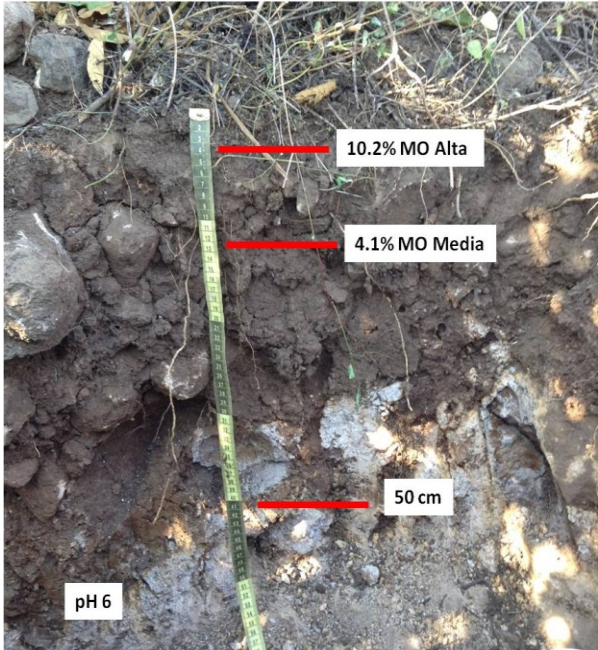
**Tabla 2.** Profundidad (cm) por horizonte por perfil en el 2013 en cada localidad en la zona perturbada y la zona conservada aledaña

<b>Localidad A</b>			<b>Localidad B</b>
<b>Conservada</b>	<b>Perturbada</b>	<b>Perturbada</b>	<b>Perturbada</b>
0 a 5	0 a 5	0 a 5	0 a 3
5 a 10	5 a 10	5 a 22	3 a 15
10 a 20	10 a 20	22 a 35	15 a 34
20 a 40	20 a 40	35 a 52	34 a 46
40 a 61	40 a 73		46 a 69
			69 a 82

**Tabla 3.** Profundidad (cm) por horizonte por perfil en el 2014 en cada localidad en la zona perturbada y conservada. Los valores están en cm.

<b>Localidad A</b>		<b>Localidad B</b>	
<b>Conservada</b>	<b>Perturbada</b>	<b>Conservada</b>	<b>Perturbada</b>
0 a 10	0 a 2	0 a 10	0 a 4
10 a 26	2 a 13	10 a 30	4 a 16
26 a 38	13 a 20/23	30 a 50	16 a 24
	20/25 a 45/50	50 a 95	24 a 30
			30 a 47
			47 a 70

**Tabla 4.** Perfiles nombrados y horizontes descritos en el 2014 en la localidad A la en zona perturbada y conservada de acuerdo a la WRB (2015).

<b>Localidad A</b>	
<b>Conservada</b>	<b>Perturbada</b>
	
<p>endoleptic luvic Phaeozem epilectic</p> <p>Los procesos de formación de suelo son: acumulación de materia orgánica, neoformación (in situ) de arcillas, formación de estructura e iluviación.</p>	<p>hiperalic cutanic epilectic Leptosol arenic epiarcilic rodic novic</p> <p>Los procesos de formación de suelo son: acumulación de materia orgánica 1h poco, bioturbación, neoformación (in situ) de arcillas, formación de estructura, iluviación incipiente y reductomorfia.</p>

**Tabla 5.** Perfiles nombrados y horizontes descritos en el 2014 en la localidad B en la zona perturbada y conservada de acuerdo a la WRB 2015.

<b>Localidad B</b>	
<b>Conservada</b>	<b>Perturbada</b>
	
<p>endoleptic Phaeozem</p> <p>Los procesos de formación de suelo son: acumulación de materia y formación de estructura.</p>	<p>endoleptic Cambisol epiarcilic rodic arcilinovic</p> <p>Los procesos de formación de suelo son: acumulación de materia orgánica, bioturbación, neoformación de óxidos de hierro y arcillas</p>

## Evaluación química

La evaluación química de materia orgánica, N y P se realizó en 37 horizontes encontrados en ocho perfiles (Tabla 6). Los valores presentados corresponden a una sola muestra tomada en cada uno de los horizontes. El porcentaje de materia orgánica (%MO) disminuyó con el aumento de la profundidad en todos los casos.

En los perfiles del 2013, el valor más alto de MO% fue registrado en la zona perturbada (6.1% en el perfil de la localidad A). En el 2014, la zona perturbada tuvo el %MO más alto (10.2 %, localidad A) y en el bosque conservado (4.9% localidad B).

En los perfiles del 2013, los valores más altos de N total estuvieron en las zonas perturbadas (2,242 mg g<sup>-1</sup> localidad B y 2,235 mg g<sup>-1</sup> localidad A). En el 2014, los valores más altos los tuvieron la zona perturbada (2,246 localidad B) y la zona conservada aledaña (2,235 localidad A).

En los perfiles del 2013, los valores más altos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> estuvieron en la zona conservada (12 mg g<sup>-1</sup> en localidad A). Mientras que en el 2014, el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fueron más altos en las zonas perturbadas (19 mg g<sup>-1</sup> localidad A y 9 mg g<sup>-1</sup> localidad B).

Al comparar en el horizonte uno el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de cada perfil entre zonas conservadas y perturbadas no se encontró un patrón que se mantenga fijo entre todas las comparaciones. En los perfiles del 2013, la zona perturbada presentó el más alto el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (12 mg g<sup>-1</sup> localidad A). Mientras que en el 2014, el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> más alto fue registrado en la zona perturbada (16 mg g<sup>-1</sup> localidad A) y la zona conservada (4.8 mg g<sup>-1</sup> localidad B).



En los perfiles del 2013, el P total más alto fue registrado en la zona conservada (209 mg g<sup>-1</sup> localidad A). Mientras que en el 2014, el P total más alto fue registrado en la zona conservada (223.6 mg g<sup>-1</sup> localidad A) y la zona conservada (222.0 mg g<sup>-1</sup> localidad B).

En los perfiles del 2013, el P disponible más alto se registró en la zona perturbada (12 mg g<sup>-1</sup> localidad A). Mientras que en el 2014, el P disponible más alto se registró en la zona conservada (16 mg g<sup>-1</sup> localidad A) y la zona perturbada (222.0 mg g<sup>-1</sup> localidad B).

Los resultados de las muestras diagnósticas, masas y valores obtenidos por nivel de intervención se presentan juntos (Tabla 7). El pH en las muestras diagnósticas (2012; MD) fue mayor ( $6.64 \pm 0.98$ ) que en el 2013 ( $6.61 \pm 0.10$ ) y en el 2014 ( $6.63 \pm 0.11$ ). El C orgánico, N total, P total, P disponible fueron menores en el 2012 en comparación con lo registrado en el 2013 y 2014. El NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron menores en el 2012 en comparación con lo registrado en el 2013.

**Tabla 6.** Propiedades del suelo obtenidas en el análisis químico de los horizontes encontrados en los perfiles de descripción de suelos en Quilamula, Morelos, México. Los valores para las zona conservadas y perturbadas en dos localidades por año de evaluación se presentan por horizonte.

Horizontes	Profundidad cm	pH	% Materia orgánica	N total mg g <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg g <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg g <sup>-1</sup>	P total mg g <sup>-1</sup>	P disponible mg g <sup>-1</sup>
<b>Conservado, localidad A 2013</b>								
1	0 a 5	7.10	5.6	2234.4	12.0	10.7	209	10
2	5 a 10	7.15	4.5	2217.6	11.0	7.5	296	12
3	10 a 20	6.64	4.1	2231.7	9.0	5.3	223	14
4	20 a 40	5.77	1.3	2236.1	8.0	3.5	224	11
5	40 a 61	6.45	1.1	2215.4	18.0	3.5	177	10
<b>Perturbado, localidad A 2013</b>								
1	0 a 5	8.80	6.1	2222.4	10.0	12.0	178	12
2	5 a 10	8.36	6.2	2223.3	7.4	5.3	371	15
3	10 a 20	7.8	4.3	2236.1	9.0	9.3	223.6	10
4	20 a 40	8.72	1.7	2217.6	10.0	4.8	237	16
5	40 a 73	8.50	0.8	2221.6	24.0	4.0	207	10
<b>Perturbado, localidad A 2013</b>								
1	0 a 5	5.51	4.3	2235.2	8.4	5.1	194	9
2	5 a 22	6.33	2.5	2239.3	8.0	6.1	164	10
3	35 a 44	5.72	1.3	2232.1	8.0	5.3	163.7	11
4	22 a 35	5.94	0.8	2233.9	9.0	5.3	194	13
<b>Perturbado, localidad A 2014</b>								
1	0 a 2	6.71	10.2	2215.4	19.0	16.0	177	11
2	2 a 13	6.31	4.1	2234.8	8.0	5.3	164	18
3	13 a 20/23	6.56	1.9	2215.0	17.0	4.0	162.4	12
4	20/25 y 45	6.15	0.9	2241.0	9.0	6.1	164.3	10
<b>Conservado, localidad A 2014</b>								
1	0 a 10	6.57	5.1	2235.7	7.0	4.0	223.6	16
2	10 a 26	6.47	3.0	2235.7	11.0	3.7	193.8	11
3	26 a 38	6.53	1.1	2221.1	8.0	5.1	148.1	10
<b>Perturbado, localidad B 2013</b>								
1	0 a 3		6.8	2242.8	8.0	16.5	224.3	18
2	3 a 15	5.56	1.6	2220.2	6.0	10.7	133.2	9

Horizontes	Profundidad cm	pH	% Materia orgánica	N total mg g <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg g <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg g <sup>-1</sup>	P total mg g <sup>-1</sup>	P disponible mg g <sup>-1</sup>
3	15 a 34	5.75	1.8	2228.6	17.0	4.0	133.7	12
4	34 a 46	5.35	0.3	2226.4	12.0	10.7	207.8	11
5	46 a 69	5.42	0.3	2243.3	8.0	4.5	299.1	12
6	69 a 82	5.08	0.2	2240.6	8.0	4.0	224.1	10

**Perturbado, localidad B 2014**

1	0 a 4	6.82	2.1	2246.0	9.0	4.5	164.7	13
2	4 a 16	6.44	1.8	2238.4	8.0	4.5	149.2	15
3	16 a 24	6.18	1.1	2230.4	8.0	6.7	148.7	11
4	24 a 30	6.59	1.0	2214.1	6.0	4.8	169.8	9
5	30 a 47	5.74	0.9	2237.9	5.0	3.5	82.1	12
6	47 a 70	6.31	-2.3	2224.6	5.0	3.5	200.2	15

**Conservado, localidad B 2014**

1	0 a 10	7.75	4.9	2219.8	8.0	4.8	222.0	10
2	10 a 30	6.04	2.5	2208.9	8.8	4.8	220.9	9
3	30 a 50	5.99	1.8	2232.6	7.6	4.5	208.4	12
4	50 a 95	6.79		2226.0			222.6	

**Tabla 7.** Promedio y error estándar de los contenidos ( $\text{g m}^{-2}$ ) de los nutrientes del suelo del 2013 al 2014 y por nivel de intervención en Quilamula, Morelos, México. Las ANOVAs son para los valores de tiempo. Los valores diagnósticos se muestran sólo como una referencia y no fueron incluidos en las ANOVAs.

Propiedades del Suelo	Diagnósticas 0-10cm	Año		F <sub>(1,92)</sub>	Nivel de intervención		F <sub>(1,92)</sub>
		2013	2014		Mínimo	Máximo	
pH	6.64 ± 0.98	6.61 ± 0.10	6.63 ± 0.11	0.020 ns	6.57 ± 0.10	6.66 ± 0.11	0.39 ns
C orgánico ( $\text{g m}^{-2}$ )	13.35 ± 1.6	19.16 ± 0.54	24.16 ± 0.97	19.71***	21.8 ± 0.79	21.4 ± 0.93	0.150 ns
N total ( $\text{g m}^{-2}$ )	1.35 ± 0.11	1.55 ± 0.04	1.54 ± 0.05	0.2 ns	1.56 ± 0.04	1.53 ± 0.05	0.18 ns
C:N	20.38 ± 3.20	12.48 ± 0.3	15.94 ± 0.6	25.97 ***	14.1 ± 0.47	14.2 ± 0.05	0.23 ns
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\text{g m}^{-2}$ )	51.3 ± 4.62	76.61 ± 3.85	20.34 ± 0.66	206.27 ***	46.7 ± 4.7	50.1 ± 5.08	0.73 ns
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\text{g m}^{-2}$ )	39.87 ± 3.46	53.12 ± 4.3	11.42 ± 0.95	133.4 ***	32.9 ± 4.45	31.6 ± 4.25	0.14 ns
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> :NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.79 ± 0.02	0.74 ± 0.6	0.54 ± 0.35	6.62 *	0.68 ± 0.06	0.60 ± 0.04	0.08 ns
P total ( $\text{mg m}^{-2}$ )	93.54 ± 8.11	107.13 ± 2.56	106.84 ± 3.69	0.004 ns	107.9 ± 2.9	106.7 ± 3.42	0.18 ns
P disponible ( $\text{mg m}^{-2}$ )	6.87 ± 0.82	11.45 ± 0.30	10.54 ± 0.44	2.85 ns	10.5 ± 0.38	11.2 ± 0.38	0.85 ns

\* P < 0.05, \*\* P < 0.01, \*\*\* P < 0.001, ns = no significativo

## Literatura citada

- Aide, T.M., J.K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera y H. Marcano-Vega. 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* **8**:328-338.
- 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 Morelos, México. Pp.48.
- Amaranthus, M.P. 1992. Mycorrhizas, forest disturbance and regeneration in the Pacific Northwestern United States. Páginas 202-207 en D. J. Read, D. H. Lewis, A.H. Fitter, y I.J. Alexander, editores. *Mycorrhizas in ecosystems*. CAB International, Cambridge, England.
- Anderson, J. y J. Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. en C. A. B. International, editor. Wallingford, UK. Pp. 212.
- Bawa, K.S. y R. Seidler. 1998. Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests. *Conserv. Biol.* **12**:46-55.
- Begon, M. 1987. *Ecology, Individuals, population and communities*. Ed. Blackwell scientific publications, Oxford. Pp. 865.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Appl. Soil Ecol.* **10**:191-199.

- Bonan, G.B., y M. Fagundes. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* **320**:1444-1449.
- Bonilla-Moheno, M. y K.D. Holl. 2010. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. *Restor. Ecol.* **18**:438–445.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**:3-9.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forest. *J. Trop. Ecol.* **6**:1-32.
- Bullock, S.H., H.A. Mooney, y E. Medina. 1995. Seasonally dry tropical forest. Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 452.
- Burgos, M. y M. Maass. 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* **104**:475-481.
- Campo-Alves, J. 2003. Nutrient availability and fluxes along a toposequence with tropical dry forest in Mexico. *Agrociencia* **37**:211-219.
- Campo, J. 2016. Shift from ecosystems P to N limitation at precipitation gradients in tropical dry forest at Yucatán, Mexico. *Environ. Rest. Lett.* **11**:095006.
- Campo, J. y R. Dirzo. 2003. Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatán, Mexico. *J. Trop. Ecol.* **19**:525 - 530.
- Casas, A., M.C. Vázquez, J.L. Viveros y J. Caballero. 1996. Plant management among the Nahua and the Mixtec in the Balsas River Basin, Mexico: an ethnobotanical approach to the study of plant domestication. *Human Ecol.* **24**:455-478.

- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in neotropical dry forest. Pp.195. S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina, editores. Seasonally Dry Tropical Forest. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ceccon, E., P. Huante y J. Campo. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *For. Ecol. Manage.* **182**:387-402.
- Ceccon, E., y C. Martínez-Garza. 2016. Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. UAEM-CRIM-UAEM-CONABIO. México. Pp. 580.
- Ceccon, E., I. Olmsted, C. Vázquez-Yanes y J. Campo-Alves. 2002. Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of differing regeneration status in Yucatán. *Agrociencia* **36**:622.
- Ceccon, E., I. Sánchez y J. Powers. 2015. Biological potential of four indigenous tree species from seasonally dry tropical forest for soil restoration. *Agrofor. Syst.* **89**:455-467.
- Ceccon, E., S. Sánchez y J. Campo. 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 Ecol.* **170**:277-285.
- Cole, R.J., Holl, K.D., Keene, C.L. y R.A. Zahawi. 2010. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical mountane forest. *For. Ecol. Manage.* **261**:1590-1597.
- CONANP-SEMARNAT. 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla México. CONANP. México. Pp. 202.

- Connell, J. y R. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* **111**:1119-1144.
- Chapin III, F.S., PA. Matson y H.A. Mooney. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York, EU. Pp. 546
- Chaturvedi, R., A. Raghubanshi y Singh JS. 2011. Plant functional traits with particular reference to tropical deciduous forests: A review. *J. Biosci.* **36**:963–981.
- Davic, R.D. 2003. Linking keystone species and functional groups: a new operational definition of the keystone species concept. *Conserv. Biol.* **7**:1-11.
- Dirzo, R., H.S. Young, H. Mooney y G. Ceballos. 2011. Introduction. En: *Seasonally Dry Tropical Forest: Ecology and Conservation*. Dirzo, R., H.S. Young, H. Mooney y G. Ceballos ed. Island. Washington, DC. Pp xi-xiii.
- Dorado, O., D.M. Arias, A. G. y B. Maldonado. 2002. Educación ambiental para la biodiversidad en el trópico seco, Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos, México. *Tópicos en educación ambiental* **4**:23-33.
- Elser, J.J., M.E.S. Bracken, E. Cleland, D.S. Gruner, W.S. Harpole, H. Hillebrand, J.T. Ngai, E.W. Seabloom, J.B. Shurin y J.S. Smith. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* **10**:1135–1142.
- Esquivel, M.J., C.A. Harvey, B. Finegan, F. Casanoves, C. Skarpe y A. Nieuwenhuysse. 2009. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos de Nicaragua. *Agrofor. Am.* **47**:76-84.



- Falk, D., M.A. Palmer, J.B. Zedler y R. Hobbs. 2006. Foundations of Restoration Ecology. Washington, Covelo, London. Pp.379
- Fehling-Fraser, T. y E. Ceccon. 2015. Macropropagation of *Erythrina americana* in a greenhouse: a potential tool for seasonally dry tropical forest restoration. Rev. CHapingo Ser. Cie. 21(1), 5–16.
- Finegan, B. 1984. Forest succession. Nature **312**:109-114.
- García-Mateos, R., M. Soto-Hernández y H. Vibrans. 2001. *Erythrina americana* Miller (“Colorín”; Fabaceae), a versatile resource from Mexico: A Review. Econ. Bot. **55**:391-400.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geología, UNAM. México.pp.19-20.
- González, O.J. y D.R. Zak. 1996. Tropical dry forests of St. Lucia, West Indies: vegetation and soil properties. Biotropica **28**:618-626.
- Granados-Victorino, R.L., A. Sánchez-González, D. Martínez-Cabrera y P. Octavio-Aguilar. 2017. Estructura y composición arbórea de tres estadios sucesionales de selva mediana subperennifolia del municipio de Huautla, Hidalgo, México. Rev Mex. Biodivers. **88**:122-135.
- Guariguata, M.R. y M.A. Pinard. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. For. Ecol. Manag. **112**:87-99.
- Guariguata, M.R.K. y G.H. Kandler. 2002. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Tecnológica Caártago. Costa Rica. Pp. 691.

- Holl, K.D. 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* **31**:229-242.
- Holl, K.D. y T.M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *For. Ecol. Manag.* **261**:1558-1563.
- Houghton, R.A. 1991. Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. *Clim. Change* **19**:99-118.
- Howe, H. y C. Martínez-Garza. 2014. Restoration As Experiment. *Bot. Scien.* **92**:459-468.
- INEGI. 2016. Localidades Geoestadísticas - archivo histórico - consulta, [http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/consulta\\_localidades.aspx](http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/consulta_localidades.aspx)
- Jaramillo, V.J. y R.L. Sanford, Jr. 1995. Nutrient cycling in tropical deciduous forests. Páginas 346-361 en S. H. Bullock, M. H.A., y E. Medina, editores. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jha, C. y J. Singh. 1900. Composition and dynamics of dry tropical forest in relation to soil texture. *J. Veg. Sci.***1**:309-614.
- Khurana, E. y J.S. Singh. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry Forest: a review. *Environ. Conserv.* **28**: 39.52
- Lamb, D., P.D. Erskine y J.A. Parrotta. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* **310**:1628-1632.

- Lamb, D., J. Parrotta, R. Keenan y N. Tucker. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest land. *Tropical Forest Remnants*. University of Chicago Press, Chicago, IL. EUA. Pp. 366–385.
- Lin, H. 2010. Earth's Critical Zone and hydrogeology: concepts, characteristics, and advances. *Hydrological Earth System Science*. **14**:25-45.
- Lugo, H.J. 1984. Geomorfología del sur de la Cuenca de México. Ed. Instituto de Geografía.- UNAM. Pp.95
- Maass, J.M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva y J. Sarukhán. 2002. Aspectos Funcionales del Ecosistema de Selva Baja Caducifolia en Chamela, Jalisco. Páginas 525-542. en FA. Noguera, JH. Vega Rivera y AN., García Aldrete, editores. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Maldonado, B. 1997. Aprovechamiento de los recursos florísticos de la Sierra de Huautla, Morelos, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. Pp.149.
- Martínez-Garza, C. y H.F. Howe. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *J. Appl. Ecol.* **40**:423-429.
- Martínez-Garza, C., M. Osorio-Beristain, R. Alcalá, D. Valenzuela-Galván y N. Mariano. 2016. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. Páginas 385-406 en E. Ceccon y Martínez-Garza, C., editores. *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. CONABIO-UNAM-UAEM, México.

- Martínez-Garza, C., J. Campo, M. Ricker y W. Tobón. 2016. Effect of initial soil properties on six-year growth of 15 tree species in tropical restoration plantings. *Ecol. Evol.* **6**:8686-8694.
- Meli, P. 2003. Restauración Ecológica en Bosques Tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* **28**:581-589.
- Miles, L., A.C. Newton, R.S. Defries, C. Ravillious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J.E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biog.* **33**:491-505.
- Narro, E. 2004. Física de suelos, con enfoque agrícola. TRILLAS. México. Pp. 196.
- Núñez-Cruz, A. y C. Bonfil. 2013. Establecimiento inicial de tres especies del bosque tropical seco en un pastizal degradado: efectos del uso de acolchado y compost. *Agrociencia* **47**:609-620.
- Olivares-Pérez, J., F. Avilés-Nova, B. Albarrán-Portillo, S. Rojas-Hernández y O. A. Castelán-Ortega. 2011. Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del Estado de México. *Trop. Subtrop. Agroecosystems* **14**:739-748.
- Oliveira-Filho, A.T., N. Curi, E.A. Vilela y D. Carvalho. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* **30**:362-375.
- Pennington, T. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo de Cultura Económica. México, D.F. pp. 522.
- Rodríguez, H. y J. Rodríguez. 2002. Métodos de análisis de suelos y plantas. Criterios de interpretación. Trillas. México. Pp. 194.

- Rusch, G., J. Pausas y J. Lepš. 2003. Plant Functional Types in relation to disturbance and land use. *J. Veg. Sci.* **14**:305-422.
- Rzedowski, J. 1978. Bosque tropical caducifolio. Páginas 189-203 en Limusa, editor. *Vegetación de México*. Limusa, D.F. México.
- Sala, E. y T. Austin. 2000. Methods of estimating Aboveground Net Primary Productivity en Sala, O.E., Jackson, R.B., Mooney H.A. y Howarth R.W. editores. *Methods in Ecosystem Science*. Springer-Verlag, New York, U. S. A. pp. 31-43.
- Sampaio, A.B., K.D. Holl y A. Scariot. 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Rest. Ecol.* **15**:462-471.
- SER. 2013. Society for Ecological Restoration International. Science and Policy Working Group. Disponible en: [www.ser.org](http://www.ser.org) . Arizona. (consultada feb 2013).
- Sharma, D. y S. Sunderraj. 2005. Species selection for improving disturbed habitats in Western India. *Curr. Sci.* **88**:462-467.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo. 2da. Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. México. Pp. 60
- Silva-Aparicio, M., A.E. Castro-Ramírez y H.R. Perales-Rivera. 2018. Áreas voluntarias de conservación y la extracción de leña en núcleos agrarios de Oaxaca. *Ecosist. y recursos agropecuarios* **5**:435-449.

- Singh, A.N. y J.S. Singh. 2006. Experiments on ecological restoration of coalmine spoil using native trees in a dry tropical environment, India: a synthesis. *New For.* **31**:25-39.
- Singh, J.S., A.S. Raghubanshi, R.S. Singh y S.C. Srivastava. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature* **338**:499-500.
- Smith, L.R. y M.T. Smith. 2001. *Ecología*. Person Education SA. Madrid, España. Pp. 642
- Swaine, M.D. y T.C. Whitmore. 1998. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* **75**:81-86.
- Tanner, E.V.J., P.M. Vitousek y E. Cuevas. 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. *Ecology* **79**:10-22.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol. Conserv.* **49**:133-142.
- Trejo, I. y J. Hernández. 1996. Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Instit. Geog.-UNAM*:11-18.
- Tripathi, N. y R. Singh. 2008. Ecological restoration of mined-out areas of dry tropical environment, India. *Environ. Monit. Assess.* **146**:325-337.
- Tropicos.org. 2018. Missouri Botanical Garden, Available online: <http://www.tropicos.org> (consultada 26 Nov 2018 ).
- UICN. 2019. Especies para restauración. [https://www.especiesrestauracion-uicn.org/data\\_especie.php?sp\\_name=Lysiloma%20divaricatum](https://www.especiesrestauracion-uicn.org/data_especie.php?sp_name=Lysiloma%20divaricatum)

- Valdespino, P., R. Romualdo, L. Cadenazzi y J. Campo. 2009. Phosphorus cycling in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Ann. For. Sci.* **66**:107-107.
- Vargas, O. 2007. Pasos fundamentales en la Restauración Ecológica. Pp. 194 en: O. Vargas, editor. *Guía metodológica para la Restauración Ecológica del bosque altoandino*. Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia.
- Vázquez Yanes, C., Irene Batíz, A., Alcocer, M., Gual, M. y C. Sánchez. 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. PROYECTO J-084 -CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM. Pp. 263
- Vieira, D.L.M. y A. Scariot. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restor. Ecol.* **14**:11-20.
- Villaseñor, J.L. 2016. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Rev. Mex. Biodiv.* **87**:559-902.
- Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forest. *Ecology* **65**:285-298.
- Weiher, E., A. van der Werf, K. Thompson, M. Roderick, E. Garnier y O. Eriksson. 1999. Challenging Theophrastus: A Common Core List of Plant Traits for Functional Ecology. *J. Veg. Sci.* **10**:609-620.
- Wild, A. 1987. *Soils and the environmental introduction*. Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 281.

WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015  
International soil classification systems for naming soils and creating  
legends for soil maps. FAO. Italy.



# **Capítulo II**

**Effects of initial soil properties on three-year performance of six tree species in tropical dry forest restoration plantings**

Article

# Effects of Initial Soil Properties on Three-Year Performance of Six Tree Species in Tropical Dry Forest Restoration Plantings

Valentina Carrasco-Carballido <sup>1</sup>, Cristina Martínez-Garza <sup>1,\*</sup> , Héctor Jiménez-Hernández <sup>2</sup>, Flavio Márquez-Torres <sup>1</sup> and Julio Campo <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Universidad 1001, Colonia Chamilpa, Cuernavaca 62209, Mexico; carrasco@uaem.mx (V.C.-C.); jfmarquezt@hotmail.com (F.M.-T.)

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Universidad 1001, Colonia Chamilpa, Cuernavaca 62209, Mexico; henrijjim@gmail.com

<sup>3</sup> Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Mexico City 04510, Mexico; jcampo@ecologia.unam.mx

\* Correspondence: cristina.martinez@uaem.mx; Tel.: +52-777-329-7019

Received: 25 March 2019; Accepted: 15 May 2019; Published: 17 May 2019



**Abstract:** Deforestation of tropical dry forest reduces soil fertility, with negative effects on future restoration intervention. To evaluate the effect of initial soil properties on three-year performance of six tree species in restoration settings, we measured C, N, and P contents in topsoils of 48 plots under minimal (exclusions of livestock grazing) and maximal (plantings of six native species) restoration intervention during two years in tropical dry forest in central Mexico. Survival and height and diameter relative growth rates were evaluated by species and by growth rank (three fast- and three slow-growing species). After two years, organic C and the C:N ratio increased early during natural succession; these increases might be related to high density of N<sub>2</sub>-fixing recruits at both intervention levels. Changes in N availability for plants (i.e., NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contents) occurred after cattle exclusion. After 40 months, the fast-growing legume *Leucaena esculenta* (DC.) Benth. had the highest survival (65.55%) and relative growth rate in both height (3.16%) and diameter (5.67%). Fast-growing species had higher survival and diameter growth rates than slow-growing species. Higher diameter growth rates for fast-growing species may be associated with a higher ability to forage for soil resources, whereas similar height growth rates for slow and fast-growing species suggested low competition for light due to slow natural succession at the site. Planted seedlings had higher survival possibly due to initial high NO<sub>3</sub><sup>-</sup> content in the soil. Also, fast-growing species seem to benefit from initially higher pH in the soil. Both soil properties (i.e., pH and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) may be augmented to favor the performance of fast-growing species in restoration plantings and to further accelerate soil recovery in tropical dry forests.

**Keywords:** growth rank; Mexico; plant growth; Sierra de Huautla; soil carbon; soil nutrients; soil nitrogen; restoration intervention; restoration plantings; tropical deciduous forest

## 1. Introduction

Tropical dry forest (TDF) is threatened by an alarming rate of conversion to agriculture [1,2]. In Mexico, this ecosystem covers 60% of the tropical region, but only 7.9 million hectares (7%) are in conserved condition [3,4]. In TDFs, natural succession is a slow process due to a long drought period, a short growing season, and low water availability [5]. In addition, natural limitation of productivity due to low availability of nitrogen (N) and phosphorus (P) is aggravated by large nutrient and organic

matter losses during the land-use change [6–8]. Thus, in TDFs, while some vegetation structure such as original number of tree species may be reached within five years [9–11], recovery of former soil C and N levels may require up to six decades [12]. The combination of nutrient deficiency and limited water availability makes natural succession a slow process.

Litterfall and root decomposition of trees add organic matter to soil [13], and the large amounts of C allocated to fine roots in TDF trees due to water stress could act as an important input of organic matter and nutrients to the soil [14]. Therefore, the establishment of vegetative cover is a critical first step in TDF recovery, and thus a major goal of restoration actions. Minimal restoration intervention, also known as unassisted forest regeneration [15], excludes the disturbance that leads to loss of vegetation (often livestock grazing), allowing natural succession to occur [16]. In maximal restoration intervention, plantings are established to accelerate the process of recovery [17]. Therefore, maximal intervention may accelerate the recovery of soil fertility compared to minimal intervention, although the time frame required to recover soil fertility is still unknown.

The species used for restoration plantings matter. Early successional, usually ranked as fast-growing species [18–20], are recommended for sites with low potential for natural recovery [21]. Some tree species have been categorized as fast- or slow-growing species in greenhouse conditions under high resource availability [22], or based on their performance during secondary succession [23–26]. Fewer tree species, mostly fast-growing species, have been planted in the harsh conditions of restoration settings [27,28]. Further, some fast-growing species may suffer from higher herbivory [29], and therefore show lower survival in early successional environments. On the other hand, some species formerly classified as slow-growing species have shown high performance in restoration settings [30]. Adding slow-growing, late-successional species in restoration plantings may further accelerate succession back to mature forest [20]. Finally, tree species respond differently to soil conditions [31]. For example, in restoration plantings in the humid forest, slow-growing species were not as sensitive to soil conditions as fast-growing species [32]. In TDF, fast-growing species have a regenerative strategy associated with high availability of light [33], soil nutrients [22,34], and susceptibility to drought [35]. Fast-growing species may have higher performance than slow-growing species in early successional environments, but they may also be more affected by initial soil conditions.

The effect of minimal and maximal restoration interventions on C, N, and P contents in soils and the effect of initial soil properties on three-year-old restoration plantings were evaluated in a secondary TDF in central Mexico. Specifically, we expected soil nutrients to increase over time and be higher in the maximal intervention level. We also expected species formerly ranked as fast-growing species in greenhouse conditions or during secondary succession [22–26] to have higher survival and growth rates than those ranked as slow-growing species. Finally, we expected fast-growing species to be more sensitive to soil nutrients than slow-growing species [22,34,35]. Detailed analysis of soil recovery under minimal and maximal restoration interventions may allow for more informed decisions on restoration strategies, and in the case of maximal intervention, to validate categories of growth rank to select tree species to accelerate soil recovery in dry forests.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Site

The experiment was carried out near the town of Quilamula (18°30'37" N, 99°01'10" W) in the state of Morelos in central Mexico. The native vegetation in this region is TDF, dominated by leguminous trees [36]. The region is characterized by a distinct period of low precipitation, and the climate in the area is hot and subhumid [37]. Long-term climate data from weather stations show that average monthly temperature is 24.5 °C and varies little, ranging from 22.8 to 26.2 °C [36]. Mean annual precipitation is 909 ± 24 mm (mean ± SE from 1951 to 2010), 90% of which falls between May and October (Figure S1.1, [38]). For the study years, mean annual precipitation was 840 ± 25 mm (2011–2012) and 1163 ± 32 mm (2013–2014) (Figure S1.2; [39]).

The landscape consists of steep mountains (around 1000 m above sea level [m a.s.l.]). Dominant soils (Leptosols and Cambisols) derived from underlying granites are mainly shallow (<30 cm in depth), with sandy-loam texture; approximately 50% of the soil organic matter content is concentrated within the first 10 cm of depth [12]. Soils under native vegetation have a pH close to neutral (6.9 to 7.3) and the bulk density varies from 0.88 to 0.96 g cm<sup>-3</sup> [12].

Over the past 40 years, land use has changed from TDF to agricultural activities [3]. This generates a strong economic dependence of local inhabitants on the land, and they have perceived a decrease in productivity over the recent past [40]. This shift has created a mosaic of areas currently grazed by cattle, degraded land that has been abandoned and is undergoing natural succession, and fragments of dry forest with different degrees of conservation.

In 2012, two sites were excluded from disturbance by cattle, and remnant trees (*Acacia cochliacantha* Humb. & Bonpl. ex Willd. and *Ipomoea* sp.) were cut. Initial conditions of the soil were described at four points following [41]. The soil in the study plots were Leptosol and Cambisol according to the World Reference Base for Soil Resources [42]. The main incipient process of pedogenesis was accumulation of clays, structure formation, and neoformation of clays. There was evidence of reductomorphy in the Leptosol and bioturbation in Leptosol and Cambisol. The depth of the superficial horizon with evidence of organic matter (Ah) varied between 2 and 5 cm, and bulk density was 0.98 ± 0.11 g cm<sup>-3</sup> (estimated with the dry weight of known volume of soil; cylinder of 100 mL). These soils had pH close to neutrality (6.64 ± 0.98), with a C:N ratio close to 10, a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ratio below 1, and low concentration of available P (Table S1).

## 2.2. Plantings Design

The experiment was carried out in two locations. Location A was 1124 m a.s.l. with a 25% slope, and location B was 1116 m a.s.l. with a slope of 16%. Three 51 m × 30 m sites were established in each location. Each site had eight 10.5 m × 9 m plots separated by 3 m, for a total of 48 plots. Plots were systematically assigned to one of two restoration interventions (Figure 1). Twenty-four plots from both locations were left to undergo natural succession (minimal intervention) and in the other 24 plots, mixed plantings of six native tree species were established in July 2013. Seedlings were planted with 1.5 m of separation, with five seedlings per species per plot. Three of the species have been ranked as fast-growing (*Acacia coulteri* Benth., *Leucaena esculenta* (DC.) Benth. and *Spondias mombin* L.), and the other three species have been ranked as slow-growing (*Erythrina americana* Mill., *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr. and *Crescentia alata* Kunth; Table 1). All plants were donated by the Ministry of Sustainable Development of the Government of the State of Morelos; they were one year old and 30–50 cm in height. Seedling survival and height and base diameter were evaluated at the beginning (July) and end of the rainy season (November) from 2013 to 2016.

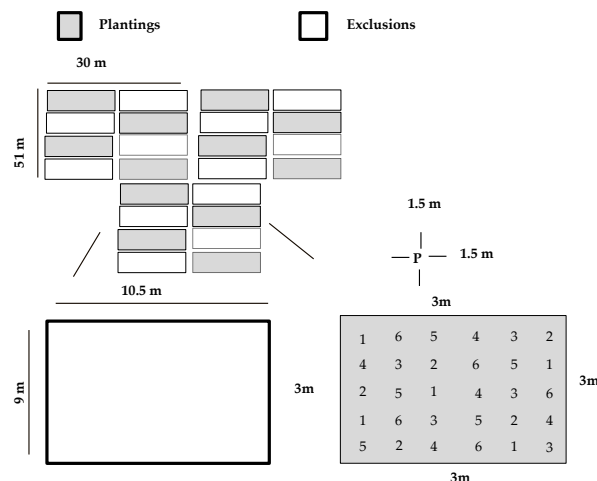


Figure 1. Experimental design.

**Table 1.** Species and family by growth rank and references used for ranking of six species established in mixed plantings in Quilamula, Morelos, Mexico. Nomenclature follows [43] and [44].

Species	Family	Reference
<b>Slow-growing species</b>		
<i>Erythrina americana</i> Mill.	Fabaceae	[23]
<i>Crescentia alata</i> Kunth	Bignoniaceae	[45]
<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	Fabaceae	[24]
<b>Fast-growing species</b>		
<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	[26]
<i>Acacia coulteri</i> Benth. <sup>1</sup>	Fabaceae	[23]
<i>Leucaena esculenta</i> (DC) Benth.	Fabaceae	[25]

<sup>1</sup> Other accepted name *Mariosousa coulteri* (Benth.) Seigler & Ebinger.

### 2.3. Soil Conditions: Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Contents

Soil was sampled in the dry season of 2013 and 2014. During each sampling, six samples were collected from 0 to 10 cm depth of the soil profile in each of the 48 plots. For all of the physico-chemical and chemical analyses, we used composite samples of the six samples for each plot. In this forest type, microbial biomass, soil organic matter, and available N and P are concentrated in the upper 10 cm of the soil profile [12]. Soil was air-dried and sieved through a 2 mm mesh prior to physico-chemical and chemical analyses. The pH of each soil sample was determined in water. Soil C was analyzed in an automated C-analyzer (SHIMADZU 5005A) after grinding a 5 g air-dried subsample passed through a 100-mesh screen. The total soil N concentration was determined by acid digestion in concentrated H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> [46] using an NP elemental analyzer (Technicon Autoanalyzer II). Exchangeable N concentrations (hereafter referred to as NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) were measured by extracting a 15 g subsample of each composite soil sample in 100 mL 2 M KCl [46]. The soil KCl solution was shaken for 1 h and allowed to settle overnight. A 20 mL aliquot of the supernatant was transferred into sample vials and frozen for later analysis. Soil bicarbonate-P was determined in duplicate; 0.5 g soil samples were placed in 50 cc centrifuge tubes and shaken with 30 mL of 0.5 N NaHCO<sub>3</sub> for 16 h and centrifuged. The supernatant was analyzed for bicarbonate-P. Masses of C, N, and P were transformed into area units (g m<sup>-2</sup>) using the bulk densities for each plot.

### 2.4. Statistical Analysis

For soil samples, the six samples taken in each plot were mixed to analyze one composite sample per plot. Data on soil nutrients were analyzed in terms of content ( $n = 48$  samples per year). A separate two-way analysis of variance was carried out for each of the contents (pH, soil organic C, total N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, total P, and available P), with the level of intervention (minimal [exclusions] and maximal [plantings]) and time as factors; the interactions of these two factors were also tested. To fulfill assumptions of the analysis of variance, total N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> were log-transformed. Two principal component analyses (PCAs) were run to ordinate seven variables of topsoil (0–10 cm depth) in each of the 24 plots with plantings separately for each of the two years of the study. The first two axes of both PCAs were used to predict tree survival and relative growth rates by species using linear regressions. Correlations and variance explained by each soil property were calculated; soil properties highly related to PCA axis and contributing the most to explained variance were discussed in relation to performance [47].

Differences in survival by species and by growth rank were evaluated with Kaplan–Meier curves and log-rank test; a contingency table and chi-square test were used to evaluate differences in final survival rate by species [48]. Survival after 40 months is reported in results.

The relative growth rates (RGR) in height and diameter were calculated at 40 months (from July 2013 to November 2016) using the following equation:

$$\ln RGR = \ln [(\ln D_2 - \ln D_1)/(t_2 - t_1)] \quad (1)$$

where D refers to difference in diameter or height between the initial and final measurements, t refers to time, and the subscripts 1 and 2 refer to the beginning and end of the measuring period, respectively. Using the natural logarithm of the relative growth rate largely normalizes the residuals in the analysis of variance [49]. For growth rate analysis, seedlings were used as replicates. Differences in RGR among species were evaluated with analysis of variance (ANOVA) and Tukey post hoc tests when significant. *Erythrina americana* was removed from RGR analysis because only two individuals were alive at the end of the study. Previous analysis of soil properties revealed similar results between the two locations and therefore, this factor was removed. All analyses were performed in STATISTICA 7.0 (<http://www.statsoft.com/Products/STATISTICA-Features> [47]).

### 3. Results

#### 3.1. Soil Characteristics

##### 3.1.1. Time

Seven soil properties were evaluated during the first two years at superficial soil depth (0–10 cm; Table 2). After two years of restoration intervention, organic C content (SOC) and C:N ratio increased significantly. In contrast, inorganic N (i.e.,  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$ ) content and  $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$  ratio decreased significantly. Soil pH, total N, total P, and available P contents in the soils did not change with time.

**Table 2.** Mean and standard error of topsoil (0–10 cm depth) properties in Quilamula, Morelos, Mexico. Soil properties in 2013 and 2014 and under minimal and maximal restoration intervention are shown. F and p values are from ANOVAs between years (2013 and 2014) and intervention (minimal and maximal).

Soil Properties	Year		F (1, 92)	Restoration Intervention		
	2013	2014		Minimal	Maximal	F (1,92)
pH	6.61 ± 0.10	6.63 ± 0.11	0.020 ns	6.57 ± 0.10	6.66 ± 0.11	0.39 ns
SOC (g m <sup>-2</sup> )	19.16 ± 0.54	24.16 ± 0.97	19.71 **	21.8 ± 0.79	21.4 ± 0.93	0.150 ns
total N (g m <sup>-2</sup> )	1.55 ± 0.04	1.54 ± 0.05	0.2 ns	1.56 ± 0.04	1.53 ± 0.05	0.18 ns
C:N ratio	12.48 ± 0.3	15.94 ± 0.6	25.97 **	14.1 ± 0.47	14.2 ± 0.05	0.23 ns
$\text{NH}_4^+$ (g m <sup>-2</sup> )	76.61 ± 3.85	20.34 ± 0.66	206.27 ***	46.7 ± 4.7	50.1 ± 5.08	0.73 ns
$\text{NO}_3^-$ (g m <sup>-2</sup> )	53.12 ± 4.3	11.42 ± 0.95	133.4 ***	32.9 ± 4.45	31.6 ± 4.25	0.14 ns
$\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$	0.74 ± 0.6	0.54 ± 0.35	6.62 *	0.68 ± 0.06	0.60 ± 0.04	0.08 ns
total P (mg m <sup>-2</sup> )	107.13 ± 2.56	106.84 ± 3.69	0.004 ns	107.9 ± 2.9	106.7 ± 3.42	0.18 ns
available P (mg m <sup>-2</sup> )	11.45 ± 0.30	10.54 ± 0.44	2.85 ns	10.5 ± 0.38	11.2 ± 0.38	0.85 ns

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ , ns = not significant.

For the PCA from 2013, the first two axes explained 55% of the variation in soil variables among 24 plots with plantings (Figure S2). The PCA axis 1 was positively correlated with soil available P content (0.47) and this variable explained 8% of the variance in this axis; this axis was also highly negatively correlated with total N (−0.93) and total P (−0.93) and each of these variables explained 33% of the variance of this axis (Table S2). The PCA axis 2 was positively correlated with soil pH (0.53) and this variable explained 23% of the variance of this axis (Table S2).

For the PCA of 2014, the first two axes explained 69% of the variation in soil variables among the 24 plots with plantings (Figure S3). The PCA axis 1 was highly negatively correlated with total N content (−0.91) and total P content (−0.91), and each of these variables explained 23% of the variance of this axis (Table S3). The PCA axis 2 was highly positively correlated with soil pH (0.88) and this

variable explained 64% of the variance of this axis; this axis was also negatively correlated with  $\text{NO}_3^-$  content ( $-0.40$ ) and this variable explained 13% of the variance of this axis (Table S3).

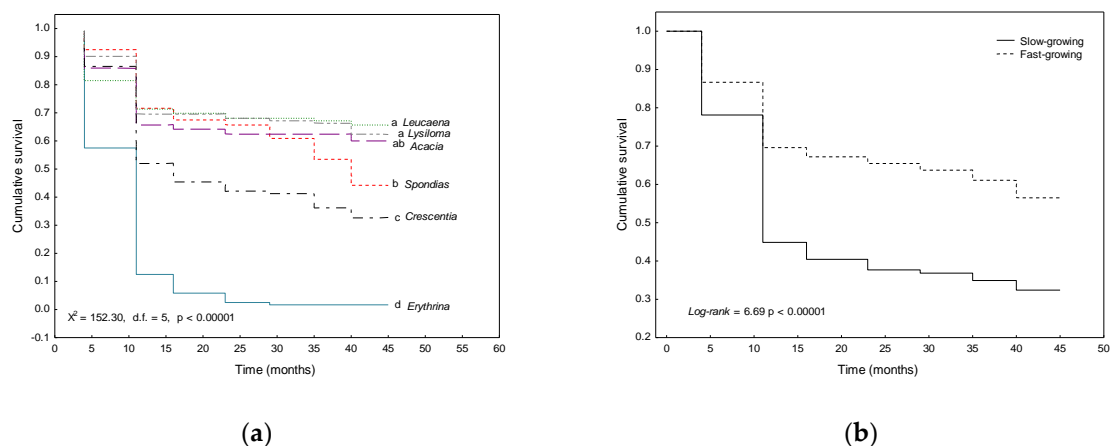
### 3.1.2. Restoration Intervention

Soil properties varied little between levels of restoration (Table 2). The analysis of variance showed that all soil properties were statistically similar under minimal and maximal intervention (Table 2). The interactions of time and intervention were not significant.

## 3.2. Tree Performance

### 3.2.1. Survival

After 40 months, the fast-growing species *Leucaena esculenta* had the highest survival (65.55%), while *Erythrina americana* had the lowest survival (1.67%). The chi-square test revealed that species showed different survival ( $\chi^2 = 152.31$ ,  $p < 0.00001$ ) (Figure 2a). The log-rank comparison showed that *Leucaena esculenta*, *Lysiloma divaricatum*, and *Acacia coulteri* showed similar survival whereas the survival of *Erythrina* was significantly lower than the rest of the species; *Spondias mombin* had similar survival to *Acacia* (Figure 2a). Overall, the survival of fast-growing species was significantly higher (56.55%) than the survival of slow-growing species (32.41%) (Log-rank test = 6.69,  $p < 0.00001$ ; Figure 2b).

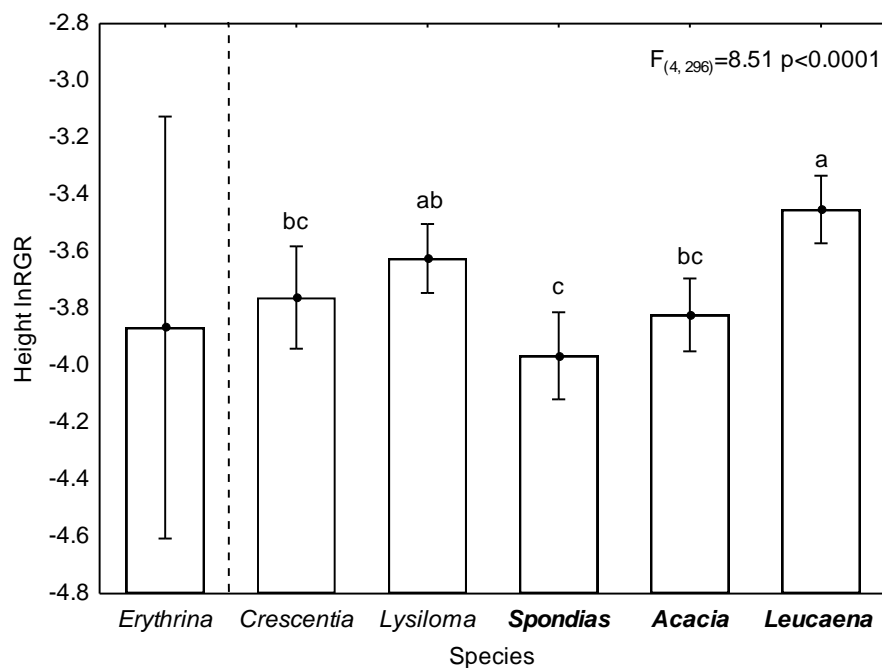


**Figure 2.** Kaplan–Meier curves of survival of (a) six tree species and (b) slow- and fast-growing species after 40 months growing in fenced plots at Quilamula, Morelos, Mexico. Species that do not share a letter showed significantly different survival under the log-rank comparison tests.

### 3.2.2. Height Relative Growth Rate

Logarithmic relative growth rates in height (height lnRGR) after 40 months were similar for two slow-growing species (RGR = 2.54%) and three fast-growing species (RGR = 2.45%) ( $F_{(1, 301)} = 0.30$ ,  $p = 0.58$ ). *Leucaena* had the highest height lnRGR (RGR = 3.16%) whereas *Spondias* had the slowest height lnRGR (RGR = 1.89%). The analysis of variance revealed significant differences in height lnRGR among species ( $F_{(4, 296)} = 8.51$ ,  $p < 0.00001$ ). The post hoc Tukey test revealed that *Leucaena* and *Lysiloma* had similar height lnRGR, which was significantly higher than that of *Spondias* (Figure 3).

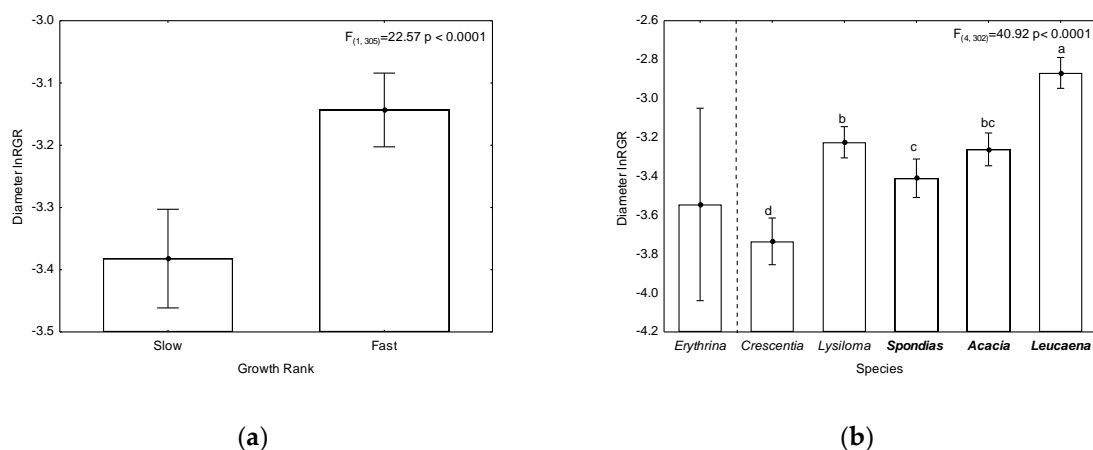




**Figure 3.** Forty months' height lnRGR of six tree species growing in fenced plots at Quilamula, Morelos, Mexico. Height lnRGR for *Erythrina americana* is shown but this species was removed from RGR analysis due to low survival. Different letters show significant differences evaluated with Tukey test. Genera of fast-growing species are shown in bold.

### 3.2.3. Diameter Relative Growth Rate

Logarithmic relative growth rates in diameter at the base (diameter lnRGR) after 40 months of growth varied twice among five tree species. On average, three fast-growing species had significantly higher diameter lnRGR (RGR = 4.31%) than two slow-growing species (RGR = 3.39%) ( $F_{(1, 305)} = 22.57$ ,  $p < 0.00001$ ; Figure 4a). *Leucaena* had the highest diameter lnRGR (RGR = 5.67%) and *Crescentia* the lowest diameter lnRGR (RGR = 2.38%). The analysis of variance revealed significant differences in diameter lnRGR among species ( $F_{(4, 302)} = 40.92$ ,  $p < 0.00001$ ). The post hoc Tukey test revealed that *Leucaena* had significantly higher diameter lnRGR than the rest of the species (Figure 4b).



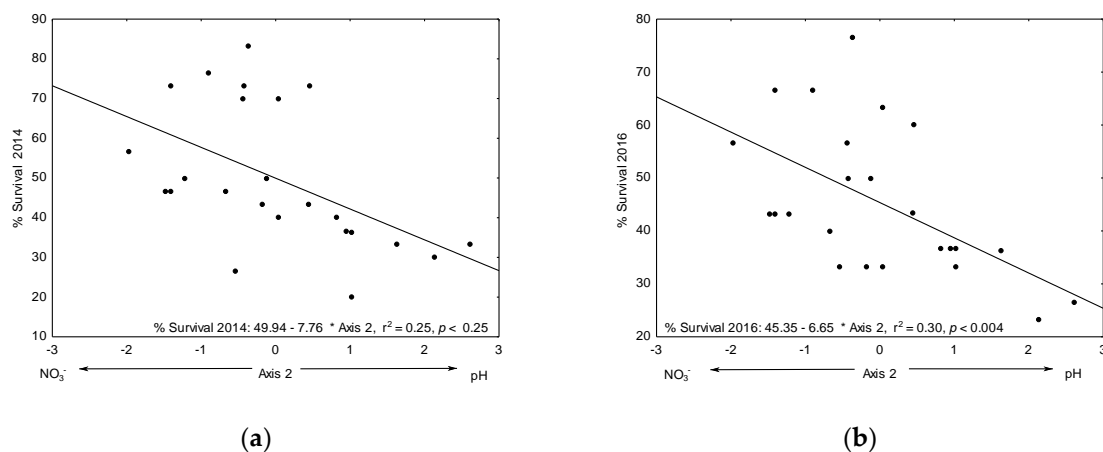
**Figure 4.** Forty months' diameter lnRGR of slow- ( $n = 2$ ) and fast- ( $n = 3$ ) growing species (a) and six tree species (b) growing in fenced plots at Quilamula, Morelos, Mexico. Diameter lnRGR for *Erythrina americana* is shown but this species was removed from RGR analysis due to low survival. Different letters show significant differences evaluated with Tukey test. Genera of fast-growing species are shown in bold.



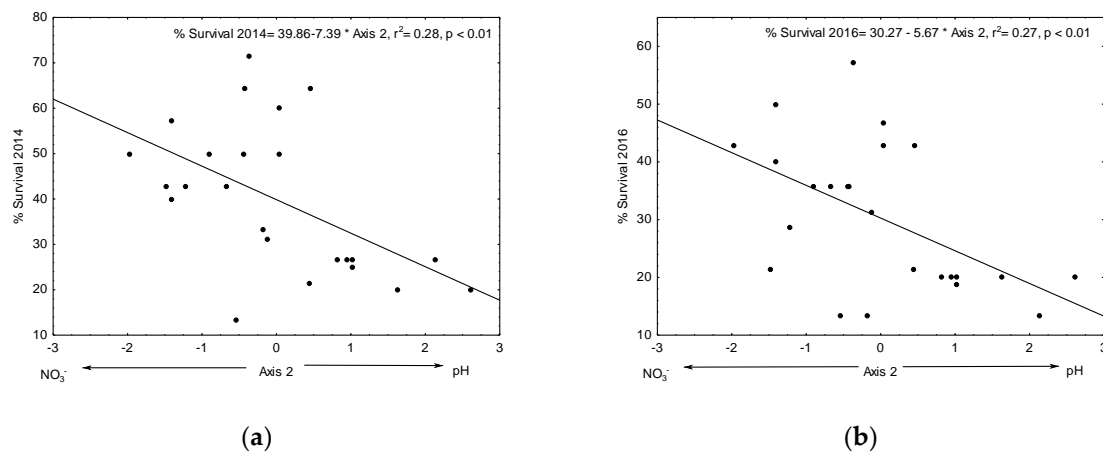
### 3.3. Effect of Initial Soil Properties on Tree Performance

#### 3.3.1. Survival

The first two axes of the Principal Component Analysis of soil properties for 2013 were not correlated with the survival of all six tree species in 2014 and 2016 (Table S4a), nor with the survival of fast- or slow-growing species (Table S4b). The PCA axis 1 of soil properties for 2014 was not correlated with the survival of 2014 and 2016 (Table S5a) nor with the survival of fast- or slow-growing species (Table S5b). The PCA axis 2 of soil properties for 2014 was correlated with the survival of 2014 (Figure 5a) and the survival of 2016 (Figure 5b) for all species. The PCA axis 2 of soil properties for 2014 was correlated with the survival of slow-growing species in 2014 (Figure 6a) and in 2016 (Figure 6b).



**Figure 5.** Regression of survival as a function of PCA scores of soil properties in 2014 (a) for survival in 2014 and (b) survival in 2016 for all tree species irrespective of growth rank. Value of  $r^2$ , regression line, and equation are shown.

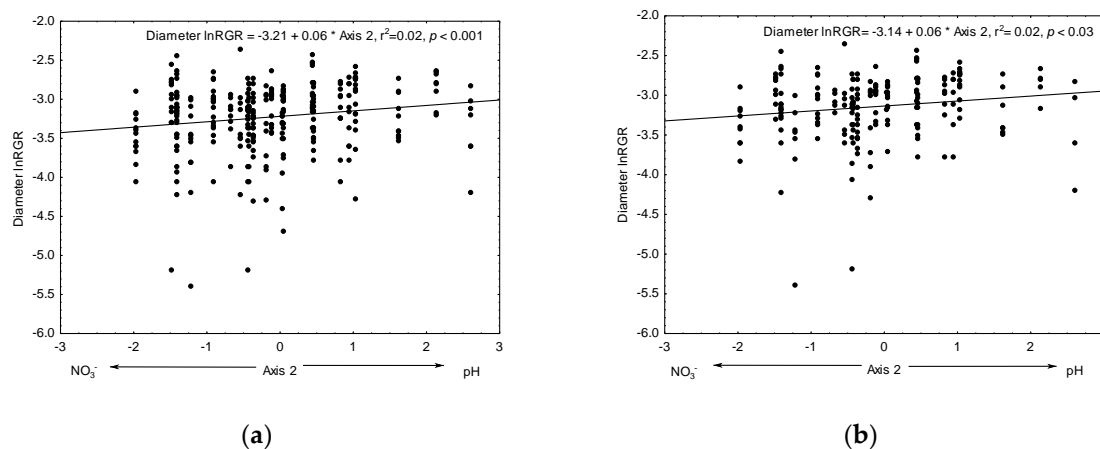


**Figure 6.** Regression of survival as a function of PCA scores of soil properties in 2014 (a) for survival in 2014 and (b) survival in 2016 for slow-growing tree species. Value of  $r^2$ , regression line, and equation are shown.

#### 3.3.2. Relative Growth

The first two axes of the PCA of soil characteristics for 2013 and 2014 were not correlated with the height lnRGR for the six tree species (Table S6) nor with the height lnRGR of fast- or slow-growing species (Table S6). The first two axes of the PCA of soil characteristics for 2013 were not correlated with the diameter lnRGR for the six tree species (Table S7) nor with the diameter lnRGR of fast- or slow-growing species (Table S7). The PCA axis 1 of soil characteristics for 2014 was not correlated with

the diameter lnRGR (Table S7) nor with the diameter lnRGR of fast- or slow-growing species (Table S7). The PCA axis 2 of soil characteristics for 2014 was correlated with the diameter lnRGR for all species (Figure 7a) and for fast-growing species (Figure 7b).



**Figure 7.** Regression of diameter lnRGR for (a) all tree species and (b) for fast-growing species as a function of PCA scores with soil properties in 2014. Value of  $r^2$ , regression line, and equation are shown.

#### 4. Discussion

After two years, soil organic C and C:N ratio increased during natural succession whereas the N availability for plants (i.e.,  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  contents) decreased. Fast-growing species had higher survival and diameter growth rates than slow-growing species. Fast- and slow-growing species had similar height growth rates. Planted seedlings responded to initial content of  $\text{NO}_3^-$  in the soil by having higher survival. Also, seedlings planted in soils with higher pH had higher growth rates.

##### 4.1. Soil Conditions

Consistent with our hypothesis, organic C and the C:N ratio increased after two years of exclusion. In the TDF of Morelos, Mexico, soil organic C was found to increase with vegetation cover (Table 1 of [50]). Further, a global review of temperate, subtropical, and tropical ecosystems showed that accumulation of soil C is highest in areas with  $\text{N}_2$ -fixing species [51]. In experimental plantations in Puerto Rico, 24 trees and shrubs from 20 families were found recruiting under plantations while in unplanted controls, only the legume *Albizia lebbek* (L.) Benth. was recorded [52]. Further, in TDF of Morelos, Mexico after two years of cattle exclusion, the legume trees *Mimosa benthamii* J.F. Macbr. and *Acacia cochliacantha* were the most abundant recruits [24]. In our study, plantings included four legume tree species (see Table 1) and there was a high abundance of two legume trees (*Acacia cochliacantha* and *Lysiloma divaricatum*) and *Ipomoea pauciflora* M. Martens & Galeotti recruits in both exclusions and plantings [53]. In conclusion, increases in organic C and the C:N ratio were possibly related to the high recruitment of  $\text{N}_2$ -fixing species during early succession, but further studies need to address this hypothesis.

Our results showed that the soil  $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$  ratio decreased after two years of cattle exclusion. Given that soil N transformation is negatively affected by deforestation [54], the process is expected to recover with revegetation. Further, in remnant *Eucalyptus salmonophloia* F. Muell. woodland in Australia, an increase of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  concentrations was found because of deposition of cattle excrement and urine [55]. Also, inorganic N (both  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  concentrations) decreases due to the demand of growing vegetation [56], which is fastest during early succession (<5 years; [10]). Further,  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  content were lower in the year with higher amount of precipitation, suggesting higher losses by leaching. Even when a chronosequence in the TDF of Morelos suggested that the N cycling recovered after 60 years of natural succession [12], the changes in the N pools in the first two years of

succession suggest that soil N transformations is taking place and it can be a combination of lack of fertilization from browsers, revegetation processes, and higher rainfall.

#### 4.2. Restoration Intervention

Contrary to our hypothesis, there was no difference in soil properties after two years between minimal (exclusion) and maximal (plantings) restoration interventions. Some studies have evaluated the effect of monocultures or polycultures in arid and semiarid forest soils in the medium and long term. For example, in monocultures of *Hippophae rhamnoides* L. (sea-buckthorn) in China, the dynamics of soil microbial community structures improved after 8 years and up to 18 years [57]. Also, in monocultures of *Jatropha curcas* L. in India, biochemical and microbial characteristics improved after nine years [58]. Finally, under polycultures of 12 tree species in India, the soil organic C, N, and available P contents were improved after 16 years [59]. Plantings thus generally seem to improve soil conditions in the medium term (eight years). In our study, planted trees were on average  $89.3 \pm 55.2$  cm in height after two years and perhaps too small to affect soil properties. On the other hand, recruitment processes take place under plantings as well as in exclusions. For example, in 10-year-old exclusions in a TDF in Costa Rica, the most abundant species recruited was the legume tree *Acacia collinsii* Saff. [60], and in a TDF in Morelos, Mexico, the legume trees *Mimosa benthamii* and *Acacia cochliacantha* were the most abundant recruits after two years of succession [24]. Finally, after three years of TDF succession in Panama, *Guazuma ulmifolia* Lam. (Sterculiaceae) was the most abundant recruit followed by *Acacia collinsii* [61]. Similar soil properties under minimal and maximal intervention were probably due to a high recruitment of N<sub>2</sub>-fixing species in both habitats.

#### 4.3. Performance of Fast- and Slow-Growing Species

As predicted, species classified as fast-growing species had higher survival than slow-growing species. Similar to our results, in plantings in a deciduous forest in Costa Rica, two fast-growing species showed higher survival than two slow-growing species during the first two years [62]. In Chamela, Mexico, three months after planting, two fast-growing species showed higher survival than one slow-growing species in a dry year [63]. Further, in restoration plantings in Brazil, seven fast-growing species had higher survival than six slow-growing species [64]. Fast-growing species usually outperform slow-growing species in early successional environments under standard rainfall conditions. However, in this study, variation in survival within growth rank groups was high: one slow-growing legume, *Lysiloma divaricatum*, showed a survival rate as high as the one shown by two fast-growing legumes (*Leucaena* and *Acacia*). In plantings in Chamela, in a year with a hurricane event, five fast-growing species showed similar survival to five slow-growing species [30]. At our site, during the second year, precipitation was 377 mm higher than the long-term average (41% more than the mean annual precipitation; Figure S1). This abnormally wet year was due to abundant precipitation at the start of the rainy season (June); therefore, this additional precipitation may have favored the higher survival of some slow-growing species. Early survival of tree species in plantings was associated to growth rank and species identity.

Consistent with our prediction, fast-growing species had higher diameter growth rates than slow-growing species, whereas height growth rates were similar for fast- and slow-growing species. Height growth rates are usually reported for tree species in plantings; for example, fast-growing species had higher height growth rates than slow-growing species in plantings in Costa Rica [62], Mexico [63], and Brazil [64]. Height growth rates are usually associated with maximal tree height and competition for light [65]. Under heterogeneous soil resources, TDF trees increase root biomass to forage for resources; slow-growing species may not develop roots as fast and therefore they may not find patches of high resources as fast-growing species do [66]. Also, diameter at the base of plantings was positively associated with root development for trees growing under the arid conditions of pastures; trees with higher diameter at the base had higher root biomass [67]. In plantings in a transitional zone from oak forest (*Quercus glaucooides* M. Martens & Galeotti) to TDF in Morelos, Mexico, two legume tree species

showed increases in diameter but not in height in the first year of growth [68]; there, natural succession was very slow and plantings were exposed to high light conditions for a long time (see [69]). In our experiment, natural succession was taking place in plantings and exclusions (see above); a census of December 2015 showed that recruits ( $110.01 \pm 95$  cm; mean  $\pm$  1 SE) and plantings ( $124.55 \pm 77$  cm) had similar height [70], therefore, they were not yet competing for light. Higher height growth rates may suggest faster vegetation recovery and therefore higher competition for light, which was not the case in our plantings.

#### 4.4. Effects of Initial Soil Nutrients on Tree Performance

Performance of tree species was related to initial soil nutrient content. Higher tree survival was related to higher  $\text{NO}_3^-$  contents, especially for slow-growing species, whereas higher diameter growth rates were related to higher soil pH, especially for fast-growing species. Nitrogen is one of the essential components for plant development and growth [71,72]. Similar to our results with respect to the importance of soil N availability for plant survival in TDFs, in Yucatán, Mexico, addition of inorganic N to soils resulted in an increase of both recruited [6] and planted seedling survival [73]. Similar to our results with respect to soil pH, in restoration plantings in the humid forest of Veracruz, Mexico [32] and in Chiapas, Mexico [74], diameter growth rates were related to higher soil pH. Also, in restoration plantings in Australia, fast-growing species had higher height growth rates on less acidic soils [75]. Soils in the TDF are extremely poor in nitrogen [76], and the availability of N for plants decreases with environmental disturbance [77]. Given that plants require N to achieve high growth rates [78], and stable isotopes of nitrogen reveal that TDFs have an open N cycle (i.e., high losses of  $\text{NO}_3^-$  by leaching and losses by  $\text{N}_2\text{O}$  emissions [79]), a high initial  $\text{NO}_3^-$  availability in the soil favored the growth rates of fast-growing species. For example, two fast-growing tree species from the TDF had a higher ability to forage for soil nutrients by producing more roots than two slow-growing species under high light availability in greenhouse conditions [66]. In this study, fast-growing species were probably more capable of foraging for soil resources by producing more roots than slow-growing species. However, even when soil attributes predicted diameter growth rates, only 2% of the variation was explained. Similar studies in the humid forest showed that soil attributes explained 4–12% of variation in growth rates [32]; further analysis, including other sources of variation in the field (i.e., microenvironmental conditions) is needed. For restoration plantings, a mix of fast- and slow-growing species should be planted because some species formerly ranked as slow-growing may perform as well as fast-growing species (i.e., *Lysiloma divaricatum*) in the harsh conditions of restoration settings. Further, many fast-growing species may recruit naturally, whereas slow-growing species, which shape conserved forest, may take decades to arrive by themselves.

## 5. Conclusions

After two years, organic C and the C:N ratio increased under both minimal and maximal intervention. Changes in  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  suggest that their transformation in soils is taking place due to cattle exclusion. Species formerly classified as fast-growing had higher survival and diameter growth rates after 40 months. Planted seedlings responded to initial pH and content of  $\text{NO}_3^-$  in the topsoil. Both of these soil properties could be augmented to favor the performance of fast-growing species in restoration plantings and to further accelerate soil recovery in tropical dry forests. For the first two years of intervention, exclusion of cattle was enough to initiate the recovery of soil properties, however, planting slow-growing species which may take decades to recruit naturally may also accelerate successional processes in terms of composition.

**Supplementary Materials:** The following are available online at <http://www.mdpi.com/1999-4907/10/5/428/s1>, Figure S1: Average precipitation by month near Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos, Figure S2: Trait loading of PCA axes 1 and 2 of an ordination based on seven properties of soil contents in 2013, Figure S3: Trait loading of PCA axes 1 and 2 of an ordination based on seven properties of soil contents in 2014, Table S1: Means and standard errors of initial soil properties (0–10 cm depth) in 2012, Table S2: Correlations and variance explained (%) of seven soil properties for 2013 to PCA axes, Table S3: Correlations and variance explained (%) of seven soil

properties for 2014 to PCA axes, Table S4: Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil properties for 2013 and survival (2014, 2016) for six tree species (a) and by growth rank (b), Table S5: Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil properties for 2014 and survival (2014, 2016) for six tree species (a) and by growth rank (b), Table S6: Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil characteristics for 2013 and 2014 and height lnRGR for six tree species (a) and by growth rank (b), Table S7: Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil characteristics for 2013 and 2014 and diameter lnRGR for six tree species (a) and by growth rank (b).

**Author Contributions:** Conceptualization, V.C.-C., C.M.-G., and J.C.; methodology, V.C.-C., C.M.-G., and J.C.; formal analysis, V.C.-C. and C.M.-G.; investigation, V.C.-C., C.M.-G., F.M.-T., H.J.-H., and J.C.; resources, C.M.-G. and J.C.; data curation, V.C.-C. and C.M.-G.; writing—original draft preparation, V.C.-C., C.M.-G., F.M.-T., H.J.-H.; writing—review and editing, V.C.-C., C.M.-G., F.M.-T., H.J.-H.; visualization, V.C.-C. and C.M.-G.; project administration, V.C.-C. and F.M.-T.; funding acquisition, V.C.-C. and F.M.-T.

**Funding:** This research was funded by the Ministry of Sustainable Development of the Government of the State of Morelos (Secretaría de Desarrollo Sustentable, Gobierno del Estado de Morelos), the State University of Morelos (Universidad Autónoma del Estado de Morelos, UAEM) and A. Azuela of the Nursery Vivero de Tebanca, A.C. F.M.-T. was supported by a Master scholarship from the Mexican Council of Science and Technology (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACYT).

**Acknowledgments:** We are grateful to Enrique Solís for logistical support in soil analyses and Luz María Ayestarán and Evodio Rendón for expert field assistance. Also, thanks to students of Restoration ecology classes at UAEM 2012–2016 for help in field work. The authors gratefully acknowledge the financial and logistical support from the owners of the sites of study in Quilamula, Morelos: O. García Soriano, H. Sánchez García, E. García Soriano, D. García Cervantes, and J. García Cervantes. We want to thank Lynna Kiere for editing early versions of this ms. Finally, we thank two anonymous reviewers for their detailed evaluation and valuable suggestions.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

## References

1. Miles, L.; Newton, A.C.; DeFries, R.S.; Ravilious, C.; May, I.; Blyth, S.; Kapos, V.; E Gordon, J. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biogeogr.* **2006**, *33*, 491–505. [CrossRef]
2. Sánchez-Azofeifa, G.A.; Portillo-Quintero, C. Extent and Drivers of Change of Neotropical Seasonally Dry Tropical Forests. In *Seasonally Dry Tropical Forests*; Island Press: Washington, DC, USA, 2011; pp. 45–57.
3. Trejo, I.; Dirzo, R. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol. Conserv.* **2000**, *49*, 133–142. [CrossRef]
4. CONABIO. *Capital Natural de México, Vol. I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad*; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Ciudad de México, Mexico, 2008. Available online: <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/conocimientoActual.html> (accessed on 1 April 2016).
5. Murphy, P.G.; E Lugo, A. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annu. Ecol. Syst.* **1986**, *17*, 67–88. [CrossRef]
6. Cecon, E.; Huante, P.; Campo, J. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *Ecol. Manag.* **2003**, *182*, 387–402. [CrossRef]
7. Maass, J.M. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In *Seasonally Dry Tropical Forests*; Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 1995; pp. 399–422.
8. Campo, J. Shift from ecosystem P to N limitation at precipitation gradient in tropical dry forests at Yucatan, Mexico. *Environ. Lett.* **2016**, *11*, 95006. [CrossRef]
9. Kennard, D.K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* **2002**, *18*, 53–66. [CrossRef]
10. Lebrija-Trejos, E.; Meave, J.A.; Poorter, L.; Pérez-García, E.A.; Bongers, F. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **2010**, *12*, 267–275. [CrossRef]
11. Pascarella, J.B.; Marcano-Vega, H.; Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Rivera, L. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* **2000**, *8*, 328–338.
12. Saynes, V.; Hidalgo, C.; Etchevers, J.D.; Campo, J.E. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Appl. Soil Ecol.* **2005**, *29*, 282–289. [CrossRef]



13. Campo, J.; Maass, M.; Jaramillo, V.J.; Martínez-Yrizar, A.; Sarukhán, J. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry* **2001**, *53*, 161–179. [[CrossRef](#)]
14. Roa-Fuentes, L.L.; Campo, J.; Parra-Tabla, V. Plant Biomass Allocation across a Precipitation Gradient: An Approach to Seasonally Dry Tropical Forest at Yucatán, Mexico. *Ecosystems* **2012**, *15*, 1234–1244. [[CrossRef](#)]
15. Chazdon, R.L. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*; University of Chicago Press: Chicago, IL, USA, 2014.
16. Martínez-Garza, C.; Osorio-Beristain, M.; Alcalá, R.; Valenzuela-Galván, D.; Mariano, N. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. In *Experiencias Mexicanas en la Restauración de los Ecosistemas*; Ceccon, E., Martínez-Garza, C., Eds.; CONABIO-UNAM-UAEM: Mexico City, Mexico, 2016; pp. 385–406.
17. Lamb, D.; Erskine, P.D.; Parrotta, J.A. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* **2005**, *310*, 1628–1632. [[CrossRef](#)]
18. Whitmore, T.C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology* **1989**, *70*, 536–538. [[CrossRef](#)]
19. Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* **1998**, *75*, 81–86. [[CrossRef](#)]
20. Martínez-Garza, C.; Howe, H.F.; Martínez-Garza, C. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *J. Appl. Ecol.* **2003**, *40*, 423–429. [[CrossRef](#)]
21. Holl, K.D.; Zahawi, R.A.; Cole, R.J.; Ostertag, R.; Cordell, S. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Rest. Ecol.* **2011**, *19*, 470–479. [[CrossRef](#)]
22. Huante, P.; Rincon, E.; Acosta, I. Nutrient Availability and growth Rate of 34 Woody Species from a Tropical Deciduous Forest in Mexico. *Funct. Ecol.* **1995**, *9*, 849. [[CrossRef](#)]
23. Granados-Victorino, R.L.; Sánchez-González, A.; Martínez-Cabrera, D.; Octavio-Aguilar, P. Estructura y composición arbórea de tres estadios sucesionales de selva mediana subperennifolia del municipio de Huautla, Hidalgo, México. *Rev. Mex. Biodivers.* **2017**, *88*, 122–135. [[CrossRef](#)]
24. Alba-García, L. Reclutamiento de leñosas en la selva seca de la localidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México. Ph.D. Thesis, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos, Mexico, August 2011.
25. Casas, A.; Vázquez, M.D.C.; Viveros, J.L.; Caballero, J. Plant management among the Nahua and the Mixtec in the Balsas River Basin, Mexico: An ethnobotanical approach to the study of plant domestication. *Hum. Ecol.* **1996**, *24*, 455–478. [[CrossRef](#)]
26. Esquivel, M.J.; Harvey, C.A.; Finegan, B.; Casanoves, F.; Skarpe, C.; Nieuwenhuys, A. Regeneración Natural de Árboles y Arbustos en Potreros Activos de Nicaragua. Available online: <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/6769?show=full> (accessed on 1 April 2016).
27. Bonfil, C.; Trejo, I. Plant Propagation and the Ecological Restoration of Mexican Tropical Deciduous Forests. *Ecol. Restor.* **2010**, *28*, 369–376. [[CrossRef](#)]
28. Singh, A.N.; Singh, J.S. Experiments on Ecological Restoration of Coal Mine Spoil using Native Trees in a Dry Tropical Environment, India: A Synthesis. *New For.* **2006**, *31*, 25–39. [[CrossRef](#)]
29. Mariano, N.A.; Martínez-Garza, C.; Alcalá, R.E. Differential herbivory and successional status in five tropical tree species. *Rev. Mex. Biodivers.* **2018**, *89*, 1107–1114. [[CrossRef](#)]
30. González-Tokman, D.M.; Barradas, V.L.; Boege, K.; Domínguez, C.A.; del-Val, E.; Saucedo, E.; Martínez-Garza, C. Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Rest. Ecol.* **2018**, *26*, 642–649. [[CrossRef](#)]
31. Cheesman, A.W.; Preece, N.D.; Van Oosterzee, P.; Erskine, P.D.; Cernusak, L.A.; Oosterzee, P. The role of topography and plant functional traits in determining tropical reforestation success. *J. Appl. Ecol.* **2017**, *55*, 1029–1039. [[CrossRef](#)]
32. Martínez-Garza, C.; Campo, J.; Ricker, M.; Tobón, W. Effect of initial soil properties on six-year growth of 15 tree species in tropical restoration plantings. *Ecol. Ecol.* **2016**, *6*, 8686–8694. [[CrossRef](#)]
33. Huante, P. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees* **1993**, *7*, 202–207.
34. Huante, P. Influence of mineral nutrient availability on growth of tree seedlings from the tropical deciduous forest. *Trees* **1994**, *9*, 93–97.

35. Markesteijn, L.; Poorter, L.; Bongers, F.; Paz, H.; Sack, L. Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and shade tolerance. *New Phytol.* **2011**, *191*, 480–495. [[CrossRef](#)]
36. Dorado, O.; Maldonado, B.; Arias, D.M.; Sorani, V.; Ramírez, R.; Leyva, E.; Valenzuela, D. *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México*; CONANP: Mexico City, Mexico, 2005; pp. 26–36.
37. García, E. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (Para Adaptarlo a las Condiciones de la República Mexicana)*, 5th ed.; Instituto de Geología, UNAM: Mexico City, Mexico, 2004; pp. 19–20.
38. CONAGUA. Servicio Meteorológico Nacional de la Comisión del Agua. Available online: <https://smn.cna.gob.mx/es/> (accessed on 10 February 2016).
39. CONAGUA. Comisión Nacional del Agua. Gerencia Regional Balsas. Available online: <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/mor/NORMAL17057.TXT> (accessed on 10 February 2016).
40. García-Soriano, O.; Poblador de Quilamula, Morelos, Mexico; García-Soriano, E.; Poblador de Quilamula, Morelos, Mexico; Sánchez-García, H.; Poblador de Quilamula, Morelos, Mexico. Personal Communication, 2013.
41. Siebe, C.; Jahn, R.; Stahr, K. *Manual Para la Descripción y Evaluación Ecológica de Suelos en Campo*, 2nd ed.; Instituto de Geología-UNAM: Mexico City, Mexico, 2006.
42. IUSS Working Group WRB. *World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification Systems for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps*; FAO: Rome, Italy, 2015.
43. Villaseñor, J.L. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Rev. Mex. de Biodivers.* **2016**, *87*, 559–902. [[CrossRef](#)]
44. Tropicos. Missouri Botanical Garden. Available online: <http://www.tropicos.org> (accessed on 26 November 2018).
45. Ceccon, E.; Sanchez, S.; Campo, J. 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 Ecol.* **2004**, *170*, 277–285. [[CrossRef](#)]
46. Anderson, J.; Ingram, J. *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods*; C.A.B. International: Wallingford, UK, 1993.
47. StatSoft, I. STATISTICA for Windows [computer program manual]. 7.0. Available online: <http://www.statsoft.com> (accessed on 10 May 2019).
48. Zar, H.J. *Biostatistical Analysis*, 3rd ed.; Prentice-Hall, Inc.: Englewood Cliffs, NJ, USA, 1996.
49. Ricker, M.; Ramírez, V.M.P.; Von Rosen, D. A New Method to Compare Statistical Tree Growth Curves: The PL-GMANOVA Model and Its Application with Dendrochronological Data. *PLOS ONE* **2014**, *9*, 112396. [[CrossRef](#)]
50. Jara, P.; Martínez, E.; Campo, J. N and P dynamics in the litter layer and soil of Mexican semi-arid forests, state of Morelos. *Agric. Ecosyst.* **2009**, *130*, 164–170. [[CrossRef](#)]
51. Paul, K.; Polglase, P.; Nyakuengama, J.; Khanna, P. Change in soil carbon following afforestation. *Ecol. Manag.* **2002**, *168*, 241–257. [[CrossRef](#)]
52. Parrotta, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Ecol. Manag.* **1999**, *124*, 45–77. [[CrossRef](#)]
53. Carrasco-Carballido, V. Early recruitment dynamics in tropical dry forest restoration settings. Manuscript in preparation.
54. Tripathi, N.; Singh, R.S. Influence of different land uses on soil nitrogen transformations after conversion from an Indian dry tropical forest. *CATENA* **2009**, *77*, 216–223. [[CrossRef](#)]
55. Yates, C.J.; Norton, D.A.; Hobbs, R.J. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral. Ecol.* **2000**, *25*, 36–47. [[CrossRef](#)]
56. Raghubanshi, A.S.; Srivastava, S.C.; Singh, R.S.; Singh, J.S. Nutrient release in leaf litter. *Nat. Cell Boil.* **1990**, *346*, 227. [[CrossRef](#)]
57. Yang, M.; Yang, D.; Yu, X. Soil microbial communities and enzyme activities in sea-buckthorn (*Hippophae rhamnoides*) plantation at different ages. *PLOS ONE* **2018**, *13*, e0190959. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
58. Mahmoud, A.; Singh, S.D.; Muralikrishna, K.S.; Pathak, H.; Saha, N.D. Soil microbial responses as influenced by *Jatropha* plantation under rainfed condition in north-west India. *Agrofor. Syst.* **2018**, *92*, 47–58. [[CrossRef](#)]

59. Ahirwal, J.; Maiti, S.K. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *CATENA* **2018**, *166*, 114–123. [[CrossRef](#)]
60. Stern, M.; Quesada, M.; Stoner, K. Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest Following Intermittent Cattle Grazing. *Rev. Biol. Trop.* **2002**, *50*, 1021–1034.
61. Griscom, H.P.; Griscom, B.W.; Ashton, M.S. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Restor. Ecol.* **2009**, *17*, 117–126. [[CrossRef](#)]
62. Gerhardt, K. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Ecol. Manag.* **1996**, *82*, 33–48. [[CrossRef](#)]
63. Barajas-Guzmán, M.G.; Campo, J.; Barradas, V.L. Soil water, nutrient availability and sapling survival under organic and polyethylene mulch in a seasonally dry tropical forest. *Plant Soil* **2006**, *287*, 347–357. [[CrossRef](#)]
64. Sampaio, A.B.; Holl, K.D.; Scariot, A. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Restor. Ecol.* **2007**, *15*, 462–471. [[CrossRef](#)]
65. Thomas, S.C. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in malaysian rain forest trees. *Am. J. Bot.* **1996**, *83*, 556–566. [[CrossRef](#)]
66. Huante, P.; Rincón, E.; Chapin, F.S., III. Foraging for nutrients, responses to changes in light, and competition in tropical deciduous tree seedlings. *Oecologia* **1998**, *117*, 209–216. [[CrossRef](#)]
67. Martínez-Garza, C.; Tobon, W.; Campo, J.; Howe, H.F. Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degrad. Develop.* **2013**, *24*, 287–295. [[CrossRef](#)]
68. Núñez-Cruz, A.; Bonfil, C. Establecimiento inicial de tres especies del Bosque Tropical Seco en un pastizal degradado: efectos del uso de acolchado y composta. *Agrociencias* **2013**, *47*, 609–620.
69. Bonfil, C.; Barrales-Alcalá, B.; Mendoza-Hernández, P.E.; Alavez, M.; García-Barrios, R. Los límites sociales del manejo y la restauración de ecosistemas: una historia en Morelos. In *Experiencias Mexicanas en la Restauración de Los Ecosistemas*; Ceccon, E., Martínez-Garza, C., Eds.; CONABIO-UNAM-, UAEM: Mexico City-Cuernavaca, Morelos, Mexico, 2016; pp. 323–345.
70. Carrasco-Carballido, V. Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia. Manuscript in preparation.
71. Reich, P.B.; Hobbie, S.E.; Lee, T.; Ellsworth, D.S.; West, J.B.; Tilman, D.; Knops, J.M.H.; Naeem, S.; Trost, J. Nitrogen limitation constrains sustainability of ecosystem response to CO<sub>2</sub>. *Nature* **2005**, *440*, 922–925. [[CrossRef](#)]
72. Elser, J.J.; Bracken, M.E.; Cleland, E.E.; Gruner, D.S.; Harpole, W.S.; Hillebrand, H.; Ngai, J.T.; Seabloom, E.W.; Shurin, J.B.; Smith, J.E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* **2007**, *10*, 1135–1142. [[CrossRef](#)]
73. Salinas-Peba, L.; Parra-Tabla, V.; Campo, J.; Munguía-Rosas, M.A. Survival and growth of dominant tree seedlings in seasonally tropical dry forests of Yucatan: site and fertilization effects. *J. Plant Ecol.* **2013**, *7*, 470–479. [[CrossRef](#)]
74. Román-Dañobeytia, F.J.; Levy-Tacher, S.I.; Aronson, J.; Rodrigues, R.R.; Castellanos-Albores, J. Testing the Performance of Fourteen Native Tropical Tree Species in Two Abandoned Pastures of the Lacandon Rainforest Region of Chiapas, Mexico. *Restor. Ecol.* **2012**, *20*, 378–386. [[CrossRef](#)]
75. Paul, M.; Catterall, C.P.; Pollard, P.C.; Kanowski, J. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. *Ecol. Manag.* **2010**, *259*, 2083–2092. [[CrossRef](#)]
76. Singh, J.S.; Raghubanshi, A.S.; Singh, R.S.; Srivastava, S.C. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nat. Cell Boil.* **1989**, *338*, 499–500. [[CrossRef](#)]
77. Roy, S.; Singh, J. Seasonal and spatial dynamics of plant-available N and P pools and N-mineralization in relation to fine roots in a dry tropical forest habitat. *Soil Boil. Biochem.* **1995**, *27*, 33–40. [[CrossRef](#)]
78. Chapin, F.S.; Vitousek, P.M.; Van Cleve, K. The Nature of Nutrient Limitation in Plant Communities. *Am. Nat.* **1986**, *127*, 48–58. [[CrossRef](#)]
79. Rivero-Villar, A.; Templer, P.H.; Parra-Tabla, V.; Campo, J. Differences in nitrogen cycling between tropical dry forests with contrasting precipitation revealed by stable isotopes of nitrogen in plants and soils. *Biotropica* **2018**, *50*, 859–867. [[CrossRef](#)]





# **Capítulo III**

**Efectos de la intervención de restauración en la  
riqueza y densidad de los reclutas en un bosque  
tropical seco en el centro de México**

## Introducción

El Bosque Tropical caducifolio (BTC) es un ecosistema que ha sido constantemente perturbado. Este ecosistema ha sido transformado para realizar actividades de agricultura y ganadería (Miles 2006; Sánchez-Azofeifa y Portillo-Quintero 2011). En el planeta, tan sólo la agricultura ha afectado 400 millones de ha (Brady 1996). Basándose en el mapa de vegetación de Rzedowski (1990) se calculó que el BTC de México potencialmente cubría el 14% (del territorio nacional 270,000 km<sup>2</sup>). Una evaluación al inicio de los 1980s calculó que el 30% del BTC en México había sido transformado por actividades agropecuarias (Toledo et al. 1989) y en los 90s sólo quedaba el 27% (72,850 km<sup>2</sup>) de su cobertura original (Trejo y Dirzo 2000). En el estado de Morelos, el BTC potencialmente cubría el 60% (2,843 km<sup>2</sup>); en 1989 sólo quedaba el 22% (1,096 km<sup>2</sup>) y sólo el 19% era vegetación conservada (527 km<sup>2</sup>; Trejo y Dirzo 2000). La deforestación en Morelos generó fragmentos de BTC perturbado con relictos de vegetación original, áreas con arbustos y pastizales, derivados de actividades agropecuarias y áreas que carecen totalmente de vegetación (Trejo y Dirzo 2000).

La sucesión natural es el resultado de una secuencia de colonizaciones y reemplazamientos de especies a lo largo del tiempo (Finegan 1984). El reclutamiento, que es parte del proceso de sucesión natural, se define como el proceso de establecimiento de nuevos individuos en un hábitat a partir de semilla (Connell y Slatyer 1977). Las primeras especies en ser reclutadas son las llamadas sucesionales tempranas, que usualmente son de rápido crecimiento (Holl

2011; Martínez-Garza 2013). Posterior a la llegada de pioneras, con el cambio de las condiciones microclimáticas se espera el arribo de las especies llamadas sucesionales tardías que usualmente son de lento crecimiento (Brown y Lugo 1990; Swaine y Whitmore 1988). La perturbación crónica puede generar que la sucesión se detenga (Aston et al. 2001).

El proceso de sucesión natural se puede acelerar por medio de la exclusión de la perturbación y del establecimiento de plantaciones. En un BTC de Morelos, la riqueza de reclutas aumentó sólo el primer año de exclusión del ganado (Alba-García 2011). En un BTC en Oaxaca, se observó que la riqueza de reclutas aumentó con el tiempo los primeros cinco años (Lebrija-Trejos et al. 2008). En un BTC en Bolivia, la riqueza de árboles aumentó después del primer año de abandono de las actividades productivas; a los cinco años se registró una riqueza semejante a la del bosque maduro (Kennard 2002). En Puerto Rico, el reclutamiento de especies después de 80 años de sucesión fue muy bajo (Aide et al. 2000). En un BTC en Morelos, la densidad de reclutas aumentó después de cuatro años de exclusión (Alba-García 2011). También, en una cronosecuencia en un BTC en Bolivia, se registró una baja densidad de tallos en el primer año de sucesión y a los cinco años aumentó; En este estudio también se registró una densidad de troncos dos veces mayor a la del bosque maduro después de 50 años de sucesión (Kennard 2002). En un BTC en Brasil, la riqueza y densidad de reclutas aumentaron en plantaciones de 18 especies después de 14 meses (Sampaio et al. 2007). Las especies de crecimiento lento podrían tardar décadas en colonizar sitios que se encuentran en etapas tempranas de la sucesión (Bonilla-

Moheno y Holl 2010). La mejor estrategia para acelerar la sucesión es el establecimiento de plantaciones (Lamb 2011). Las plantaciones pueden incluir especies de rápido crecimiento y de lento crecimiento para acelerar la sucesión (Martínez-Garza 2013). La riqueza y la densidad de reclutas aumentan con el tiempo de exclusión y con las plantaciones en los primeros años de sucesión.

La disponibilidad de nutrientes en el suelo puede limitar el reclutamiento, ya que las especies responden de distinta manera a las condiciones del suelo (Holl 1999; Aide et al. 2000; Cheesman 2017). Un experimento de invernadero con especies del BTC de Chamela, México, reveló que las especies pioneras incrementaron su crecimiento bajo mayor disponibilidad de nutrientes, mientras que las especies no-pioneras mostraron una menor dependencia de los nutrientes disponibles (Rincón y Huante 1994). La riqueza de árboles tiende a aumentar con la fertilidad del suelo (Givnish 1999). En una plantación de 8 años en un bosque húmedo premontano (tropical premontane rain) en Costa Rica, los nutrientes en el suelo explicaron poco sobre la variación de la biomasa del reclutamiento natural (Holl y Zahawi 2014). El reclutamiento está relacionado con la disponibilidad de nutrientes en el suelo.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del tiempo, el nivel de intervención de restauración y el contenido de nutrientes en el suelo en la riqueza y densidad de reclutas. Las plantaciones se establecieron en el 2013 en un Bosque Tropical Caducifolio en Sierra de Huautla, Quilamula, México.

## **Objetivo General**

Evaluar el efecto del tiempo, el nivel de intervención de restauración y el contenido de nutrientes en el suelo en la riqueza y densidad de reclutas.

## **Objetivos específicos**

1. Evaluar el efecto del tiempo en la riqueza y densidad de reclutas.
2. Evaluar el efecto del nivel de intervención en la riqueza y densidad de reclutas.

## **Hipótesis y predicciones**

1. La riqueza y la densidad aumentan con el tiempo de exclusión.
2. La riqueza y la densidad aumentan en las plantaciones.

## **Métodos**

Sitio de estudio. Este experimento se llevo a cabo en tierras cercanas al poblado de Quilamula con 1, 070 msnm ( $18^{\circ} 30'37''N-99^{\circ} 01'10''W$ ). El uso de la tierra previo al proyecto era agricultura y ganadería extensiva por los últimos 40 años. Le vegetación original era BTC, dominado por leguminosas (CONANP-SEMARNAT 2005). La temperatura media anual es  $24.5^{\circ}C$  (CONANP-SEMARNAT 2005). El clima es cálido sub-húmedo, con un característico largo

periodo de baja precipitación (García 1988). La precipitación media anual es  $909 \pm 24$  mm (media  $\pm$  error estándar de 1951 a 2010), 90% de la cual cae entre mayo y octubre (Anexo 2 Fig. S1.1, CONAGUA 2016). Para los años del estudio, la precipitación media anual fue de  $840 \pm 25$  mm (2011-2012) y  $1163 \pm 32$  mm (2013-2014) (Anexo2Fig. A1.2; CONAGUA 2016). El paisaje es montañoso (alrededor de 1,000 msnm). Los suelos dominantes son (Leptosoles y Cambisoles) de poca profundidad ( $< 30$  cm; Saynes 2005). Los suelos bajo la vegetación conservada tienen un pH cercano al neutro (6.9 a 7.3), mientras que la densidad del suelo varía de 0.88 a  $0.96 \text{ g cm}^{-3}$  (Saynes 2005). En 2012, dos localidades fueron excluidas del ganado y los árboles remanentes (*Acacia cochliacantha* Willd e *Ipomoea* sp.) fueron eliminados. Las condiciones iniciales del suelo fueron descritas (Siebe 2006) y nombradas como Cambisol y Leptosol World Reference Base for Soil (WRB 2015). El horizonte superficial (Ah) presentó la mayor cantidad de material orgánica y varió entre 2 y 5 cm, la densidad promedio fue de  $0.98 \pm 0.11 \text{ g cm}^{-3}$  (Capítulo I y II de esta tesis). Estos suelos presentaron un pH cercano a la neutralidad, con una tasa de C:N cercano a 10 y una tasa  $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$  abajo de uno, una baja concentración de P disponible (Capítulo I Tabla 7).

Diseño de las plantaciones. El experimento se llevó a cabo en dos localidades. La localidad A tuvo 1,124 msnm con 25% de pendiente y la localidad B tuvo 1,116 msnm con 16% de pendiente. Cada localidad tuvo tres sitios de  $51\text{m} \times 30\text{m}$  y cada uno 24 parcelas de  $10.5\text{m} \times 9\text{m}$  separados por 3 m, para un total de 48 parcelas. Las parcelas se distribuyeron sistemáticamente en dos niveles de intervención de restauración (Capítulo I Fig. 2). En julio del 2013, en 24 parcelas se favoreció la

sucesión natural (intervención mínima) y en las otras 24 parcelas se establecieron plantaciones mixtas de seis especies de árboles nativos. Los juveniles se plantaron con 1.5 m de separación, con cinco individuos por especie por parcela. Tres de las especies se clasificaron como de rápido crecimiento (*Acacia coulteri*, *Leucaena esculenta* y *Spondias mombin*) y tres especies clasificadas como de lento crecimiento (*Erythrina americana*, *Lysiloma divaricata* y *Crescentia alata*; Capítulo I Tabla 1). Todas las plantas tenían un año de edad y de 30-50 cm de altura y fueron donadas por la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Gobierno del estado de Morelos.

El reclutamiento se registró anualmente por año desde diciembre 2013 al 2016. El reclutamiento fue evaluado en 48 parcelas, 24 exclusiones y 24 plantaciones. En cada parcela se establecieron tres cuadrantes de 1.5 X 1.5 m, 2.25 m<sup>2</sup> por cuadrante y 124 m<sup>2</sup> en todo el experimento). Los cuadrantes fueron distribuidos sistemáticamente, al menos 1.5 m hacia adentro de la parcela en exclusiones y plantaciones, sin incluir los individuos plantados. Para calcular la riqueza y la densidad se incluyeron todos los nuevos individuos. Evaluamos el efecto inicial del suelo y plantaciones en la riqueza y densidad de reclutas.

Análisis estadísticos. La densidad y la riqueza fueron calculadas para los cuatro años de evaluación. Las diferencias en densidad y riqueza entre los niveles de intervención fueron evaluadas con un análisis de varianza de medidas repetidas en el tiempo (RMANOVA por sus siglas en inglés) y una prueba de Tukey post-hoc se realizó cuando fueron significativas. Todos los análisis se realizaron con STATISTICA 7.0 (StatSoft2014).

## Resultados

En cuatro años se registraron 188 reclutas de 29 especies de 12 familias (Anexo 3, Tabla A2). En el 2013 se registró el mayor número de reclutas (76 reclutas; Anexo 3, Fig. A1.), mientras que en el 2015 se registró el menor número de reclutas (21 reclutas). Las especies con más reclutas fueron *Acacia cochliacantha* Wild. (46), *Ipomea pauciflora* (24) y *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr. (23). De las especies identificadas, se registró una sola recluta para 11 especies (Anexo 3, Tabla A1).

## Tiempo

Riqueza. La riqueza de reclutas en el 2016 fue la más alta ( $0.42 \pm 0.06$ ), mientras que en el 2013 se registró la más baja ( $0.29 \pm 0.05$ ). El análisis de varianza mostró diferencias en la riqueza por efecto del tiempo ( $F_{(3, 138)} = 4.68$ ,  $p < 0.05$ ; Fig. 4). La prueba de Post-Hoc de Tukey mostró que la riqueza fue significativamente menor en el 2013 en comparación con los demás años; en el 2014, 2015 y 2016, la riqueza fue estadísticamente similar (Fig. 4).

Densidad. La densidad de reclutas en el 2016 fue la más alta ( $0.78 \pm 0.18 \text{ m}^2$ ), mientras que en el 2013 se registró la más baja ( $0.43 \pm 0.1$ ). El análisis de varianza mostró diferencias en la densidad por efecto del tiempo ( $F_{(3, 138)} = 3.95$ ,

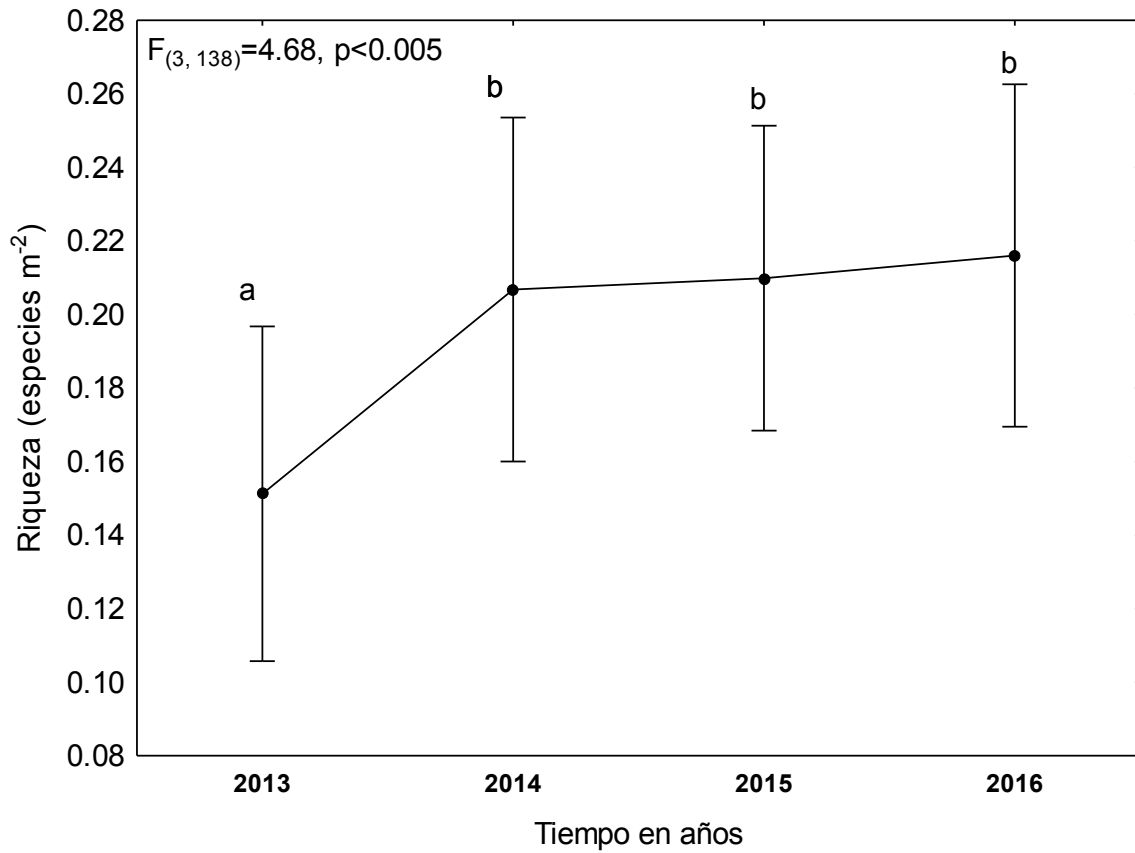


$p < 0.05$ ; Fig. 5). La prueba Post-Hoc de Tukey mostró que la densidad fue significativamente menor en el 2013 en comparación con el 2015 y 2016; en el 2014, 2015 y 2016, la densidad fue estadísticamente similar (Fig. 5).

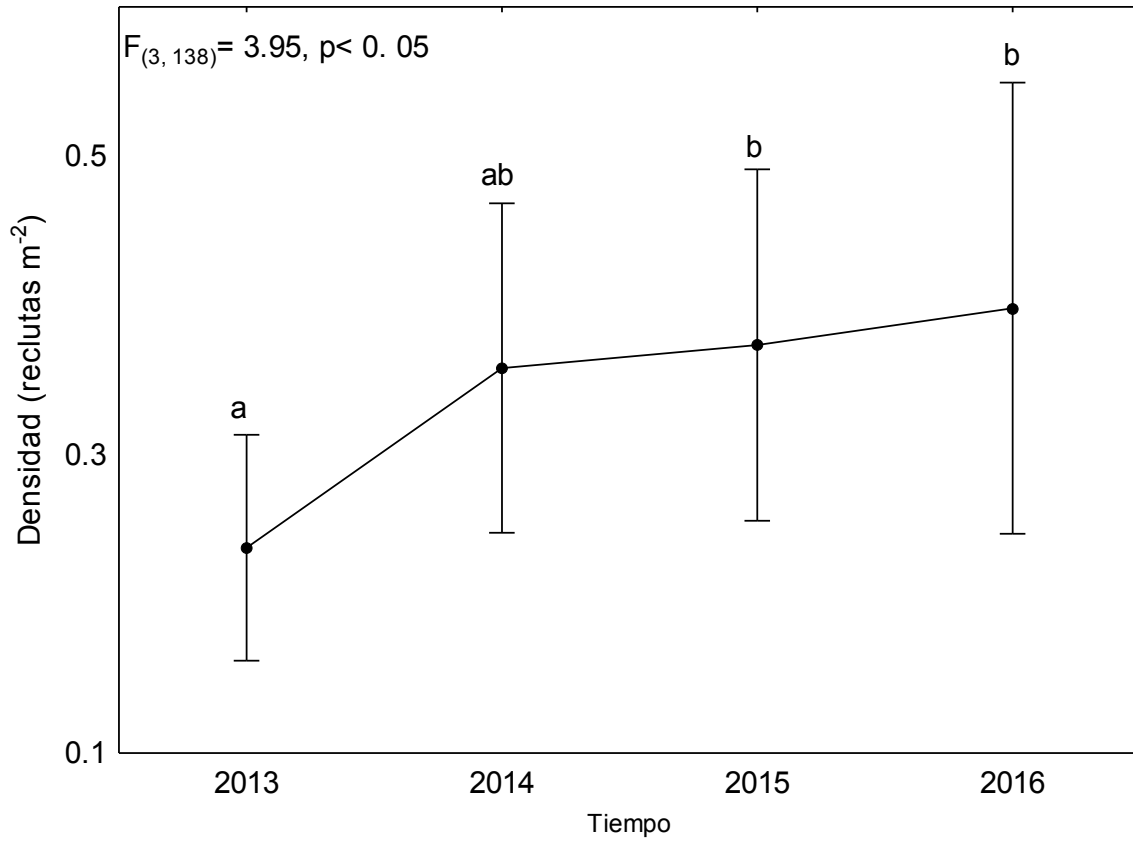
### **Nivel de intervención**

Riqueza. La riqueza de reclutas fue significativamente mayor en el nivel de intervención mínimo ( $0.24 \pm 0.03$  especies  $m^{-2}$ ) en comparación con la intervención máxima ( $0.18 \pm 0.03$ ;  $F_{(1, 46)} = 6.39$ ,  $p < 0.05$ ; Fig.6).

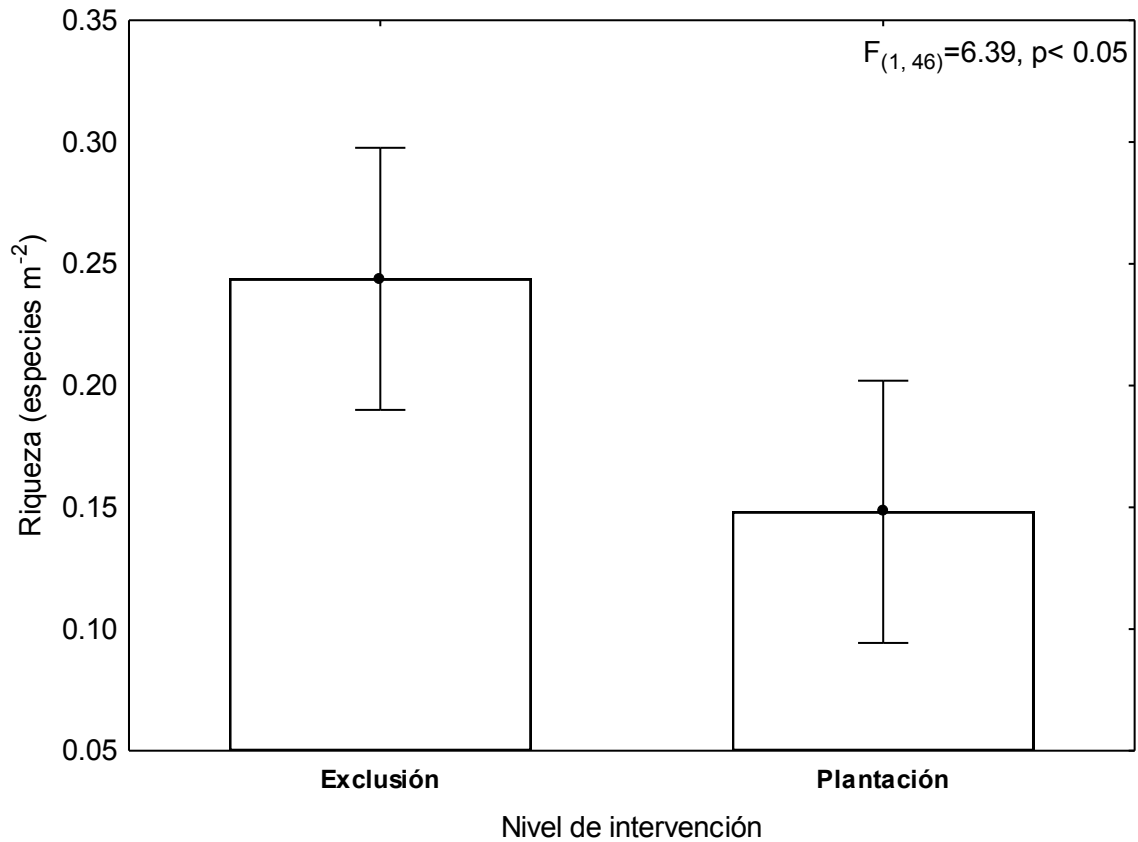
Densidad. La densidad en las exclusiones fue  $0.43 \pm 0.08$ , mientras que en las plantaciones fue  $0.35 \pm 0.1$ . El análisis de varianza mostró que la densidad fue estadísticamente similar por nivel de intervención ( $F_{(1, 46)} = 1.68$ ,  $p = 0.2$ ; Fig.7).



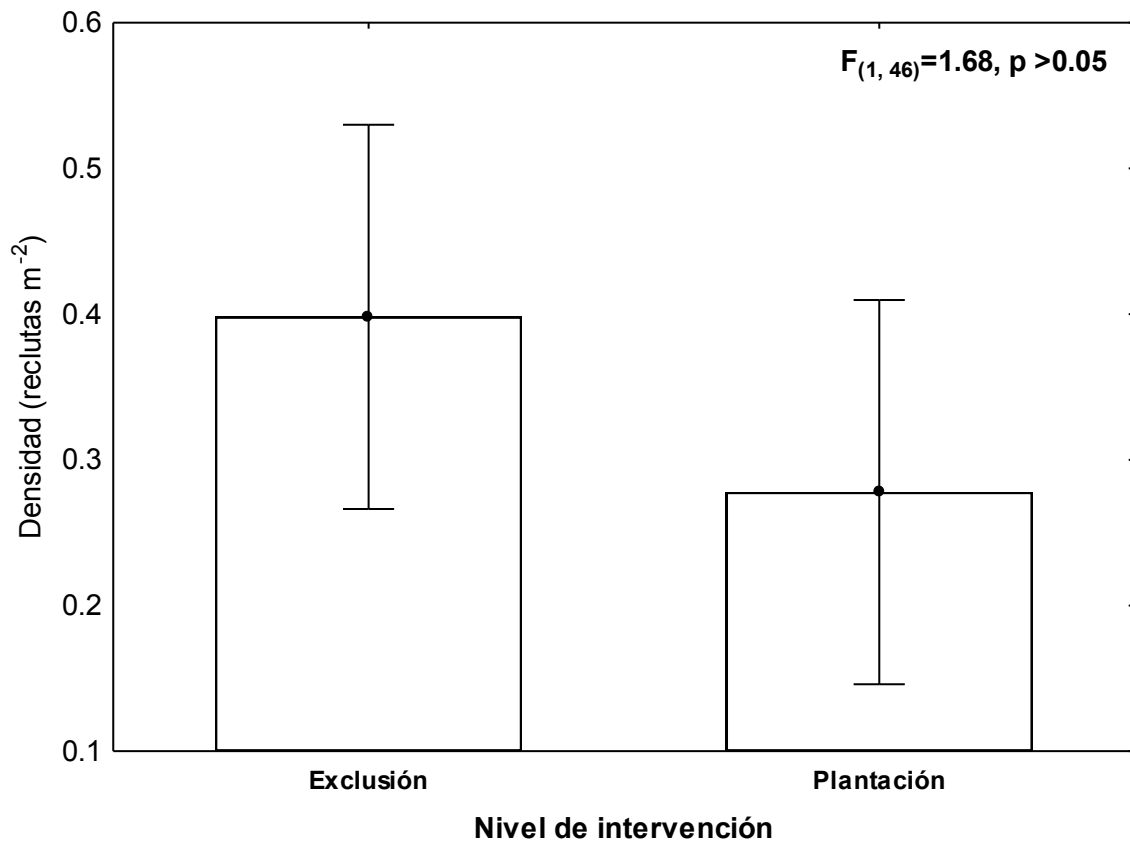
**Figura 4.** Riqueza de reclutas en 48 parcelas de nivel de intervención mínimo y máximo en exclusiones en Quilamula, Morelos, México durante 4 años. Las letras diferentes muestran diferencias significativas con una prueba de Post-Hoc de Tukey.



**Figura 5.** Densidad de reclutas en 48 parcelas de nivel de intervención mínimo y máximo en exclusiones en Quilamula, Morelos, México durante 4 años. Las letras diferentes muestran diferencias significativas con una prueba de Post-Hoc de Tukey.



**Figura 6.** Riqueza de reclutas en 48 parcelas por nivel de intervención mínimo (exclusiones) y máximo (plantaciones) en exclusiones en Quilamula, Morelos, México durante 4 años.



**Figura 7.** Densidad de reclutas en 48 parcelas por nivel de intervención mínimo (exclusiones) y máximo (plantaciones) en exclusiones en Quilamula, Morelos, México, durante 4 años.

## Discusión

Después de cuatro años, la riqueza y densidad de reclutas aumentaron con el tiempo. La densidad de reclutas fue mayor en la intervención mínima que en la máxima. La densidad de reclutas disminuyó con el incremento del pH y la disminución del  $\text{NH}_4^+$  inicial.

## Tiempo

De acuerdo con nuestra hipótesis, la riqueza de reclutas aumentó en el primer año de exclusión. En los siguientes 4 años se mantuvo constante. La especie con más abundancia de reclutas fue la leguminosa *Acacia cochliacantha* Wild., Fabaceae. Similar a nuestros resultados, en un BTC de Morelos, la riqueza de reclutas aumentó después del primer año de exclusión y se mantuvo por cuatro años más; en ese estudio la especie con mayor abundancia de reclutas fue la leguminosa *Mimosa benthamii* J.F. Macbr., Fabaceae (Alba-García 2011). En ese mismo estudio, la riqueza de reclutas de la comunidad de avanzada aumentó de los cinco a los seis años tanto en exclusiones como plantaciones (Martínez- Pérez 2014). En un BTC de Hawái, la riqueza de reclutas aumentó con el tiempo de exclusión del séptimo al décimo año (Thaxton et al. 2010). En un BTC de Ghana después de dos años de sucesión, la riqueza se mantuvo constante (Lieberman y Mingguang 1992). Un resultado contrastante se registró en un BTC en Oaxaca, donde la riqueza de reclutas disminuyó después de seis años de exclusión (Romero-Pérez 2011). En estudios con mayores tiempos de evaluación como en

el BTC en Oaxaca, la riqueza aumentó con 10 años de exclusión y se mantuvo con el tiempo; en ese estudio la especie más reclutada fue la leguminosa *Mimosa acantholoba* (Lebrija-Trejos et al. 2008). En una cronosecuencia en un BTC de Bolivia, la riqueza de árboles aumentó a los cinco años de sucesión y se mantuvo en los siguientes años (Kennard 2002). En una cronosecuencia en un BTC en Yucatán, la riqueza de árboles a los 10 años de exclusión estuvo dominada por leguminosas (Ceccon et al. 2002). En el BTC, la riqueza de reclutas aumenta en los primeros años de sucesión y usualmente está dominada por leguminosas.

De acuerdo con nuestra hipótesis, la densidad de reclutas aumentó con el tiempo. En un BTC en Hawái, la densidad de individuos aumentó del séptimo al décimo año (Thaxton et al. 2010). En una cronosecuencia de 40 años en Oaxaca se observó que la densidad de árboles aumentó gradualmente con el tiempo aunque fue uno de los atributos de estructura que presentó la mayor variación (Lebrija-Trejos et al. 2008). También, en una cronosecuencia en un BTC en Yucatán la densidad de tallos aumentó con el tiempo (entre 10 y 60 años; Ceccon et al. 2002). Por otro lado, en un BTC de Ghana, la densidad de individuos se mantuvo constante después de dos años de exclusión (Lieberman y Mingguang 1992). En un BTC secundario de Morelos donde se encontró que la densidad de reclutas disminuyó del primer al cuarto año en exclusiones de ganado (Alba-García 2011) y aumentó de los cinco a los seis años en exclusiones y plantaciones (Martínez-Pérez 2014). Finalmente, en un BTC de Oaxaca después de 6 años de

exclusión, la densidad de individuos disminuyó con el tiempo (Romero-Pérez 2011). Al parecer la densidad disminuye en los primeros años de sucesión.

### **Nivel de intervención**

Contrario a nuestra hipótesis, la riqueza de reclutas fue mayor en la intervención mínima que en la máxima. Acorde con nuestros resultados, en un BTC en Costa Rica, la riqueza fue mayor en exclusiones de seis años que en sitios sin excluir (Stern et al. 2002). También, en un BTC en Panamá después de dos años de exclusión del ganado, la riqueza fue similar en exclusiones y bajo ganadería (Griscom et al. 2009). En un BTC en Morelos, la riqueza de la regeneración de avanzada fue similar en exclusiones y plantaciones, pero ambos hábitats fueron mayores que los no excluidos a los seis años (Martínez-Pérez 2014) y 10 años de exclusión (Vázquez-Delgado, datos no publicados). En un BTC de Brasil, la riqueza de reclutas fue mayor en plantaciones que en exclusiones después de 14 meses (Sampaio et al. 2007).

Contrario a nuestra hipótesis, la densidad de reclutas fue mayor en las exclusiones que en las plantaciones. En un BTC de Costa Rica se encontró que hubo más densidad de reclutas en las exclusiones que en las con seis años de ganadería (Stern et al. 2002). En un BTC de Morelos, la densidad fue similar en exclusiones y plantaciones después de seis años de sucesión (Martínez-Pérez 2014) y a los diez años, la densidad fue tan alta en como la registrada en el hábitat conservado (Vázquez-Delgado, datos no publicados). En un BTC en Panamá, después de dos años de exclusión del ganado, la densidad de tallos fue



mayor en plantaciones que los sitios sin excluir (Griscom et al. 2009). En un BTC en Brasil, después de 14 meses, la densidad de tallos fue semejante en no excluidos, exclusiones y plantaciones sólo la siembra directa aumentó la densidad (Sampaio et al. 2007).

## Literatura citada

- Aide, T.M., J.K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera y H. Marcano-Vega. 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* **8**:328-338.
- Alba-García, L. 2011. Reclutamiento de leñosas en la selva seca de la localidad de El Limón de Cuauichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos Morelos, México. Pp.48.
- Anderson, J., y J. Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. en C. A. B. International, editor. C.A.B. International, Wallingford, UK. Pp. 212
- Ashton, M. S., C. V. S. Gunatilleke, B. M. P. Singhakumara, y I. A. U. N. Gunatilleke. 2001. Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. *Forest Ecology and Management* **154**:409-430.
- Bonilla-Moheno, M. y K. D. Holl. 2010. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. *Restor. Ecol.* **18**:438–445.
- Brady, N. C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agric. Ecosyst. Environ.* **58**:3-11.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* **6**:1-32.

- Campbell, B.M., T. Lynam y J. C. Hatton. 1990. Small-scale patterning in the recruitment of forest species during succession in tropical dry forest, Mozambique. *Vegetatio* **87**:51-57.
- Ceccon, E., I. Olmsted, C. Vázquez-Yanes y J. Campo-Alves. 2002. Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of differing regeneration status in Yucatán. *Agrociencia* **36**:622.
- CONAGUA. 2014. Comisión Nacional del Agua. Gerencia Regional Balsas, <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/mor/NORMAL17057.TXT>. (consultada (10 February 2016)).
- CONAGUA. 2016. Servicio meteorológico nacional de la Comisión del agua. CONAGUA.
- CONANP-SEMARNAT. 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla México. CONANP. México.
- Connell, J. y R. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* **111**:1119-1144.
- Cheesman, A.W., N.D. Preece, P. van Oosterzee, P.D. Erskine y L.A. Cernusak. 2017. The role of topography and plant functional traits in determining tropical reforestation success. *J. Appl. Ecol.* **55**:1029-1039.
- Finegan, B. 1984. Forest succession. *Nature* **312**:109-114.
- Givnish, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Ecology* **87**:193-210.

- Griscom, H. P., B. W. Griscom, y M. S. Ashton. 2009. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Rest. Ecol.* **17**:117-126.
- Holl, K.D. 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* **31**:229-242.
- Holl, K.D. y T.M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *For. Ecol. Manag.* **261**:1558-1563.
- Holl, K.D., y R.A. Zahawi. 2014. Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. *For Ecol Manag.*
- Jiménez-Hernández, H.E. 2017. Efecto de plantaciones de restauración ecológica en el contenido de nutrientes en la selva estacional de Quilamula, Morelos. Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México.
- Kennard, D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* **18**:53-66.
- Lamb, D. 2011. *Regreening the Bare Hills: Tropical Forest Restoration in the Asia-Pacific Region*. Springer. Dordrecht, the Netherlands.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E.A. Pérez-García y J.A. Meave. 2008. Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest Following Shifting Agriculture. *Biotropica* **40**:422-431.
- Lieberman, D. y L. Mingguang. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* **3**:375-382.

- Martínez-Garza, C., F. Bongers y L. Poorter. 2013. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management* **303**:35-45.
- Martínez-Pérez, A. 2014. División de ciencias biológicas y de la salud departamento el hombre y su ambiente. Licenciatura en Biología Universidad Autónoma Metropolitana. México, Xochimilco.
- Miles, L., A.C. Newton, R.S. Defries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biog.* **33**:491-505.
- Rincón, E. y P. Huante. 1994. Influence of mineral nutrient availability on growth of tree seedlings from the tropical deciduous forest. *Trees* **9**:93-97.
- Romero-Pérez, I.E. 2011. Sucesión secundaria en un bosque tropical caducifolio: evaluación al quinto año del establecimiento de una cronosecuencia. Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rzedowski, J., 1990. 1990. Vegetación Potencial. Atlas Nacional de México, Sección Naturaleza. Mapa escala:1:4,000 000. Páginas IV.8.2, Vol II. in U. Instituto de Geografía, editor. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Sampaio, A.B., K.D. Holl y A. Scariot. 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Rest. Ecol.* **15**:462-471.
- Sánchez-Azofeifa, G.A. y C. Portillo-Quintero. 2011. Extent and Drivers of Change of Neotropical Seasonally Dry Tropical Forests. Páginas 45-57 in R. Dirzo, H.S. Young, H.A. Mooney y G. Ceballos, editores. *Seasonally Dry Tropical*

- Forests: Ecology and Conservation. Island Press/Center for Resource Economics, Washington, DC.
- Saynes, V., C. Hidalgo, J. D. Etchevers y J. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forest in Mexico. *Appl. Soil Ecol.* **29**:282-289.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo México.
- Stern, M., M. Quesada y K. Stoner. 2002. Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest Following Intermittent Cattle Grazing *Rev. Biol. Trop.* **50**:3-4.
- Swaine, M.D. y T.C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* **75**:81-86.
- Thaxton, J., T. Cole, S. Cordell, R. Cabin, D. Sandquist y C. Litton. 2010. Native species regeneration following ungulate exclusion and nonnative grass removal in a remnant Hawaiian dry forest. *Pacific Science* **64**:533-544.
- Toledo, V.M., J. Carabias, C. Toledo y C. González-Pacheco. 1989. La producción rural en México : alternativas ecológicas. Fundación Universo Veintiuno. México, DF.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol. Conserv.* **49**:133-142.
- Vázquez-Delgado, C. 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. Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma de México. Morelos, México.

WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015 International soil classification systems for naming soils and creating legends for soil maps. FAO. Italy.

# Capítulo IV

## **Discusión General y Conclusiones**



## Suelo

Después de dos años de sucesión natural, el C orgánico del suelo y el C:N aumentaron. El cambio en el contenido de nutrientes en el suelo está relacionado con la presencia de la vegetación a lo largo de la sucesión (Jara et al. 2009). Las plantas se establecen por medio del reclutamiento natural (intervención mínima de restauración) o por medio de la restauración asistida (intervención máxima: plantaciones). La acumulación de C en el suelo es mayor en áreas con especies fijadoras de N (Paul 2002). Las especies más abundantes en el reclutamiento de plantaciones y exclusiones (*Acacia cochliacantha* Wild. y *Lysiloma divaricatum*(Jacq.) J.F.Macbr.) son fijadores de N; adicionalmente, tres de las especies plantadas son leguminosas. En otros estudios con distintos tiempos de evaluación de la sucesión en exclusiones (Stern et al. 2002; Alba-García 2011) y plantaciones (Parrotta 1999) se han encontrado que las especies más abundantes en el reclutamiento son fijadoras de N. En conclusión, el aumento de C en el suelo en sitios bajo sucesión natural o asistida está relacionado con el establecimiento de la vegetación, en particular con las fijadoras de N en ambos niveles de intervención.

Nuestros resultados mostraron que las formas de N disponibles para las plantas ( $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ) disminuyeron en dos años de sucesión. La transformación de N a sus formas disponibles disminuye con la deforestación (Tripathi y Singh 2009), por lo tanto se esperaría que el proceso de transformación se recupere paralelamente a la recuperación de la vegetación. La vegetación genera un movimiento entre las formas disponibles de N por demanda de nutrientes

(Raghubanshi et al. 1990); este movimiento podría ser más acelerado durante los primeros 5 años de sucesión cuando se detectan la mayor velocidad de acumulación de biomasa (Lebrija-Trejos et al. 2010). En este estudio, los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  fueron menores en los años con mayor precipitación, lo cual puede estar relacionado a la lixiviación de nutrientes. En una cronosecuencia en un TDF en Morelos se sugirió que la recuperación del reciclaje de nutrientes sucede después de 60 años (Saynes et al. 2005). En nuestro estudio se detectaron cambios en la reserva de N en los primeros dos años que sugieren cambios en la transformación del N debido al establecimiento de la vegetación.

El desempeño de las plantaciones estuvo relacionado con las características iniciales del suelo. En las plantaciones, una mayor sobrevivencia fue registrada en suelos con mayor contenido de  $\text{NO}_3^-$ , especialmente para las especies de lento crecimiento. Una mayor tasa de crecimiento en diámetro se detectó en los juveniles creciendo en suelos con mayores valores de pH (Markesteyn et al. 2011; Martínez-Garza et al. 2016), especialmente para las de rápido crecimiento. En otras plantaciones en Australia, se ha registrado, el incremento en altura de las especies de rápido crecimiento estuvo relacionado con suelos menos ácidos (Paul et al. 2010). El N en el suelo tiene un efecto en la sobrevivencia de plántulas recién reclutadas y de juveniles en plantaciones (Ceccon et al. 2003). En el BTC, las especies de rápido crecimiento tienen mayor habilidad de abastecerse de nutrientes en el suelo produciendo mayor número de raíces bajo condiciones de alta disponibilidad de luz (Huante et al. 1998). En este estudio, las especies de rápido crecimiento, probablemente fueron más capaces

de abastecerse de nutrientes en el suelo, produciendo más raíces que las especies de lento crecimiento. Los atributos del suelo predijeron el crecimiento en diámetro en un 2%. En un estudio similar pero en la selva húmeda se reportó que la variación del suelo explicó entre el 4 al 12 % de la variación en el crecimiento (Martínez-Garza et al. 2016). La variación microambiental debe ser considerada en análisis complementarios para aumentar la capacidad de predicción del desempeño de plantaciones. Para el establecimiento de plantaciones se recomienda una mezcla de especies de rápido y lento crecimiento, debido a que algunas especies clasificadas como de lento crecimiento tuvieron un desempeño tan bueno como las de crecimiento rápido como *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr. Además, muchas especies de rápido crecimiento llegarán en el reclutamiento natural, mientras que las que modelan el bosque conservado, podrían tomar décadas en llegar por sí solas.

La riqueza de reclutas no estuvo relacionada con las características iniciales del suelo. La riqueza ha sido poco evaluada en estudios que la correlacionen con el suelo en exclusiones y plantaciones de restauración ecológica. En una exclusión la riqueza de reclutas, no aumentó con la fertilidad del suelo (Ceccon 2002). En nuestro estudio la densidad del reclutamiento estuvo relacionada con las características iniciales del suelo.

## Nivel de intervención

Las propiedades del suelo son similares después de dos años entre la intervención mínima (exclusión) y máxima (plantaciones) de restauración. Al comparar perfiles realizados en hábitats conservados y perturbados encontramos que en los perturbados se perdieron los horizontes superficiales (Ah). El horizonte Ah es el que tiene el mayor contenido de materia orgánica, estrechamente relacionado con el aporte de la presencia de la vegetación (Siebe et al. 2006). La acumulación de nutrientes en el suelo se da a mayores escalas de tiempo que las que usamos en este estudio. Algunos estudios han evaluado el efecto de los monocultivos o policultivos en suelos de bosques áridos y semiáridos en el mediano y largo plazo: por ejemplo, en China la dinámica de la comunidad microbiana del suelo mejoró desde los 8 y hasta los 18 años en monocultivos (Yang et al. 2018). En otro monocultivo en país, las características bioquímicas y microbianas mejoraron después de 9 años (Mahmoud et al. 2018). Finalmente, en un policultivo de 12 especies, el C orgánico del suelo, el N y el P disponible aumentaron después de 16 años (Ahirwal et al. 2018). Las plantaciones en general mejoran las condiciones del suelo a partir de los 8 años de establecidas.

En nuestro estudio, se registró una densidad similar de reclutas en exclusiones y plantaciones. En el 2014, los reclutas tuvieron alturas similares tanto en las plantaciones ( $89.3 \pm 55.2$  cm; promedio  $\pm$  desviación estándar) como en las exclusiones ( $96.3 \pm 83.7$ ). En el censo de diciembre 2015 los reclutas en ambos niveles de intervención mostraron una altura ( $110.01 \pm 95$  cm) similar que a la de las plantaciones ( $124.55 \pm 77$  cm). Por lo tanto, las plantaciones tienen el mismo

tamaño que los reclutas para genera un efecto diferencial. Otro elemento importante es que tanto en las plantaciones como en las exclusiones, las especies más abundantes fueron las fijadoras de N. Las fijadoras de N son abundantes en el reclutamiento en general (Stern et al. 2002; Griscom et al. 2009; Alba-García 2011).

De acuerdo a nuestra hipótesis, las especies clasificadas como de rápido crecimiento tuvieron una mayor sobrevivencia que las de lento-crecimiento. Similar a nuestros resultados, las especies de rápido crecimiento han mostrado mayor sobrevivencia que las especies de lento crecimiento en Costa Rica, (Gerhardt 1996), México, (Barajas-Guzmán 2006) y en Brasil (Sampaio et al. 2007). En general, las especies de rápido crecimiento tienen mejor desempeño que las de lento crecimiento en sitios sucesionales tempranos. La sobrevivencia vario dentro de las categorías de crecimiento: *Lysiloma divaricatum*, leguminosa de lento crecimiento presentó una sobrevivencia tan alta como las legumisas de rápido crecimiento *Leucaena esculenta* y *Acacia coulteri* de rápido crecimiento). En otro proyecto, también se obtuvieron sobrevivencias similares entre ambas categorías de crecimiento en un año más húmedo de lo registrado históricamente (González-Tokman et al. 2017). La sobrevivencia temprana de las especies en las plantaciones estuvo asociada al rango de crecimiento y a la identidad de las especies.

Consistente con nuestras predicciones, las especies de rápido crecimiento tuvieron una mayor tasa de crecimiento en diámetro que las de lento crecimiento; las tasas de crecimiento en altura fueron similares entre ambos grupos. En las

evaluaciones de plantaciones usualmente se reportan las alturas: las especies de rápido crecimiento alcanzan mayores tasas de crecimiento en altura que las de lento crecimiento (Gerhardt 1996; Barajas-Guzmán et al. 2006; Sampaio et al. 2007). El crecimiento en altura está asociado a la competencia por luz (Thomas 1996); así, se espera que las plántulas que están compitiendo por luz desarrollen mayores tasas de crecimiento en sitios sucesionales tempranos donde el dosel se cierra rápidamente. Por otra parte, el diámetro a la base se ha relacionado positivamente con la biomasa de raíces en las condiciones de baja humedad de pastizales tropicales (Martínez-Garza et al. 2013). Dado que en los ecosistemas tropicales, la disponibilidad de nutrientes en el suelo es muy heterogénea, las plantas necesitan incrementar su biomasa de raíces para garantizar la provisión de nutrientes; las especies de lento crecimiento no desarrollan la masa radicular tan rápido como las especies de rápido crecimiento (Huante et al. 1998). En plantaciones en un BTC en Morelos, se registró un incremento en diámetro a la base pero no en altura en los primeros años; en ese sitio, la sucesión natural fue muy lenta y las plantas probablemente no estaban compitiendo por recursos arriba del suelo (i.e., luz) pero si por recursos en el suelo (i.e. agua y nutrientes)(Bonfil et al. 2016). En este estudio, el proceso de sucesión natural ocurre en plantaciones y exclusiones: para el 2015, las reclutas ( $110.01 \pm 95$  cm; promedio  $\pm$  desviación estándar) y las plantaciones ( $124.55 \pm 77$  cm) tenían alturas similares, lo que sugiere que no había competencia por luz. Las altas tasas de crecimiento en altura sugerirían una rápida recuperación de la cobertura vegetal y por lo tanto una mayor competencia por luz, lo cual aún no está sucediendo en nuestras las plantaciones.

Después de tres años de sucesión, la riqueza de reclutas fue mayor en las exclusiones que en las plantaciones. Un estudio mostró el efecto de la exclusión de la perturbación en el reclutamiento, evidenciando que la riqueza aumentó con la exclusión de después de cinco años (Stern et al. 2002), mientras que otro estudio reveló que la riqueza se mantiene constante en los primeros dos años (Griscom et al. 2009). Al hacer la evaluación entre no exclusiones, exclusiones y plantaciones, se observó un aumento en la riqueza de reclutas con la exclusión pero es similar entre los dos niveles de intervención (Martínez-Pérez 2014; Vázquez-Delgado datos no publicados). En un estudio en Brasil, la riqueza de reclutas fue mayor en plantaciones que en exclusiones (Sampaio et al. 2007). Los estudios en BTC han revelado que la riqueza siempre aumenta con la exclusión de la perturbación mientras que las plantaciones no siempre favorecen una mayor riqueza de reclutas.

La densidad de reclutas fue similar en los dos niveles de intervención evaluados. Hay un estudio que muestran que la densidad de tallos puede aumentar con el tiempo de exclusión (5 años; Stern et al. 2002); otro estudio reveló una densidad de reclutas similar en exclusiones y plantaciones (5 años Martínez-Pérez 2014) y después de 10 años se registró una densidad similar de reclutas (tamaño de las plantas consideradas) en los sitios sucesionales y en la selva más conservada (Vázquez-Delgado, datos no publicados). Pero también puede ser similar entre no exclusiones y exclusiones, aún con plantaciones (Sampaio et al. 2007). Finalmente, puede ser mayor en plantaciones que en exclusiones (Griscom et al. 2009). La densidad de reclutas, puede aumentar con el

tiempo de sucesión en la exclusión o en las plantaciones, pero presenta resultados en ambas direcciones.

Similar a nuestros resultados, otros estudios han reportado un incremento inicial de la riqueza y la densidad para después mantenerse constante (Thaxton et al. 2010; Alba-García 2011; Martínez- Pérez 2014); también hay estudios que reportan que la riqueza de reclutas se mantiene constante (Lieberman y Mingguang 1992) o que disminuye con el tiempo (Romero-Pérez 2011). En cronosecuencias se ha revelado que el reclutamiento está dominado por leguminosas (Ceccon et al. 2002; Kennard 2002; Lebrija-Trejos et al. 2008).



## Conclusiones

1. El C orgánico en el suelo y el C:N aumentaron y se dio la transformación de N con dos años de exclusión.
2. El diámetro y sobrevivencia de las especies plantadas estuvo relacionado con el pH y el  $\text{NO}_3^-$  en el horizonte superficial.
3. El contenido de nutrientes no aumentó con el nivel de intervención.
4. Las especies de rápido crecimiento tuvieron una sobrevivencia y tasa de crecimiento en diámetro, mayores que las de lento crecimiento a los 40 meses.
5. La densidad y riqueza de reclutas aumentó el primer año
6. La riqueza de reclutas fue similar en los dos niveles de intervención

## Literatura citada

- Ahirwal, J. y S.K. Maiti. 2018. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *CATENA* **166**:114-123.
- 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 Morelos, México.
- Barajas-Guzmán, M.G., J. Campo y L. Barradas. 2006. Soil water, nutrient availability and sapling survival under organic and polyethylene mulch in a seasonally dry tropical forest. *Plant Soil* **287**:347-357.
- Bonfil, C., B. Barrales-Alcalá, P. Mendoza-Hernández, M. Alavez-Vargas y R. García-Barrios. 2016. Los límites sociales del manejo y la restauración de ecosistemas: una historia en Morelos. Páginas 323-345 in E. Ceccon y M.-G. C., editores. Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. CONABIO-UNAM-UAEM, México City -Cuernavaca, Morelos, México.
- Ceccon, E., I. Olmsted, C. Vázquez-Yanes y J. Campo-Alves. 2002. Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of differing regeneration status in Yucatán. *Agrociencia* **36**:622.

- Gerhardt, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *For. Ecol. Manage.* **82**:33-48.
- González-Tokman, D.M., V.L. Barradas, K. Boege, C.A. Domínguez, E. del-Val, E. Saucedo y C. Martínez-Garza. 2017. Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Rest. Ecol.* **26**:642-649.
- Griscom, H. P., B. W. Griscom y M. S. Ashton. 2009. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Rest. Ecol.* **17**:117-126.
- Huante, P., E. Rincón y F.S. Chapin III. 1998. Foraging for nutrients, responses to changes in light, and competition in tropical deciduous tree seedlings. *Oecologia* **117**:209-216.
- Jara, P., E. Martínez y J. Campo. 2009. N and P dynamics in the litter layer and soil of Mexican semi-arid forests, state of Morelos. *Agric. Ecosyst. Envir.* **130**:164-170.
- Kennard, D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* **18**:53-66.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E.A. Pérez-García y J.A. Meave. 2008. Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest Following Shifting Agriculture. *Biotropica* **40**:422-431.

- Lebrija-Trejos, E., J.A. Meave, L. Poorter, E.A. Pérez-García y F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession Persp. Plant Ecol. Evol. Syst. **12**:267-275.
- Lieberman, D. y L. Minguang. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. Journal of Vegetation Science **3**:375-382.
- Mahmoud, A., S.D. Singh, K.S. Muralikrishna, H. Pathak y N.D. Saha. 2018. Soil microbial responses as influenced by *Jatropha* plantation under rainfed condition in north-west India. Agrofor. Syst. **92**:47-58.
- Markesteyn, L., L. Poorter, F. Bongers, H. Paz y L. Sack. 2011. Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and shade tolerance. New Phytol. **191**:480-495.
- Martínez-Garza, C., M. Osorio-Beristain, R. Alcala, D. Valenzuela-Galván y N. Mariano. 2016. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México Páginas 385-406 in E. Ceccon, y C. Martínez-Garza, editores. Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. CONABIO-UNAM-UAEM, México.
- Martínez-Pérez, A. 2014. División de ciencias biológicas y de la salud departamento el hombre y su ambiente. Licenciatura en Biología Universidad Autónoma Metropolitana. México, Xochimilco.
- Martínez-Garza, C., J. Campo, M. Ricker y W. Tobón. 2016. Effect of initial soil properties on six-year growth of 15 tree species in tropical restoration plantings. Ecol. Evol. **6**:8686-8694.

- Martínez-Garza, C., W. Tobon, J. Campo y H. F. Howe. 2013. Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degrad. Develop.* **24**:287-295.
- Parrotta, J.A. 1999. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *For. Ecol. Manage.* **124**:45-77.
- Paul, K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama y P.K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manag.* **168**:241-257.
- Paul, M., C.P. Catterall, P. C. Pollard y J. Kanowski. 2010. Does soil variation between rainforest, pasture and different reforestation pathways affect the early growth of rainforest pioneer species? *For. Ecol. Manag.* **260**:370-377.
- Quijas, S., L. Romero-Duque, J. Trilleras, G. Conti, M. Kolb, E. Brignone y C. Dellafiore. 2019. Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosyst. Services* **36**.
- Raghubanshi, A.S., S.C. Srivastava, R.S. Singh y J.S. Singh. 1990. Nutrient release in leaf litter. *Nature (London)* **346**:227.
- Sampaio, A.B., K.D. Holl y A. Scariot. 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Rest. Ecol.* **15**:462-471.
- Saynes, V., C. Hidalgo, J.D. Etchevers y J. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forest in Mexico. *Appl. Soil Ecol.* **29**:282-289.

- Stern, M., M. Quesada y K. Stoner. 2002. Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest Following Intermittent Cattle Grazing Rev. Biol. Trop. **50**:3-4.
- Thaxton, J., T. Cole, S. Cordell, R. Cabin, D. Sandquist y C. Litton. 2010. Native species regeneration following ungulate exclusion and nonnative grass removal in a remnant Hawaiian dry forest. Pacific Science **64**:533-544.
- Thomas, S. C. 1996. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in malaysian rain forest trees. Am. J. Bot. **83**:556-566.
- Tripathi, N., y R.S. Singh. 2009. Influence of different land uses on soil nitrogen transformation after conversion from an Indian Dry Tropical Forest. Catena **77**:216-223.
- Vázquez-Delgado, C. 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. Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma de México. Morelos, México.
- Yang, M., D. Yang y X. Yu. 2018. Soil microbial communities and enzyme activities in sea-buckthorn (*Hippophae rhamnoides*) plantation at different ages. PLoS ONE **13**:1-15.

# Anexo 1. Formato de descripción de perfiles de Suelo del 2014

EC 2014 endoleptic Phaeozans epiarctic. ? espesor no da. Perfil ①  
 luvic aliseo? na du texturas  
 C B argila X  
 Cota labra es menos dinamica que la 2 por si está mas conservada que el de la par 2

Hoja de descripción del perfil  
 Localidad: Olancho, Estación Agronómica

Fecha: 20/04/14	UTM: 17QD753	Mapa No.:	Clima: Aw	Uso del suelo/vegetación: Seta de elementos de SEC, perturbado por ganadería - para uso de herbales	posición en el relieve: Ladera de ladera	pasaje: Ladera de ladera	Clave:
Autor: JMB/BBB	m.s.n.m: 1130 m	época seca: C	delta: C	Exposición: Sur este	inclinación: 5	material parental:	
estado del tiempo: FTS	precipitación (mm): 2500	Frecuencia y duración de periodos húmedos: FFO D DAC	pH (CaCl): 6	Sales C.E. 1:2.5 (mS/cm): 2.4	forma de la labra: VV		
Prof (cm):	Textura:	Pedregosidad (Vol %):	Color (Munsell):	CaCO3 (%):	humedad: %	estructura:	
0-10	RA	5/10	2.5R	2.4	Seca	4	
10-26	RA	5/10	2.5R	2.4	Seca	4	
26-38	RA	10/20	2.5R	2.4	Seca	4	
38-56	RL	50/100	2.5R	2.4	Seca	4	

prof. De desarrollo cm: 56  
 max. Prof. Raíces: 0.50  
 Espacio princ. Raíces: a cm  
 nivel piezométrico actual: —  
 grupo de referencia (WRB): —  
 nivel piezométrico medio: —  
 tipo de humus: MUII

espesor (cm)	penetrabilidad raíces	Volumen total de poros		CA		dCC		CC		conductividad hidráulica		CIC		BI	Ah x 1 otros x 0.5	Humus kg/m2	NI kg/m2	Nds g/m2	Pmo g/m2	
		Vol-%	evaluación	Vol-%	evaluación	Vol (%)	l/m2	Vol %	l/m2	cm/d	evaluación	cmolo/kg	evaluación							cmolo/kg
1	MB	56.5	alta	6.5	baja	17.5	16.6	58	47.5	40-300	alta-estable	24	med	20.4	0.81	0.81	0.13	0.065	0.03	1.3
1.6	moder	35	baja	3	mbaja	9	11.52	32	40.96	40-300	=	18	mod	15.3	31.53	15.66				
1.7	baja	35	baja	3	mbaja	9	9.18	32	32.64	40-300	=	18	mod	15.3	21.84	15.92				
1.8	moder	43	medias	4	baja	11	9.9	39	35.1	40-300	=	24	med	20.4	27.54	13.77				

profundidad fisiológica (cm): suma dCC: 47.2  
 espacio radicular efectivo (dm): evaluación: MBaja  
 drenaje natural: 0.09  
 erosionabilidad (Ah): evaluación: muy baja

Suma BI: 41.16  
 Evaluación: MBaja  
 Suma BI: 0.13  
 evaluación: MBaja

pedregosidad en supe 201

EP2014 hiperalic cutanic epilacte olisul arenicloroso  
 epialic rod: C  
 novic

Perfil (2) 1/2-V

### Hoja de descripción del perfil

Localidad: Quilamba Catoban Parubada

Fecha: 21/1/14 UTM x: 759 UTM y: 2096793 Mapa No.: 4132 Clima: leptotroch

Autores: W. M. V. m.s.n.m.: 7578 época seca: 10 °C: 10 delta °C: 10

estado del tiempo: ETL-S precipitación (mm): 1500 Frecuencia y duración de periodos húmedos: F: FO D: DAC: 6

Uso del suelo/vegetación: Solo exultado de la peribán - Herbáceas - Bidens

posición en el relieve: ladera de lomo paleaje: lento

inclinación: 5 complejidad ladera: material parental:

Exposición: SE forma de la ladera: LC redondeada

Erosión: Reputación: no?

Prof (cm)	Textura:	Pedregosidad (Vol %)	Color (húmedo)	pH (CaCl)	Sales C.E. 1.25 (mS/cm)	m.o. Gew.-% (%)	CaCO3 (%)	humedad pF	estructura tipo	Poros			dens. Raíces	límite	horizonte		
										grado	Estab	agreg					
0-2	CLF	5%	7.5/7	6	—	32M	—	seca	4	Sabana fina a gruesa	moderada	baja	mas	intersticial	1.2 m	alta	clase subclase Ah
2-13	CLF	20%	5R/2/1	6	—	32M	—	seca	4	Sabana fina a gruesa	moderada	alta	mas	intersticial	1.4 m	alta	clase subclase Bg
13-30	RA	25%	5R/3/2	6	—	29M	—	seca	4	Sabana fina a gruesa	moderada	alta	mas	intersticial	1.2 m	mediana	clase subclase Bw
30-45	RL	25%	7.5R/4	6	—	29M	—	seca	3	Sabana fina a gruesa	moderada	alta	mas	intersticial	1.4 m	mediana	clase subclase Bw

prof. De desarrollo cm: 50 Espacio princ. Raíces: a cm grupo de referencia (YRB): decolor

max. Prof. Raíces: 50 nivel piezométrico actual: descon nivel piezométrico medio: descon tipo de humus: mu1

### Evaluación edafológica

espesor dm	penetrabilidad raíces	Volumen total de poros Vol-%	CA Vol-%	dCC	CC	conductividad hidráulica cm/d	CIC	BI	Ah x 1 otros x 0.5	Humus kg/m2	Ni	Nda	Pmo							
0.2	media	54.5	alto	10	med	2.8	5.32	44.5	8.15	10-100	alta	18	veg	14.4	3.02	5.02	0.67	0.16	6.7	
1.1	media	41	med	7	med	24	21.12	34	29.9	10-40	med	12	veg	10.2	12.56	6.28				
0.9	baja	42	med	4	baja	12	8.1	38	22.6	40-300	alta	18	veg	15.3	12.39	6.19				
2.8	baja	43	med	4	baja	11	25.1	39	31.9	10-46	med	24	veg	20.4	59.9	29.98				
0.7	baja																			

profundidad fisiológica (cm): 50 suma dCC: 57.64 suma (CC): 145.7 drenaje natural: decolor

espacio radicular efectivo (dm): 0.5 evaluación: baja erosión: decolor erosión: decolor erosión: decolor erosión: decolor

Suma BI: 45.44 Suma: 0.67 Suma: 0.67 Suma: 0.67 Suma: 0.67

Edaf. decolor o decolor

### Evaluación edafológica

espesor dm	penetrabilidad raíces	Volumen total de poros Vol-%	CA Vol-%	dCC	CC	conductividad hidráulica cm/d	CIC	BI	Ah x 1 otros x 0.5	Humus kg/m2	Ni	Nda	Pmo							
0.2	media	54.5	alto	10	med	2.8	5.32	44.5	8.15	10-100	alta	18	veg	14.4	3.02	5.02	0.67	0.16	6.7	
1.1	media	41	med	7	med	24	21.12	34	29.9	10-40	med	12	veg	10.2	12.56	6.28				
0.9	baja	42	med	4	baja	12	8.1	38	22.6	40-300	alta	18	veg	15.3	12.39	6.19				
2.8	baja	43	med	4	baja	11	25.1	39	31.9	10-46	med	24	veg	20.4	59.9	29.98				
0.7	baja																			

profundidad fisiológica (cm): 50 suma dCC: 57.64 suma (CC): 145.7 drenaje natural: decolor

espacio radicular efectivo (dm): 0.5 evaluación: baja erosión: decolor erosión: decolor erosión: decolor erosión: decolor

Suma BI: 45.44 Suma: 0.67 Suma: 0.67 Suma: 0.67 Suma: 0.67



OP 2014

endoliptic Cambisil epiantrix sodic arcilonec

Perfil 3  
Vano 27/Nov/14

Hoja de descripción del perfil

Localidad: Quilmaná Olivero Pastuzado

Fecha: 23/11/14	Mapa No.:	Clima: Pso	Uso del suelo/vegetación: Bosq. p. dispersa, pastoreo, cultivo.	posición en el relieve: <u>ladera en la vertiente</u>	pataje: <u>lanceado</u>	Clave:											
Autor: UTM y 2014 T33	m.a.n.m. 1099.20	Apoca seca: 10-11.5		hidroclima: <u>temperado húmedo</u>	material parental: <u>loam (oligoso)</u>												
estado del tiempo: E11-9	precipitación (mm): <u>5.10</u>	Frecuencia y duración de períodos húmedos: <u>F, FO, D, OAC</u>		Exposición: <u>forma de la ladera NO</u>	Forma de la ladera: <u>Exposición: E, P, S, O</u>												
Prof. (cm)	Textura: <u>CR</u>	Pedregosidad (Vol %): <u>5.5</u>	pH (CaCl2): <u>6</u>	Sales C.E. 1-2.5 (ml/dm3): <u>3.1 M</u>	CaCO3 (g/100g): <u>—</u>	humedad (g/g): <u>Seco</u>	pl: <u>4</u>	estructura: <u>debil</u>	Estab. agreg: <u>—</u>	Poros. J.C. capacidad: <u>—</u>	tipo: <u>—</u>	tamaño: <u>—</u>	d.a. 2c. (g/100g): <u>4.4</u>	dens. raíces: <u>—</u>	área: <u>—</u>	horizonte: <u>Ab</u>	
4-16	CLF	5.5	6	2.8 M	—	Seco	4	debil	—	—	—	—	4.4	—	—	—	BC
16-24	CR	5.5	6	2.8 M	—	Seco	4	debil	—	—	—	—	4.4	—	—	—	2AC
24-30	CR	5.5	6	2.8 M	—	Seco	4	debil	—	—	—	—	4.4	—	—	—	3Bw
30-47	CR	5.5	5.3	3.5 M	—	Seco	4	debil	—	—	—	—	4.4	—	—	—	3Bq
47-70	CR	5.5	6	2.2 M	—	Seco	4	debil	—	—	—	—	4.4	—	—	—	3BC

prof. De desarrollo cm: <u>74</u>	prof. Raíces: <u>74</u>	grupo de referencia (VRS): <u>—</u>	tipo de humus: <u>—</u>																	
max. Prof. Raíces: <u>2.0</u>	nivel piezométrico actual: <u>—</u>	nivel piezométrico medio: <u>—</u>																		
espesor (dm)	penetrabilidad raíces (Vol-%)	Volúmen total de poros (Vol-%)	CA (Vol-%)	evaluación	Vol (%)	Lin2	Vol %	Lin2	conductividad hidráulica (cm/d)	evaluación	CMC (cmol/kg)	evaluación	CEC (cmol/kg)	evaluación	BI (mol/cm2)	Ab x 1 (area x 0.5)	Humus (g/m2)	NE (g/m2)	helo (g/m2)	Peso (g/dm3)
0.4	MS	47.5	7.5	m	17.3	6.79	4.0	15.5	40-300	alta	20.9	m	13.54	9.4	9.9	1.733	0.36	0.93	17.3	
1.2	B	41	7	m	24	24.48	3.7	31.6	40-300	alta	12	r	10.2	15.6	7.2		longa	longa	medio	
0.8	B	42	6	b	16	10.82	3.6	24.4	40-300	media	11	r	15.3	13.52	6.79					
0.6	B	47	6	p	16	9.4	3.6	21.16	40-300	—	12	r	15.3	12.54	6.29					
1.7	B	42	6	b	16	26.33	3.6	59.36	40-300	—	18	r	15.3	35.32	17.66					
2.3	B	42	6	b	16	31.28	3.6	70.33	40-300	—	18	r	15.3	44.86	22.43					
suma OCC: 100.21					evaluación: <u>media</u>	suma CEC: 27.6					evaluación: <u>alta</u>	drainaje natural: <u>buena</u>		Suma BI: 70.34		Suma		Evaluación: <u>media</u>		evaluación: <u>—</u>
profundidad fisiológica (cm): <u>—</u>					espacio radicular efectivo (dm): <u>—</u>					erosionabilidad (Ab): <u>0.25</u>					evaluación: <u>buena</u>					

OC 2014

endoleptix pharozem

Vilnius 27/Nov/14

Perfil (A)

Hoja de descripción del perfil

Localidad: Quilometa Olvera Conservado

Pedregal: Roca esquistosa en superficie. Pocos rocas pesadas - Cg y Cmg g

Fecha: UTM x: 775 2751399	Mapa No. m.s.n.m. 1090	Clima: época seca °C	delta °C	Uso del suelo/vegetación: Sec. secundaria	posición en el relieve: Ladera inferior de	pasaje: Lomero	Clave					
Autor: UTM y 2751399	m.s.n.m. 1090	época seca °C	delta °C	Uso del suelo/vegetación: Sec. secundaria	posición en el relieve: Ladera inferior de	pasaje: Lomero	Clave					
estado del tiempo: precipitación n (mm): F, FC, D	Frecuencia y duración de periodos húmedos	Tipos de suelo: Heliomorf, Ombrotrofo	Tipos de suelo: Heliomorf, Ombrotrofo	Indice	Indicación: Compleja	material parental: Litosolítico						
Prof (cm): 0-10, 10-30, 30-50, 50-95, 795	Textura: Pedregosa (Vol %), Color (pHmedo)	DAC: pH	Sales C.E. 1.2.8 (mS/cm) Gev.-%	CaCO3 (%)	humedad	pH	estructura tipo tamaño grado	Estab. agron. Poros cantidad tipo tamaño	g.s. g/cm3	dens. Ralcos	límite	horizonte
0-10 CLF	2% Ca, 5% S, 2% P	7.95			seca	4	estructura tipo tamaño grado	Estab. agron. Poros cantidad tipo tamaño	1.23	dens. Ralcos	límite	horizonte
10-30 CLF	5% Ca, 5% S, 2% P	6.04			seca	4	estructura tipo tamaño grado	Estab. agron. Poros cantidad tipo tamaño	1.4	dens. Ralcos	límite	horizonte
30-50 CR	20% Ca, 5% S, 2% P	5.9			seca	4	estructura tipo tamaño grado	Estab. agron. Poros cantidad tipo tamaño	1.5	dens. Ralcos	límite	horizonte
50-95 CR	40% Ca, 5% S, 2% P	6.7			seca	4	estructura tipo tamaño grado	Estab. agron. Poros cantidad tipo tamaño	1.5	dens. Ralcos	límite	horizonte
795												C
prof. De desarrollo cm:		Espacio princ. Ralcos: a cm		grupo de referencia (WRB):		nivel piezométrico medio:						tipo de humedad: Muel
max. Prof. Ralcos:		nivel piezométrico actual:										

Evaluación edafológica	espesor cm	penetrabilidad ralcos	Volumen total de poros Vol-%	CA Vol-%	evaluación	dCC		CC		conductividad hidráulica cm/dg	hidráulica evaluac	CIC cm/dg	B1 evaluac	Ah x 1 (dica x 0.5)	Humus t/gm2	Nt t/gm2	Nds t/gm2	Pino t/gm2			
						Vol (%)	L/m2	Vol %	l/m2												
	1	b	42.5	m	7	m	24.2	23.76	35.5	34.4	40-106	alta	14.4	r	15.4	19.91	11.4	2.16	0.107	0.53	21.6
	2	b	42.5	m	7	m	24.2	46.53	35.3	27.4	"	"	14.4	r	15.25	40.5	40.2	4.52	0.12	1.13	45.2
	2	D	42	m	4	b	12	19.2	38	6.08	40-36	alta	18	r	18.85	45.2	21.2				
	4.5	b	42	m	4	b	12	52.4	38	102.6	40-36	"	18	r	18.85	76.3	30.17				
profundidad fisiológica (cm):						suma dCC:	12.1	suma (CC):	210.4	evaluación drenaje natural:	excesivo	Suma B1:	14	Suma:	6.66	0.52	1.66	63.6			
espacio radicular efectivo (dm):						evaluación:	m	evaluación:	b	evaluación:	alt.	evaluación:									
						evaluación:	m	evaluación:	b	evaluación:	alt.	evaluación:									

Hile 3-0 Turmas Bioturbacia

**Anexo 2.** Capítulo II Supplementary Material

**Table S1.** Means and standard errors (SE) of initial soil properties (0-10 cm depth) in 2012 in Quilamula, Morelos, Mexico.

<b>Soil properties</b>	<b>2012</b>
pH	6.64 ± 0.98
SOC (g m <sup>-2</sup> )	13.35 ± 1.6
Total N (g m <sup>-2</sup> )	1.35 ± 0.11
C:N	9.86 ± 3.20
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g m <sup>-2</sup> )	51.3 ± 4.62
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> :NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.79 ± 0.02
total P (mg m <sup>-2</sup> )	93.54 ± 8.11
available P (mg m <sup>-2</sup> )	6.87 ± 0.82

**Table S2.** Correlations and variance explained (%) of seven soil properties for 2013 to PCA axes.

Soil properties	Correlations		Variance explained	
	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2
pH	-0.19	0.53	1	23
SOC	-0.68	0.13	18	1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.17	-0.62	1	31
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.37	-0.73	5	43
available P	0.47	-0.02	8	0
total P	-0.93	0.09	33	1
total N	-0.93	0.09	33	1

**Table S3.** Correlations and variance explained (%) of seven soil properties for 2014 to PCA axes.

Soil properties	Correlations		Variance explained	
	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2
pH	-0.14	0.88	1	64
SOC	-0.68	0.25	13	5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.63	-0.40	11	13
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.90	-0.20	22	3
available P	-0.56	-0.34	9	9
total P	-0.91	0.18	23	3
total N	-0.91	0.18	23	3

**Table S4.** Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil properties for 2013 and survival (2014, 2016) for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos.

<b>(a) Survival Species</b>	<b>all</b>	PCA axis 1	PCA Axis 2
2014		-0.29	-0.34
2016		-0.37	-0.26
<b>(b) Growth Rank</b>			
Fast-growing species		-0.35	-0.27
2014			
2016		-0.35	-0.27
Slow-growing species		-0.25	-0.24
2014			
2016		-0.25	-0.24

**Table S5.** Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil properties for 2014 and survival (2014, 2016) for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos. Coefficient of determination ( $r^2$ ) are shown in graphs for significant correlations.

<b>(a) Survival Species</b>	<b>all</b>	PCA axis 1	PCA Axis 2
2014		-0.19	-0.50*
2016		-0.03	-0.55**
<b>(b) Growth Rank</b>			
Fast-growing species		0.14	-0.34
2014			
2016		0.14	-0.34
Slow-growing species		-0.19	-0.53*
2014			
2016		-0.19	-0.53*

\* P < 0.01, \*\* P < 0.005

**Table S6.** Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil characteristics for 2013 and 2014 and height lnRGR for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos.

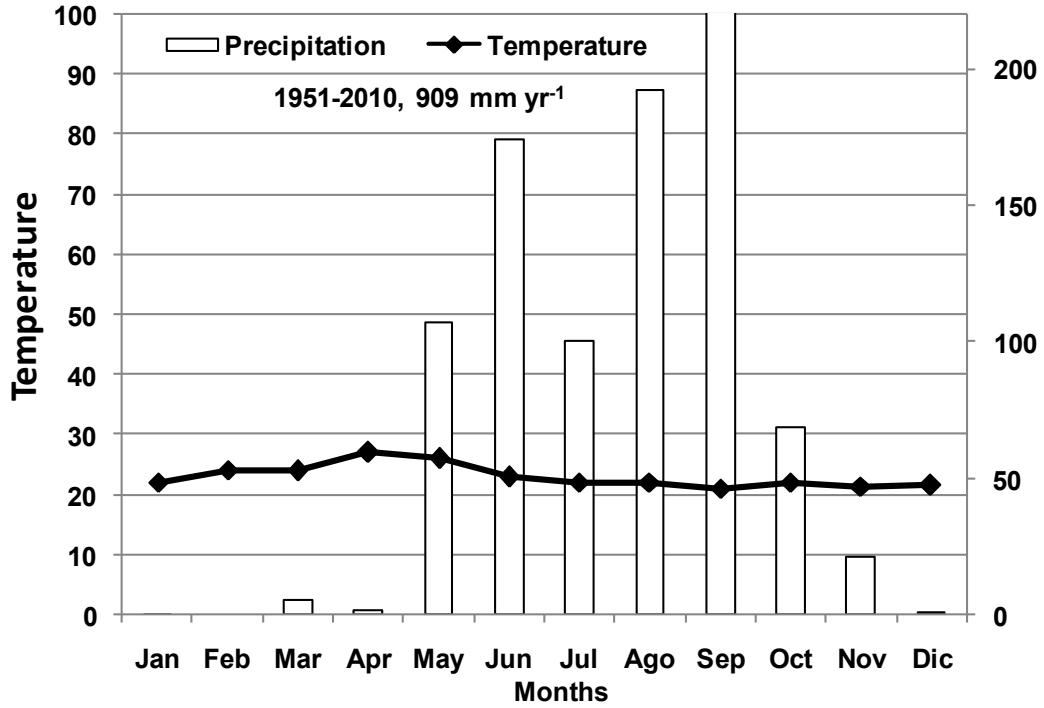
<b>(a) Height lnRGR all Species</b>	PCA axis 1	PCA Axis 2
PCA 2013	-0.02	0.024
PCA 2014	0.04	0.08
<b>(b) Growth Rank</b>		
Fast-growing species PCA 2013	-0.05	-0.05
PCA 2014	0.04	-0.08
Slow-growing species PCA 2013	0.06	0.07
PCA 2014	0.04	0.12

**Table S7.** Pearson correlation coefficient (r) of PCA axes 1 and 2 of soil characteristics for 2013 and 2014 and diameter lnRGR for six tree species (a) and by growth rank (b) in 24 plantings at Quilamula, Morelos. Coefficient of determination ( $r^2$ ) are shown in graphs for significant correlations.

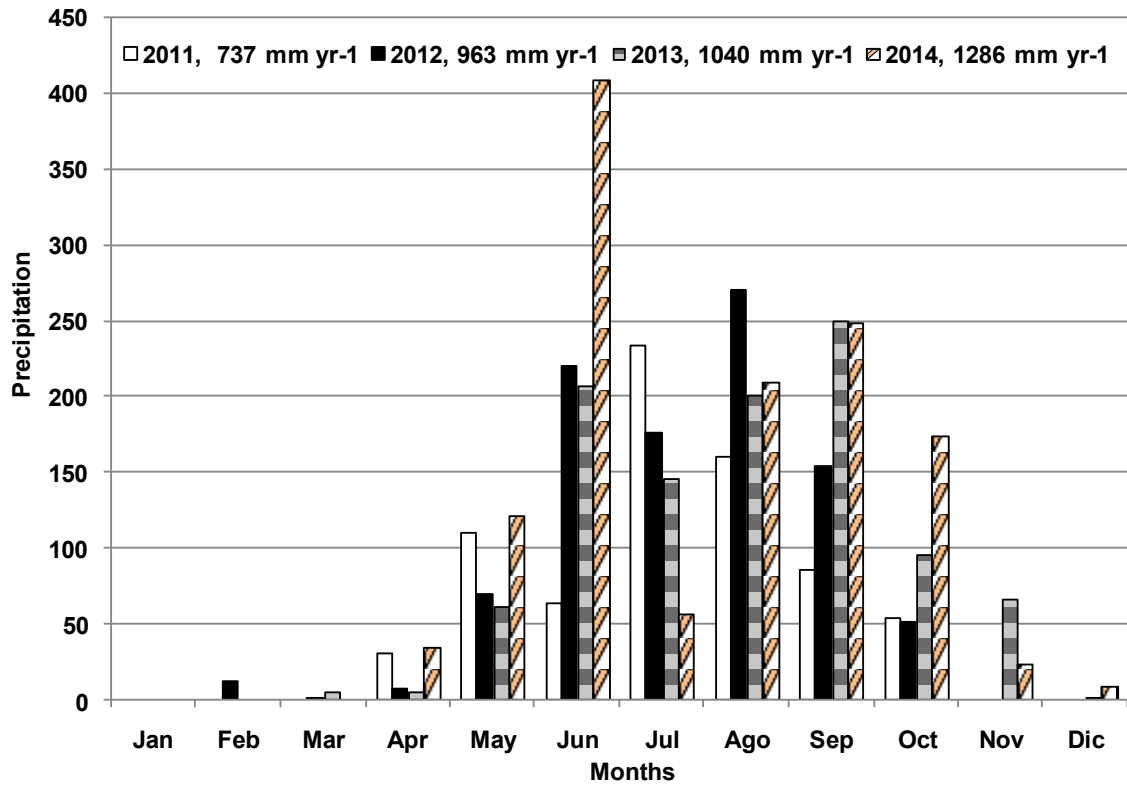
<b>(a) Diameter lnRGR all Species</b>	PCA axis 1	PCA Axis 2
PCA 2013	-0.008	-0.004
PCA 2014	0.02	0.16**
<b>(b) Growth Rank</b>		
Fast-growing species PCA 2013	0.004	0.02
PCA 2014	-0.003	0.16*
Slow-growing species PCA 2013	-0.02	-0.06
PCA 2014	-0.01	0.17

\* P < 0.05, \*\* P < 0.005

1.1



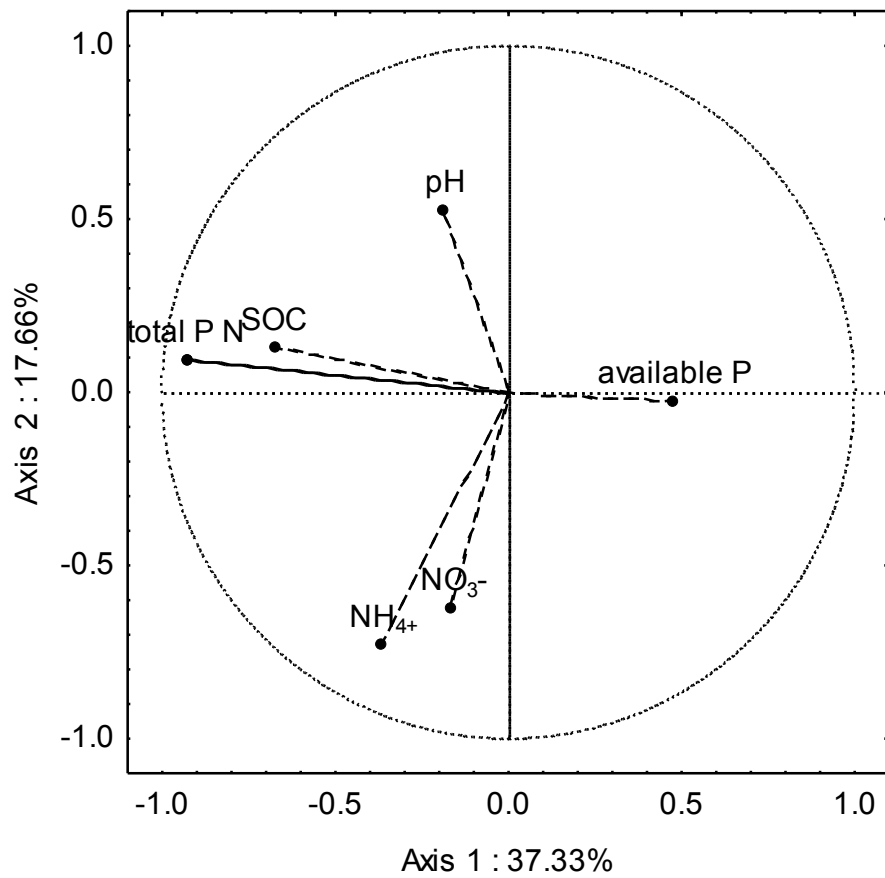
1.2



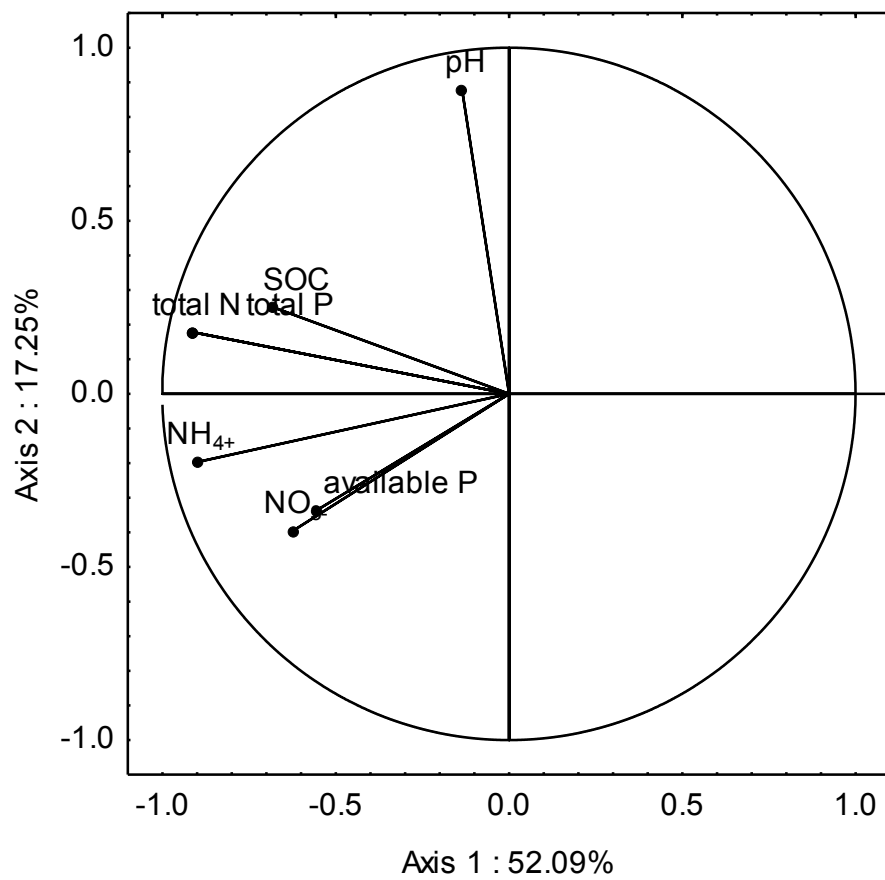


**Figure. S1.** Average precipitation (mm) by month near Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos, National Meteorological Service of the Water Commission (*Servicio metereológico nacional de la comisión del agua 2016*). 1) Historically from 1951 to 2010 (white bars) and average of temperature (line). 2) For 2011 (white bars), 2012 (solid bars), 2013 (horizontal fill pattern) and 2014 (vertical fill pattern).

**Figure S1.** Precipitación promedio (mm) por mes cerca de Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos, (Servicio meteorológico nacional de la comisión del agua 2016). 1) Histórico de 1951 a 2010 (barras blancas) y el promedio de la temperatura (línea). 2) Para el 2011 (barras blancas), 2012 (barras sólidas, 2013 (patrón horizontal) y 2014 (patrón vertical).

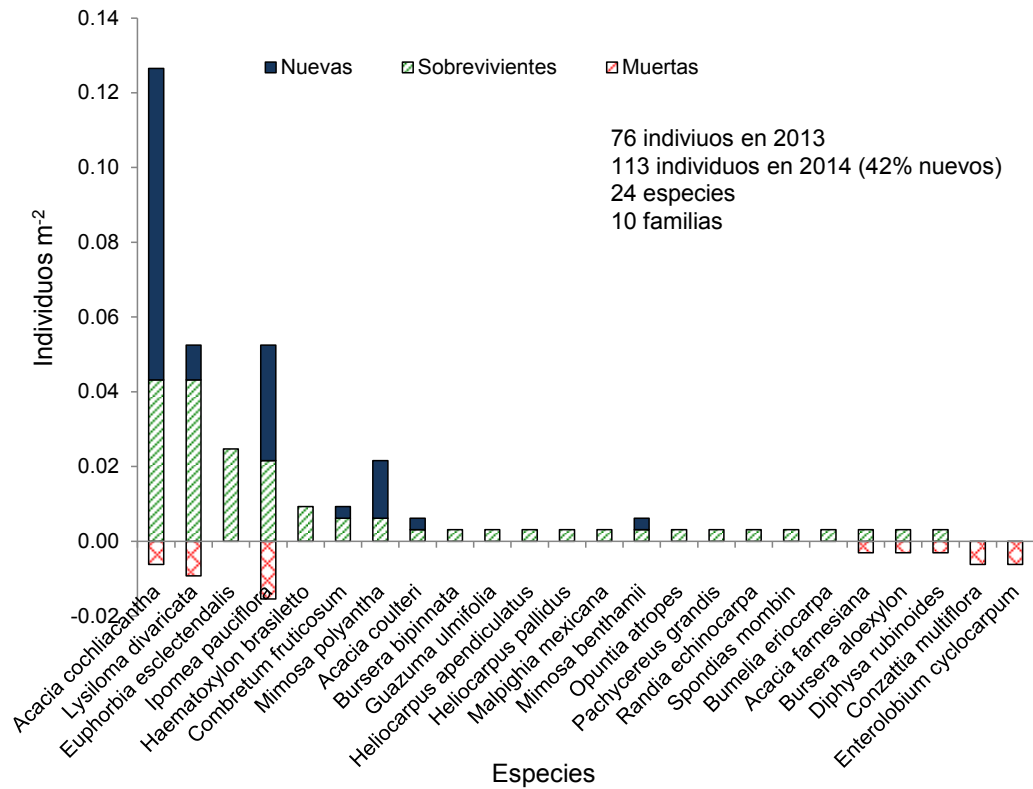


**Figure S2.** Trait loading of PCA axes 1 and 2 of an ordination based on seven attributes of soil contents in 2013 in plantings under minimal and maximal intervention of restoration in Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.



**Figure S3.** Trait loading of PCA axes 1 and 2 of an ordination based on seven attributes of soil contents in 2014 in plantings under minimal and maximal intervention of restoration in Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos.

### Anexo 3. Capítulo III Reclutamiento



**Figura A1.** Densidad de reclutas en 2013 y 2014 en plantaciones mixtas de seis especies en exclusiones en Quilamula, Sierra de Huautla, Morelos. Individuos del 2013 muertos en el 2014 (cruzado), individuos del 2013 que sobrevivieron en 2014 (líneas) y nuevos individuos en el 2014 (lleno).

**Tabla A2.** Especies presentes en el reclutamiento (leñosas arborescentes de todas las tallas) en ambos niveles de intervención a 5 años en Quilamula, Morelos, México.

<b>Especie</b>	<b>Individuos totales</b>
<i>Acacia sp.</i>	4
<i>Acacia cochliacantha</i>	46
<i>Mariosousa coulteri</i> (antes <i>Acacia coulteri</i> )	31
<i>Acacia farnesiana</i>	2
<i>Amphipterygium adstringens</i>	2
<i>Bumelia eriocarpa</i>	1
<i>Bursera aloexylon</i>	1
<i>Bursera bipinnata</i>	1
<i>Bursera copallifera</i>	1
<i>Bursera labrifolia</i>	1
<i>Combretum fruticosum</i>	3
<i>Conzattia multiflora</i>	2
<i>Coursetia caribaea</i>	4
<i>Diphysa rubinoides</i>	1
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	2
<i>Euphorbia esclectendalis</i>	9
<i>Guazuma ulmifolia</i>	2

<b>Especie</b>	<b>Individuos totales</b>
<i>Haematoxylon brasiletto</i>	3
<i>Heliocarpus apendiculatus</i>	1
<i>Heliocarpus pallidus</i>	1
<i>Ipomea pausiflora</i>	24
<i>Lysiloma divaricata</i>	23
<i>Mimosa benthamii</i>	2
<i>Mimosa polyantha</i>	10
<i>Opuntia atropes</i>	3
<i>Pachycereus grandis</i>	1
<i>Randia echinocarpa</i>	1
<i>Ruprechtia fusca</i>	2
<i>Spondias mombin</i>	1





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a Marzo 2019

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)

Dr. Raúl Alcalá Martínez

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves

Dra. Elisabet V. Wehncke

Dr. Luis Marín Stillman

Dr. Valentino Sorani Dalbon

Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

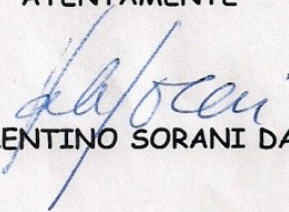
Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

**VOTO**

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

  
DR. VALENTINO SORANI DALBON





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS  
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a Marzo 2019

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)  
Dr. Raúl Alcalá Martínez  
Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves  
Dra. Elisabet V. Wehncke  
Dr. Luis Marín Stillman  
Dr. Valentino Sorani Dalbon  
Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

## VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

DR. LUIS MARÍN STILLMAN





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a Marzo 2019

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)

Dr. Raúl Alcalá Martínez

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves

Dra. Elisabet V. Wehncke

Dr. Luis Marín Stillman

Dr. Valentino Sorani Dalbon

Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

**VOTO**

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'E. Wehncke', with a horizontal line underneath.

DRA. ELISABET V. WEHNCKE





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS  
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a Marzo 2019

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)  
Dr. Raúl Alcalá Martínez  
Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves  
Dra. Elisabet V. Wehncke  
Dr. Luis Marín Stillman  
Dr. Valentino Sorani Dalbon  
Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

**VOTO**

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Cristina Martínez Garza'.

DRA. CRISTINA MARTÍNEZ GARZA





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS  
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a Marzo 2019

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)  
Dr. Raúl Alcalá Martínez  
Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves  
Dra. Elisabet V. Wehncke  
Dr. Luis Marín Stillman  
Dr. Valentino Sorani Dalbon  
Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

## VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

DRA. BELINDA MALDONADO ALMANZA





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS  
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a Marzo 2019

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)  
Dr. Raúl Alcalá Martínez  
Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves  
Dra. Elisabet V. Wehncke  
Dr. Luis Marín Stillman  
Dr. Valentino Sorani Dalbon  
Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

**VOTO**

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS  
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Cuernavaca, Morelos a 18 SEP 2017

COMITÉ DE REVISION DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (Tutor)  
Dr. Raúl Alcalá Martínez  
Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves  
Dra. Elisabet V. Wehncke  
Dr. Luis Marín Stillman  
Dr. Valentino Sorani Dalbon  
Dra. Belinda Maldonado Almanza

Tesis: "Evaluación de la sucesión natural y la recuperación de la función del ecosistema en la Selva Baja Caducifolia"

Alumno que la presenta a revisión: PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

## VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es **APROBADO**

ATENTAMENTE

DR. RAÚL ALCALÁ MARTÍNEZ