



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**REFORESTACIÓN: UNA ESTRATEGIA EMPLEADA PARA
REHABILITAR ZONAS DEGRADADAS
EN EL PORVENIR, HGO.**

ARACELI VENTURA RÍOS

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2016

La presente tesis titulada: “**Reforestación: una estrategia empleada para rehabilitar zonas degradadas en El Porvenir, Hgo.**” realizada por la alumna **Araceli Ventura Ríos** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

NOMBRE Y FIRMA

CONSEJERA:



Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante

ASESORA:



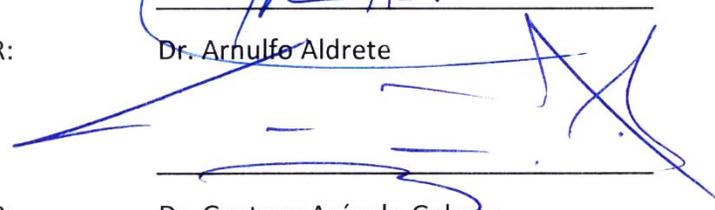
Dra. Patricia Hernández de la Rosa

ASESOR:



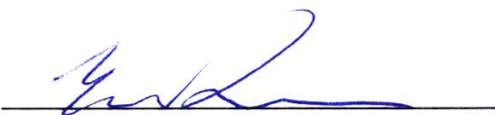
Dr. Arnulfo Aldrete

ASESOR:



Dr. Gustavo Arévalo Galarza

ASESORA:



Dra. Eliane Ceccon

Montecillo, Texcoco, Estado de México, 2016

Esta investigación fue patrocinada por la Oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de EE.UU. a través del Northern Research Station y el Programa de Paisajes Sustentables de la Agencia para el Desarrollo Internacional de EE.UU., y por medio del proyecto: “Reducing greenhouse gas emissions and improving Forest Management in Mexico”

“Reforestación: una estrategia empleada para rehabilitar zonas degradadas en

El Porvenir, Hgo.”

Araceli Ventura Ríos, Dra.

Colegio de Postgraduados, 2016

Resumen general

La restauración ecológica es considerada una herramienta importante para revertir las condiciones de degradación que presentan diversos ecosistemas a nivel mundial, ya que su propósito es recuperar las funciones y estructura del ecosistema. Existen diversas acciones de restauración con este fin, donde las prácticas de reforestación han sido ampliamente utilizadas como una estrategia de rehabilitación. Los objetivos del presente estudio fueron evaluar la estructura del dosel superior, a través de los parámetros de área basal y acumulación de biomasa aérea, así como la diversidad vegetal y la diversidad funcional en el sotobosque. Finalmente, se caracterizó el tipo de suelo y se estimó la capacidad de infiltración de cada condición bajo estudio. Para ello, se muestrearon tres áreas reforestadas de 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14), un sitio de referencia (SR) y un sitio degradado (SD). En cada condición (excepto en SD) se establecieron ocho parcelas circulares de 400 m² para medir las variables del arbolado (diámetro a la altura de pecho y altura total). Para evaluar la riqueza y abundancia de especies de arbustos y herbáceas, se establecieron ocho parcelas de 100 m² y 1 m² (anidados). Se determinó la diversidad alfa y beta, se caracterizaron los tipos funcionales de plantas y se calcularon los índices de diversidad funcional, para cada condición bajo estudio. La caracterización y clasificación de suelos se realizó a partir de la descripción de perfiles edáficos, y las pruebas de infiltración se realizaron mediante el método de infiltrómetros concéntricos. El SR presentó una mayor cantidad de biomasa aérea (25.27 Mg ha⁻¹), en tanto en los sitios rehabilitados se estimó en 12.17 y 14.12 Mg ha⁻¹ para R12 y R14, respectivamente. Se encontró un total de 44 especies de plantas vasculares en el sotobosque en las diferentes condiciones estudiadas, distribuidas en 42 géneros y 34 familias, siendo el 90 % especies nativas.

La mayor riqueza de especies se encontró en R14 (29), seguido del SR (24) donde además se encontraron los valores más altos de diversidad. De acuerdo al índice de Jaccard los sitios SD y R5, presentaron mayor similitud (61 %). Fue posible distinguir tres tipos funcionales de plantas (TFP's): 1) Herbáceas anuales, 2) Suculentas y 3) Arbustos perennes, y la diversidad funcional de plantas incrementan a medida que la edad de las reforestaciones es mayor. Los suelos se clasificaron como Leptosoles háplicos y vérticos, y algunas características edáficas como el pH, materia orgánica, cantidad de agregados, y la infiltración muestran variación de acuerdo a la edad de reforestación. Los resultados muestran que después de establecer reforestaciones con fines de rehabilitación de tierras degradadas, se propicia un incremento en la acumulación de biomasa aérea, riqueza, diversidad del sotobosque, los grupos funcionales de plantas y la diversidad funcional, lo cual ayuda a restablecer la cubierta vegetal ausente en sitios degradados, iniciando así el proceso de sucesión. Se observó que las reforestaciones de *Pinus greggii* influyen en algunas características de los suelos como el pH, la cantidad de agregados y la cantidad de agua infiltrada, en comparación con las condiciones iniciales (SD). Sin embargo, es recomendable continuar con otros estudios en la zona, que aporten información relevante para la toma de decisiones en futuros trabajos de restauración y rehabilitación de zonas degradadas.

Palabras clave: Rehabilitación, *Pinus greggii*, biomasa aérea, diversidad del sotobosque, grupos funcionales de plantas, diversidad funcional, características edáficas y tasa de infiltración.

**“Reforestation: A strategy used to rehabilitate degraded areas in
El Porvenir, Hgo.”**

Araceli Ventura Ríos, Dra.

Colegio de Postgraduados, 2016

Abstract

Ecological restoration is considered an important tool to reverse the degradation conditions found in many ecosystems around the world; its purpose is to recover the ecosystem functions and structure. There are diverse restoration actions with this goal, where reforestation practices have been widely used as an important strategy for rehabilitation. The objectives of this study were to evaluate the reforestation effect in some structural components such as aerial biomass and basal area, understory plant diversity and functional diversity. A soil characterization was carried out and the soil infiltration capacity was measured in the different study conditions. To do this, three reforested areas of 5, 12 and 14 years (R5, R12 and R14), a reference site (SR) and a degraded site (SD) were sampled. To measure the tree component (Diameter at Breast Height and total height), in each condition (except SD) eight circular plots of 400 m² were established. The richness and abundance of species of shrubs and herbaceous, was evaluated in eight plots of 100 m² and 1 m² (nested) respectively. Alpha and beta diversity indexes were determined, functional plant types were characterized and functional diversity indices were calculated for each condition. The soil characterization was based on soil profiles description, the infiltration tests was performed using the method of concentric infiltrometers. The SR had a higher amount of biomass (25.27 Mg ha⁻¹), while in the rehabilitated sites was estimated 12.17 and 14.12 Mg ha⁻¹ for R12 and R14, respectively. A total of 44 vascular species were found in the understory in different conditions studied, distributed in 42 genera and 34 families, 90 % were native species. The highest species richness was found in R14 (29), followed by SR (24), where diversity value was the highest too.

According to the Jaccard index, SD sites and R5 showed greater similarity (61 %), whereas the SR, R12 and R14 had similarity values between 40-50 %. Three functional plant types (TFP's) were differentiated: 1) Annual herbaceous, 2) Succulents and 3) Evergreen shrubs. The soils were classified as Haplic and Vertic Leptosols, it was observed a higher water infiltration capacity with increasing the reforestation age. The results show that the reforestation as a good strategy for rehabilitation in degraded lands, lead to an increase in biomass accumulation, richness and understory diversity. The functional groups and functional diversity of plants increases as the age of reforestation is higher. It is noted that *P. greggii* reforestations influence some soil characteristics such as pH, the amount of aggregates and the amount of water infiltrated, compared to the initial conditions (SD). However, it is advisable to continue with other studies in the area, to provide relevant information for decision decisions in future restoration and rehabilitation of degraded areas.

Key words: Rehabilitation, *Pinus greggii*, biomass, diversity of understory, plant functional groups, functional diversity, soil characteristics and infiltration rate.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada para continuar con mis estudios.

Al Colegio de Postgraduados por la oportunidad que ofrece para continuar con estudios a nivel postgrado, en especial al Programa en Ciencias Forestales y al personal académico y administrativo.

A la Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante por todo el apoyo, paciencia, tiempo y asesorías brindadas durante mi programa doctoral; A la Dra. Patricia Hernández de la Rosa, por su paciencia y dedicación, por las valiosas aportaciones para concluir el presente trabajo; Al Dr. Arnulfo Aldrete por las asesorías y sugerencias para concluir el trabajo; Al Dr. Gustavo Arévalo Galarza, por las valiosas sugerencias para culminar el trabajo; A la Dra. Eliane Ceccon, aunque a distancia sus observaciones y sugerencias fueron importantes para mejorar el trabajo, por su amabilidad.

Al Dr. Valentín José Reyes Hernández, por aceptar fungir como sinodal.

Al Dr. Gregorio Angeles Pérez, por el gran apoyo brindado y las facilidades otorgadas durante todo el proceso de la presente investigación.

Al M.C. Patricio Sanchez G., Por todo el apoyo brindado. Por tu valiosa amistad.

Al Dr. Mario Luna C., por el apoyo en algunos análisis del sotobosque, por ser tan amable y apoyar desinteresadamente.

Al Dr. Enrique Guízar Nolasco por el apoyo y tiempo brindado en la identificación taxonómica de las especies, y a la Biol. Bertha Rodríguez Castañeda, por el apoyo en la identificación de especies de la familia Poaceae.

A todas aquellas personas que en algún momento colaboraron en campo para la medición de las diferentes variables. En especial a: Eliezer, Joel, Walfry, Jared, Joss, Patricio, Edgar, Analí, Anahí Ramiro, Eddy y Onésimo.

Al Ing. Armando Varela P. por las facilitarnos información de los antecedentes de las reforestaciones.

A las comunidades de El Porvenir y Fontezuelas por permitirnos ingresar a los predios y las facilidades otorgadas para realizar la presente investigación, en especial a los señores Otilio Gachuz y su esposa Amalia, y al Sr. Galdino Pelcastre.

Dedicatoria

*A Dios, por estar con migo en todo momento, y demostrarme a diario su amor.
El fin de todo el discurso oído es este: Teme a Dios, y guarda sus mandamientos;
porque esto es el todo del hombre (Eclesiastés 12:13)*

*A mi esposo Eliezer por tu paciencia y apoyo en todo momento,
a mis hermosos hijos Dasha y André... por que sus sonrisas son
fuente de mi alegría*

A mis padres, hermanos y sobrinos por brindarme su apoyo siempre

A mis amigas y amigos

Mil gracias

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	vii
LISTA DE CUADROS.....	xii
LISTA DE FIGURAS	xiii
I.INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1 Literatura citada	4
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	8
2.1 La degradación de los ecosistemas.....	8
2.2 Restauración ecológica	8
2.3 El ecosistema original, sitio de referencia, ecosistema o escenario de referencia	12
2.4 Atributos que poseen los ecosistemas restaurados y su evaluación	14
III. ESTRUCTURA Y BIOMASA AÉREA EN REFORESTACIONES CON <i>Pinus greggii</i> COMO ESTRATEGIA DE REHABILITACIÓN EN UN ÁREA DEGRADADA EN EL PORVENIR, HGO.	20
3.1 Resumen.....	20
3.2 Introducción	21
3.3 Materiales y métodos	23
3.3.1 Localización del área de estudio	23
3.3.2 Descripción de la zona de estudio	24
3.3.3 Antecedentes de las actividades de reforestación en El Porvenir, Hgo.	25
3.3.4 Selección de los sitios de muestreo	26
3.3.5 Medición de variables dasométricas	29
3.3.6 Análisis de la información	30
3.4 Resultados y discusión	31
3.4.1 Clases diamétricas y de altura.....	31
3.4.2 Área basal y biomasa aérea	35
3.5 Conclusiones	38
3.6 Literatura citada	39

CAPÍTULO IV. DIVERSIDAD VEGETAL DEL SOTOBOSQUE EN REFORESTACIONES DE <i>Pinus greggii</i> ESTABLECIDAS CON FINES DE REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HGO.	45
4.1 Resumen.....	45
4.2 Introducción	46
4.3 Materiales y métodos	47
4.3.1 Localización del área de estudio	47
4.3.2 Establecimiento de los sitios de muestreo y medición del sotobosque.....	48
4.3.3 Medición de la apertura del dosel	49
4.3.4 Análisis de la información	50
4.4 Resultados y discusión	53
4.4.1 Curvas área-especies.....	53
4.4.2 Riqueza y composición de especies en el sotobosque	54
4.4.3 Diversidad alfa (α).....	57
4.4.4 Diversidad beta (β).....	59
4.4.5 Ordenación (DCA)	61
4.4.6 Estimación de la apertura del dosel.....	64
4. 5. Conclusiones	65
4.6. Literatura citada	66
V. TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS Y DIVERSIDAD FUNCIONAL EN EL SOTOBOSQUE DE REFORESTACIONES CON FINES DE REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HGO.	73
5.1 Resumen.....	73
5.2 Introducción	74
5.3 Materiales y métodos	77
5.3.1 Localización del área de estudio	77
5.3.2 Caracterización de la vegetación	77
5.3.3 Medición de los rasgos funcionales.....	77
5.3.4 Identificación y caracterización de tipos funcionales de plantas (TFP's).....	80
5.3.5 Índices de diversidad funcional.....	80

5.4 Resultados y discusión	81
5.4.1 Identificación y descripción de tipos funcionales de plantas (TFP's)	81
5.4.2 Índices de diversidad funcional.....	86
5.5 Conclusiones	89
5.6 Literatura citada	89
VI. CARACTERÍSTICAS EDAFOLÓGICAS EN UN ÁREA REHABILITADA CON <i>Pinus greggii</i> EN EL PORVENIR, HGO.	98
6.1 Resumen.....	98
6.2 Introducción	99
6.3 Materiales y métodos	100
6.3.1 Ubicación de la zona de estudio	100
6.3.2 Selección de los sitios de muestreo	101
6.3.3 Descripción y caracterización de los perfiles de suelo	101
6.3.4 Pruebas de infiltración	102
6.4 Resultados y discusión	103
6.4.1 Descripción de los perfiles de suelo.....	103
6.4.2 Proceso de infiltración en las diferentes condiciones del estudio	110
6.5 Conclusiones.....	113
6.6 Literatura citada	113
VII. CONCLUSIONES GENERALES	119
Apéndice A. Listado florístico, forma de vida y las condiciones en donde se encontró cada especie. Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).....	121

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1. Características de las reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y R14), y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.....	29
Cuadro 3.2. Características evaluadas en reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y R14) y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.....	32
Cuadro 4.1. Riqueza total de especies por hábito de crecimiento en las cinco diferentes condiciones bajo estudio en El Porvenir, Hidalgo.....	57
Cuadro 4.2. Índices de Simpson y Berger-Parker en las tres diferentes edades de reforestación (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hidalgo	58
Cuadro 4.3. Porcentajes de luz que ingresa por el dosel en tres condiciones del estudio: reforestaciones (R12, R14) y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.	65
Cuadro 5.1. Rasgos y procesos funcionales seleccionados y categorías establecidas para las especies en las reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.....	80
Cuadro 5.2. Valores promedio de los índices de diversidad funcional para cada condición del estudio: Reforestaciones de diferentes (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).....	88
Cuadro 6. 1. Características físicas de los suelos en las diferentes condiciones del estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD) en El Porvenir, Hgo.....	105
Cuadro 6.2. Características químicas de los suelos en las diferentes condiciones del estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.....	108
Cuadro 6.3. Clasificación del suelo en cada condición del estudio: Reforestaciones (R14, R12 y R5), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD) en El Porvenir, Hgo.....	110

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Trayectorias o rutas posibles para obtener los estados ideales de cada una de las metas de restauración (modificado de Brashaw, 1996).....	11
Figura 3.1. Localización geográfica del área de estudio.....	23
Figura 3.2. Sitios seleccionados: Reforestaciones con <i>Pinus greggii</i> (R5, R12 y R14) y sitio de referencia (SR).	27
Figura 3.3. Ubicación de cada condición bajo estudio: Reforestaciones con <i>Pinus greggii</i> (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).....	28
Figura 3.4. Ejemplo de la forma del establecimiento de los 8 sitios de muestreo en las condiciones del estudio (R14, R12, R5 y SR).....	28
Figura 3.5. Categorías diamétricas en reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y R14).....	32
Figura 3.6. Categorías diamétricas (cm) de <i>Pinus cembroides</i> y <i>Juniperus flaccida</i> en el sitio de referencia (SR).....	33
Figura 3.7. Clases de altura (m) en reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y 14) y sitio de referencia (SR Pc: <i>P. cembroides</i> , Jc: <i>Juniperus flaccida</i>).	33
Figura 3.8. Área basal y biomasa aérea estimada en reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y R14), y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.....	37
Figura 4.1. Panorama del sitio degradado (SD) en el Porvenir, Hgo.....	48
Figura 4.2. Curva de acumulación de especies por condición: Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.....	53
Figura 4.3. Abundancia relativa y rango en la riqueza de especies para las condiciones de estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD)..	56
Figura 4.4. Índice de similitud de Jaccard, para las condiciones de estudio y su agrupación. Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).....	60

Figura 4.5. Análisis de correspondencia rectificado (DCA) de la vegetación y abundancia de especies en las cinco condiciones estudiadas: Reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).....	63
Figura 4.6. Fotografías hemisféricas de las condiciones muestreadas: reforestaciones (R12, R14) y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.....	64
Figura 5.1. Dendrograma del análisis de conglomerados (método de Ward y distancia Gower) que identifica los tres Tipos Funcionales de Plantas (TFP's) para las 44 especies encontradas en la zona de El Porvenir, Hgo.....	83
Figura 6.1. Tamaño de los agregados en el suelo en cada condición del estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.....	106
Figura 6.2. Aspecto de cada perfil edáfico, en cada condición del estudio reforestaciones (R14, R12, R5), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD) en El Porvenir, Hgo.....	111

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

A nivel mundial, los recursos naturales han sufrido fuertes y continuos procesos de degradación debido al uso intensivo y manejo irracional al que han sido sometidos, principalmente por actividades antrópicas (Aronson *et al.*, 2007; Ellis y Ramankutty, 2008; Rey-Benayas *et al.*, 2009; Ellis, 2011). Dicho proceso de degradación, ha acelerado la crisis ambiental debido a la reducción acelerada de los múltiples servicios ambientales que brindan los ecosistemas, ya que pierden la productividad y sostenibilidad (Hooper *et al.*, 2005; Seppelt *et al.*, 2011; INECC, 2015; Dey y Schweitzer, 2014) y consecuentemente, provocan la reducción del bienestar humano (Lamb *et al.*, 2005; Cayuela *et al.*, 2006).

Dicha degradación, puede restituirse mediante la implementación de programas y proyectos de restauración ecológica y sus múltiples variantes; que tienen el potencial de revertir la degradación de los ecosistemas al aumentar la capacidad de recuperación de la biodiversidad, y los servicios ecosistémicos (Aronson *et al.*, 2007; Rey-Benayas *et al.*, 2007; Bullock *et al.*, 2011; Holl y Aide, 2011; Wortley *et al.*, 2013).

Idealmente, la meta de la restauración ecológica es regresar a un ecosistema o sitio a su estado original, sin embargo en la mayoría de los casos no se logra una completa restauración (Walker *et al.*, 1999; Lamb *et al.*, 2005), en dichos casos se pueden aplicar otro tipo de estrategias viables para la recuperación de los ecosistemas. Algunas de las alternativas utilizadas para abordar la restauración ecológica pueden ser la rehabilitación, la recuperación (*reclamation*) y el reemplazo, entre otras (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b). Los objetivos pueden ser varios, como: la rehabilitación de una función del ecosistema (*i.e.* ciclado de nutrientes), la recuperación de un servicio ambiental, el rescate de un elemento biológico o cultural, o la restauración ecológica (Brown y Lugo, 1994).

La rehabilitación se emplea para recuperar la composición de especies deseadas, estructura o funciones de un ecosistema severamente degradado. Por razones ecológicas, sociales o económicas la rehabilitación se realiza utilizando no necesariamente todas las especies que estaban presentes originalmente en el lugar (Lamb y Gilmour, 2003; Chazdon, 2008). La recuperación (*reclamation*) se realiza en tierras gravemente

degradadas generalmente desprovistas de vegetación, a menudo por el resultado de la extracción de recursos, como la minería. El reemplazo se refiere a introducir nuevas especies (o nuevos genotipos, adaptados localmente), se implementa como una respuesta al cambio climático (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b; Dumroese *et al.*, 2015).

La rehabilitación a menudo se emplea en aquellos ecosistemas severamente degradados, y bajo dichas condiciones la reforestación es considerada como una de las alternativas más promisorias para reconvertir estos ambientes en áreas menos degradadas donde es posible recuperar algunas funciones y estructura del ecosistema (Maestre y Cortina, 2004; Lu *et al.*, 2011). Las reforestaciones con especies leñosas aceleran la sucesión natural, recuperan la biodiversidad, protegen contra la erosión del suelo, de tal forma que se genera una mayor variabilidad de condiciones de hábitat y de microclimas que favorecen los diferentes mecanismos de dispersión y promueven la regeneración de una mayor diversidad de especies además de incrementar el almacenamiento de carbono (Carnevele y Montagnini, 2002; Maestre y Cortina, 2004; Douterlungne *et al.*, 2013; Brang *et al.*, 2014).

La selección de la especie apropiada es un tema central en este tipo de proyectos, ya que deben adaptarse a las condiciones ambientales locales (Padilla *et al.*, 2009; Suárez *et al.*, 2012), donde lo ideal para la recuperación de la estructura y funciones del ecosistema es establecer especies nativas (Montagnini, 2001; Carnevale y Montagnini, 2002; SER, 2004) que se encuentren en la región o en los sitios de referencia (Aronson *et al.*, 2007; Holl y Aide, 2011; Suárez *et al.*, 2012). Por otro lado, el establecimiento de la reforestación con alguna especie en particular, dependerá también de los objetivos económicos, administrativos y sociales (Guariguata y Ostertag, 2001), además de los estrictamente técnicos y biológicos (Ramírez-Marcial *et al.*, 2005).

En el caso de la comunidad de El Porvenir, Hgo., y ante la problemática de la severa degradación de las tierras, los pobladores del lugar decidieron establecer reforestaciones como una estrategia de rehabilitación. En el año de 1998 se establecieron reforestaciones con diferentes especies forestales tanto nativas como exóticas, tales como *Casuarina* sp. (exótica), *Cupressus* sp. (introducida), *Eucalyptus* sp. (exótica), *P. cembroides* Zucc.

(nativa), *Pinus greggii* Engelm., (introducida) y *P. pseudostrobus* Lindl. (introducida). (Navarro-Muñoz *et al.*, 2000).

Dadas las condiciones de degradación del lugar la especie que mejor se adaptó fue *P. greggii* (Navarro-Muñoz *et al.*, 2000; Hernández-Martínez *et al.*, 2007), donde existen actualmente 300 ha reforestadas con dicha especie. *P. greggii* es una especie nativa de México y se distribuye de manera natural en poblaciones aisladas a lo largo de la Sierra Madre Oriental, en zonas semiáridas y a veces semitropicales (Ramírez-Herrera *et al.*, 2005; Hernández-Martínez *et al.*, 2007). Esta especie posee un gran potencial para adaptarse a condiciones limitantes de humedad y nutrientes, lo que la hace una especie ampliamente utilizada en programas de reforestación para la recuperación de suelos degradados en diferentes partes de México (Ramírez-Herrera *et al.*, 2005).

En este tipo de proyectos de reforestación, las evaluaciones que generalmente se realizan incluyen la supervivencia, el vigor y en algunos casos el crecimiento de las especies. Desde el enfoque de la restauración ecológica es necesario evaluar otras variables referidas a los procesos y funciones que se están llevando a cabo en el ecosistema, una forma de hacerlo es mediante la comparación de la trayectoria del restablecimiento de diferentes variables a través del tiempo con sitios de referencia y un sitio degradado o pre-reforestado (Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b; Konisky *et al.*, 2006).

Con el objetivo de evaluar algunas funciones del ecosistema que se están llevando a cabo por la presencia de la cubierta vegetal de las reforestaciones en la población de El Porvenir, Hgo., se seleccionaron tres reforestaciones de *Pinus greggii* (de 5, 12 y 14 años de edad), un sitio de referencia (SR), y un sitio degradado (SD). Se evaluó la estructura del dosel superior, a través de los parámetros de área basal y la acumulación de biomasa aérea (Capítulo III), así como la diversidad vegetal en el sotobosque (Capítulo IV), se estimó también la diversidad funcional por medio de siete índices y se identificaron los tipos funcionales de plantas, presentes en el sotobosque (Capítulo V), se caracterizó el tipo de suelo de cada condición bajo estudio, mediante un perfil edáfico y se estimó la capacidad de infiltración de los suelos mediante pruebas de infiltración (Capítulo VI),

finalmente se integra un apartado de conclusiones generales (Capítulo VIII) sobre la contribución del presente trabajo.

1.1 Literatura citada

- Aronson, J., D. Renison, J. O. Rangel-Ch, S. Levy-Tacher, C. Ovalle y A. Del Pozo. 2007. Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. *Revista Ecosistemas* 16(3):15-24.
- Brang, P., P. Spathelf, J. B. Larsen, J. Bauhus, A. Bonccina, C. Chauvin, L. Drössler, C. García-Güemes, C. Heiri, G. Kerr, M. J. Lexer, B. Mason, F. Mohren, U. Mühlethaler, S. Nocentini, and M. Svoboda. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4):492-503. doi:10.1093/forestry/cpu018
- Brown, S., and A. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2(2):97-111.
- Bullock, J. M., J. Aronson, A. C. Newton, R. F. Pywell, and J. M. Rey-Benayas. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26(10):541-549.
- Carnevale, N. J., and F. Montagnini. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163:217-227.
- Cayuela, L., J. M. Rey-Benayas, and C. Echeverría. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226:208-218.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460. doi:10.1126/science.1155365
- Dey, D. C., and C. J. Schweitzer. 2014. Restoration for the Future: Endpoints, targets, and indicators of progress and success. *Journal of Sustainable Forestry* 33(1):43-65.

- Douterlungne, D., A. M. Herrera-Gorocica, B. G. Ferguson, I. Siddique y L. Soto-Pinto. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia* 47(4):385-397.
- Dumroese, R. K., M. I. Williams, J. A. Stanturf, and J. B. S. Clair. 2015. Considerations for restoring temperate forests of tomorrow: forest restoration, assisted migration, and bioengineering. *New Forests* 46:947-964. doi:10.1007/s11056-015-9504-6
- Ellis, E. C., and N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(8):439-447. doi: 10.1890/070062
- Ellis, E. C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 369:1010-1035. doi:10.1098/rsta.2010.0331
- Guariguata, M. R., and R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and funcional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- Hernández-Martínez, J., J. López-Upton, J. J. Vargas-Hernández y J. Jasso-Mata. 2007. Zonas semilleras de *Pinus greggii* var. *Australis* en Hidalgo, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(3):241-249.
- Holl, K. D., and T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261(10):1558-1563. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.004
- Hooper, E., P. Legendre, and R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42(6):1165-1174. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2015. Restauración ecológica. Consultado el 14 de mayo de 2015. Disponible en <http://www.inecc.gob.mx/con-eco-ch/386-hc-restauracion>.
- Konisky, R. A., D. M. Burdick, M. Dionne, and H. A. Neckles. 2006. A regional assessment of Salt Marsh restoration and monitoring in the Gulf of Maine. *Restoration Ecology* 14: 516-525.

- Lamb, D., and D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN- WWF. Switzerland and Cambridge, United Kindom. 110 p.
- Lamb, D., E. D. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632. doi:10.1126/science.1111773
- Lu, H. F., Z. H. Wang, D. E. Campbell, H. Ren, and J. Wang. 2011. Emergy and eco-exergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering* 37(2):277-285. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.11.003
- Maestre, F. T., and J. Cortina. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198(1):303-317. doi:10.1016/j.foreco.2004.05.040
- Montagnini, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia* 26:498-503.
- Navarro-Muñoz, S. A., L. M. Torres-Espinoza, A. Cano-Pineda, S. Valencia-Manzo, y E. H. Cornejo-Oviedo. 2000. Predicción de volúmenes de fuste para *Pinus cembroides* Zucc., en el Sureste de Coahuila. *Foresta-AN. Nota Técnica* (3) Saltillo, Coahuila. UAAAN. 16 p.
- Padilla, F. M., R. Ortega, J. Sánchez, and F. I. Pugnaire. 2009. Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. *Basic and Applied Ecology* 10(7):640-647.
- Ramírez-Herrera, C., J. J. Vargas-Hernández y J. López-Upton. 2005. Distribución y conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*. *Acta Botánica Mexicana* 72:1-16.
- Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz y M. González-Espinosa. 2005. Potencial florístico para la restauración de bosques en Los Altos y Montañas del Norte de Chiapas. *In*: González-Espinosa M., N. Ramírez-Marcial y L. Ruíz-Montoya (eds.). *Diversidad Biológica en Chiapas*. Plaza y Valdés, ECOSUR, COCyTECH. México, D. F. 325-365 p.
- Rey-Benayas, J. M., A. Martins, J. M. Nicolau, and J. J. Schulz. 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB reviews: Perspect in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources* 2:1-14. doi:10.1079/PAVSNNR20072057

- Rey-Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Díaz, and J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325(5944):1121-1124.
- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005a. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.
- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005b. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218(1):159-173. doi:10.1016/j.foreco.2005.07.008
- Seppelt, R., C. F. Dormann, F. V. Eppink, S. Lautenbach, and S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. Tucson, Arizona, USA. Disponible en: <http://www.ser.org>. Consultado el 14 de Enero de 2013.
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, and R. K. Dumroese. 2014a. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331:292-323. doi:10.1016/j.foreco.2014.07.029
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, M. I. Williams, R. K. Dumroese and P. Madsen. 2014b. Forest restoration paradigms. *Journal Sustain Forest* 33:161-194. doi:10.1080/10549811.2014.884004
- Vargas, O. 2011. Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. *In: La restauración ecológica en la práctica: Memoria del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. Vargas, O., S. Reyes (eds.). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. pp. 19-40.
- Walker, L. R., J. Walker, and R. J. Hobbs. 2007. *Linking restoration and ecological succession*. Springer. London. 190 p.
- Wortley, L., J. M. Hero, and M. Howes. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21(5):537-543. doi:10.1111/rec.12028

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 La degradación de los ecosistemas

En todo el mundo, grandes áreas de los ecosistemas naturales se han perdido o degradado debido al uso intensivo y manejo irracional al que han sido sometidos, principalmente por actividades antrópicas (Aronson *et al.*, 2007; Rey-Benayas *et al.*, 2009). Los ecosistemas degradados se caracterizan por la pérdida de productividad, nutrientes del suelo, biodiversidad y por tanto el suministro de diversos bienes y servicios ecosistémicos (Lamb y Gilmour, 2003; SER, 2004; Vargas *et al.*, 2010), y en la mayoría de los casos estos ecosistemas son abandonados (Montagnini *et al.*, 2008).

Uno de los grandes desafíos científicos y profesionales en todo el mundo es la restauración de estos ecosistemas (Maestre y Cortina, 2004; Cortina *et al.*, 2006; Chapin, 2009), donde muchas de las estrategias utilizadas buscan aumentar la biodiversidad mediante la regeneración del sotobosque (Guariguata *et al.*, 1995; Lugo, 1997; Parrota *et al.*, 1997; Ashton *et al.*, 2001; Carnevale y Montagnini, 2002), la recuperación o el incremento de la cobertura vegetal (Aronson *et al.*, 2007; Aronson *et al.*, 2010; Aguirre y Torres, 2013), para favorecer el restablecimiento de la calidad del suelo (Jordan, 2000), aumentando el contenido de nutrimentos y fertilidad de los suelos (a través de la descomposición de la hojarasca) (Grubb, 1995), reducir la erosión y el riesgo de incendios (Parrota, 1992; Montagnini, 2001); la acción a implementar dependerá del grado de afectación del ecosistema y el interés por parte de las comunidades locales (Bradshaw, 1987; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b; Cortina *et al.*, 2006; DeLuca *et al.*, 2010).

2.2 Restauración ecológica

La restauración ecológica surge de la necesidad de recuperar los ecosistemas degradados, y el principal objetivo es iniciar la recuperación de éstos mediante la creación de condiciones que le faciliten una trayectoria hacia lo que era la condición original (sitio de referencia). Esta trayectoria debe llevar al ecosistema hacia una condición similar o semejante al sistema de referencia, que se considere representa al estado del ecosistema

antes de ocurrir la perturbación o lo que creemos sería el estado actual sin alteración de ningún tipo (SER, 2004; Vargas *et al.*, 2010; Van Andel y Aronson, 2012).

Así, la restauración ecológica es una alternativa para contrarrestar, frenar o revertir dicha degradación (DeLuca *et al.*, 2010; Van Andel y Aronson, 2012). Una definición sobre restauración ecológica ampliamente aceptada es la emitida por la SER (Society for Ecological Restoration), la cual enuncia que: “La restauración ecológica es el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2004). Una definición más completa sería que es el conjunto de acciones con una visión a largo plazo, mediante el cual se asiste, facilita o simula la sucesión natural (Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Cipollini *et al.*, 2005) recuperando rápidamente la estructura y función del ecosistema (Barrera-Cataño *et al.*, 2010), la biomasa, complejidad y determinación de las interacciones entre los organismos del ecosistema (Sánchez *et al.*, 2005).

La restauración ecológica ostenta dos vertientes, la restauración pasiva y activa (Morrison y Lindell, 2011). La *restauración pasiva* o regeneración natural, se refiere a la sucesión secundaria después de la desaparición o eliminación de las tensiones que provocaron la degradación. En otras palabras, es esperar a que el sitio se recupere sin la intervención humana, en algunos casos este tipo de restauración puede ser apropiada, en cambio cuando el sitio presenta una degradación extrema, se debe recurrir a otras estrategias. Una desventaja pudiera ser que debido a las condiciones ambientales de los sitios degradados, la sucesión natural se lleva a cabo lentamente, y puede tomar varios años para completar su recuperación (Günter *et al.*, 2007).

En cambio, el enfoque de la *restauración activa* se ha empleado en aquellos ecosistemas altamente degradados y que requieren la intervención humana para su recuperación, aunque la intensidad de intervención es muy variable, dependiendo del tipo y grado de la degradación que presenten (SER, 2004). En la mayoría de los casos es imposible lograr una completa restauración, es decir, alcanzar el estado del ecosistema original, ya sea por el alto grado de deterioro, por ausencia de información histórica o porque las condiciones sociales o económicas, no sean las apropiadas para recobrar los

atributos funcionales y estructurales de un ecosistema (Bradshaw, 1996; Lamb *et al.*, 2005; Walker *et al.*, 2007), es posible entonces implementar otras estrategias de restauración; por ejemplo: la rehabilitación, la recuperación (*reclamation*) y la reconstrucción o reemplazo. La intervención requerida dependerá de la magnitud y el tipo de daño que afecten al ecosistema (Figura 2.1) (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b).

La **rehabilitación**, se enfoca en el restablecimiento de manera parcial de elementos estructurales o funcionales del ecosistema deteriorado, así como de la productividad y los servicios ambientales que provee el ecosistema, pero sin llegar a recuperar todos sus atributos originales (SER, 2004). La rehabilitación se emplea para recuperar la composición de especies deseadas, estructura o funciones de un ecosistema severamente degradado. Por razones ecológicas, sociales o económicas en los proyectos de rehabilitación las especies que se emplean no necesariamente son las especies que estaban presentes originalmente en el lugar (Lamb y Gilmour, 2003; Chazdon, 2008). Es posible recuperar la función ecosistémica, sin recuperar completamente su estructura, en este caso corresponde a una rehabilitación de la función ecosistémica, incluso con un reemplazo de las especies que lo componen. En muchas ocasiones se emprende la rehabilitación de un área con el objetivo de incrementar la productividad para el beneficio de las poblaciones, y al menos la recuperación de algunas de las especies originales y ciertas funciones del ecosistema.

El **reemplazo** (creación o diseño) es llamado algunas veces creación de hábitat o reconstrucción, ya que implican procesos enfocados a formar ecosistemas diferentes al original que brinden servicios ambientales, establece una comunidad biológica en un sitio y recupera ciertas funciones ecológicas (como control de inundaciones y retención del suelo), incluso pueden encontrarse fuera de su ámbito histórico de distribución y en condiciones distintas. Con frecuencia estos nuevos ecosistemas se consideran agrosistemas (SER, 2004; Primack y Massarado, 2001).

El reemplazo se refiere a introducir nuevas especies (o nuevos genotipos, adaptados localmente), y se implementa como una respuesta al cambio climático (Figura 2.1) (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b; Dumroese *et al.*, 2015).

La **recuperación** (*reclamation*) restaura tierras gravemente degradadas generalmente desprovistas de vegetación, a menudo por el resultado de la extracción de recursos, como la minería y donde se utilizan especies exóticas en la mayoría de los casos (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b). Los objetivos principales de la recuperación incluyen la estabilización del terreno, el aseguramiento de la seguridad pública, el mejoramiento estético y, por lo general, el retorno de las tierras a lo que se consideraría un propósito útil dentro del contexto regional (SER, 2004).

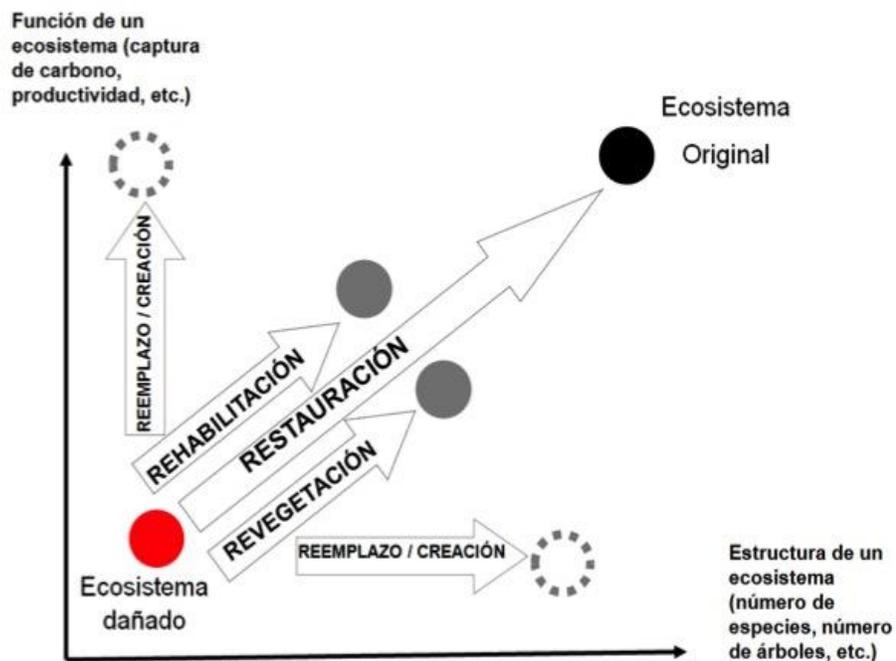


Figura 2.1. Trayectorias o rutas posibles para obtener los estados ideales de cada una de las metas de restauración (modificado de Brashaw, 1996).

Otro enfoque sobre restauración es denominada ecocultural, y se caracteriza porque existe una estrecha relación entre el medio ambiente y la cultura (es decir, crean un sentido de lugar), tales que la recuperación de los servicios ecosistémicos contribuyen a la revitalización cultural y se promueve la restauración de la integridad ecológica. El conocimiento ecológico de las comunidades locales, es particularmente útil en la identificación de los ecosistemas de referencia (Ceccon 2013; Higgs, 2013).

Finalmente, la meta de todo tipo de trabajo de restauración ecológica es obtener un ecosistema, autosuficiente y resiliente ante nuevas perturbaciones, esto se logrará cuando se mantenga estructural y funcionalmente, y que a su vez interactúe con los ecosistemas aledaños en términos de flujos bióticos y abióticos (Bradshaw, 1987; SER 2004; Ruiz-Jaén y Aide 2005a; Van Andel y Aronson, 2012; Clewell y Aronson, 2013).

Con base en lo anterior se considera que la práctica de la restauración ecológica es un proceso complejo que requiere cambios constantes para adaptarse a las nuevas circunstancias y condiciones del ecosistema en cuestión (Young *et al.*, 2005; Morrison y Lindell, 2011; Oliet y Jacobs, 2012), y representa un gran reto, ya que los ecosistemas no son estáticos, sino sistemas complejos y dinámicos en el tiempo y espacio (Ceccon, 2013).

2.3 El ecosistema original, sitio de referencia, ecosistema o escenario de referencia

El primer paso a seguir para implementar alguna actividad de restauración ecológica, se inicia con la búsqueda de un ecosistema similar al que había originalmente en la zona que se quiere restaurar. Este, debe ser lo más sano posible para garantizar sostenibilidad, productividad, biodiversidad, retención de nutrientes e interacciones bióticas (SER, 2004; Aguirre y Torres, 2013; Clewell y Aronson, 2013). La meta es que con el tiempo, el ecosistema restaurado emule los atributos del ecosistema de referencia (Aronson *et al.*, 2007; Aronson *et al.*, 2010; Aguirre y Torres, 2013). En casos en donde el objetivo de la restauración consiste en dos o más tipos de ecosistemas, se le considera como paisaje de referencia, o si ha de restaurarse solamente una porción, se le conoce como unidad del paisaje de referencia (Vargas *et al.*, 2010).

El ecosistema *original* o de referencia se ha definido de varias formas: el ecosistema natural, el ecosistema saludable, la trayectoria histórica del ecosistema, escenario de referencia, etc. El ecosistema de referencia cobra gran importancia ya que sirve de modelo para planear un proyecto de restauración, a la vez que ayuda a definir las metas y objetivos, y más adelante para el monitoreo y evaluación del proyecto de restauración (SER, 2004; Vargas *et al.*, 2010; Clewell y Aronson, 2013; Aguirre y Torres, 2013; Meli *et al.*, 2013). Es indispensable que el sistema de referencia se encuentre bajo condiciones ambientales similares (altitud, pendiente, orientación, drenaje, etc.). Por tanto, para poder iniciar cualquier proyecto de restauración necesitamos saber cómo era el ecosistema antes del daño (SER, 2004; Aguirre y Torres, 2013; Meli *et al.*, 2013). Aunque, en algunas ocasiones no es fácil identificar este referente, pero la reconstrucción con base en la información de diferentes fuentes (directas o indirectas), puede dar mayor certeza de las condiciones previas a la degradación (SER, 2004; Vargas *et al.*, 2010; Jackson y Hobbs, 2009), por ejemplo:

- Descripciones ecológicas y listas de especies antes de la perturbación.
- Fotografías históricas y recientes, tanto aéreas como terrestres y mapas del sitio del proyecto antes del daño.
- Remanentes del sitio que se ha de restaurar que indiquen las condiciones físicas anteriores y la biota que existía. En los paisajes aún quedan relictos de la vegetación original, que pueden indicar trayectorias sucesionales posibles del ecosistema original y que tienen una muestra importante de las especies sucesionales tempranas y tardías del ecosistema original.
- Descripciones ecológicas y listas de especies de ecosistemas similares e intactos. Con base en la información de especímenes de herbario y museos.
- Versiones históricas e historias orales de personas familiarizadas con el sitio del proyecto antes del daño, y evidencias paleoecológicas.

Cuando un ecosistema que puede ser considerado de referencia presenta algún grado de perturbación, es recomendable elegir una trayectoria sucesional, dentro del potencial de trayectorias posibles que ofrece un paisaje, la cual describe la ruta de desarrollo de un ecosistema a través del tiempo (Ceccon, 2013). En la restauración, la trayectoria empieza con el ecosistema no restaurado y su progreso hacia el estado deseado de recuperación que se expresa en las metas del proyecto de restauración y que se encuentra en el ecosistema de referencia. La trayectoria abarca todos los atributos ecológicos (bióticos y abióticos) de un ecosistema y, en teoría, se le puede dar seguimiento mediante la medición de parámetros ecológicos, tales como diversidad de especies, estructura y procesos ecológicos (SER, 2004; Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b; Vargas *et al.*, 2010; Meli *et al.*, 2013).

2.4 Atributos que poseen los ecosistemas restaurados y su evaluación

Dentro de los atributos importantes que poseen los ecosistemas restaurados se encuentran: 1) Diversidad y estructura similar de la comunidad en comparación con los sitios de referencia, 2) La presencia de especies nativas, 3) La presencia de grupos funcionales necesarios para la estabilidad a largo plazo, 4) Capacidad del medio físico para sostener la reproducción de poblaciones, 5) El ecosistema restaurado será capaz de funcionar sin intervención humana, además de 6) integrarse con el paisaje, a través de intercambios bióticos y abióticos, 7) Eliminación de las amenazas potenciales, 8) Capacidad de resistencia a las perturbaciones naturales; 9) el ecosistema restaurado es autosuficiente al mismo grado que el ecosistema de referencia, y tiene el potencial de persistir bajo condiciones ambientales existentes (SER, 2004; Ceccon, 2013; Clewell y Aronson, 2013).

En la mayoría de las evaluaciones que se realizan en los proyectos de restauración, la diversidad o estructura de la vegetación son las variables comunmente evaluadas. La razón principal, es debido a que las normas ambientales siempre requieren un monitoreo de la vegetación (Ruiz-Jaén y Aide, 2005a). Los atributos o características que se deben emplear en el monitoreo del éxito de la restauración, se dividen en tres grupos:

Diversidad, generalmente determinada por la riqueza y abundancia de la flora y fauna pertenecientes a distintos niveles tróficos o grupos funcionales, así como la proporción de especies nativas. *Estructura de la vegetación*, evaluada midiendo la cobertura vegetal o el área basal y la densidad de plantas leñosas y *Procesos ecológicos*, como el ciclo de nutrientes, la producción primaria neta, la polinización, la herbivoría, la captura de carbono, las micorrizas y las interacciones tróficas, entre otros (Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b), son importantes porque proporcionan información sobre la resistencia del ecosistema restaurado.

Dentro de los procesos que se dan en los ecosistemas y deben ser evaluados y analizados se encuentran: los intercambios de material y energía, componentes bióticos y abióticos y la arquitectura del ecosistema. Algunos autores, asumen que la recuperación de la fauna y los procesos ecológicos siempre serán una consecuencia del restablecimiento de la vegetación (Ceccon, 2013).

Aunque la medición de estos atributos podría proporcionar una excelente evaluación de eficacia de la restauración, pocos estudios cuentan con los recursos financieros para evaluarlos. Además, las estimaciones de muchos atributos a menudo requieren estudios detallados a largo plazo y la mayoría de los proyectos de restauración raramente duran más de 5 años (Ehrenfeld, 2000; Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b). El éxito de las actividades de restauración también requieren la integración social, cultural y los marcos económicos así como de considerar las necesidades y los deseos de las partes interesadas, como las comunidades locales (Ceccon, 2013).

2.5 Literatura citada

- Aguirre, N., y J. Torres. 2013. Diseño conceptual y técnico de estrategias para la restauración ecológica del páramo degradado de la Unidad Hidrográfica Jatunhuayco. FONAG (Fondo para la Protección del Agua). Quito, Ecuador. 57 p.
- Aronson, J., D. Renison, J. O. Rangel-Ch, S. Levy-Tacher, C. Ovalle y A. Del Pozo. 2007. Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. *Revista Ecosistemas* 16(3):15-24.

- Aronson, J., N. Aguirre, and J. Muñoz. 2010. Ecological restoration for future conservation professionals: training with conceptual models and practical exercises. *Ecological Restoration* 28(2):175-181.
- Ashton, M., C. Gunatilleke, B. Singhakumara, and I. Gunatilleke. 2001. Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. *Forest Ecology and Management* 525:1-23.
- Barrera-Cataño, J. I., S. M. Contreras-Rodríguez, N. V. Garzón-Yepes, A. C. Moreno-Cárdenas y S. P. Montoya-Villarreal. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia. 402 p.
- Bradshaw, A. D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. *In*: Jordan, W.R., M. E. Gilpin and H. J. D. Aber (eds.). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. pp. 23-29.
- Bradshaw, A. D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:3-9.
- Carnevale, N., and F. Montagnini. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163: 217-227.
- Ceccon, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Díaz de Santos/UNAM-CRIM. México, D. F. 290 p.
- Clewell, A. F., y J. Aronson. 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. 2° ed. Island Press. Washington D. C., USA. 336 p.
- Chapin F. S. 2009. Managing ecosystems sustainably: The Key Role of Resilience. *In*: Chapin F. S., G. P. Kofinas, C. Folke (eds.). *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. Springer. New York, USA. pp. 29-53.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460. doi:10.1126/ science.1155365

- Cortina J., J. L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé y A. Vilagrosa. 2006. Calidad de Planta Forestal para la Restauración en Ambientes Mediterráneos. Estado Actual de Conocimientos. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. 191 p.
- DeLuca, T. H., G. H. Aplet, B. Wilmer, and J. Burchfield. 2010. The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. *Journal of Forestry* 108(6):288-295.
- Dumroese, R. K., M. I. Williams, J. A. Stanturf, and J. B. S. Clair. 2015. Considerations for restoring temperate forests of tomorrow: forest restoration, assisted migration, and bioengineering. *New Forests* 46:947-964. doi:10.1007/s11056-015-9504-6
- Ehrenfeld, J. G. 2000. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8(1):2-9.
- Grubb, P. J., 1995. Mineral nutrients and soil fertility in tropical rainforests. *In*: Lugo, A. E., Lowe, C. (eds.). *Tropical Forests: Management and Ecology*. Springer, New York. pp. 308-330.
- Guariguata, M., R. Rheingans, and F. Montagnini. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology* 3: 52-260.
- Günter, S., M. Weber, R. Erreyes, and N. Aguirre. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research* 126: 67-75.
- Higgs, E. 2012. Restoration and Reciprocity: The Contributions of Traditional Ecological Knowledge. *In*: D. Egan, E. E. Hjerpe, and J. Abrams (eds.). *Human dimensions of ecological restoration: Integrating science, Nature, and Culture*. Island Press. pp.257-276.
- Jackson, S. T., and R. J. Hobbs. 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* 325:567-568. doi:10.1126/science.1172977

- Jordan, W. 2000. Restoration, Community, and Wilderness. *In*: P. H. Gobster and R. B. Hull (eds.). Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities. Island Press. Washington, USA. pp. 21-35.
- Lamb, D., and D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN- WWF. Switzerland and Cambridge, United Kindom. 110 p.
- Lamb, D., E. D. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632. doi:10.1126/science.1111773
- Meli, P., M. Martínez-Ramos, and J. M. Rey-Benayas. 2013. Selecting species for passive and active riparian restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology* 21(2):163-165. doi:10.1111/j.1526-100X.2012.00934.x
- Montagnini, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia* 26:498-503.
- Montagnini, F., A. Suárez-Islas, and M. R. Araujo-Santana. 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo, México. *Bois et Forêts des Tropiques* 295(1):5-20.
- Morrison, E. B., and C. A. Lindell. 2011. Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. *Restoration Ecology* 201:170-177.
- Parrotta, J. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 41:115-133.
- Primack, R., and F. Massardo. 2001. Restauración Ecológica. *In*: Primack, R., R. Rozzi, P. Feisinger, R. Dirzo and F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México, D. F. pp. 559-582.
- Rey-Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Díaz, and J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science* 325:1121-1124. doi:10.1126/science.1172460
- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005a. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.

- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005b. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218(1):159-173. doi:10.1016/j.foreco.2005.07.008
- Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara. 2005. *Temas sobre Restauración Ecológica*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología, U. S. Fish y Wildlife Service, Unidos para la conservación, A. C. México, D. F. 256 p.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. Tucson, Arizona, USA. Disponible en: <http://www.ser.org>. Consultado el 14 de Enero de 2013.
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, and R. K. Dumroese. 2014a. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331:292-323. doi:10.1016/j.foreco.2014.07.029
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, M. I. Williams, R. K. Dumroese, and P. Madsen. 2014b. Forest restoration paradigms. *Journal Sustain Forest* 33:161-194. doi:10.1080/10549811.2014.884004
- Vargas, O., S. Reyes, P. Gómez y J. Díaz. 2010. *Guías Técnicas para la Restauración Ecológica de Ecosistemas*. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 92 p.
- Van Andel, J., and J. Aronson. 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2° Ed. Wiley-Blackwell. Oxford, Reino Unido. 400 p.
- Walker, L. R., J. Walker, and R. J. Hobbs. 2007. *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer. London, USA. 190 p.
- Young, T. P., D. A. Petersen, and J. J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8:662-673.

III. ESTRUCTURA Y BIOMASA AÉREA EN REFORESTACIONES CON *Pinus greggii* COMO ESTRATEGIA DE REHABILITACIÓN EN UN ÁREA DEGRADADA EN EL PORVENIR, HGO.

3.1 Resumen

Las reforestaciones son una estrategia de restauración de áreas degradadas ampliamente utilizadas, donde generalmente se evalúan la supervivencia, establecimiento y vigor como parte de su seguimiento. En el enfoque de la restauración ecológica se recomienda evaluar aspectos propios del ecosistema como la estructura de la vegetación, la diversidad de especies y los procesos, que indiquen la trayectoria de la recuperación de cualquier iniciativa de restauración de zonas degradadas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la estructura, área basal y biomasa aérea en reforestaciones con *Pinus greggii* establecidas con fines de rehabilitación en El Porvenir, Hgo. Se seleccionaron tres reforestaciones de 5, 12 y 14 años de edad y un sitio de referencia. Se establecieron ocho parcelas circulares de 400 m² en cada condición bajo estudio, donde se midió el diámetro normal (DAP) y altura total del arbolado. Para el cálculo de la biomasa aérea se usaron ecuaciones alométricas para cada especie. Se encontró un mayor diámetro a la edad de 12 años de reforestación, mientras que la mayor altura se encontró a la edad de 14 años. El atributo de biomasa aérea presentó diferencias significativas entre condiciones, ya que la mayor cantidad se encontró en el sitio de referencia (25.27 Mg ha⁻¹) seguido de la reforestación de mayor edad (R14) con 14.16 Mg ha⁻¹. Se pudo confirmar que las reforestaciones con *Pinus greggii* son una herramienta importante para revertir la degradación de los ecosistemas degradados en El Porvenir, donde se ha restablecido parte de la estructura y algunas funciones como la acumulación de biomasa aérea.

Palabras clave: rehabilitación, reforestación, *Pinus greggii* y biomasa aérea.

3.2 Introducción

A nivel mundial una gran cantidad de ecosistemas presentan cierto grado de degradación, siendo la causa principal las actividades humanas (Dhillon y Von Wuehlisch, 2013; INECC, 2015). En México, entre las actividades que han sido identificadas como las de mayor relevancia en los procesos de degradación de los ecosistemas, son el cambio de uso de suelo para fines agrícolas y ganaderos, desmontes ilegales y asentamientos humanos debido al crecimiento poblacional (SEMARNAT, 2015). Esta degradación ha incrementado los niveles de pobreza debido a la poca productividad que tienen las áreas degradadas, las cuales posteriormente son abandonadas (Lamb *et al.*, 2005; Chazdon, 2008; Montagnini *et al.*, 2008; Aguirre y Torres, 2013). En la mayoría de los casos, y dadas las condiciones ambientales de los sitios abandonados, la sucesión natural es muy lenta y puede tomar varios años para la recuperación de una cubierta forestal (Günter *et al.*, 2007). Por estos motivos, ha sido necesario implementar distintas técnicas de restauración y rehabilitación ecológica (Lugo, 1997; Lamb *et al.*, 2005), con el fin de recuperar parte de esos bienes y servicios que se han perdido.

Dentro de los grandes beneficios que ofrecen las reforestaciones, se reportan que aceleran la sucesión natural, recuperan la biodiversidad, incrementan la fertilidad del suelo por el aumento de la cobertura vegetal y la entrada de materia orgánica al suelo (Sayer y Elliot, 2005). Además, son fuente de almacenamiento de carbono (Silver *et al.*, 2000; Silver *et al.*, 2004; Douterlungne *et al.*, 2013; Brang *et al.*, 2014), proporcionan la protección de cuencas hidrográficas (Sampaio *et al.*, 2007) y desde el punto de vista económico, éstas generan ingresos a través del pago por servicios ambientales (Cusack y Montagnini, 2004; Maestre y Cortina, 2004; Lamb *et al.*, 2005; Pattanayak *et al.*, 2010). A pesar de los grandes beneficios que ofrecen al ecosistema, el establecimiento de reforestaciones dependerá de factores económicos, administrativos y sociales (Guariguata y Ostertag, 2001), además de los estrictamente técnicos y biológicos (Ramírez-Marcial *et al.*, 2005).

Las actividades de reforestación en la microcuenca Hermosillo-El Porvenir iniciaron en la década de los 80's, donde se evaluaron diferentes especies como: *Casuarina* sp., *Cupressus* sp., *Eucalyptus* sp., *P. cembroides* Zucc., *Pinus greggii* Engelm., y *P. pseudostrobus* Lindl. La especie que se adaptó mejor a las condiciones degradadas del lugar fue *P. greggii* (Navarro-Muñoz, 2000). En este tipo de proyectos, los aspectos que se evalúan en la mayoría de los casos son la supervivencia, crecimiento y vigor, generalmente el primer año después de su establecimiento.

Sin embargo, en el ámbito de la restauración ecológica se recomienda evaluar otros aspectos relacionados con funciones y estructura del ecosistema, algunos autores mencionan al menos tres: la estructura de la vegetación, la diversidad de especies y los procesos ecológicos que se están llevando a cabo en el ecosistema (Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b; Konisky *et al.*, 2006). Mediante la evaluación de estos aspectos es posible determinar la trayectoria de la recuperación de las zonas restauradas a través del tiempo y determinar la semejanza con los sitios de referencia (Ruiz-Jaén y Aide, 2005a; Ruiz-Jaén y Aide, 2005b; Konisky *et al.*, 2006).

Por lo que, los objetivos del presente estudio son: a) Evaluar el crecimiento y desarrollo de tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades establecidas con fines de rehabilitación; b) Estimar el área basal y acumulación de biomasa aérea en tres reforestaciones y un sitio de referencia.

3.3.2 Descripción de la zona de estudio

La zona donde se localiza la comunidad El Porvenir, pertenece a la subcuenca del Río Amajac, que pertenece al área hidrográfica RH026 y la región hidrológica del Río Pánuco. No existen ríos ni cuerpos de agua de tipo permanente; sin embargo existen arroyos temporales como el Dohorno hacia el oeste y el Rincón, hacia la parte sureste (SAGARPA, 2001).

El clima que predomina en la zona es templado semiseco con lluvias en verano y un promedio anual de 550 mm y un porcentaje de precipitación invernal menor al 5 %. La presencia de heladas en esta región es durante los meses de noviembre a febrero con rangos de 40 a 60 días, mientras que en el mes de mayo se pueden presentar granizadas, ya que se asocian a las primeras precipitaciones. Para esta región se reportan lomeríos bajos con pendientes del 17 al 40 %, con pequeñas elevaciones que no rebasan los 2,300 m. En cuanto a la geología se presentan rocas ígneas extrusivas, intrusivas, sedimentarias y cenizas volcánicas de la era cenozoica y mesozoica, de los periodos terciario, cuaternario y cretácico (SAGARPA, 2001).

El tipo de suelo predominante es Rendzina, caracterizado por ser un suelo poco profundo, de consistencia pegajosa, generalmente de textura arcillosa, que se desarrolla sobre rocas calizas o sobre algún otro material calcáreo. Presenta moderada susceptibilidad a la erosión, sobre todo en laderas con pendientes pronunciadas (SAGARPA, 2001).

El tipo de vegetación que se encuentra en los alrededores de la comunidad es matorral xerófilo, dominado por *Myrtillocactus geometrizans* (Mart. ex Pfeiff.) Console., (garambullo), *Opuntia streptacantha* (Lem.) (nopal), *Prosopis juliflora* (Sw.) Raf., (mezquite), y ocasionalmente se presenta *Yucca filifera* Chabaud. Al norte del poblado existen rodales de *Pinus cembroides* Zucc., asociado con *Juniperus flaccida* Schltdl., *Cephalocereus senilis* (Haw.) Pfeiff. (el viejito), *Yucca filifera* Chabaud y *Quercus pringlei* Seemen (SAGARPA, 2001).

La fauna silvestre está representada por: a) mamíferos: zorra (*Urocyon cinereargentus* (Schreber), tlacuache (*Didelphis marsupialis* Linnaeus.), tejón (*Nasua*

narica), ardilla (*Sciurus* sp.), conejo (*Sylvilagus* sp.), cacomixtle (*Bassariscus astutus*), liebre (*Lepus* sp.), rata de campo (*Peromyscus* sp.); b) anfibios y reptiles: ranas (*Hyla* sp.), sapos (*Bufo* sp.), víbora de cascabel (*Crotalus* sp.); c) aves: paloma (*Columba* sp.), lechuza (*Tyto alba* Scopoli.), gorrión (*Passer domesticus* Linn.), zopilote (*Coragyps atratus*), etc. (SAGARPA, 2001).

3.3.3 Antecedentes de las actividades de reforestación en El Porvenir, Hgo.

La degradación de las tierras en la comunidad de El Porvenir fue ocasionada principalmente por la deforestación de sus bosques; que después fueron abandonados y permanecieron así por mucho tiempo. Ante tal situación los pobladores se organizaron para rehabilitar las grandes superficies de tierras degradadas, para lo cual acudieron ante diferentes instituciones gubernamentales para solicitar apoyo. Las instituciones que los apoyaron fueron: COPLAMAR (Coordinación General del Plan de Zonas deprimidas y Grupos Marginados), PRONARE (Programa Nacional de Reforestación), SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social), CONAZA (Comisión Nacional de Zonas Áridas), y en los últimos años de la CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), FIRCO (Fideicomiso de Riesgo Compartido), PET (Programa de Empleo Temporal) y Presidencia Municipal (Varela-Palacios, 2002).

En 1998, con recursos otorgados de los diferentes programas antes mencionados, se inició la protección de áreas deterioradas, a través de cercos de protección, así como también con los primeros intentos de reforestación, principalmente con especies nativas como el nopal tunero y xoconoxtle (*Opuntia matudae* Scheinvar., y *Opuntia imbricata* (Haw.) DC.), maguey pulquero (*Agave salmiana* Otto ex Salm.) y tequilero (*Agave tequilana* Web.), el éxito de dichas plantaciones fue temporal. Posteriormente, y con apoyo de las diferentes dependencias mencionadas anteriormente se establecieron reforestaciones con especies forestales, tales como: *Casuarina* sp. (exótica), *Cupressus* sp. (introducida), *Eucalyptus* sp. (exótica), *P. cembroides* Zucc. (nativa), *Pinus greggii* Engelm. (introducida), *P. patula* Schl. et Cham (introducida) y *P. pseudostrabus* Lindl. (introducida). Siendo *P. greggii*, la especie que mejor se adaptó a las condiciones degradadas del lugar

(Navarro-Muñoz, 2000). Cabe señalar que bajo estas condiciones climáticas y edáficas adversas, fue necesario implementar técnicas de captación de agua de lluvia y conservación de suelos, como: terrazas, presas de malla, de ramas y de gaviones, entre otros. La participación de los miembros de la comunidad ha sido un factor importante para el éxito de los trabajos de reforestación, ya que se organizan en grupos de trabajo, donde todos los miembros participan de manera equitativa (Varela-Palacios, 2002).

Actualmente, la superficie reforestada en la microcuenca de Hermosillo-El Porvenir es de aproximadamente 300 ha, lo cual muestra que es posible recuperar áreas fuertemente degradadas, con el apoyo de la población local, así como de los diferentes niveles de gobierno. El esfuerzo de las diferentes comunidades que participaron en el proyecto ha sido reconocido a nivel nacional, dado que en el año 2005 recibieron el Premio al Mérito Nacional Forestal en la Categoría de Conservación y Restauración que otorga la CONAFOR, ello ubica a la microcuenca como un modelo a nivel nacional sobre restauración de ecosistemas degradados en ambientes semiáridos (Varela-Palacios, 2002).

3.3.4 Selección de los sitios de muestreo

Se seleccionaron tres áreas reforestadas con un promedio de 5, 12 y 14 años de edad de plantación (posteriormente referidos como R5, R12 y R14) y un sitio de referencia (remanentes del bosque original, SR) (Cuadro 3.1). En cada edad de reforestación y sitio de referencia se establecieron de manera sistemática ocho sitios de muestreo de 400 m² de forma circular (radio de 11.28 m) con una distancia entre ellos de 50 m (Figuras 3.3 y 3.4). Dado que en la zona de estudio no se tiene el dato exacto sobre la edad de las reforestaciones, se seleccionaron tres individuos de cada sitio (R12 y R14) para extraer virutas con un taladro Pressler, donde se obtuvo un promedio de los tres árboles muestreados (con excepción del sitio de 5 años).

Para poder elegir el sitio de referencia, se realizaron recorridos de campo para observar los remanentes de vegetación aledaños a la zona rehabilitada, localizando varias zonas arboladas y para fines del presente estudio se seleccionó un sitio lo más conservado posible, y cercano a la zona de estudio (Figura 3.2).



Figura 3.2. Sitios seleccionados: Reforestaciones con *Pinus greggii* (R5, R12 y R14) y sitio de referencia (SR).

Para estimar la superficie de cada condición, se realizó un recorrido en campo y se tomaron las coordenadas con un GPS, posteriormente y mediante el programa ArcGis (versión 10.1) se calculó la superficie para cada condición del estudio (Cuadro 3.1, Figura 3.3).



Figura 3.3. Ubicación de cada condición bajo estudio: Reforestaciones con *Pinus greggii* (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

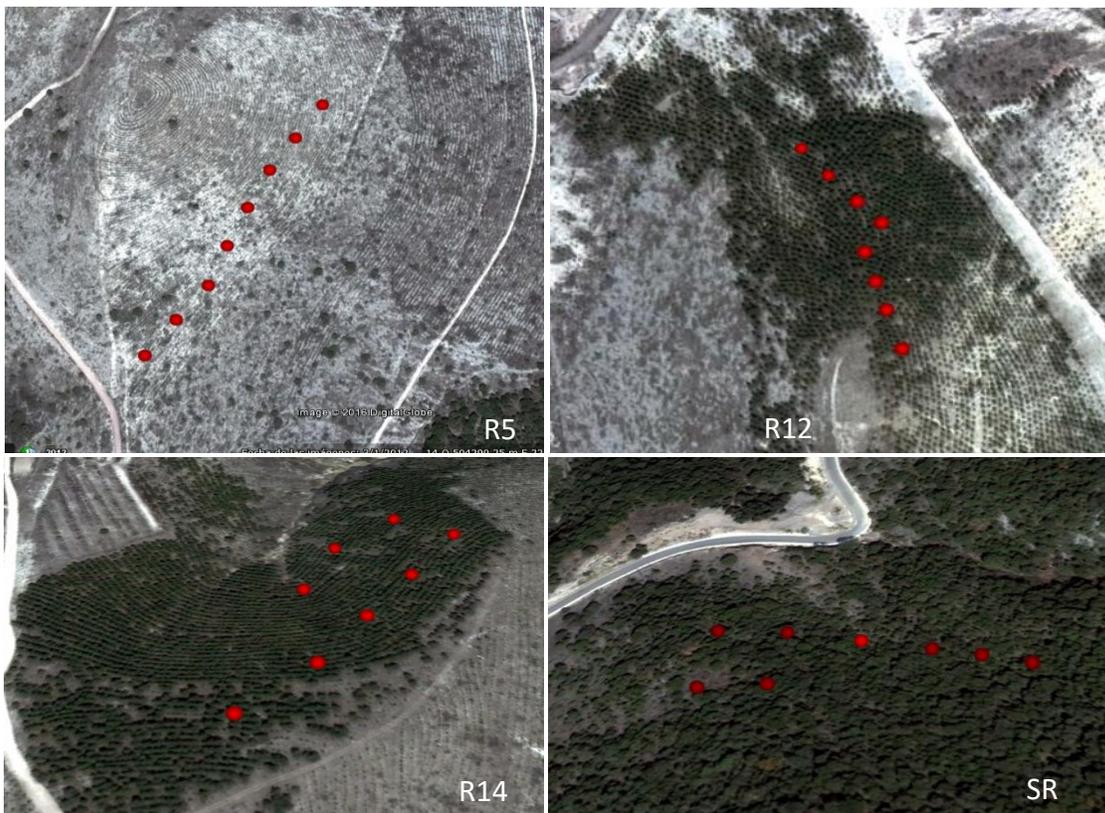


Figura 3.4. Ejemplo de la forma del establecimiento de los 8 sitios de muestreo en las condiciones del estudio (R14, R12, R5 y SR).

3.3.5 Medición de variables dasométricas

En los sitios de 400 m² establecidos en cada condición, se midió la altura total del arbolado (H) y el diámetro normal (DAP). La altura total se midió con un estadal expansible (de 7.8 m de longitud total), misma que se apoyó en la parte basal de cada individuo y la lectura se tomó cuando el estadal alcanzaba la altura total del árbol. El diámetro normal se midió con una cinta diamétrica.

En el sitio de referencia, se consideraron los árboles de las especies dominantes (*P. cembroides* y *Juniperus flaccida*) que presentaron un DAP igual o mayor a 5 cm. Los individuos que presentaron un solo tronco a nivel del suelo se clasificaron como un individuo y para árboles que presentaron tallos múltiples se midieron los diámetros normales de todos ellos a la altura de 1.30 m a partir del nivel del suelo. También se registró la pendiente, exposición, coordenadas geográficas y altitud de cada sitio (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.1. Características de las reforestaciones de tres diferentes edades (R5, R12 y R14), y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.

Localidad	Condición	Coordenadas geográficas	Altitud (m)	Pendiente (%)	Superficie (ha)
El Porvenir	Reforestación de 5 años (R5)	20° 27' 37.1" N; 98° 57' 53.3" O	2,210	25	6.5
El Porvenir	Reforestación de 12 años (R12)	20° 26' 36.8" O; 98° 57' 19.0" N	2,295	30	9.8
El Porvenir	Reforestación de 14 años (R14)	20° 26' 37.6" N; 98° 56' 40.6" O	2,298	20	7.5
Fontezuelas	Sitio de Referencia (SR)	20° 27' 59.17" N; 98° 54' 11.4" O	2,287	30	7.8

3.3.6 Análisis de la información

- **Estructura diamétrica y de alturas**

Se representó la estructura de cada reforestación y sitio de referencia mediante un histograma, calculando el número de árboles por ha. Dichos histogramas representan las frecuencias por categorías diamétricas (cm) y de altura (m) de las especies arbóreas consideradas en cada condición bajo estudio.

- **Área basal**

El área basal se determinó usando la siguiente ecuación para ambas especies: *P. greggii* y *P. cembroides* (Torres-Rojo y Magaña-Torres, 2001) [Ecuación 1].

$$AB = \frac{\pi(DN)^2}{4} \text{-----} [1]$$

Dónde:

AB = Área basal (m²)

DN= Diámetro normal en cm

π= Valor de Pi (3.1416)

- **Biomasa aérea**

La estimación de la biomasa aérea total se obtuvo usando modelos alométricos generados para cada especie y donde los parámetros necesarios para utilizar estos modelos son el diámetro normal (DN en cm) y altura total (H en m).

La estimación de la biomasa aérea total para *P. greggii* se realizó mediante el modelo generado para *Pinus patula*, debido a la similitud del crecimiento de ambas especies [Ecuación 2] (Soriano-Luna *et al.*, 2015), en tanto para el sitio de referencia donde domina *P. cembroides* se usó el modelo propuesto por Wittaker y Niering (1975) [Ecuación 3].

$$B = \text{Exp}^{(-4.554805)*[(DN^2H)]}]^{1.047218} \text{-----} [2]$$

$$B = 10^{(2.7593)*[(DN^{1.6563})]} \text{-----} [3]$$

Para establecer las diferencias significativas entre las condiciones estudiadas y las variables cuantitativas (área basal y biomasa aérea) se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía. Asimismo, se realizó la separación de medias mediante la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95 %.

3.4 Resultados y discusión

3.4.1 Clases diamétricas y de altura

El promedio de crecimiento en diámetro y altura de los árboles de *P. greggii* en las tres condiciones estudiadas (R5, R12 y R14) muestran una tendencia a incrementar conforme avanza la edad (Cuadro 3.2, Figuras 3.5 y 3.7). En R12 se alcanzó el mayor diámetro promedio, el cual fue de 13.5 cm, en cambio en el SR el mayor diámetro promedio fue de 12.0 cm para *P. cembroides* mientras que para *Juniperus flaccida* fue de 10.2 cm (Figura 3.6).

Con respecto al promedio de altura total de los árboles en los sitios reforestados la altura máxima alcanzada fue de 8.2 m en R14, mientras que en el SR es de 5.1 m en *P. cembroides* (Cuadro 3.2, Figura 3.6). El tamaño medio del arbolado está relacionado con la presencia de suelos someros en la zona, de menos de 30 cm de profundidad (Capítulo VI), lo cual es una limitante para un óptimo desarrollo del arbolado.

Cuadro 3.2. Características evaluadas en reforestaciones de tres diferentes edades (R5, R12 y R14) y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.

Característica	Condición				
	R5	R12	R14	SR	
Especies dominantes	<i>P. greggii</i>	<i>P. greggii</i>	<i>P. greggii</i>	<i>P. cembroides</i> y	<i>J. flaccida</i>
Densidad (árboles ha ⁻¹)	700 a	600 a	650 a	765 b	
DAP (cm)	1.7 b	13.5 a	12.4 a	12.0 a	10.2 a
Altura (m)	2.0 c	8.1 a	8.2 a	5.1 b	4.9 b

Medias con una letra común entre columnas, no son significativamente diferentes.

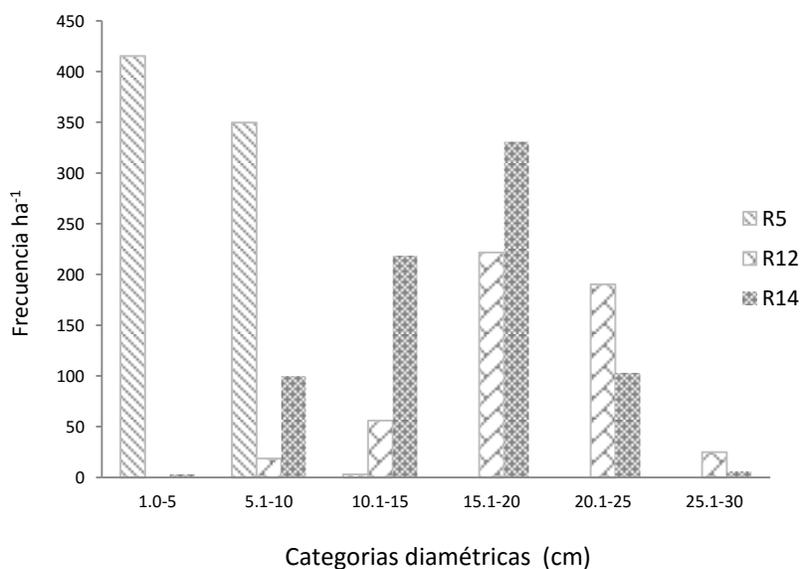


Figura 3.5. Categorías diamétricas en reforestaciones de tres diferentes edades (R5, R12 y R14).

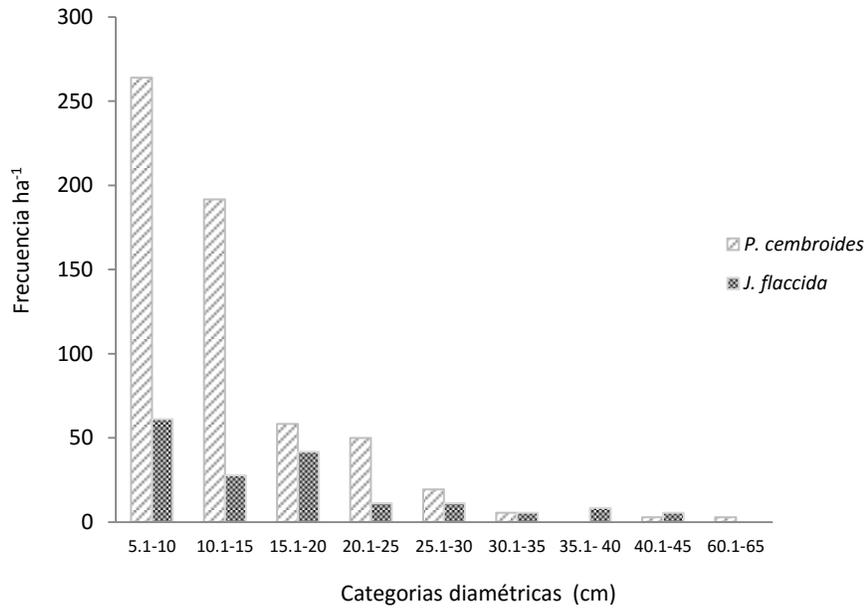


Figura 3.6. Categorías diamétricas (cm) de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en el sitio de referencia (SR).

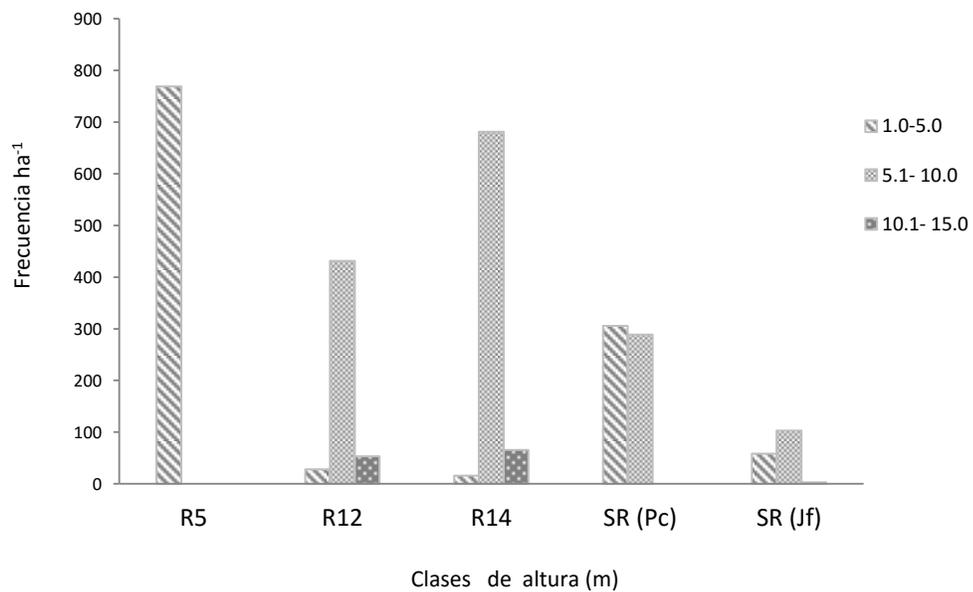


Figura 3.7. Clases de altura (m) en reforestaciones de tres diferentes edades (R5, R12 y R14) y sitio de referencia (SR Pc: *P. cembroides*, Jc: *Juniperus flaccida*).

En el SR, se observó que la distribución diamétrica para ambas especies en el estrato arbóreo presenta una forma de J invertida, este patrón indica un alto número de árboles en categorías diamétricas menores, comparados con individuos de diámetros más grandes (Figura 3.6). Carrillo-Flores (2009) observó un patrón similar en rodales de *P. cembroides* en el estado de Tlaxcala. Este comportamiento en estructura indica que la población se regenera continuamente por su ciclo particular de la especie que tiende a ser muy largo. La especie de *P. cembroides*, presentó un arbolado con alturas promedio de 5.1 m que es característica propia de la especie, ya que se ha reportado que el rango en alturas de ésta oscila entre 5.0-15.0 m y generalmente se desarrolla sobre varios tipos de suelos como los Litosoles, Rendzinas y Regosoles (Perry, 1991).

En otro estudio realizado por Meza-Álvarez (2006) en Santiago de Anaya, encontró un promedio de 5.4 m de altura de *P. cembroides*, en tanto la densidad fue de 798 ind ha⁻¹. En cambio para la especie de *J. flaccida* reporta una altura promedio de 5.45 m; dichos valores son similares a los encontrados en la condición del sitio de referencia.

Por otra parte, en el norte del país (Ilturbide, Nuevo León), al rehabilitar sitios degradados con especies del género *Pinus* (*P. pseudostrobus*, *P. greggii*, *P. cembroides*, *P. halepensis* y *P. brutia*), después de 5 años de establecimiento la especie que alcanzó mayor altura fue *P. greggii* (5.17 m promedio) y la de menor talla fue *P. cembroides* (1.16 m) (Domínguez-Calleros *et al.*, 2001), información similar con lo que se encontró en el presente estudio.

Es poco probable que los sitios rehabilitados puedan alcanzar una estructura similar al sitio de referencia, dado que en este sitio se desarrollan y dominan especies de *P. cembroides* y *Juniperus flaccida* en el estrato arbóreo; donde la forma de crecimiento y desarrollo de estas especies es distinta a la de *P. greggii*, especie plantada en las reforestaciones. Sin embargo, se consideró que es importante evaluar este tipo de estrategias (reforestaciones) que se utilizan con fines de rehabilitar una zona altamente degradada, para determinar si las especies utilizadas recuperan algunos componentes de estructura y funciones que ocurren de manera natural en los remanentes de vegetación (SR) presentes en la zona.

Pinus greggii, posee gran capacidad para adaptarse a condiciones limitadas de humedad y es considerada una especie de rápido crecimiento, por lo que a pesar de no presentar una estructura similar al SR aporta grandes beneficios en poco tiempo, representando una alternativa para reforestar sitios severamente degradados (Domínguez-Calleros *et al.*, 2001).

Desde el enfoque de la restauración ecológica lo ideal para la recuperación de la estructura y funciones del ecosistema es establecer especies nativas (Montagnini, 2001; Carnevale y Montagnini, 2002; Suárez *et al.*, 2012) que se encuentren en la región o en los sitios de referencia, ya que los pobladores locales tienen mayor conocimiento sobre su manejo, y en muchas ocasiones presentan gran utilidad por aportar diversos beneficios, por ejemplo, aportar forraje, reducir los procesos de erosión (Montagnini *et al.*, 1993; Vázquez-Yañes *et al.*, 1999), facilitar el establecimiento de otras especies en el sotobosque e iniciar los procesos de sucesión natural en un sitio degradado (Lugo, 1997; Lamb *et al.*, 2005) y pueden actuar como atrayentes para la fauna dispersora de semillas (Lugo, 1997; Rey-Benayas *et al.*, 2007), y a un menor costo.

Sin embargo, cuando no existen otras posibilidades, será necesario reforestar el área con especies que se adapten mejor a las condiciones degradadas, como lo sucedido en El Porvenir, ya que inicialmente se realizaron reforestaciones con diferentes especies leñosas, muchas de las cuales no sobrevivieron. Entre estas especies se utilizó *P. cembroides* (especie nativa) la cual se estableció en pequeñas superficies, pero debido a su lento desarrollo, los pobladores continuaron reforestando con *P. greggii* por presentar gran capacidad de adaptación a las condiciones del lugar y desde el punto de vista estético, es más atractivo.

3.4.2 Área basal y biomasa aérea

Dentro de los componentes evaluados se encontró que el área basal siguió un patrón creciente con la edad de las reforestaciones, y de acuerdo al análisis de varianza, se presentaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre las condiciones estudiadas ya que a la edad de 5 años el área basal promedio fue de apenas $0.22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ mientras que en el

SR se encontró el mayor valor ($14.02 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) donde se consideró a las dos especies dominantes en el estrato arbóreo (Figura 3.8).

Para el caso del SR, el área basal fue similar a lo reportado en un estudio realizado en Tlaxcala, donde el área basal para *P. cembroides* subsp. *orizabensis*, alcanzó un promedio de $12.66 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Carrillo-Flores, 2009), posiblemente por que las condiciones ambientales fueron parecidas.

La acumulación de biomasa aérea fue la segunda variable en este estudio que presentó diferencias estadísticas significativas, siendo SR la condición con mayor aporte (25.27 Mg ha^{-1}), en tanto en las reforestaciones la tendencia fue incrementar conforme la edad (Figura 3.8). Es probable que en la zona de estudio, para esta variable influya la condición del suelo (nutrimentalmente pobre) y las condiciones limitantes de humedad. Así, la distribución de la biomasa total hacia las ramas, fuste o follaje será el resultado de la adaptación de las especies a las condiciones ambientales del lugar (Tatsuhara y Kurashige, 2001), el tipo de especie utilizada, el tamaño y patrón de crecimiento de las mismas (Gorte, 2009), y aunque en las condiciones de estudio no se realizó la estimación de biomasa en cada componente arbóreo, la tendencia es de una mayor acumulación en la reforestación de mayor edad.

Existen otros factores abióticos que influyen en la acumulación de biomasa, por ejemplo, la exposición solar y las condiciones del suelo, la calidad y manejo del sitio y disponibilidad de nutrientes (Wang *et al.*, 1998; Corbett, 2001; Park *et al.*, 2010; Rodríguez-Ortíz *et al.*, 2011), las cuales varían de una localidad a otra, así como también la metodología empleada para estimar esta variable, que pueden influir en la respuesta en crecimiento y acumulación de biomasa de las especies vegetales (Figueroa-Navarro *et al.*, 2011; West, 2014).

Por ejemplo, pequeñas variaciones en las características del suelo y las condiciones limitantes de humedad, influyen en el crecimiento de los árboles, y por tanto en la capacidad de almacenar biomasa (Healy *et al.*, 2008; Van Breugel *et al.*, 2011).

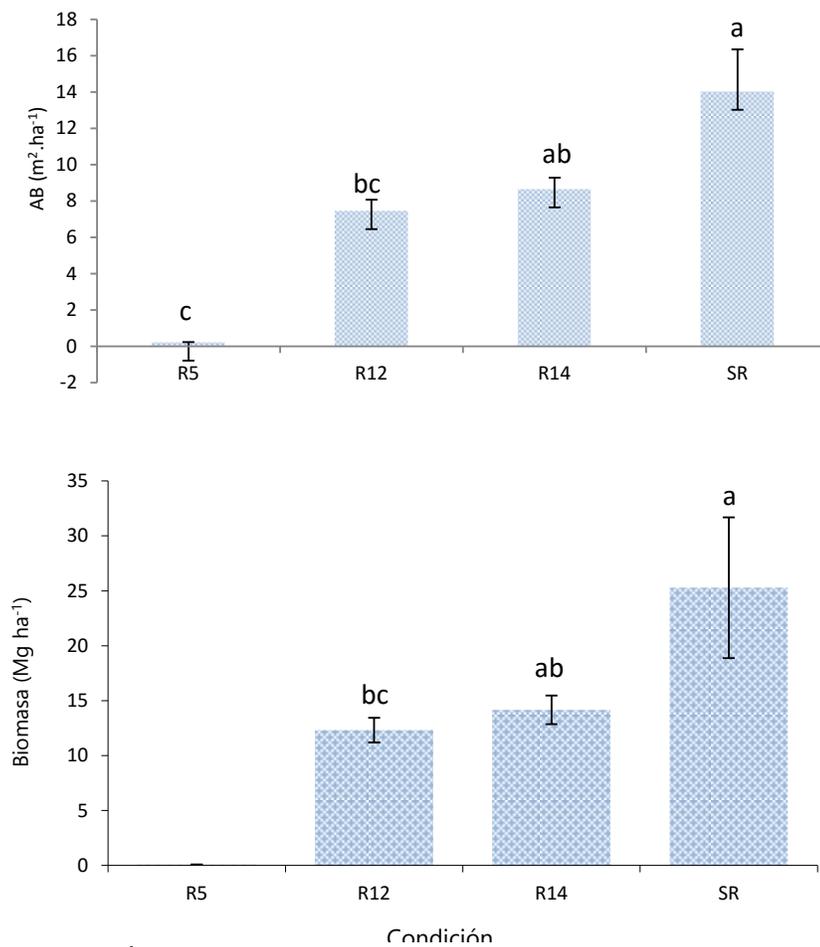


Figura 3.8. Área basal y biomasa aérea estimada en reforestaciones de tres edades diferentes (R5, R12 y R14), y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.

Aunque en otros sitios más favorables como en Cuaunepantla, Acaxochitlán, Hgo. se han estimado valores de biomasa de 35.2 Mg ha⁻¹ a la edad de seis años, para *Pinus greggii* (Pacheco-Escalona *et al.*, 2007); cantidad que se duplica a lo estimado a la edad de 12 años en este estudio, situación que se relaciona a las condiciones ambientales que existen en la zona propias de sitios degradados.

Aún bajo estas características, las reforestaciones con *P. greggii* poseen un alto potencial para acumular biomasa, y también representan una opción para almacenar carbono a largo plazo (Kanowski y Catterall, 2010; Douterlungne *et al.*, 2013), considerando que las especies con alta tasa de crecimiento hacen más efectivo el proceso

de la fotosíntesis al capturar el CO₂ de la atmósfera y fijarlo como C en sus componentes (fuste, ramas, hojas, corteza y raíces) además, liberando oxígeno hacia la atmósfera (Silver *et al.*, 2000; Silver *et al.*, 2004; Douterlungne *et al.*, 2013; Brang *et al.*, 2014). Por lo que pueden ser una alternativa para generar ingresos a las comunidades locales a través de pago por servicios ecosistémicos (Pattanayak *et al.*, 2010).

La información generada en este estudio aporta una guía importante para la toma de decisiones en el futuro, en relación al establecimiento de reforestaciones en la zona, considerando la parte biológica sin olvidar la parte social y cultural de los pobladores.

3.5 Conclusiones

En este estudio, se encontró que después de 14 años de establecidas las reforestaciones se ha logrado una recuperación en cuanto a estructura y algunas funciones como la acumulación de biomasa aérea y dichas variables incrementan con base a la edad de reforestación. Se encontró también que el estrato arbóreo ha influido en algunas características físicas del suelo forestal, lo que ha favorecido la formación de microhabitats que permiten mejores condiciones para el establecimiento de otras especies del sotobosque.

Estudios de este tipo, constituyen una base para evaluar la trayectoria del ecosistema y su posible contribución para futuros estudios en la zona. Y puede ser de gran utilidad para tomar mejores decisiones en posteriores trabajos de restauración y rehabilitación, ya sea con la implementación de reforestaciones con especies del género *Pinus*, o de otras formas no tradicionales de revegetación (nucleación, isletas, etc.) y de alguna manera contribuir a mejorar las condiciones del lugar.

Además de lo realizado en este estudio es importante continuar con estudios que evalúen indicadores de diversidad de otros organismos, incorporación de materia orgánica y procesos de descomposición, ciclado de nutrientes, procesos de erosión, entre otros; que aporten un panorama más amplio de lo que ocurre en el sistema y no enfocarse simplemente a la evaluación de la supervivencia y crecimiento de la vegetación arbórea.

3.6 Literatura citada

- Aguirre, N., y J. Torres. 2013. Diseño conceptual y técnico de estrategias para la restauración ecológica del páramo degradado de la Unidad Hidrográfica Jatunhuayco. FONAG (Fondo para la Protección del Agua). Quito, Ecuador. 57 p.
- Brang, P., P. Spathelf, J. B. Larsen, J. Bauhus, A. Bonccina, C. Chauvin, L. Drössler, C. García-Güemes, C. Heiri, G. Kerr, M. J. Lexer, B. Mason, F. Mohren, U. Mühlethaler, S. Nocentini and M. Svoboda. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4):492-503. doi:10.1093/forestry/cpu018
- Carnevale, N. J., and F. Montagnini. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163:217-227.
- Carrillo-Flores, J. A. Estructura y regeneración de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* D. K. Bailey en Santa Maria Las Cuevas, Tlaxcala. Tesis de Maestria. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco. Edo. de México. 64 p.
- Corbett, P. S. 2001. Carbon sequestration through rubber (*Hevea*) production on grassland in Papua New Guinea. *Journal of Rubber Research* 4:222-254.
- Cusack, D., and F. Montagnini. 2004. The role of native plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 188:1-15.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460.
- Dhillon, R. S., and G. Von Wuehlich. 2013. Mitigation of global warming through renewable biomass. *Biomass Bioenergy* 48:75-89.
- Domínguez-Calleros, P. A., J. J. Návar-Cháidez y J. A. Loera-Ortíz. 2001. Comparación del rendimiento de pinos en la reforestación de sitios marginales en Nuevo León. *Madera y Bosques* 7(1):27-35.

- Douterlungne, D., A. M. Herrera-Gorocica, B. G. Ferguson, I. Siddique y L. Soto-Pinto. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia* 47(4):385-397.
- Figueroa-Navarro, C. M., G. Ángeles-Pérez, A. Velázquez-Martínez y H. M. De los Santos-Posadas. 2011. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Scheltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1):105-112.
- Gorte, R. W. 2009. Carbon Sequestration in Forests. Congressional Research Service. DIANE Publishing. 23 p.
- Guariguata, M. R., R. Reheingans, and F. Montagnini. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forests restoration. *Restoration Ecology* 3: 252-260.
- Guariguata, M. R., and R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management* 148(1):185-206.
- Günter, S., M. Weber, R. Erreyes, and N. Aguirre. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research* 126: 67-75.
- Healy, C., N. J. Gotelli, and C. Potvin. 2008. Partitioning the effects of biodiversity and environmental heterogeneity for productivity and mortality in a tropical tree plantation. *Journal Ecology* 96:903-913.
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2015. Restauración ecológica. Consultado 14 de mayo de 2014. Disponible en: <http://www.inecc.gob.mx/con-eco-ch/386-hc-restauracion>.
- Kanowski, J., and C. P. Catterall. 2010. Carbon stocks in above-ground biomass of monoculture plantations, mixed species plantations and environmental restoration plantings in north-east Australia. *Ecological Management and Restoration* 11(2):119-126.

- Konisky, R. A., D. M. Burdick, M. Dionne, and H. A. Neckles. 2006. A regional assessment of salt marsh restoration and monitoring in the Gulf of Maine. *Restoration Ecology* 14:516-525.
- Lamb, D., D. E. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99:9-19.
- Maestre, F. T., and J. Cortina. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198(1):303-317. doi:10.1016/j.foreco.2004.05.040
- Meza-Álvarez, H. 2006. Estudio ecológico del bosque de piñonero (*Pinus cembroides* zucc.) del Municipio de Santiago de Anaya, Hidalgo. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Tulancingo, Hidalgo. 107 p.
- Montagnini, F., F. Sancho, and K. Ramstad. 1993. Litter fall, litter decomposition and the use of mulch of four indigenous tree species in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Agroforestry Systems* 23:39-61.
- Montagnini, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia* 26:498-503.
- Montagnini, F., A. Suárez-Islas, and M. R. Araujo-Santana. 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo, México. *Bois et Forêts des Tropiques* 295(1):5-20.
- Muñoz-Flores, H. J., J. C. Velarde-Ramírez, J. J. García-Magaña, J. T. Sáenz-Reyes, E. H. Olvera-Delgadillo y J. Hernández-Ramos. 2012. Predicción de volúmenes de fuste total para plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(14):11-22.
- Navarro-Muñoz, S. A., L. M. Torres-Espinoza, A. Cano-Pineda, S. Valencia-Manzo, E. H. Cornejo-Oviedo. 2000. Predicción de volúmenes de fuste para *Pinus cembroides* Zucc., en el Sureste de Coahuila. *Foresta-AN. Nota Técnica* (3) Saltillo, Coahuila. UAAAN. 16 p.

- Pacheco-Escalona, F. C., A. Aldrete, A. Gómez-Guerrero, A. M. Fierros-González, V. M. Cetina-Alcalá y H. Vaquera-Huerta. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(3):251-254.
- Pattanayak, S. K., S. Wunder, and P. J. Ferraro. 2010. Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy* 4:254-274.
- Park, A., M. van Breugel, M. S. Ashton, M. Wishnie, E. Mariscal, J. Deago, D. Ibarra, N. Cedeño, and J. S. Hall. 2010. Local and regional environmental variation influences the growth of tropical trees in selection trials in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management* 260:12-21.
- Perry Jr, J. P., A. Graham and D. M. Richardson. 2000. The history of pines in Mexico and Central America. *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 137 p.
- Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz y M. González-Espinosa. 2005. Potencial florístico para la restauración de bosques en Los Altos y Montañas del Norte de Chiapas. p. 329-363. *In: González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial y L. Ruiz-Montoya. Diversidad Biológica en Chiapas*. Plaza y Valdes.
- Rey-Benayas, J. M., A. Martins, J. M. Nicolau, and J. J. Schulz. 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspect in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources* 2:1-14. doi:10.1079/PAVSNNR20072057
- Rodríguez-Ortíz, G., A. Aldrete, V. A. González-Hernández, H. M. De Los Santos-Posadas, A. Gómez-Guerrero y A. M. Fierros-González. 2011. ¿Afectan los aclareos la acumulación de biomasa aérea en una plantación de *Pinus patula*? *Agrociencia* 45(6):719-732.
- Ruiz-Jaén, M. C., and T.M. Aide. 2005a. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.

- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005b. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218(1):159-173. doi:10.1016/j.foreco.2005.07.008
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.
- Sampaio, A. B., K. D. Holl and A. Scariot. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? *Restoration Ecology* 15(3): 462-471.
- Sayer, J., and C. Elliot. 2005. The role of commercial plantations in forest landscape restoration. p. 379-383. *In*: S. Mansourian, D. Vallauri and N. Dudley (eds.). *Forest Restoration in Landscapes*. Springer. New York, USA.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Informe de la situación del medio ambiente en México. Disponible en http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/02_ecosistemas/cap2_3.html. Consultado 25 de enero de 2015.
- Silver, W. L., R. Ostertag, and A. E. Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology* 8(4):394-407.
- Silver, W. L., L. M. Kueppers, A. E. Lugo, R. Ostertag, and V. Matzek. 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* 14:1115-1127.
- Soriano-Luna, M. A., G. Ángeles-Pérez, T. Martínez-Trinidad, F. O. Plascencia-Escalante, R. Razo-Zárte. 2015. Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia* 49:423-438.
- Suárez, A., G. Williams-Linera, C. Trejo, J. I. Valdez-Hernández, V. M. Cetina-Alcalá, and H. Vibrans. 2012. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems* 85:35-55.

- Tatsuhara, S., and H. Kurashige. 2001. Estimating foliage biomass in a natural deciduous broad-leaved forest area in a mountainous district. *Forest Ecology and Management* 152(1):141-148.
- Torres-Rojo, J. M., y O. S. Magaña-Torres. 2001. Evaluación de las plantaciones forestales. Limusa. México, D.F. 472 p.
- Varela-Palacios, A. 2002. Memoria de la IX Reunión Nacional Sobre Sistemas de Captación de Agua de Lluvia. Tlaxcala, México.
- Van Breugel, M., J. Ransijn, D. Craven, F. Bongers, and J. S. Hall. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262(8):1648-1657.
- Vázquez-Yañes, C., A. I. Batis-Muñoz, M. I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM. México, D. F. 15 p.
- Wang, J. R., C. D. B. Hawkins, and T. Letchford. 1998. Relative growth rate and biomass allocation of paper birch (*Betula papyrifera*) populations under different soils moisture and nutrient regimes. *Canadian Journal of Forest Research* 28(1):44-55.
- West, P. W. 2014. Growing plantation forests. 2° ed. Springer. New York, USA. 304 p.
- Whittaker, R. H., and W. A. Niering. 1975. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. biomass, production, and diversity along the elevation gradient. *Ecology* 56(4):771-790.

CAPÍTULO IV. DIVERSIDAD VEGETAL DEL SOTOBOSQUE EN REFORESTACIONES DE *Pinus greggii* ESTABLECIDAS CON FINES DE REHABILITACIÓN EN EL PORVENIR, HGO.

4.1 Resumen

El sotobosque conocido como aquella vegetación que se desarrolla bajo un dosel superior, representa un elemento estructural importante en un ecosistema, porque brinda protección al suelo, y sirve de alimento para las diferentes especies de fauna que se encuentran en un sitio en particular. En reforestaciones con fines de rehabilitación es importante evaluar dicha vegetación con el fin de analizar como es la eficiencia de dichas prácticas. Por lo cual, el objetivo de este trabajo fue caracterizar estructuralmente la comunidad vegetal del sotobosque de tres reforestaciones de diferentes edades de *Pinus greggii* (R5, R12 y R14), un sitio de referencia (SR) y un sitio degradado (SD). Para ello, se establecieron ocho parcelas de 100 m² y 1 m² (anidados) para medir arbustos y herbáceas. Se determinó la diversidad alfa y beta, mediante los índices de Simpson, Berger-Parker y Jaccard, respectivamente. También se realizó un análisis de ordenación (DCA) con el total de las especies encontradas en el sotobosque. Se estimó la cantidad de luz que ingresa al sotobosque, mediante fotografías hemisféricas. Los sitios que presentaron mayor riqueza y diversidad de especies fueron R14 y SR. Se encontró mayor similitud de especies entre el SD y R5 (61 %). De acuerdo con el DCA, las especies del SR se agrupan en el Eje 2, asociadas a sitios con mayor humedad, mientras que en los sitios reforestados (R5, R12 y R14) se agrupan en el Eje 1 y se observa mayor dispersión entre ellas, por tratarse de condiciones de etapas tempranas de sucesión. En cambio en el SD se muestra un comportamiento diferente, posiblemente por su condición de disturbio y abandono. A medida que avanza la edad de las reforestaciones se propicia una mayor riqueza y diversidad de especies de plantas vasculares en el sotobosque, lo cual ayuda a restablecer la cubierta vegetal ausente en sitios degradados, iniciando así el proceso de sucesión.

Palabras clave: sotobosque, *Pinus greggii*, índices de diversidad y similaridad, DCA.

4.2 Introducción

La vegetación del sotobosque, considerada como aquella vegetación que se desarrolla bajo un dosel superior, cobra importancia por ser productiva y diversa, al mismo tiempo que brinda protección al suelo contra la erosión, y sirve como alimento para la fauna silvestre (Harper y Macdonald, 2002; Moore *et al.*, 2006). El conocimiento de la dinámica del sotobosque no sólo es importante para comprender los procesos del ecosistema, sino que también se requiere para aumentar el éxito y la eficiencia de las prácticas de restauración (Ceccon *et al.*, 2003).

En zonas degradadas como las que se presentan en El Porvenir, donde se han perdido las fuentes de regeneración natural y su productividad, no es posible la regeneración de manera natural, por lo que es necesario implementar otro tipo de estrategias, como el establecimiento de reforestaciones con diferentes especies leñosas (Lu *et al.*, 2011). Uno de los retos de la restauración ecológica, consiste en encontrar árboles nativos que puedan establecerse en suelos degradados y que generen condiciones adecuadas para el desarrollo de la sucesión secundaria (Lamb *et al.*, 2005).

Existen estudios que señalan la importancia que tienen las reforestaciones en la restauración y rehabilitación de tierras degradadas, ya que mejoran la recolonización de la flora nativa en el sotobosque, a través de la modificación de condiciones del sitio tanto físicas como biológicas, haciendo posible la germinación y crecimiento de semillas transportadas desde remanentes forestales adyacentes (Lugo, 1997; Parrota, 1997a; Parrota, 1997b; Montagnini *et al.*, 1999; Guariguata y Ostertag, 2001; Sampaio *et al.*, 2007) contribuyendo a la recuperación de los importantes servicios ecosistémicos, incluyendo la regulación del clima, la purificación del agua y la polinización (Goldman *et al.*, 2008).

En los sitios perturbados, los procesos de sucesión natural son afectados por la continua degradación (Dobson *et al.*, 1997; Nepstad *et al.*, 1990). Dicha situación se presenta en las zonas de El Porvenir, donde las fuentes de regeneración natural son escasas, aunado a esto, las condiciones del micrositio para la germinación de las semillas podrían estar limitadas.

De acuerdo con Guariguata (1999), uno de los paradigmas de la restauración de áreas degradadas es que tal práctica debe llevarse a cabo de manera que se acelere el proceso de sucesión vegetal, a fin de recobrar sus atributos funcionales y estructurales previos a la perturbación, pero a la vez, minimizando el capital económico y humano.

En este contexto, en 1998 en El Porvenir, Hgo., pobladores locales iniciaron actividades de recuperación de las áreas abandonadas debido a la alta degradación que presentaban. Así, se establecieron reforestaciones con diversas especies tanto nativas, introducidas y exóticas. Se obtuvo mayor éxito de supervivencia con *Pinus greggii*, por lo que decidieron continuar reforestando con dicha especie (Varela-Palacios, 2002; Muñoz-Flores, *et al.*, 2012).

En las reforestaciones de El Porvenir, Hgo. existen pocas investigaciones y en lo que se refiere a la diversidad en el sotobosque no existen datos reportados al respecto por tal motivo el propósito del presente estudio fue a) Caracterizar estructuralmente la comunidad vegetal del sotobosque de tres reforestaciones de *Pinus greggii* con fines de rehabilitación, un sitio de referencia y un sitio degradado, b) Cuantificar y comparar la diversidad alfa (α) y beta (β) de la vegetación en el sotobosque y c) Generar un listado florístico de la composición de las especies presentes en el sotobosque de las diferentes condiciones bajo estudio.

4.3 Materiales y métodos

4.3.1 Localización del área de estudio

La comunidad de El Porvenir, pertenece al ejido El Encino y se ubica en la zona árida del estado de Hidalgo, en el municipio de Santiago de Anaya. El clima predominante es templado subhúmedo con lluvias en verano, presenta una temperatura media anual de 16 °C. Donde la precipitación media anual es de 550 mm, con lluvias en verano. Cuenta con una población total de 138 habitantes (SAGARPA, 2001).

4.3.2 Establecimiento de los sitios de muestreo y medición del sotobosque

Además de las tres reforestaciones y SR donde se evaluaron las variables dasométricas (Capítulo III), se seleccionó un sitio degradado (SD) (Figura 4.1), lo que se consideró era la condición inicial antes de establecer las reforestaciones. Estas cinco condiciones se estudiaron con el fin de determinar si existen cambios en la diversidad de especies de plantas vasculares en el sotobosque.



Figura 4.1. Panorama del sitio degradado (SD) en el Porvenir, Hgo.

En cada una de las condiciones (R5, R12, R14, SR y SD) se establecieron ocho sitios de 100 m² para medir la riqueza y abundancia del estrato arbustivo (individuos menores de 1.50 m); y para el estrato herbáceo se establecieron cuatro sitios de 1 m² (se usó un marco de PVC). Cada sitio de 1 m² se colocó en cuatro direcciones (noreste, noroeste, suroeste y sureste) de forma anidada en los sitios de 100 m², a una distancia de 5.64 m del centro del sitio. En cada sitio de muestreo se registró la especie por medio de una clave consecutiva, la forma de vida y la abundancia total por especies. Se tomaron datos sobre pendiente, exposición, coordenadas geográficas y altitud.

Además se colectaron ejemplares botánicos en campo con la presencia de flores y frutos para su posterior identificación. Las colectas se realizaron en zonas aledañas a los sitios muestreados, con el fin de no perturbar las condiciones de los mismos, y cuando la especie era escasa (menos de 5 individuos), no se colectó. Las muestras se llevaron a los herbarios CHAP de la Universidad Autónoma Chapingo y al herbario CHAPA del Colegio de Postgraduados, para ser identificadas. Con dicha información se determinó la composición florística para cada forma de vida (herbáceas y arbustos), encontrados en cada condición de estudio. La colecta y las mediciones en el sotobosque se realizaron de diciembre a marzo del 2013.

4.3.3 Medición de la apertura del dosel

La luz que ingresa a través y entre las copas de los árboles es un factor importante en la diversidad de especies del sotobosque. La estimación de esta cantidad de luz se realiza mediante fotografías hemisféricas, obtenidas debajo del dosel, donde se determinan las diferencias en cobertura del follaje y por ende, de la radiación en cada una de las condiciones.

En el presente estudio, la estimación del índice global de luz, se realizó mediante fotografías hemisféricas, utilizando una cámara digital (Nikon Coolpix 4500) que tiene integrada una lente hemisférica (“ojo de pescado”) que capta fotografías con un ángulo de 180° (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

En cada sitio de muestreo previamente establecido (400 m²; Capítulo III), se tomaron tres fotografías en cada punto cardinal (norte, sur, este y oeste), en tres condiciones del estudio: R12, R14 y SR; en total se tomaron 96 fotografías por condición. Al momento de tomar la fotografía, la cámara se orientó hacia el norte franco (dato necesario para el posterior análisis). La toma de las fotografías se realizó durante los meses de marzo y abril del 2014.

Para el análisis de cada fotografía hemisférica se utilizó el software Hemisfere[®], el cual proporciona datos sobre el régimen de luz que ingresa por el dosel forestal. Dicho software reporta diversas variables; sin embargo, para fines del presente trabajo solo se utilizaron: radiación solar directa, y radiación difusa y el índice de radiación global.

4.3.4 Análisis de la información

- **Curvas área-especies**

La estimación de la riqueza de especies se realizó a través de curvas área-especies, la cual muestra el número de especies acumuladas, al aumentar el esfuerzo de muestreo en un sitio. La riqueza aumenta hasta llegar a un momento donde el número de especies se estabiliza a una asíntota (Moreno, 2001; Del Río *et al.*, 2003; Magurran, 2004), lo cual es útil para asegurar que la superficie muestreada capta la mayor riqueza del sitio.

Las curvas área-especies representan el avance que se tiene en el muestreo, al principio se colectan especies comunes, y muchas especies se adicionan por lo que la pendiente de la curva comienza a elevarse, y a medida que avanza el muestreo las especies raras aparecen por lo que la pendiente de la curva desciende, y se presenta una asíntota. Lo anterior, indica que aunque se aumente el número de unidades de muestreo (esfuerzo de muestreo), no se incrementará el número de especies (Jiménez-Valverde, 2003; Von Humboldt, 2008). Para obtener dicha grafica se usó el programa Species Diversity & Richness[®] versión 4 (Seaby y Henderson, 2006).

- **Diversidad alfa (α)**

Para el análisis de la diversidad alfa, primeramente se determinó la riqueza como el número total de las diferentes especies encontradas en cada m² muestreado de cada condición. Con estos datos se estimaron los índices de diversidad de Simpson y Berger-Parker, considerados como sencillos de obtener y entre los más robustos para conocer la diversidad (Moreno, 2001; Magurran, 2004). Dichos índices se calcularon para cada sitio muestreado y para cada condición de estudio, utilizando el paquete de libre acceso Species Diversity & Richness[®] versión 4 (Seaby y Henderson, 2006).

El **índice de Simpson** considera tanto la uniformidad y la riqueza de especies. Es menos sensible para el número de especies, pero se ve afectado por la abundancia de la especie más común (Magurran, 2004). Un valor alto de D denota una dominancia alta y escasa participación de individuos de pocas especies, mientras que valores pequeños indican una baja dominancia y una distribución más uniforme de los individuos entre las especies. El índice de Simpson se expresa como $1/D$ (Magurran, 2004). Se calcula con la siguiente fórmula:

$$D = \sum \left(\frac{ni(ni - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Donde:

D = Índice de Simpson

ni = Número de individuos en la i ésima especie

N = Número total de individuos en la muestra

En cuanto al **índice de Berger-Parker**, un incremento en el valor de este índice se interpreta como un aumento en la equidad y una disminución de la dominancia (Magurran, 2004).

$$B = \frac{N_{\max}}{N}$$

Donde:

B = Índice de Berger-Parker

N_{\max} = es el número de individuos en la especie más abundante

N = Número total de individuos

Con el fin de conocer si existían diferencias significativas entre la riqueza y los índices de diversidad entre las cinco diferentes condiciones, se realizó un análisis no paramétrico mediante la prueba de Kruskal-Wallis de una vía y la prueba de suma de rangos de Wilcoxon con un nivel de confianza del 95 %. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico InfoStat®. Además, para confirmar las diferencias en la dominancia de los sitios bajo comparación se elaboró una gráfica de rangos de especies, la cual también proporciona información sobre la riqueza (Magurran, 2004).

- **Diversidad beta (β)**

Con el propósito de conocer la similitud en la composición florística entre las diferentes condiciones bajo estudio, se estimó la diversidad beta a través del índice de Jaccard. Para calcular este índice se usaron datos cualitativos de presencia-ausencia de cada condición. A medida que los valores se aproximen a 100 % los sitios en comparación presentan una mayor semejanza florística (Halffter y Moreno, 2005; Koleff, 2005).

Se estimó con la siguiente ecuación:

$$C_j = \frac{j}{a + b - j} * 100$$

Donde:

C_j = Índice de semejanza florística de Jaccard

j = Número de especies que se encuentran compartidas

a = Número de especies que se encuentran en la comunidad a

b = Número de especies que se encuentran en la comunidad b

De igual manera se generó un dendrograma, el cual muestra la similitud entre las condiciones bajo estudio, éste se obtuvo con el programa PC-ORD versión 6 (McCune y Medford, 1999).

- **Ordenación (Análisis de Correspondencia Rectificado-DCA)**

Se realizó un análisis de ordenación (DCA), mediante la cual se reduce un conjunto de datos con múltiples variables por el arreglo de las observaciones a lo largo de un número menor de variables no correlacionales y ortogonales (Wildi, 2010). Los atributos de la vegetación utilizados para dicho análisis fueron la composición y abundancia de especies, para lo cual se incluyeron todas las especies encontradas en las cinco diferentes condiciones bajo estudio. Este análisis se ejecutó en el programa PC-ORD versión 6 (McCune y Medford, 1999).

4.4 Resultados y discusión

4.4.1 Curvas área-especies

De acuerdo con las curvas generadas para las diferentes condiciones de estudio (8 sitios por condición), se aprecia que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para estimar la riqueza de las diferentes condiciones del estudio (Figura 4.2).

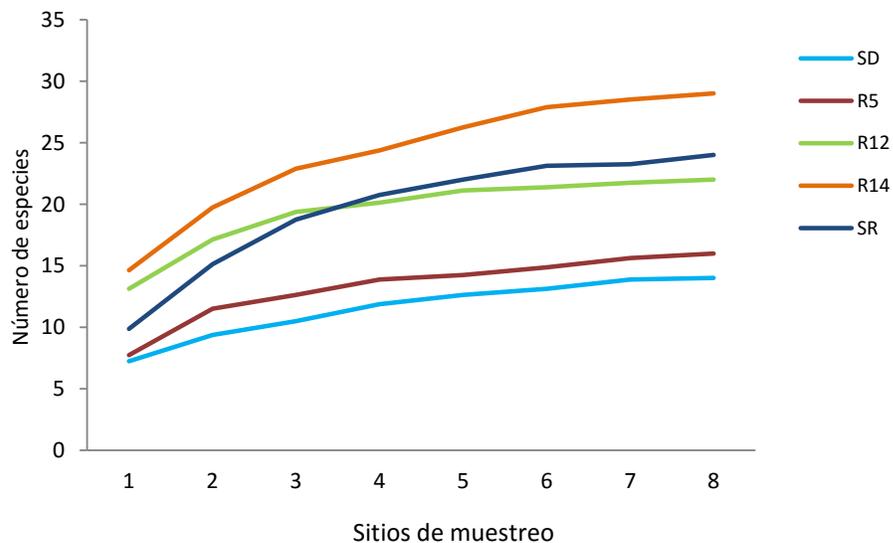


Figura 4.2. Curva de acumulación de especies por condición: Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.

4.4.2 Riqueza y composición de especies en el sotobosque

Se encontró un total de 44 especies, distribuidas en 26 familias y 40 géneros en las diferentes condiciones estudiadas, siendo el 90 % especies nativas. Las familias que presentaron mayor riqueza son: Verbenaceae, Cactáceae, Poaceae y Asteraceae. En cambio las familias con menor riqueza fueron: Polemoniaceae, Euphorbiaceae, Cyperaceae, Berberidaceae, Asparagaceae, Garryaceae, Ericaceae y Ephedraceae, cada una con sólo una especie. Del total de las especies encontradas en la zona muestreada, sólo *Echinocactus platycanthus* Link et. Otto., de la familia Cactáceae, es endémica y se encuentra sujeta a protección especial, catalogada en la Norma Oficial Mexicana-059-2010 (SEMARNAT, 2010) (Apéndice A).

Dependiendo de la especie utilizada en las reforestaciones, las plántulas tienen efectos variados sobre el microclima de la población del sotobosque y respuestas variables a las condiciones del sitio (Zyweic y Holeksa, 2012). Una de las familias que comúnmente dominan el sotobosque de sitios rehabilitados es la Fabácea. La capacidad regenerativa de sus semillas, su adaptación en sitios perturbados y su competencia con otras especies intolerantes, le dan estas características de ventaja sobre otras especies, permitiendo su dominio a través de la sucesión secundaria (González-Iturbe *et al.*, 2002; Romero-Duque *et al.*, 2007). Esta familia estuvo presente en los sitios muestreados y a pesar de no ser abundante, las especies encontradas fueron *Dalea bicolor* Willd., *D. tuberculata* Lag., y *D. lutea* (Cav.) Willd; importantes para el inicio del ciclado de nutrientes, ya que una gran cantidad de especies de esta familia enriquecen la tierra mediante la fijación de nitrógeno en el suelo, debido a su asociación simbiótica con bacterias del género *Rhizobium* (Ferrari y Wall, 2004; González-Iturbe *et al.*, 2002; Romero-Duque *et al.*, 2007).

El mayor número de especies encontradas en la zona de estudio fueron individuos de la familia Poaceae: *Aristida adscensionis*, *Bouteloua curtipendula* y *B. repens*, ya que poseen gran capacidad para adaptarse a condiciones degradadas y prosperan de manera favorable en sitios alterados por causas antrópicas. Otras especies conocidas como ruderales fueron *Loeselia coerulea* (Cav.) G. Don., *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq., y *Verbena*

gracilis Desf. Por lo que las especies de plantas vasculares encontradas en el sotobosque de los sitios rehabilitados, se pueden catalogar como buenas colonizadoras, oportunistas o con estrategia *r* (Granados y López, 2000; CONABIO, 2015).

La segunda familia con mas número de especies, fue la Asteraceae, esta familia posee gran capacidad de colonizar ambientes perturbados, producir gran cantidad de semillas pequeñas y presentar formas de vida hemicroptofita (pierden la parte aérea en los períodos críticos del año), esto les permite adaptarse a las condiciones limitantes de humedad y también escapar de factores que ponen en peligro su supervivencia (Granados y López, 2000).

Las especies colonizadoras de hábitats perturbados han desarrollado adaptaciones que han sido favorecidas por la selección natural para superar estos obstáculos. Esto lo logran mediante un gran número de semillas por planta y tener propágulos, que pueden diseminarse a grandes distancias mediante mecanismos de dispersión específicos, dentro de estas especies se encuentran el género *Opuntia* de la familia Cactáceae (cuatro especies), otra de las familias con más especies presentes en este estudio.

Por otra parte, la gráfica de abundancia relativa y riqueza de especies (Figura 4.4), es útil para examinar la equidad entre la abundancia y la riqueza de especies. Donde se observa que la abundancia y riqueza de especies en el SR es mayor y su distribución tiende a la uniformidad, posiblemente por tratarse de un rodal maduro y donde las etapas de sucesión se encuentran mejor representadas. En tanto para el caso de los sitios rehabilitados (R5, R12 y R14) muestran una tendencia de pocas especies con altos valores de abundancia y en otros casos muchas especies representadas por pocos individuos, posiblemente por encontrarse en condiciones de degradación similar y en etapas primarias de sucesión. Esto sugiere que el enriquecimiento de especies en estos sitios da como resultado un menor grado de dominancia y una redistribución del espacio y los recursos entre especies.

La mayor riqueza de especies se encontró en R14 con 29 especies posiblemente porque han encontrado un microhabitat favorable para su establecimiento y este sitio fue más rico que el SR, donde solo se encontraron 24 especies. Cabe mencionar que en el SR existe perturbación por la recolección de leña y colecta se las semillas de *P. cembroides*, lo cual impacta de manera negativa el establecimiento de nuevas especies al sotobosque.

En cambio la riqueza en la condición del SD fue de 14 especies (Cuadro 4.1). Dado que en el SD los diferentes factores ambientales, como la compactación del suelo, carencia de nutrimentos, la historia y tiempo de abandono (Pascarella *et al.*, 2000; Klanderud *et al.*, 2010), la disponibilidad de semillas (a menudo limitada), la competencia por herbáceas, (Holl *et al.*, 2000) y la distancia del borde forestal (remanentes del bosque original) (Aide *et al.*, 2000; Günter *et al.*, 2007), entre otros, repercuten en la facilitación para que una mayor cantidad de especies encuentren una situación favorable para sobrevivir.

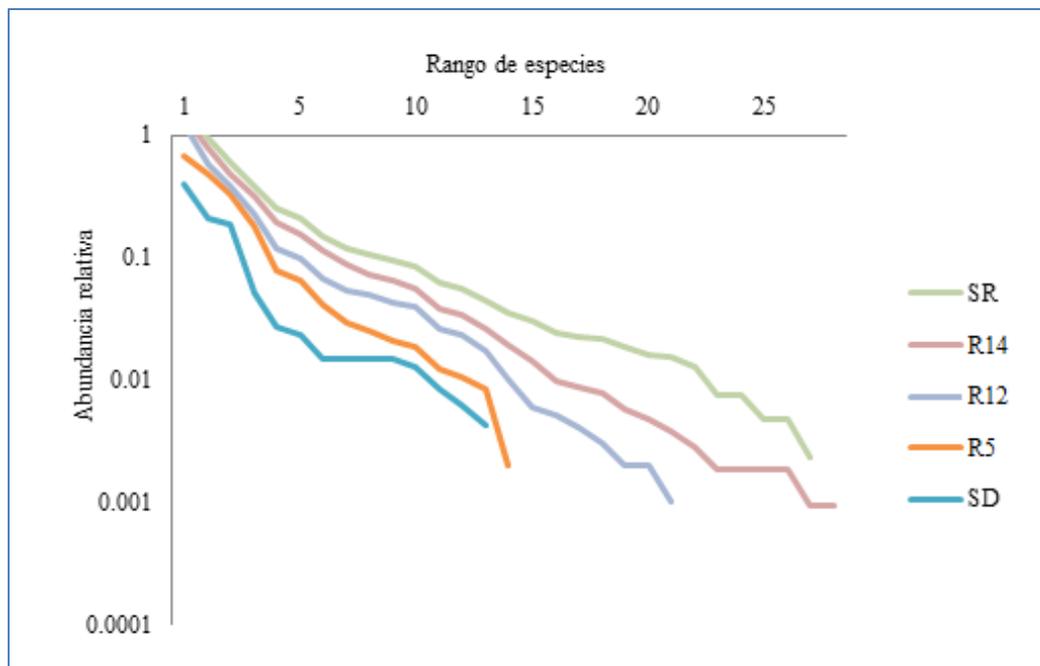


Figura 4.3. Abundancia relativa y rango en la riqueza de especies para las condiciones de estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Por otro lado, la presencia del dosel superior de *P. greggii* parece producir un efecto positivo en el aumento de la riqueza de especies en el sotobosque (Cuadro 4.1), ya que se observó un patrón de incremento en ésta, a medida que aumenta la edad de la reforestación. Así, una vez más se demuestra que las reforestaciones promueven la regeneración natural en el sotobosque a través de la modificación de las condiciones físicas y biológicas del lugar; mejorando las cantidades de la luz, temperatura, humedad en la superficie del suelo, así como la incorporación de nutrimentos y la cantidad de hojarasca acumulada en el suelo (Parrota *et al.*, 1997a; Parrota *et al.*, 1997b; Montagnini *et al.*, 1999).

Por otro lado, las formas de crecimiento con mayor riqueza fueron la arbustiva en SR y reforestaciones de mayor edad (R12 y R14), siendo estadísticamente diferente de las condiciones restantes (SD y R5). En el caso de las herbáceas la mayor riqueza fue en R14, siendo estadísticamente diferente de SD, R5 y SR (Cuadro 4.1).

Cuadro 4.1. Riqueza total de especies por hábito de crecimiento en las cinco diferentes condiciones bajo estudio en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Arbustos	Herbáceas	Gramíneas	Riqueza total
SD	6 a	5 a	3 a	14 a
R5	8 a	5 a	3 a	16 a
R12	10 b	9 b	3 a	22 ab
R14	10 b	15 b	4 b	29 b
SR	12 b	8 a	4 b	24 ab

Medias con una letra común entre columnas, no son significativamente diferentes.

4.4.3 Diversidad alfa (α)

La diversidad alfa estimada mediante los índices de Simpson y Berger-Parker, indican que la mayor diversidad se encontró en el SR, y a través de la prueba estadística de Kruskal-Wallis se detectó que se forman dos grupos, el primero con los sitios SD, R5 y R12, mientras que el segundo se compone por R14 y SR (Cuadro 4.2).

Cuadro 4.2. Índices de Simpson y Berger-Parker en las tres diferentes edades de reforestación (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hidalgo

Condición	Riqueza total	Índice de Simpson	Índice de Berger-Parker
SD	14 a	4.05 a	2.5 a
R5	16 a	6.25 ab	3.6 ab
R12	22 ab	3.16 a	1.9 a
R14	29 b	7.62 b	4.2 b
SR	24 ab	9.93 b	5.9 b

Medias con una letra común entre columnas, no son significativamente diferentes.

La diversidad encontrada en este trabajo se asemeja a lo que se encontró en un estudio realizado en Québec, Canadá, donde los sitios restaurados presentaron una riqueza y diversidad, similar al ecosistema de referencia después de ocho años de restauración (Poulin *et al.*, 2012). Sin embargo, otros resultados señalan que las reforestaciones con *Pinus halepensis* mejoran la estructura vertical del rodal, la cual resulta en comunidades pluri estratificadas, pero la riqueza y diversidad del sotobosque se ve reducida en este tipo de plantaciones (Chirino *et al.*, 2006).

Por ejemplo, Parrotta y Knowles (1999), encontraron mayor diversidad en el sotobosque de reforestaciones mixtas con especies nativas, que en un sitio abandonado y en donde las especies invasoras fueron suprimidas debido a la sombra creada por la cubierta densa de copas de las especies arbóreas. Para el caso del presente estudio en el sitio degradado dominan especies herbáceas tales como las gramíneas: *Aristida adscensionis*, *Bouteloua repens* y *Stipa* sp., en tanto en los sitios de mayor edad se observó mayor heterogeneidad en cuanto a las diferentes formas de vida entre arbustivas y herbáceas, siendo las condiciones que presentaron mayor cantidad de estas.

Además la presencia de diferentes especies en el sotobosque lleva implícita la recuperación de otros procesos del ecosistema, o de especies vegetales que provén alimento para la fauna silvestre (Guariguata y Ostertag, 2001; Montagnini *et al.*, 2008; Ceccon, 2013).

4.5.4 Diversidad beta (β)

La diversidad beta es un concepto clave para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas, para la conservación de la biodiversidad y manejo de los ecosistemas (Legendre *et al.*, 2005). En las diferentes condiciones bajo estudio la mayor similitud (61 %) se encontró entre SD y R5, esto puede ocurrir porque dichas condiciones se encuentran más cercanas entre sí y porque el recambio de especies es de un 95 %, principalmente de especies herbáceas (Figura 4.4), un segundo grupo en similitud (cercano al 50 %) fue R12, R14 y SR.

Si bien es cierto que las reforestaciones o plantaciones promueven la regeneración del sotobosque, e incrementan el estado nutrimental de los suelos (al incorporar y descomponerse la hojarasca) (Grubb, 1995), las características del sotobosque (cantidad y tipo de especies) están fuertemente influenciadas por el tipo de especie plantada en el dosel superior (nativa o exótica) o los esquemas de plantación, monocultivos o ensayos mixtos (Cusack y Montagnini, 2004). En este sentido las reforestaciones con *P.greggii* son considerasos monocultivos, sin embargo en la zona de estudio se observó que después de 14 años se han logrado establecer especies importantes en el sotobosque, incluso especies en peligro de extinción se están conservando, como es el caso de *Echinocactus platycanthus*.

Además se ha reportado que el uso previo de la tierra tiene un efecto significativo en la estructura del bosque presente y la composición de especies (Chinea 2002, Thompson *et al.* 2002); es decir la historia de perturbación, puede influir en el número de especies que se encuentran en una comunidad (Werneck *et al.* 2000), y son factores o condiciones que pueden conducir a una baja composición florística, debido a la recuperación lenta en los nutrimentos del suelo (Brearley *et al.*, 2004).

Por estas razones el establecimiento de reforestaciones con *P. greggii* pueden superar algunas de estas barreras al atraer agentes para la dispersión de semillas y por mejorar las condiciones microclimáticas locales dentro de la zona, y mitigar o revertir los impactos negativos de la degradación, acelerando así la recuperación de estas tierras (Parrotta *et al.* 1997; Lugo 1997; Harrington, 1999, Montagnini, 2001, Carnevale y Montagnini, 2001; Felton *et al.* 2010).

Lo que concuerda con el índice de Jaccard el cual muestra la formación de dos grupos a un nivel de corte de 0.35 (línea punteada en la Figura 4.4). Se observa mayor similitud entre las condiciones R5 y SD (61%) probablemente por estar expuestos a condiciones de alta luminosidad (Cuadro 4.3), ya que el cierre de copas a la edad de 5 años aún no se da en su totalidad. Ya que los cambios en la disponibilidad de luz pueden ser el principal impulsor de cambio de la composición de especies y es un factor importante para la presencia de arbustos y herbáceas en el sotobosque (Eviner y Hawkes 2008, Harris *et al.* 2011).

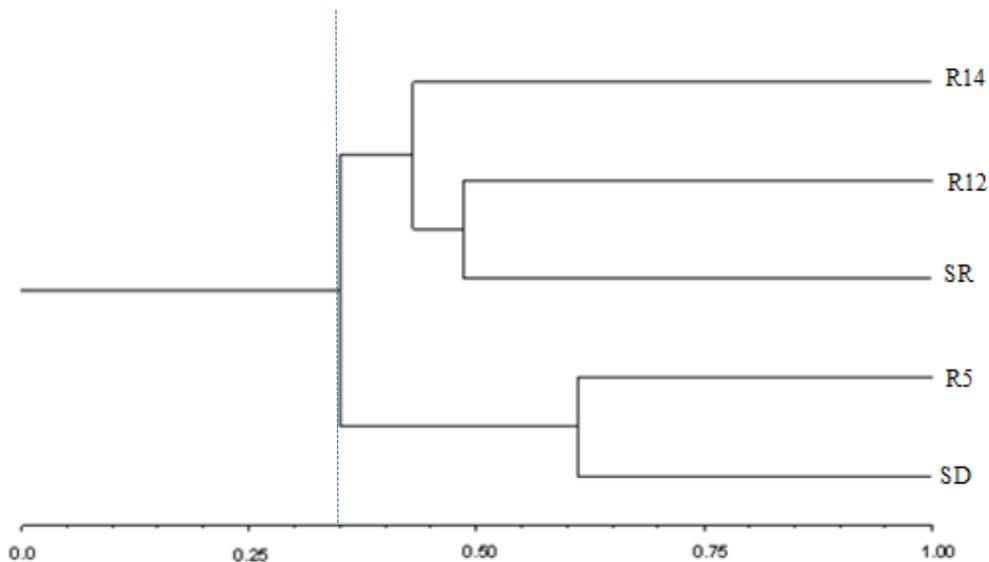


Figura 4.4. Índice de similitud de Jaccard, para las condiciones de estudio y su agrupación. Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Dependiendo de este tipo de características y condiciones de los sitios en estudio, índices de similitud de entre el 32-35% entre condiciones degradadas y un sitio de referencia son considerados bajos y se considera que los ecosistemas perturbados pueden estar muy lejos de asemejarse a los ecosistemas de referencia donde los procesos de regeneración natural es muy lento (Rafael *et al.*, 2009). En este caso y dado que existe una similitud del 45% entre las condiciones de R14 y SR, situación que es favorable para la zona, ya que se infiere que especies se están recuperando en el sotobosque de las reforestaciones (además de tratarse en un 90% de especies nativas).

4.4.5 Ordenación (DCA)

En la Figura 4.5 se presenta la ordenación (DCA), donde se observa una separación entre las especies encontradas, asociadas principalmente a la abundancia y composición. El sitio de referencia forma un grupo con especies únicas, agrupadas en el Eje 2, dichas especies mantienen características asociadas a sitios con mayor humedad, y muchas de ellas no se encontraron en los sitios rehabilitados. Sin embargo, la composición de especies en las reforestaciones (R5, R12 y R14) se agrupan en el Eje 1 y se observa mayor dispersión entre ellas, posiblemente por encontrarse en etapas iniciales de sucesión. En cambio, en el sitio degradado se muestra un comportamiento diferente, por su condición de disturbio y abandono, donde además la riqueza y abundancia de especies es menor, comparada con los sitios rehabilitados y el sitio de referencia.

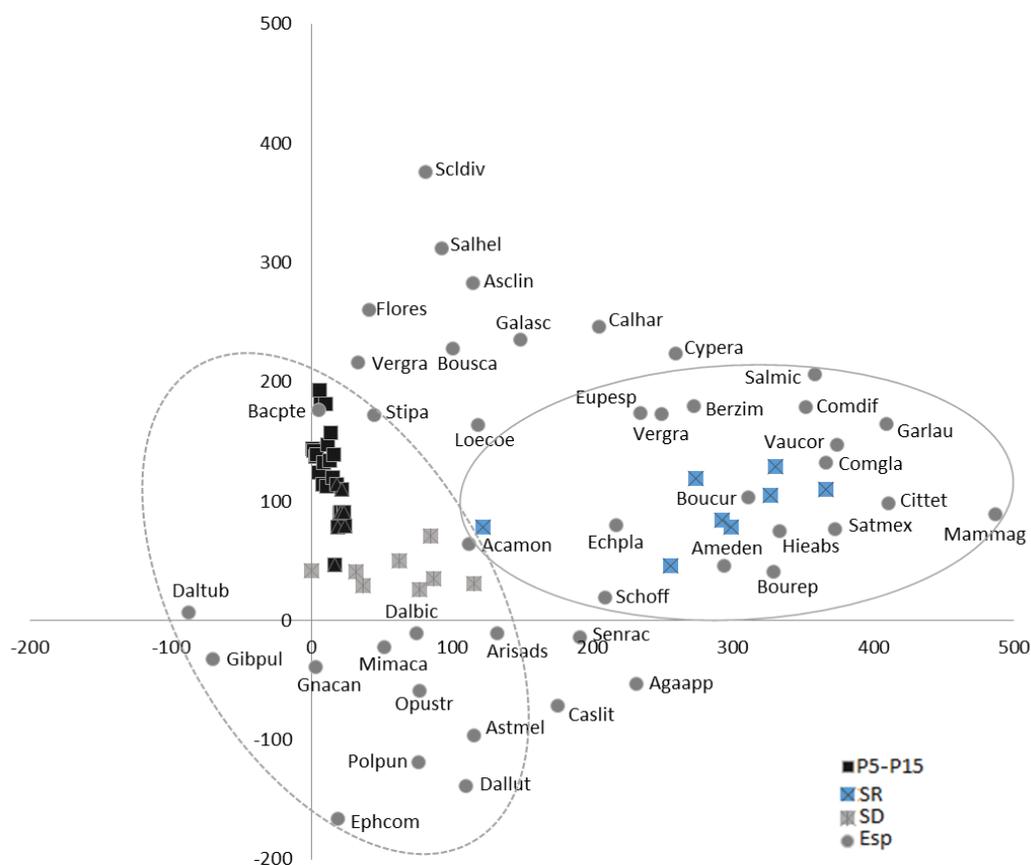
Se encontró también, que en los sitios rehabilitados se favorece la presencia de especies nativas, además de que las actividades de rehabilitación contribuyen a la supresión de especies no deseadas, tales como plantas invasoras, que están adaptadas en áreas perturbadas y por lo general se eliminan debido a la competencia cuando las condiciones ambientales específicas de un ecosistema mejoran, y así los individuos nativos pueden establecerse mejor y aprovechar los recursos existentes en el área (Shea y Chesson, 2002).

Se ha reportado que algunas especies de pastos disminuyen significativamente la disponibilidad de humedad del suelo debido a su densa masa de raíces en los primeros 50 cm (Nepstad *et al.*, 1990); en ese sentido en este estudio se encontró que las especies *Aristida adscensionis* L., *Bouteloua curtipendula* (Mixx.) Torr. y *Stipa* sp., se encuentran de manera abundante en los sitios rehabilitados, y no se limita la humedad del sitio, ya que permiten que otras especies tanto herbáceas como arbustivas se desarrollan en el sotobosque.

En el SR es abundante la presencia de especies con forma de vida arbustiva, tales como: *Amelanchier denticulata* (Kunth) Koch., *Berberis zimapana* (Fedde) Marroquin., *Citharexylum tetramerum* T.S. Brandey., *Comarostaphylis glaucescens* (Kunth Zucc.), *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq., *Garrya laurifolia* Benth., *Mimosa acalecticarpa* Ort., y *Vauquelinia corymbosa* Correa. (Eje1; Eigenvalor = 51 %) (Figura 4.5).

En cambio en el otro grupo integrado por R5, R12 y R14 (Eje 2; Eigenvalor = 29 %) (Figura 4.5), se desarrollan especies herbáceas nativas tales como: *Calylophus hartwegii* (Benth). Raven; *Castilleja lithospermoides* Kunth., *Galium aschenbornii* Schaver, *Loeselia coerulea* (Cav.) G. Don., *Melampodium* sp., *Polygonum punctatum* Ell., y *Salvia helianthemifolia* Benth. Una característica en particular de dichas especies es que se establecen en lugares con perturbación, en el borde de caminos, y en sitios aledaños al matorral xerófilo.

Eje 1



Eje 2

Figura 4. 5. Análisis de correspondencia rectificad (DCA) de la vegetación y abundancia de especies en las cinco condiciones estudiadas: Reforestaciones de *Pinus greggii* (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD). Abreviaturas: **Acamon** *Acalypha monostachya* Cav.; **Agaapp** *Agave applanata*; **Ameden** *Amelanchier denticulata*; **Arisads** *Aristida adscensionis*; **Asclin** *Asclepias linaria*; **Astmel** *Melampodium* sp.; **Bacpte** *Baccharis pteronioides*; **Berzim** *Berberis zimapana*; **Boucur** *Boutelova curtipendula*; **Bourep** *Boutelova repens*; **Bousca** *Bouvardia scabrida*; **Calhar** *Calylophus hartwegii*; **Chymex** *Chysactinia mexicana* A.Gray.; **Cittet** *Citharexylum tetramerum*; **Comgla** *Comarostaphylis glaucescens*; **Comdif** *Commelina diffusa*; **Cypera** *Cyperaceae*; **Caslit** *Castilleja lithospermoides* Kunth; **Dalbic** *Dalea bicolor*; **Dallut** *Dalea lutea*; **Daltub** *Dalea tuberculata*; **Dodvis** *Dodonaea viscosa*; **Echpla** *Echinocactus platycanthus*; **Ephcom** *Ephedra compacta* Rose; **Eupesp** *Eupatorium espinosarum*; **Garlau** *Garrya laurifolia*; **Galasc** *Galium aschenbornii*; **Gnacan** *Gnaphalium canescens*; **Gibpul** *Gibasis pulchella*; **Hieabs** *Hieracium abscissum*; **Mammag** *Mammillaria magnimamma*; **Mimaca** *Mimosa acaleaticarpa*; **Opustr** *Opuntia streptacantha*; **Polpun** *Polygonum punctatum*; **Salhel** *Salvia helianthemifolia*; **Salmic** *Salvia microphylla*; **Satmex** *Satureja mexicana*; **Senrac** *Senna racemosa*; **Schoff** *Schoenocaulon officinale*; **Scldiv** *Sclerocarpus divaricatus*; **Stipa** *Stipa* sp.; **Vaucor** *Vauquelinia corymbosa*; **Vergra** *Verbena gracilis*.

4.4.6 Estimación de la apertura del dosel

Los cambios en la disponibilidad de luz pueden ser el principal impulsor de cambio de la composición de especies y es un factor importante para la presencia de arbustos y herbáceas en el sotobosque (Eviner y Hawkes, 2008; Valladares, 2006). En ese sentido, las acciones de rehabilitación, como las reforestaciones, ayudan a aumentar la riqueza y diversidad de especies en el sotobosque en sus diferentes estratos (arbustivo y herbáceo). Es posible que en el momento de realizar el estudio, las áreas rehabilitadas (R12 y R14) no presenten problemas de disponibilidad de luz, ya que en R14 (sitio reforestado de mayor edad) se observó mayor riqueza de especies, que incluso en el SR (Cuadros 4.1 y 4.2).

En este contexto, se ha señalado que los bosques maduros (como el SR), presentan condiciones de luz más heterogéneas, debido a que presentan una estratificación vertical bien desarrollada con tres estratos bien definidos (Chi-Poot, 2007; Hermy y Verheyen, 2007). A pesar de dichas características en el dosel superior del SR, y en comparación con las reforestaciones, no se encontraron diferencias significativas (Cuadro 4.3) con respecto al índice global de luz que ingresa al sotobosque, lo cual se puede observar en la Figura 4.6.

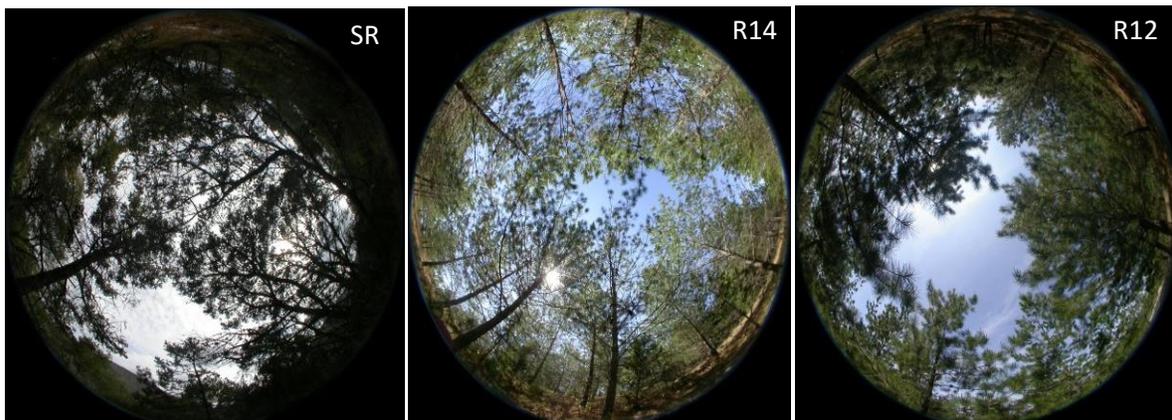


Figura 4.6. Fotografías hemisféricas de las condiciones muestreadas: reforestaciones (R12, R14) y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.

Cuadro 4.3. Porcentajes de luz que ingresa por el dosel en tres condiciones del estudio: reforestaciones (R12, R14) y sitio de referencia (SR), en El Porvenir, Hgo.

Condición	Tipo de vegetación	Índice de luz difusa (%)	Índice de luz directa (%)	Índice global de luz (%)
SD	Sin vegetación arborea	-----	-----	100
R5	<i>P. greggii</i>	-----	-----	100
R12	<i>P. greggii</i>	34 a	40 a	38 a
R14	<i>P. greggii</i>	38 a	46 ab	43 a
SR	<i>P. cembroides</i> y <i>J. flaccida</i>	39 a	44 b	44 a

El grado en que el sombreado inhibe el desarrollo de las plántulas depende de las alturas relativas de los árboles, y del tipo de especie plantada para la restauración (Real de Abreu *et al.*, 2011). En este trabajo se observó que el dosel de R12 y R14, han modificado la cantidad de luz que ingresa al sotobosque, lo cual puede influir en las características de riqueza, diversidad, composición e incluso formas de vida del sotobosque.

4. 5. Conclusiones

Las condiciones bajo estudio que presentaron mayor riqueza y diversidad de especies fueron R14 y SR. De acuerdo al índice de Jaccard la similitud entre condiciones se ve favorecida con la edad de cada reforestación, ya que en el análisis de similitud se observaron dos grupos, R5 y SD (61 %) y por otra parte R12, R14 y SR (45 %). Así, las reforestaciones con *Pinus greggii*, son una alternativa para recuperar algunas características como la riqueza y diversidad de especies en el sotobosque, perdidas por degradación.

Se recomienda ampliar el muestreo de las variables del sotobosque en otras estaciones del año (primavera-verano), para tener mayor representatividad. Sin embargo, estos resultados son valiosos para la identificación de la trayectoria del proceso de rehabilitación en la zona de estudio, y proporcionan un punto de partida para estudios adicionales en el desarrollo del sotobosque.

4.6. Literatura citada

- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera, and H. Marcano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4):328-338.
- Brearley, F. Q., S. Prajadinata, P. S. Kidd, and J. Proctor. 2004. Structure and floristics of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest Ecology and Management* 195(3):385-397.
- Ceccon, E., P. Huante, and 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. *Forest Ecology and Management* 182(1):387-402.
- Ceccon, E. 2013. Restauración en Bosques Tropicales: Fundamentos Ecológicos, Prácticos y Sociales. Díaz de Santos/UNAM-CRIM. México, D. F. 290 p.
- CONABIO, 2015. Herbario virtual. Disponible en:<http://www.conabio.gob.mx/otros/cgi-bin/herbario.cgi>. Consultado el 14 de marzo del 2015.
- Cusack, D., and F. Montagnini. 2004. The role of native plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 188:1-15.
- Chapin F. S. 2009. Managing ecosystems sustainably: The Key Role of Resilience. *In*: Chapin F.S., G. P. Kofinas, C. Folke (eds.). *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. Springer. New York, USA. pp. 29-53.

- Chazdon, L. R., C. A. Peres, D. Dent, D. Sheil, A. E. Lugo, D. Lamb, N. E. Stork, and S. E. Miller. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology* 23(6): 1-12. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x
- Chi-Poot, R. A. 2007. Avifauna en bosques manejados de *Pinus patula* en La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, México. 75 p.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12:(1):159-176.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw, and A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277:515-522.
- Eviner, V. T., and C. V. Hawkes. 2008. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. *Restoration Ecology* 16(4):713-728.
- Ferrari, A. E., y L. G. Wall. 2004. Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. *Revista de la Facultad de Agronomía* 105(2):63-87.
- Granados S., D. y G. F. López. 2000. Sucesión ecológica. Dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 197 p.
- Granados, S. D., G. F. López R. y M. A. Hernández G. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 13(1):67-83.
- Goldman, R. L., L. P. Goldstein, and G. C. Daily. 2008. Assessing the conservation value of a human-dominated island landscape: plant diversity in Hawaii. *Biodiversity and Conservation* 17:1765-1781.
- González-Iturbe, J. A., I. Olmsted, and F. Tun-Dzul. 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, México. *Forest Ecology and Management* 167:67-82.

- Guariguata, M. R., and R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- Guariguata, M. R., y R. Ostertag. 2002. Sucesión secundaria. *In*: MR Guariguata y G. H. Kattan (eds.). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Editorial Tecnológica. San José, Costa Rica. pp. 591-624.
- Günter, S., M. Weber, R. Erreis, and N. Aguirre. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research* 126:67-75.
- Halffter, G., y C. E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. *In*: Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds.). *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. CONABIO (México), SEA (España), Grupo Diversitas-México, México. D. F. pp. 5-18.
- Harper, K. A., and S. E. Macdonald. 2002. Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 13(4):535-546. doi:10.1111/j.1654-1103.2002.tb02080.x
- Hermy, M., and K. Verheyen. 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological research* 22(3):361-371. 10.1007/s11284-007-0354-3
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin, and I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339-349.
- Holl, K. D., and T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261(10):1558-1563. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.004
- Jiménez-Valverde, A., y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.

- Klanderud, K. 2010. Species recruitment in alpine plant communities: the role of species interactions and productivity. *Journal Ecology* 98:1128-1133.
- Koleff, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad Beta. *In*: Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds.). *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. 2005. CONABIO (México), SEA (España), Grupo Diversitas-México, México, D. F. pp. 19-40.
- Lamb, D., and D. Gilmour. 2003. *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN, Gland. Switzerland and Cambridge, United Kindom. 110 p.
- Lamb, D., E. D. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632. doi:10.1126/science.1111773
- Legendre, P., D. Borcard, and P. R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75(4): 435-450.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99:9-19.
- Maestre, F. T., and J. Cortina. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198(1):303-317. doi:10.1016/j.foreco.2004.05.040
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell. Oxford, United Kindom. 215 p.
- McCune, B., and M. J. Mefford. 1999. *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological data, Version 4.0 for Windows*. Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 p.
- Montagnini, F., M. Guariguata, A. Mariscal, N. Ribeiro, and D. Shepherd. 1999. Reforestación con especies nativas para la recuperación de parcelas degradadas: experiencia en tres regiones de Latinoamérica. Primer Seminario Centroamericano. Siguatepeque, Honduras. pp. 7-14.
- Montagnini, F., A. Suárez-Islas, and M. R. Araujo-Santana. 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo, México. *Bois et Forêts des Tropiques* 295(1):5-20.

- Moore, M. M., C. A. Casey, J. D. Bakker, J. D. Springer, P. Z. Fulé, W. W. Covington, and D. C. Laughlin. 2006. Herbaceous vegetation responses (1992-2004) to restoration treatments in a ponderosa pine forest. *Rangeland Ecology and Management* 59(2): 135-144. doi:10.2111/05-051R2.1
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España. 84 p.
- Mostacedo, B., and T. S. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Muñoz-Flores, H. J., J. C. Velarde-Ramírez, J. J. García-Magaña, J. T. Sáenz-Reyes, E. H. Olvera-Delgadillo y J. Hernández-Ramos. 2012. Predicción de volúmenes de fuste total para plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(14):11-22.
- Nepstad, D., C. Uhl, E. A. Serrao, and A. B. Anderson. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. *In*: Anderson, A. (ed.). *Alternatives to Deforestation: Steps Towards Sustainable use of Amazon rain Forests*. Columbia University Press. New York, USA. pp. 215-229.
- Park, A., M. van Breugel, M. S. Ashton, M. Wishnie, E. Mariscal, J. Deago, D. Ibarra, N. Cedeño, and J. S. Hall. 2010. Local and regional environmental variation influences the growth of tropical trees in selection trials in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management* 260:12-21.
- Parrota, J. A., J. W. Turnbull, and N. Jones. 1997a. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:1-7.
- Parrota, J. A., O. H. Knowles, and J. M. Wunderle Jr. 1997b. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99:21-42.
- Parrota, J., and O. H. Knowles. 1999. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology* 7:103-116.

- Pattanayak, S. K., S. Wunder and P. J. Ferraro. 2010. Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy* 4:254-274.
- Pascarella, J., M. Aide, M. Serrano, and K. Zimmerman. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3:217-228.
- Poulin, M., R. Andersen, and L. Rochefort. 2012. A new approach for tracking vegetation change after restoration: A case study with peatlands. *Restoration Ecology* 21(3): 363-371. doi:10.1111/j.1526-100X.2012.00889.x.133-149
- Rafael-Hernández, G., M. Ramírez-Velasco y P. Ruíz-García. 2009. Diagnóstico y propuestas de restauración para la zona núcleo Sur de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. Tesis profesional. División de Ciencias Forestales. Chapingo, México. 131 p.
- Real de Abreu, R., G. Bessão de Assis, S. Frison, A. Aguirre, and G. Durigan. 2011. Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management* 262(8):1452-1459.
- Romero-Duque, P. L., V. J. Jaramillo, and A. Pérez-Jiménez. 2007. Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management* 253:38-47.
- Ruiz-Jaén, M. C., and T.M. Aide. 2005a. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.
- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005b. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218(1):159-173. doi:10.1016/j.foreco.2005.07.008
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.

- Sampaio, A. B., K. D. Holl and A. Scariot. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forest in pastures in central Brazil. *Restoration Ecology* 15:462-471.
- Seaby, R. M. H., and P. A. Henderson. 2006. Species diversity and richness version 4. Pisces Conservation Ltd. Lymington, England. 123 p.
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2010. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres: Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México, D. F. 78 p.
- Shea, K., and P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17:170-176.
- Valladares, F. 2006. La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica. *Ecología* 20:11-30.
- Varela-Palacios, A. 2002. Memoria de la IX Reunión Nacional Sobre Sistemas de Captación de Agua de Lluvia. Tlaxcala, México.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, y A. M. Umaña. 2006. Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. *In: Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. pp. 185-226.
- Walker, L. R., J. Walker, and R. J. Hobbs. 2007. Linking restoration and ecological succession. Springer London. 190 p.
- Walker, S. C., M. S. Poos, and D. A. Jackson. 2008. Functional rarefaction: estimating functional diversity from field data. *Oikos* 117:286-296.
- Wildi, O. 2010. Data Analysis in Vegetation Ecology. Wiley-Blackwell. Oxford, United Kingdom. 211 p.
- Zywiec, M., J. Holeksa, and M. Ledwoń. 2012. Population and individual level of masting in a fleshy-fruited tree. *Plant Ecology* 213(6):993-1002.

V. TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS Y DIVERSIDAD FUNCIONAL EN EL SOTOBOSQUE DE REFORESTACIONES CON FINES DE REHABILITACION EN EL PORVENIR, HGO.

5.1 Resumen

El estudio de la diversidad funcional es un tema clave para la comprensión de los diversos procesos y funciones que suceden en un ecosistema. Estudiar los grupos funcionales de plantas es una herramienta útil en la identificación de características ecológicas de importancia en la recuperación de una comunidad. En el presente estudio los objetivos fueron la identificación y descripción de los tipos funcionales de plantas en el sotobosque, además de caracterizar la diversidad funcional en tres reforestaciones de *P. greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años), un sitio de referencia y un sitio degradado. Para lograr dichos objetivos, se realizaron muestreos de campo, donde se establecieron sitios de 100 m² para medir el estrato arbustivo y de 1 m² para el estrato herbáceo. Se seleccionaron 12 rasgos que proporcionaran información indirecta sobre procesos ecofisiológicos-funcionales, para el total de las 44 especies identificadas en el sotobosque. Con la información sobre abundancias de especies-rasgos se construyó una matriz, y mediante el software InfoStat se construyó el dendrograma y se calcularon los índices a través del programa FDiversity. Fue posible distinguir tres tipos funcionales de plantas (TFP's): 1) Herbáceas, 2) Suculentas y 3) Arbustos perennes. Se observó que la diversidad funcional incrementa conforme lo hace la edad de la reforestación, y los índices que presentaron diferencias significativas fueron FAD1, FAD2, FDC, Fric y FEve, en cambio para los índices FDis y FDiv no se presentaron tales diferencias entre las condiciones estudiadas. La evaluación de las especies presentes en el sotobosque y el conocer su función en sitios bajo reforestación, es importante para entender, que tan exitosos pueden ser los proyectos de rehabilitación de sitios degradados.

Palabras clave: rehabilitación, rasgos funcionales, índices de diversidad funcional y tipos funcionales de plantas.

5.2 Introducción

La diversidad funcional ha sido considerada como un componente importante de la biodiversidad y determinante para explicar los procesos ecosistémicos (Díaz y Cabido, 2001; Wardle, 2005; Lavorel, 2013) como resultado de las estrategias ecológicas de las especies. Durante décadas los estudios sobre el funcionamiento de los ecosistemas se han relacionado únicamente con la riqueza específica (Martín-López *et al.*, 2007), que es el componente de la biodiversidad más fácil de medir en la mayoría de los casos (Díaz *et al.*, 2002; Petchey *et al.*, 2004; Reiss *et al.*, 2009). Algunos autores sostienen que este enfoque proporciona una aproximación incompleta de la biodiversidad, ya que no considera la diferenciación morfológica y fisiológica que da lugar a las estrategias de vida de las plantas (Petchey *et al.*, 2004; Hooper *et al.*, 2005; Reiss *et al.*, 2009).

En las últimas décadas este enfoque se inclina a estudiar cambios en la abundancia de rasgos y grupos funcionales en ambientes contrastantes y en evaluar el efecto de múltiples factores ambientales en el ensamblaje de las comunidades vegetales, incluyendo la respuesta a perturbaciones (Ribera *et al.*, 2001; Petchey y Gaston, 2006), la aparición de ambientes modificados como resultado de actividades humanas (Verheyen *et al.*, 2003; Flynn *et al.*, 2009; de Bello *et al.*, 2010; Van Meerbeek *et al.*, 2014), sobre el efecto del cambio climático (Díaz y Cabido, 1997), su aplicación en temas de restauración ecológica (Lavorel, 2013; Barnes y Chapman, 2014; Piekarska-Stachowiak *et al.*, 2014), como marco para el diseño de un ecosistema novedoso como los techos verdes (Van Mechelen *et al.*, 2014; Van Mechelen *et al.*, 2015), y también puede relacionarse con la conservación y supervivencia de especies en peligro de extinción (Song y Zhang, 2013; Zhang *et al.*, 2015).

Se considera que la diversidad funcional (DF) puede dar una mejor descripción de los efectos en el funcionamiento del ecosistema desde el enfoque de procesos y funciones (Lavorel y Grigulis, 2012; Lavorel, 2013); por tanto, medir la DF permitiría una mejor explicación de los efectos de la biodiversidad en los bienes y servicios de los ecosistemas

que son vitales para el bienestar humano (Petchey, 2004; Díaz *et al.*, 2006; Díaz *et al.*, 2007; Ruiz-Jaén y Potvin, 2011).

La diversidad funcional se define como el valor, el rango, distribución, abundancia relativa y la variedad de rasgos o características funcionales de los organismos que conforman una comunidad o ecosistema (Díaz y Cabido, 2001; Díaz *et al.*, 2007; Petchey y Gaston, 2006; Díaz *et al.*, 2011). Por otra parte, Violle *et al.*, (2007) definen los rasgos funcionales como una característica morfológica, fisiológica o fenológica medible desde el nivel celular hasta un organismo, que influyen en su crecimiento, reproducción y supervivencia y/o en los efectos de dicho organismo en el ecosistema (Cornelissen *et al.*, 2003; Violle *et al.*, 2007). Dichos rasgos se asocian con un efecto sobre uno o más procesos ecológicos o con una respuesta a uno o más factores ambientales (Violle *et al.*, 2007). Los rasgos funcionales que se deben usar en las clasificaciones son todos aquellos considerados importantes para la función de interés (Petchey y Gaston, 2006) y que puedan medirse fácilmente y a un menor costo (Cornelissen *et al.*, 2003).

La DF puede estimarse a partir de rasgos funcionales que presentan aquellas especies que influyen uno o más aspectos del funcionamiento de un ecosistema (Petchey y Gaston, 2002; Petchey *et al.*, 2004; Schleuter *et al.*, 2010; Sandel *et al.*, 2011), que en comunidades vegetales son conocidos como Tipos Funcionales de Plantas (TFP's) (Díaz *et al.*, 1999; Di Rienzo *et al.*, 2011). Un TFP's está compuesto por especies que utilizan recursos similares, que desempeñan un rol semejante en el funcionamiento (como productividad, ciclaje de nutrientes, transferencia trófica, etc.) y contribución a los procesos del ecosistema, o presentan respuestas similares a factores ambientales (Díaz *et al.*, 2002; Hooper *et al.*, 2005; Pokorny *et al.*, 2005; Fornara y Tilman, 2009).

En la restauración ecológica, el estudio de la DF posee un alto potencial al ofrecer información útil sobre los atributos que caracterizan a las especies que colonizan y participan en la sucesión natural y que serían buenas candidatas para introducir en ambientes degradados (Pywell *et al.*, 2003; Sandel *et al.*, 2011), además de su relación con la recuperación de los servicios ecosistémicos a través de implementar estrategias de restauración (Di Rienzo *et al.*, 2011). Una acción importante para la restauración del

ecosistema, es la reintroducción de especies leñosas en tierras degradadas (Maestre y Cortina, 2004; Lu *et al.*, 2011) comúnmente llamadas reforestaciones, las cuales aceleran la sucesión natural, recuperan la biodiversidad, protegen el suelo de la erosión, incrementan el almacenamiento de carbono, entre otros (Maestre y Cortina, 2004; Lu *et al.*, 2011; Brang *et al.*, 2014).

En El Porvenir, Hgo. la degradación de las tierras ocurrió por deforestación y sobrepastoreo, presentando suelos severamente erosionados que posteriormente fueron abandonados. Los esfuerzos por recuperar la cobertura vegetal fueron impulsados por el gobierno local, municipal y estatal al implementar programas de reforestación. Éstos iniciaron en 1998, estableciendo reforestaciones con diferentes especies nativas como el nopal tunero y xoconoxtle (*Opuntia matudae* Scheinvar. y *Opuntia imbricata* (Haw.) DC.), maguey pulquero (*Agave salmiana* Otto ex Salm.) y tequilero (*Agave tequilana* Web.) entre otros.

El éxito de dichas reforestaciones fue temporal y posteriormente se establecieron otras especies forestales como *Casuarina* sp. (exótica), *Cupressus* sp. (introducida), *Eucalyptus* sp. (exótica), *P. cembroides* Zucc. (nativa), *Pinus greggii* Engelm. (introducida), y *P. pseudostrobus* Lindl. (introducida) (Navarro-Muñoz *et al.*, 2000). *Pinus greggii* fue la especie que se adaptó mejor a las condiciones del lugar, por lo cual se usó en las reforestaciones de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir, donde actualmente existen aproximadamente 300 ha reforestadas con sitios de diferentes edades.

La evaluación de las especies presentes en el sotobosque y el conocer su función en sitios bajo reforestación, es importante para entender, entre otras cosas, que tan exitosos pueden ser estos proyectos de rehabilitación de sitios degradados. En el presente estudio se plantea identificar y describir los tipos funcionales de plantas, además de caracterizar la diversidad funcional en reforestaciones de *P. greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años), un sitio de referencia y un sitio degradado.

5.3 Materiales y métodos

5.3.1 Localización del área de estudio

Las reforestaciones bajo estudio se localizan en la comunidad de El Porvenir (Figura 3.1), donde predomina un clima templado semiseco con lluvias en verano. Prevalecen suelos conocidos como Rendzinas, por ser poco profundos (SAGARPA, 2001).

5.3.2 Caracterización de la vegetación

Se seleccionaron tres sitios reforestados con *P. greggii* y que en el año 2013 contaban con un promedio de 5, 12 y 14 años de edad (R5, R12 y R14), un sitio de referencia (sitio con remanentes de la vegetación natural) y un sitio degradado (SD). Con el propósito de caracterizar el estrato arbustivo se establecieron sistemáticamente (equidistancia de 50 m) ocho sitios circulares de 100 m² (5.64 m de radio) en cada condición bajo estudio. Para el estrato herbáceo se establecieron cuatro sitios de 1 m² de forma anidada a los sitios de 100 m², los cuales se ubicaron en los puntos cardinales noroeste, noreste, suroeste y sureste. En cada sitio se colectaron ejemplares botánicos de todas las especies encontradas y se identificaron con el apoyo de taxónomos de los herbarios CHAP de la Universidad Autónoma Chapingo y CHAPA del Colegio de Postgraduados, ubicados en el Estado de México. Las colectas y mediciones en campo se realizaron en los meses de diciembre a marzo del año 2013.

5.3.3 Medición de los rasgos funcionales

En este estudio se consideró rasgo, a aquella característica morfológica, fisiológica o fenológica (Cornelissen *et al.*, 2003; Petchey y Gaston, 2006; Violle *et al.*, 2007) encontrada en las especies del sotobosque, y que proporciona información sobre algunas funciones en la comunidad, por ejemplo, el tipo de dispersión de semillas y su persistencia en el medio después de la perturbación (Cornelissen *et al.*, 2003; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). La selección y medición de los rasgos se realizó con base en el protocolo de Pérez-Harguindeguy (2013) además de la consulta de bibliografía relacionada.

Se verificó que los rasgos seleccionados fueran fáciles de medir en una escala de tiempo corto y que proveyeran de información indirecta sobre procesos ecofisiológicos-funcionales, resultando 12 rasgos descritos en el Cuadro 5.1, en donde además se presentan las categorías establecidas (Cornelissen *et al.*, 2003; Di Rienzo *et al.*, 2008; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013).

En campo se identificó a cada especie encontrada, dicha información se corroboró en los herbarios antes mencionados y en algunos casos se complementó con la información reportada en las floras del Valle de México (Rzedowski *et al.*, 2005), la Flora del Bajío (Daniel y Castellanos, 2003) y la Flora de Veracruz (INECOL, 2003), también se consultaron sitios en internet como: www.conabio.org y www.theplantlist.org. De los 12 rasgos descritos en el Cuadro 5.1, los que se tomaron en campo fueron: forma de vida, ciclo de vida, distribución de las ramas sobre los tallos, presencia de espinas, succulencia de las hojas, forma y acomodo de las hojas. Mientras que los rasgos que se obtuvieron en la bibliografía de las floras consultadas fueron: altura de la planta, longitud de las hojas, tipo de fruto, tipo de dispersión de semillas y capacidad de rebrote.

Con dicha información se construyeron dos matrices, la primera con las 44 especies arbustivas y herbáceas encontradas en el sotobosque (Apéndice A) y su abundancia; y la segunda matriz con el total de especies y los 12 rasgos funcionales por especie. El software InfoStat vincula estas dos matrices (*Merge*) y se forma una tercer matriz con los datos de abundancias de especies-rasgos (Casanoves *et al.*, 2008; Casanoves *et al.*, 2010; Casanoves *et al.*, 2011; Di Rienzo *et al.*, 2011).

Cuadro 5.1. Rasgos, procesos funcionales seleccionados y categorías establecidas para las especies del sotobosque en tres reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.

Rasgos funcionales	Proceso funcional	Categorías
Forma de vida	Respuesta a perturbaciones	Gramínea, herbácea, arbusto
Ciclo de vida	Respuesta a perturbaciones	Anual, perenne, ambos
Altura de la planta	Biomasa, captura de CO ₂ y Respuesta a perturbaciones	Valor medido en m
Longitud de las hojas	Uso de recursos y tasa de descomposición de las hojas	Valor medido en cm
Distribución de las ramas sobre los tallos	Regulación hídrica y evapotranspiración	Espiral o dísticas, simple, ramificado desde la base, a cierta altura.
Tipo de fruto	Efecto en el régimen de perturbaciones	Cariopse, aquenio, cápsula, esquizocarpo, baya, legumbre, drupa, pomo mericarpo, hipantio y folículo
Tipo de dispersión de semillas	Respuesta a perturbaciones y persistencia en el banco de semillas	Anemocoria, zoocoria, ambos
Presencia de espinas	Efecto en el régimen de perturbaciones y defensa de la planta	Si, No
Suculencia de las hojas	Uso de recursos y tasa de descomposición de las hojas	Si, No
Capacidad de rebrote	Respuesta a recursos del suelo; Respuesta a perturbaciones	Si, No
Forma de la hoja	Regulación hídrica y evapotranspiración	Lineares, lanceoladas, vainas membranosas, pinnati- o bipinnatipartidas, oblanceoladas y dentadas, hojas con espinas
Acomodo de las hojas	Regulación hídrica y evapotranspiración	Alternas y amacollada, opuestas, roseta densa, espiral

5.3.4 Identificación y caracterización de tipos funcionales de plantas (TFP's)

La identificación de los TFP's se realizó a partir de la matriz de las 44 especies tanto de herbáceas como arbustivas y los 12 rasgos funcionales (Cuadro 5.1), por medio de un análisis de conglomerados jerárquicos con el programa InfoStat versión, 2011. Este análisis utiliza el método de agrupamiento de Ward y la distancia propuesta por Gower, el cual utiliza la distancia Euclídea para las variables continuas y Jaccard para las variables dicotómicas procesando cada uno de acuerdo a su tipo matemático, discriminando descriptores binarios, multiestado y numéricos (Di Rienzo *et al.*, 2008; Casanoves *et al.*, 2011).

5.3.5 Índices de diversidad funcional

La diversidad funcional por condición de estudio se estimó calculando siete índices ponderados por la abundancia de especie. Los índices multirasgo unidimensionales fueron: FAD1, FAD2 y FDc. Los índices FAD1 y FAD2 (son índices de la diversidad de atributos funcionales). FAD1 es el número de combinaciones diferentes de rasgos que ocurren dentro de la comunidad. Este valor puede ser igual o menor que el número de especies y en el contexto de la diversidad filogenética es análogo al número o riqueza de especies (Walker *et al.*, 1999). El índice FAD2 es la suma de las distancias estandarizadas entre pares de especies en el espacio de los rasgos; esto es, la diversidad de atributos funcionales (Walker *et al.*, 1999) y la FDc o diversidad funcional basada en los rasgos de las especies de la comunidad, ponderados por valores de abundancia (Petchey y Gaston, 2006; Cianciaruso *et al.*, 2009). En este caso se consideró el dato de abundancia por especie para su ponderación.

Se estimaron también cuatro índices multirasgos-multidimensionales, por representar diferentes facetas de la diversidad funcional: FRic, FEve, FDiv y FDis que consideran medidas de abundancia para su ponderación. El índice de FRic, representa el volumen ocupado por las especies de una comunidad en el espacio de los rasgos (Villéger *et al.*, 2008); la equidad funcional (FEve), representa la uniformidad en la distribución de la abundancia de las especies en el espacio funcional dentro de la comunidad (Villéger *et al.*,

2008; Casanoves *et al.*, 2008); la divergencia funcional (FDiv) cuantifica la dispersión de los valores de los rasgos en el espacio multivariado (Mason *et al.*, 2005; Casanoves *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2008) y el índice de dispersión funcional (FDis) es la distancia promedio de cada especie al centroide de la comunidad en el espacio de los rasgos (Villéger *et al.*, 2008; Laliberté y Legendre, 2010; Di Rienzo *et al.*, 2011).

Para evitar confusiones debidas al cambio de escala en el cálculo final del valor de los índices, los valores de los rasgos fueron estandarizados debido a que involucran variables numéricas y categóricas a través del programa FDiversity (Casanoves *et al.*, 2008; Di Rienzo *et al.*, 2008; Di Rienzo *et al.*, 2011) y un análisis de varianza para determinar diferencias entre las medias de los índices de diversidad funcional por condición a través de la prueba LSD de Fisher con un nivel de significancia de 0.05 calculada con el programa InfoStat versión, 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011).

5.4 Resultados y discusión

5.4.1 Identificación y descripción de tipos funcionales de plantas (TFP's)

El dendrograma de la Figura 5.1 muestra la asociación encontrada para el total de especies, definiéndose tres tipos funcionales de plantas. Cada TFP's se describió de acuerdo al número de especies que lo conforman y la distribución de rasgos funcionales. El nivel de corte se realizó en 1.33 (línea punteada en la Figura 5.1), lo que permitió distinguir tres TFP's y agrupadas principalmente de acuerdo a su forma de vida. Se clasificaron como herbáceas anuales, suculentas y arbustos perennes.

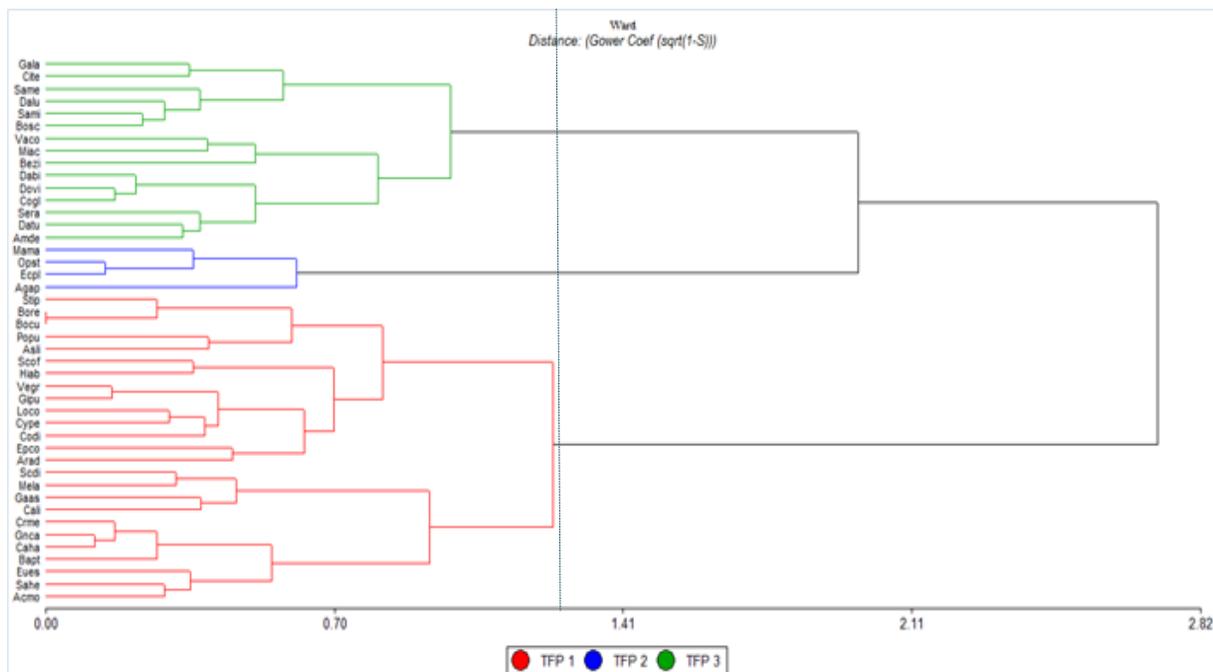


Figura 5.1. Dendrograma del análisis de conglomerados (método de Ward y distancia Gower) que identifica los tres Tipos Funcionales de Plantas (TFP's) para las 44 especies encontradas en la zona de El Porvenir, Hgo.

A continuación se describe cada TFP's

TFP 1. Grupo de herbáceas anuales

Se integra por 25 especies de herbáceas anuales de 50.0 cm-2.0 m de altura, presentan dispersión anemócora y zoocora, poseen frutos dehiscentes (cápsulas) o indehiscentes (aquenio, esquizocarpos) y dado que se desarrollan en el estrato rasante pueden dispersarse por el viento en época seca y por el agua en época de lluvias pudiendo formar un banco de semillas importante. Presentan hojas lineares, sin espinas y con un tipo de raíces adventicias y fibrosas con buena capacidad de rebrote.

Una característica importante de este grupo es que poseen gran capacidad de colonizar áreas perturbadas, condiciones de escasa humedad y suelos someros; especies como: *Aristida adscensionis* L; *Bouteloua curtipendula* (Mixx.) Torr., *Bouteloua repens* (Kunth) Scribn. & Merr., *Commelina diffusa* Burm f., Cyperaceae sp., *Hieracium abscissum* Less. Schlecht. & Cham., *Loeselia coerulea* (Cav.) G. Don., *Stipa* sp. y *Verbena gracilis* Desf.

Las especies que forman este grupo son importantes, por colonizar en la primera etapa de la sucesión y pueden propiciar un ambiente para que nuevas especies colonicen el lugar (Walker *et al.*, 2007; CONABIO, 2015). En general, los pastos tienen raíces fibrosas que desarrollan rápidamente y ocupan gran parte de los primeros 45 cm del suelo (Shutchka *et al.*, 2010); esto es importante para restablecer algunas funciones de sitios degradados como en la zona de estudio, ya que facilitan la infiltración del agua de lluvia e impiden los escurrimientos torrenciales (Castellanos-Castro *et al.*, 2011).

En actividades enfocadas a la restauración es recomendable introducir gramíneas de crecimiento rápido, para que cubran y estabilicen la superficie tan pronto como sea posible, y así reducir la escorrentía y el arrastre de sedimentos. Por ejemplo, las especies anuales y perennes *Lolium perenne* L. y *Multiflorum* ssp. (Lam.), que son pastos de clima frío que se utilizan comúnmente para la recuperación de la cobertura vegetal (Franklin *et al.*, 2012).

Este TFP puede ser uno de los más influyentes a nivel del ciclado de nutrientes, por el aporte de hojarasca al suelo y una rápida descomposición, en comparación con algunas especies arbustivas y arbóreas. Además, algunas especies herbáceas cumplen un rol importante como medicinales y se usan en la gastronomía local como especias.

TFP 2. Grupo de suculentas

Integrado por cuatro especies de la familia cactácea (*Echinocactus platycanthus* Link et Otto., *Mammillaria magnimamma* Haw., *Opuntia streptacantha* Lem.) y el agave (*Agave applanata* Lem. ex Jacobi). Son plantas de lento crecimiento y de ciclo de vida relativamente largo, por lo regular perennes (Godínez-Álvarez *et al.*, 2003), y tienen abundante tejido secundario (> 60 % de su volumen) (Vázquez-Sánchez *et al.*, 2012),

tienen frutos pequeños a medianos con pocas semillas y su polinización y dispersión está asociada a la fauna (Garrett *et al.*, 2010). Poseen gran capacidad para adaptarse a condiciones edáficas con diferentes niveles de perturbación (McIntyre *et al.*, 1995), presentan mecanismos de defensa, de manera que transforman las hojas en espinas, las cuales cumplen la doble función de retener el agua y defender la planta de posibles agresiones (McIntyre *et al.*, 1995).

TFP 3. Arbustos perennes

Integrado por 15 especies, en su mayoría perennes, de hasta 7 m de altura de acuerdo a las floras consultadas, muy ramificados y con base leñosa; con dispersión anemócora y zoocora, sin presencia de espinas y con buena capacidad de rebrote ya que poseen raíces fibrosas y rizomatosas.

Las especies que lo integran son: *Amelanchier denticulata* (H.B.K.) Koch., *Berberis zimapana* (Fedde) Marroquin., *Bouvardia scabrida* Mart. & Gal., *Citharexylum tetramerum* T. S. Brandeg., *Comarostaphylis glaucescens* (Kunth) Zucc. ex Klotz., *Dalea bicolor* Willd., *D. lutea* (Cav.) Willd., *D. tuberculata* Lag., *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq., *Garrya laurifolia* Benth., *Mimosa acaleaticarpa* Ort., *Salvia microphylla* H. B. K. Kunth., *Satureja mexicana* (Benth.) Briq., *Senna racemosa* (P. Mill.) Irwin & Barneby., y *Vauquelinia corymbosa* Humb. & Bonpl.

Dentro de dichas especies, existen algunas que presentan un alto potencial para la restauración ecológica de ecosistemas, por su gran capacidad para sobrevivir en ambientes perturbados, como: *Dodonaea viscosa*, *Mimosa acaleaticarpa* y *Amelanchier denticulata*, y que se han implementado en otras regiones del país para revertir problemas de degradación (Martínez-Pérez *et al.*, 2006). Además, son especies importantes para la población local, ya que el follaje se usa como alimento para cabras y el fruto de algunas especies se usa para consumo humano, por ejemplo, el duraznillo (*Amelanchier denticulata*).

Otra familia importante en programas de restauración ecológica es la Fabaceae, ya que muchas de sus especies son colonizadoras de sitios perturbados (González-Iturbe *et al.*, 2002) y varias especies tienen la capacidad de rebrotar y dominar a través de la sucesión secundaria (Walker *et al.*, 2007; Romero-Duque *et al.*, 2007). Además, por su tipo de dispersión tienden a acumular una gran cantidad de semillas en el sotobosque, y otras especies son resistentes al fuego (Romero-Duque *et al.*, 2007). En las diferentes condiciones estudiadas se encontró la presencia de especies como *Dalea bicolor*, *D. tuberculata* y *D. lutea*, que de alguna manera pueden iniciar el ciclaje de nutrientes en el suelo, aportándole principalmente nitrógeno, nutriente escaso en sitios perturbados.

En el ámbito de la restauración ecológica, el enfoque basado en rasgos funcionales ha sido útil para seleccionar especies adecuadas para la restauración de ambientes degradados por actividades mineras en Katanga, República Democrática del Congo (Wailunga *et al.*, 2015), siendo el ciclo de vida anual, la fenología del crecimiento en época de lluvias y la profundidad de la raíz, las características más importantes en esta selección.

En bosques tropicales se ha recomendado como una actividad primordial, caracterizar a las especies que colonizan zonas con posibilidades de restauración, esto para obtener un conocimiento a priori de las posibilidades de éxito y la probable trayectoria de los esfuerzos de la restauración (Barnes y Chapman, 2014).

Dependiendo de los objetivos del estudio, la definición de los grupos puede variar, por ejemplo en un estudio realizado en Chile, se definieron grupos funcionales de plantas al comparar los mecanismos de utilización de distintas fuentes de agua que presentan las especies arbustivas del desierto costero del norte-centro de Chile. Se identificaron seis grupos funcionales en base a diferentes rasgos, como el tipo de hábito de las plantas (deciduo y siempre-verdes), sus sistemas radiculares (superficial, dimórfico o profundo) y por su capacidad de utilizar distintas fuentes de agua (superficial y/o profundo) (Squeo, *et al.*, 1999).

Cuando el objetivo de la investigación es medir la resiliencia del ecosistema, se ha encontrado que los parámetros abióticos influyen en la composición de los rasgos funcionales de la vegetación (si se trata de medir respuestas de la comunidad a un cambio en las condiciones climáticas). A su vez, los cambios en las especies, la composición y el grado en que las especies de plantas difieren en sus rasgos determinarán el cambio en la capacidad de recuperación (Díaz y Cabido, 1997).

Después de identificar los diferentes TFP's en este estudio, se puede inferir que acciones de restauración contribuyen a la presencia de grupos de plantas importantes en sitios degradados y que son útiles en la recuperación de servicios ecosistémicos para las comunidades locales. Entre más especies funcionalmente similares (redundancia), y presentar múltiples especies por grupo o tipo funcional, en un ecosistema, mayor será la probabilidad de que al menos una de estas sobreviva y mantenga las propiedades del ecosistema, contribuyendo así a su capacidad de resiliencia, por lo cual se puede considerar que la redundancia es una característica valiosa (Díaz y Cabido, 2001; Loreau, 2004).

5.4.2 Índices de diversidad funcional

Se presentaron diferencias significativas en los índices FAD1, FAD2, FDc, Fric y FEve. En cambio, para los índices FDis y FDiv no se presentaron tales diferencias. La equidad funcional (FEve) y divergencia funcional (FDis) presentan los valores máximos en el SR y R14, ya que dichas condiciones presentan una mejor distribución de los rasgos de las especies, además el índice FEve está en función de la equidad entre rasgos y es coincidente con la diversidad de especies, donde el valor cero, indicando carencia de equidad, y uno, equidad completa, no se correlaciona con la riqueza, y a su vez es independiente del FRic (Cuadro 5.2). Dichos resultados, coinciden con los valores encontrados en las diferentes condiciones del presente estudio, ya que el menor valor se encontró en los sitios donde la abundancia de las especies presentan una distribución menos uniforme (SD y R5) (Casanoves *et al.*, 2008).

Se observa también que tanto FAD1, FAD2 y FDc, presentaron diferencias significativas (Cuadro 5.2), esto porque dichos índices se ven afectados por la riqueza de especies y por los valores extremos de los rasgos (Walker *et al.*, 1999; Villéger *et al.*, 2008).

Cuadro 5.2. Valores promedio de los índices de diversidad funcional para cada condición del estudio: Reforestaciones de diferentes edad (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Condición	FAD1	FAD2	FDc	FRic	FEve	FDiv	FDis
SD	6.88 c	10.31c	3.64 c	1.67 a	0.48 b	0.81 a	4.48 a
R5	7.63 bc	14.28 c	4.24 c	2.22 a	0.43 b	0.86 a	5.38 a
R12	12.88 a	44.35a	7.59 a	9.7E-05 a	0.60 a	0.89 a	4.08 a
R14	13.88 a	46.87a	7.39 a	4.0E-03 a	0.60 a	0.81 a	4.06 a
SR	9.88 b	28.41b	5.65 b	0.23 a	0.61 a	0.81 a	4.87 a
Valor de F	15.0	14.30	16.01	1.23	5.63	1.24	1.29
Valor de P	0.0001	0.0001	0.0001	0.3172	0.0013	0.3114	0.2944

Comparación de medias entre columnas, valores con letras iguales no son estadísticamente diferentes, (LSD de Fisher $P > 0.05$). Abreviaturas: FAD1 y FAD2 (índices de la diversidad de atributos funcionales), FRic (riqueza funcional), FDc (Diversidad de la comunidad), FDiv (la divergencia funcional), FEve (equidad funcional) y FDis (dispersión funcional).

En este caso el mayor valor de la divergencia funcional (FDiv), se presentó en la condición R12, la cual se relaciona con una mayor dispersión de los valores de los rasgos en el espacio que ocupan las especies, presentándose valores altos cuando las especies más abundantes tienen valores extremos de rasgos y también cuando el número de rasgos es relativamente alto respecto al número de especies.

El valor de FDiv no presentó diferencias significativas, ya que no existieron rasgos que dominen sobre otros. Cuando un rasgo es dominante, se consideraría atípico con el resto de las especies (Mason *et al.*, 2005; Mouillot *et al.*, 2005) y por tanto esta divergencia afectaría el papel funcional de la entidad (genotipo, especie, grupo funcional) que refleja este rasgo.

Se requiere una alta riqueza para mantener altos niveles de diversidad funcional y filogenética (Van Meerbeek *et al.*, 2014). Díaz *et al.* (2007) demostraron la forma en cómo factores ambientales, como el uso del suelo, pueden alterar la diversidad funcional de pastizales y posteriormente la prestación de servicios de los ecosistemas. Reich *et al.* (2012) propusieron que la resiliencia es más alta dentro de ecosistemas con gran riqueza de especies, que en comunidades menos favorecidas (más pobres). Del mismo modo, un estudio dirigido específicamente a analizar la respuesta de la diversidad funcional de las plantas ante la perturbación mostró picos en la riqueza en los niveles intermedios de disturbio (Biswas y Mallik, 2010).

Teóricamente si la diversidad funcional incrementa, el funcionamiento del ecosistema también incrementará; esto debido a la mayor complementariedad en el uso de los recursos entre las especies de una comunidad local. Es importante mencionar que el funcionamiento del ecosistema está relacionado con los rasgos funcionales presentes en el ecosistema, lo cual dará como resultado una mayor diversidad funcional (Petchey y Gaston, 2002a) y por ende ninguna perturbación eliminará un grupo funcional completo (Walker *et al.*, 1999; Van Meerbeek *et al.*, 2014).

De esta manera, las acciones de reforestación con fines de rehabilitación, como las zonas del presente estudio, persiguen incrementar la diversidad funcional y mientras mayor diversidad presenten los ecosistemas, mayor resilientes serán (Folke *et al.*, 2004). Con el fin de identificar que especies son más resilientes a algún tipo de disturbio se requiere una mayor cantidad de información sobre rasgos funcionales para las especies presentes en las diferentes condiciones de estudio que en la mayoría de los casos no están disponibles, sobre todo aquellas relacionadas a proyectos de restauración (Laliberté y Legendre, 2010).

5.5 Conclusiones

Se identificaron tres tipos funcionales de plantas (herbáceas anuales, suculentas y arbustos perenes), la tendencia es que a mayor edad de la reforestación se incrementa la posibilidad de tener mayor variabilidad en cada grupo. Las especies que los conforman poseen características comunes en algunos procesos del ecosistema como ciclaje de nutrimentos, retención o enriquecimiento del suelo, uso medicinal y como forraje, tanto para fauna silvestre como de animales domésticos. Por otra parte, la tendencia en los índices de diversidad funcional fue variable, ya que algunos de ellos, están en función con la equidad entre rasgos y en otros casos influye la diversidad de especies.

Así, se concluye que acciones de restauración contribuyen a la presencia de grupos de plantas importantes y útiles en la recuperación de servicios ecosistémicos para las comunidades locales. Por lo que, entre más especies funcionalmente similares presente un ecosistema, mayor será la probabilidad de que al menos una de estas sobreviva y mantenga las propiedades del ecosistema, contribuyendo a una mayor resiliencia.

5.6 Literatura citada

- Barnes, A. D., and H. M. Chapman. 2014. Dispersal traits determine passive restoration trajectory of a Nigerian montane forest. *Acta Oecologica* 56:32-40.
- Brang, P., P. Spathelf, J. B. Larsen, J. Bauhus, A. Bonccina, C. Chauvin, L. Drössler, C. García-Güemes, C. Heiri, G. Kerr, M. J. Lexer, B. Mason, F. Mohren, U. Mühlethaler, S. Nocentini and M. Svoboda. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4):492-503. doi:10.1093/forestry/cpu018
- Casanoves, F., J. A. Di Rienzo, and L. Pla. 2008. User Manual FDiversity: statistical software for the analysis of functional diversity. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: www.fdiversity.nucleodiversus.org.

- Casanoves F., L. Pla, y J.A. Di Rienzo. 2011. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. CATIE. Informe técnico N° 384. 105 p.
- Casanoves, F., L. Pla, J. A. Di Rienzo, and S. Díaz. 2011. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 2(3):233-237.
- Castellanos-Castro, C., y M. A. Bonilla. 2011. Grupos funcionales de plantas con potencial uso para la restauración en bordes de avance de un bosque Altoandino. *Acta Biológica Colombiana* 16(1):175-184.
- Cianciaruso, M. V., M. A. Batalha, K. J. Gaston, and O. L. Petchey. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology* 90(1):81-89.
- CONABIO, 2015. Herbario virtual. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/otros/cgi-bin/herbario.cgi>. Consultado el 14 de marzo del 2015.
- Cornelissen, J. H. C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D. E. Gurvich, P. B. Reich, H. ter Steege, H. D. Morgan, M. G. A. van der Heijden, J. G. Pausas, and H. Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51(4):335-380.
- Daniel, T. F., y S. A. Castellanos. 2003. Flora del Bajío y de regiones adyacentes. Instituto de Ecología. México, D. F. 177 p.
- de Bello, F., S. Lavorel, S. Diaz, R. Harrington, J. H. C. Cornelissen, R. D. Bardgett, M. P. Berg, P. Cipriotti, C. K Feld, D. Hering, P. M da Silva, S. G. Potts, L. Sandin, J. P. Sousa, J. Storkey, D. A Wardle, and P. A Harrison. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19:2873-2892.
- Díaz, S., and M. Cabido. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8(4):463-474.
- Díaz, S., M. Cabido, M. Zak, E. Martinez, and J. Aranibar. 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science* 10:651-660.

- Díaz, S., and M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11):646-655.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. Chapin III, and D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4 (8): e277. doi:10.1371/journal.pbio.0040277
- Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis, and T. M. Robson. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(52):20684-20689.
- Díaz, S., F. Quétier, D. M. Cáceres, S. F. Trainor, N. Pérez-Harguindeguy, M. S. Bret-Harted, B. Finegan, M. Peña-Claros, and L. Poorter. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(3):895-902.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, and L. Pla. 2008. *FDiversity*, versión 2008. Córdoba, Argentina. Disponible en: www.fdiversity.nucleodiversus.org.
- Di Rienzo, J., F. Casanoves, M. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, and C. Robledo. 2011. *InfoStat*, versión 2011. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, and C. S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:557-581. doi:10.2307/annurev.ecolsys.35.021103.30000
- Fornara, D. A., and D. Tilman. 2009. Ecological mechanisms associated with the positive diversity-productivity relationship in an N-limited grassland. *Ecology* 90:408-418.
- Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forest. *Earth-Science Reviews* 55:73-106.
- Flynn, D. F., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield, and F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12(1):22-33.

- Franklin, J. A., C. E. Zipper, J. A. Burger, J. G. Skousen, and D. F. Jacobs. 2012. Influence of herbaceous ground cover on forest restoration of eastern US coal surface mines. *New Forests* 43(5-6):905-924.
- Garrett, T. Y., C. V. Huynh, and G. B. North. 2010. Root contraction helps protect the “living rock” cactus *Ariocarpus fissuratus* from lethal high temperatures when growing in rocky soil. *American Journal of Botany* 97(12):1951-1960.
- Godínez-Álvarez, H., T. Valverde, and P. Ortega-Baes. 2003. Demographic trends in the Cactaceae. *The Botanical Review* 69(2):173-201.
- González-Iturbe, J. A., I. Olmsted, and F. Tun-Dzul. 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, México. *Forest Ecology and Management* 167:67-82.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin., J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Seta, A. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35.
- INECOL. 2003. Flora de Veracruz. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. 174 p.
- Laliberté, E., and P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91(1):299-305.
- Lamb, D., D. E. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.
- Lavorel, S., and E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545-556.
- Lavorel, S., and K. Grigulis. 2012. How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology* 100: 128-140.
- Lavorel, S. 2013. Plant functional effects on ecosystem services. *Journal of Ecology* 101(1): 4-8.

- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, and D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808. doi: 10.1126/science.1064088
- Loreau, M. 2004. Does functional redundancy exist? *Oikos* 104(3):606-611.
- Loreau, M. 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 365(1537):49-60. doi:10.1098/rstb.2009.0155.
- Lu, H. F., Z. H. Wang, D. E Campbell, H. Ren, and J. Wang. 2011. Emergy and eco-exergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering* 37(2):277-285. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.11.003
- Maestre, F. T., and J. Cortina. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198(1):303-317.
- McIntyre, S., S. Lavorel, and R. M. Tremont. 1995. Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 83(1):31-44.
- Martín-López, B., J. A. González, S. Díaz, I. Castro, y M. García-Llorente. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16(3):69-80.
- Martínez-Pérez, G., A. Orozco-Segovia, y C. Martorell. 2006. Efectividad de algunos tratamientos pre-germinativos para ocho especies leñosas de la Mixteca Alta Oaxaqueña con características relevantes para la restauración. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79:9-20.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee, and J. B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112-118.
- Mouillot, D., W. H. Mason, O. Dumay, and J. B. Wilson. 2005. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia* 142:353-359.

- Navarro-Muñoz, S. A., L. M. Torres-Espinoza, A. Cano-Pineda, S. Valencia-Manzo, E. H. Cornejo-Oviedo. 2000. Predicción de volúmenes de fuste para *Pinus cembroides* Zucc., en el Sureste de Coahuila. Foresta-AN. Nota Técnica (3) Saltillo, Coahuila. UAAAN. 16 p.
- Pavoine, S., and M. B. Bonsall. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews* 86(4):792-812.
- Pérez-Harguindeguy, N., S. Díaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, and J. H. C. Cornelissen. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61(3):167-234.
doi: doi.org/10.1071/BT12225
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2002a. Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 269(1501):1721-1727.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2002b. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.
- Petchey, O. L., A. Hector, and K. J. Gaston. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85(3):847-857.
- Petchey, O. L. 2004. On the statistical significance of functional diversity effects. *Functional Ecology* 18:297-303.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758.
- Piekarska-Stachowiak, A., M. Szary, B. Ziemer, L. Besenyey, and G. Woźniak. 2014. An application of the plant functional group concept to restoration practice on coal mine spoil heaps. *Ecological Research* 29(5):843-853.
- Pokorny, M. L., R. L. Sheley, C. A. Zabinski, E. Richard, R. E. Engel, T. J. Svejcar, J. J. Borkowski. 2005. Plant functional group diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restoration Ecology* 13:448-459.

- Pywell, R. F., J. M. Bullock, D. B. Roy, L. Warman, K. J. Walker, and P. Rothery. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40:65-77.
- Reiss, J., J. R. Bridle, J. M. Montoya, and G. Woodward. 2009. Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends in Ecology and Evolution* 24:505-514.
- Ribera, I., S. Doledec, I. S. Downie, and G. N. Foster. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82:1112-1129.
- Ricotta, C., and M. Moretti. 2008. Quantifying functional diversity with graph-theoretical measures: advantages and pitfalls. *Community Ecology* 9(1):11-16.
- Romero-Duque, P. L., V. J. Jaramillo, and A. Pérez-Jiménez. 2007. Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management* 253:38-47.
- Ruiz-Jaén, M. C., and C. Potvin. 2011. Can we predict carbon stocks in tropical ecosystems from tree diversity? Comparing species and functional diversity in a plantation and a natural forest. *New Phytologist* 189(4):978-987.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.
- Sandel, B., J. D. Corbin, and M. Krupa. 2011. Using plant functional traits to guide restoration: a case study in California coastal grassland. *Ecosphere* 2(2):1-16.
doi: 10.1890/ES10-00175.1
- Schleuter, D., M. Daufresne, F. Massol, and C. Argillier. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* 80(3):469-484.
- Song, N., and J. T. Zhang. 2013. An index for measuring functional diversity in plant communities based on neural network theory. *Journal of Applied Mathematics*.
doi: 10.1155/2013/320905

- Squeo, F. A., N. Olivares, S. Olivares, A. Pollastri, E. Aguirre, R. Aravena, C. Jorquera and J. R. Ehleringer. 1999. Grupos funcionales en arbustos desérticos del norte de Chile, definidos sobre la base de las fuentes de agua utilizadas. *Gayana Botanica* 56(1):1-15.
- Sterk, M., G. Gort, A. Klimkowska, J. Van Ruijven, A. J. A. Van Teeffelen, and G. W. W. Wamelink. 2013. Assess ecosystem resilience: Linking response and effect traits to environmental variability. *Ecological Indicators* 30:21-27.
- Suding, K. N., S. Lavorel, F. S. Chapin, J. H. Cornelissen, S. Diaz, E. Garnier, D. Goldberg, D. U. Hooper, S. T. Jackson, and M. Laurenava. 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14(5):1125-1140.
- Van Mechelen, C., T. Dutoit, J. Kattge, and M. Hermy. 2014. Plant trait analysis delivers an extensive list of potential green roof species for Mediterranean France. *Ecological Engineering* 67:48-59.
- Van Mechelen, C., K. Van Meerbeek, T. Dutoit, and M. Hermy. 2015. Functional diversity as a framework for novel ecosystem design: The example of extensive green roofs. *Landscape and Urban Planning* 136:165-173.
- Vázquez-Sánchez, M., T. Terrazas y S. Arias. 2012. El hábito y la forma de crecimiento en la tribu cacteeae (Cactaceae, Cactoideae). *Botanical Sciences* 90(2):97-108.
- Verheyen, K., O. Honnay, G. H. M. Motzkin, and D. R. Foster. 2003. Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91:563-577.
- Villéger, S., N. W. H. Mason, and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89(8): 2290-2301. doi:10.1890/07-1206.1
- Violle, C., M. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, and E. Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116:882-892. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- Wa llunga, E. I., G. Mahy, J. Piqueray, M. Séleck, M. N. Shutcha, P. Meerts, and M. P. Faucon. 2015. Plant functional traits as a promising tool for the ecological

restoration of degraded tropical metal-rich habitats and revegetation of metal-rich bare soils: A case study in copper vegetation of Katanga, DRC. *Ecological Engineering* 82:214-221.

Walker, B. H., A. Kinzig, and J. L. Langridge. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2:95-113.

Walker, L. R., J. Walker, and R. J. Hobbs. 2007. Linking restoration and ecological succession. Springer London. 190 p.

Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35.

Zhang, J., B. Zhang, and Z. Qian. 2015. Functional diversity of *Cercidiphyllum japonicum*, communities in the Shennongjia Reserve, central China. *Journal of forestry research* 26(1):171-177.doi:10.1007/s11676-014-0519-1

VI. CARACTERÍSTICAS EDAFOLÓGICAS EN UN ÁREA REHABILITADA CON *Pinus greggii* EN EL PORVENIR, HGO.

6.1 Resumen

En la comunidad de El Porvenir existen condiciones de extrema degradación del suelo, dado que actividades antrópicas realizadas durante varias décadas excedieron los límites permitidos para la recuperación del propio ecosistema de manera natural. Una estrategia utilizada para recuperar los servicios y bienes que se habían perdido, son las reforestaciones. En la zona de estudio no existen estudios enfocados a caracterizar el componente edáfico, por lo que los objetivos del presente estudio fueron la caracterización y clasificación de los suelos de las diferentes condiciones bajo estudio, mediante un perfil edáfico; además de estimar la cantidad de agua infiltrada en el suelo a través de pruebas de infiltración. Para lo cual se seleccionaron tres reforestaciones de 5, 12 y 14 años de edad (R5, R12 y R14), un sitio de referencia (SR) y un sitio degradado (SD). Por sus características físicas y químicas, los suelos de los sitios estudiados son muy similares, ya que se formaron a partir del intemperismo de cenizas volcánicas, por lo que presentan una secuencia de evolución A/C. Se clasificaron como Leptosoles líticos (SD y R5), Leptosoles háplicos (R12 y R14) y Leptosol Vértico-Cámbico (SR). La cantidad de agua infiltrada fue mayor en el SR (124.2 mm hr^{-1}) y menor en SD (39.60 mm hr^{-1}) y en los sitios rehabilitados se encontró el mayor valor en R12 (65.84 mm hr^{-1}). Se observó que después del establecimiento de las reforestaciones de *Pinus greggii* se restablecen algunas características del suelo como la textura, el pH, la cantidad de agregados y la cantidad de agua infiltrada tiende a incrementar a medida que crece la especie forestal, en comparación con el SD, el cual no ha recibido ningún tratamiento de restauración.

Palabras clave: suelos degradados, nutrientes y materia orgánica, infiltración de agua.

6.2 Introducción

El estado de Hidalgo presenta situaciones de degradación forestal típicas de muchas otras regiones de México (Montagnini *et al.*, 2008). Algunas actividades antrópicas como la agricultura, la extracción forestal (madera y leña) y el pastoreo tienen un impacto negativo por efecto del pisoteo a plántulas, juveniles o de individuos rebrotados en un amplio número de especies leñosas, y reducen las posibilidades del establecimiento de nuevos individuos, trayendo como consecuencia la pérdida continua de la cobertura vegetal y la alteración de varios componentes del ecosistema (Galindo-Jaimes *et al.*, 2002). Lo anterior, conlleva al deterioro del equilibrio ecológico y de la capacidad productiva de los suelos y como resultado su degradación. Un suelo degradado pierde el contenido de nutrientes, la materia orgánica y disminuye la capacidad de infiltración (Rey-Benayas *et al.*, 2007). Algunos autores como Guariguata y Ostertag (2001) han señalado que después del abandono de la tierra la recuperación de los suelos es un fenómeno complejo y que depende de diferentes factores como, el historial y la intensidad del uso del suelo (Pascarella *et al.*, 2000; Chinea, 2002) y el tiempo de abandono (Klanderud *et al.*, 2010).

Las reforestaciones con fines de rehabilitación de tierras degradadas desempeñan un rol importante, ya que aceleran el establecimiento de la cubierta del sotobosque (Parrotta *et al.*, 1997; Sampaio *et al.*, 2007), reduciendo la erosión del suelo, el arrastre de sedimentos, regulando la escorrentía, acelerando la mineralización de la materia orgánica, restableciendo de esta manera la fertilidad del suelo (Molinillo *et al.*, 1997; Rey-Benayas *et al.*, 2007). Por otra parte, se mejoran las tasas de infiltración y la calidad del agua (Robinson *et al.*, 2003; Paquette y Messier, 2009).

En la comunidad de El Porvenir, surge la necesidad de buscar alternativas para la restauración de los ecosistemas degradados y abandonados. Con apoyo de las diferentes entidades de gobierno (municipal, estatal y federal), en 1998 se iniciaron algunos trabajos de rehabilitación de la zona. Estas actividades iniciaron con el establecimiento de reforestaciones con diferentes especies vegetales, tales como *Casuarina* sp., *Cupressus* sp., *Eucalyptus* sp., *P. cembroides* Zucc., *Pinus greggii* Engelm., y *P. pseudostrobus* Lindl., Cabe señalar que a pesar de que *Pinus greggii* no es nativo de la zona, fue la especie que se adaptó mejor a las condiciones degradadas del lugar, ya que posee un gran potencial para sobrevivir a condiciones limitantes de humedad y en sitios donde no se adapta ninguna otra especie del género *Pinus* (Ramírez-Herrera *et al.*, 2005; Hernández-Martínez *et al.*, 2007).

Los beneficios que aportan las plantaciones con fines de rehabilitación son diversos; sin embargo, son escasos los estudios donde se incluye al recurso suelo y sus múltiples beneficios tales como la infiltración. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue caracterizar las condiciones edáficas a través de un perfil, el contenido de nutrientes y de materia orgánica, así como también estimar la tasa de infiltración en tres reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades, un sitio de referencia y un suelo degradado.

6.3 Materiales y métodos

6.3.1 Ubicación de la zona de estudio

El área de estudio se localiza en el estado de Hidalgo, en el municipio de Santiago de Anaya, específicamente en los alrededores de la comunidad El Porvenir (Figuras 3.3 y 3.4). Presenta un gradiente altitudinal que varía de 1, 800 a 2, 700 m. El Porvenir se ubica al norte de la comunidad de Hermosillo (SAGARPA, 2001).

6.3.2 Selección de los sitios de muestreo

Se realizaron recorridos de campo para seleccionar aquellas áreas plantadas con *P. greggii*. Se eligieron tres reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), un sitio de referencia (SR), con el menor grado de perturbación posible (Figura 3.3), y otro sitio con la condición representativa del área degradada (SD) (Figura 4.1).

6.3.3 Descripción y caracterización de los perfiles de suelo

En cada condición del estudio (R5, R12, R14, SR y SD), se describió un perfil de suelo con base en el Manual para la descripción de perfiles de suelos en el campo (Cuanalo, 1975). Para realizar el perfil edáfico, se eligió un sitio de manera aleatoria dentro de los ocho sitios de 400 m² establecidos previamente.

Posteriormente, se caracterizó cada uno de sus horizontes, y con apoyo de una cinta métrica se midió la profundidad total de cada perfil y horizonte. Entre las variables analizadas se consideraron: el espesor, transición entre capas, humedad, color (seco-húmedo), textura, pedregosidad, estructura (grado de desarrollo), consistencia (seco-húmedo), morfología de poros, permeabilidad, cantidad de raíces, reacción al ácido clorhídrico (HCl) y al peróxido de hidrógeno (H₂O₂). Se tomaron datos sobre la descripción del sitio: fecha, localización, localidad, elevación, relieve, drenaje superficial del sitio y tipo de material parental.

Se colectaron aproximadamente 2 Kg de muestra de suelo para cada horizonte del perfil del suelo, se etiquetaron y se guardaron en bolsas de polietileno para su posterior envío al laboratorio de Edafología del Colegio de Postgraduados para realizar los análisis sobre las características físicas y químicas. Una vez en laboratorio, las muestras se secaron a temperatura ambiente, se tamizaron (malla de 2 mm) para realizar las determinaciones siguientes: textura, densidad aparente (Da), pH en agua (relación 2:1), capacidad de intercambio catiónico (CIC); así como el color en seco y en húmedo empleando para ello la carta de colores Munssell. Todos los análisis anteriores se realizaron de acuerdo al Manual para análisis de suelos de Van Reeuwijk (2003).

Se determinó también el contenido de nutrimentos de cada sitio de muestreo: Nitrógeno total con el método semimicro-Kjeldahl, el porcentaje de materia orgánica a través del contenido de carbono orgánico (CO) con el método de Walkey y Black, P y cationes intercambiables como Ca, Na, K y Mg con el método de extracción con acetato de amonio y formación de agregados (DOF, 2000).

6.3.4 Pruebas de infiltración

Para realizar cada prueba de infiltración, se utilizó el método clásico de doble cilindro. Para ello, se eligieron al azar tres sitios de los establecidos previamente (400 m², Capítulo III), en cada condición del estudio (R5, R12, R14, SR y SD). Dentro de cada sitio seleccionado al azar, se eligió el terreno con menor pendiente. Las dimensiones de cada cilindro son: 25 cm de alto y 25 cm de diámetro (cilindro interior); 50 cm de alto y 25 cm de diámetro (cilindro exterior). Dicho material fue facilitado por el Departamento de Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo.

Para iniciar dicha prueba, fue necesario insertar los cilindros a una profundidad de 10 cm en el suelo, nivelado con la horizontal que marca la superficie del suelo, posteriormente se agregó agua dentro de la cavidad formada entre los cilindros hasta obtener el mismo nivel que en el cilindro interno (esta agua ayuda a amortiguar la posible infiltración lateral).

Después se agregó agua en el cilindro interior y se midió la cantidad de agua infiltrada y con apoyo de un cronometro se registró el tiempo transcurrido que tarda en infiltrarse el agua, y se tomaron las lecturas del nivel del agua a los 15, 30, 45 seg y a los 1, 3, 5, 10, min y así sucesivamente cada 5 min. Se continuó tomando las lecturas hasta que las variaciones fueran constantes en el mismo intervalo de tiempo. La velocidad de infiltración se midió desde el inicio de la prueba, hasta que se logró una estabilidad en la cantidad de agua (en tres mediciones consecutivas y en un mismo intervalo de tiempo).

6.4 Resultados y discusión

6.4.1 Descripción de los perfiles de suelo

- **Propiedades físicas**

En el Cuadro 6.1, se presentan las propiedades físicas del suelo de cada condición, donde se observa que el menor y mayor valor de la densidad aparente (D_a) se encontraron en el SR, el menor en la capa superficial (0.78 g.cm^{-3}), mientras que el mayor valor (1.51 g.cm^{-3}) se presentó en la capa de 20-30 cm de profundidad. Esto puede deberse en gran parte a la cantidad de materia orgánica que se encontró en el SR, ya que la D_a , está estrechamente relacionada con esta característica. Además, en todas las condiciones muestreadas la D_a se incrementa ligeramente con la profundidad, donde las sustancias orgánicas son menos abundantes y los materiales están menos intemperizados.

Se ha reportado que la historia del uso del suelo, el espesor de la capa del mantillo, la actividad edáfica, el tipo de vegetación y el manejo del suelo son factores que tienen una influencia en la D_a (Porta-Casanellas *et al.*, 2003). En relación a esta variable, en bosques secundarios de pino se han reportado valores que oscilan de $1.09\text{-}1.71 \text{ g.cm}^{-3}$ (Harden y Delmas, 2003). Por otro lado, en Turquía, Yüksek y Yüksek (2011), encontraron una densidad aparente de 1.2 y 1.25 g.cm^{-3} a una profundidad de 0-10 cm y de 10-20 cm para plantaciones de 10 años de *Robinia pseudoacacia* y en plantaciones mixtas de *Pinus pinea* y *Robinia pseudoacacia*. En bosques mixtos de *Pinus*, *Abies* y *Quercus* con suelos Andosoles, se reporta un intervalo de $1.14\text{-}1.23 \text{ g.cm}^{-3}$ y el valor más alto de 1.57 g.cm^{-3} se registró en un suelo desnudo (Jordan *et al.*, 2009). Los valores reportados están en relación a la profundidad, y son similares a lo que se encontró en el presente estudio, los cuales oscilan entre $0.8\text{-}1.51 \text{ g.cm}^{-3}$.

Cuadro 6.1. Características físicas de los suelos en las diferentes condiciones del estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD) en El Porvenir, Hgo.

Sitio	Horizonte	Prof. (cm)	Da	Color		Clase textural			
				Húmedo (10YR)	Seco	A	L	R	CT
SR	A	0-4	0.78	2/1	10R 2.5/1	3.1	34.5	62.4	Arcilla
SR	Bw	4-15	1.37	3/1	10R 3/1	3.1	21.6	75.3	Arcilla
SR	Bss	15-18/26	1.51	2/1	10R 2.5/1	2.3	31.3	66.4	Arcilla
P14	A	0-10.5	0.9	6/1	2.5Y 6/1	15.8	40.4	43.9	Arcillo Limoso
P14	AC	10.5- 26	1.13	7/2	2.5Y 8/1	11.9	43.5	44.6	Arcillo Limoso
P12	A	0-6	0.83	4/1	2.5Y 4/1	8.8	38.6	52.6	Arcilla
P12	BC	6- 15	0.84	3/2	2.5Y 5/1	12.2	30.6	57.2	Arcilla
P12	Ck	15-30	0.84	6/2	2.5Y 7/1	21.5	39.8	38.7	Franco Arcilloso
P5	AC	0-5/10	0.9	2/1	2.5Y 3/1	28.6	38.5	32.9	Franco Arcilloso
SD	AC	0-4	0.8	3/1	2.5Y 2.5/1	6.8	54.6	38.6	Franco Arcillo Limoso

Como se mencionó anteriormente, la Da depende de varios factores, y en este estudio los valores de esta característica pueden haber sido afectados por el tipo de perturbación, el tiempo de abandono de dichas áreas y el tipo de vegetación, ya que las raíces de las diferentes especies en los diferentes estratos, influyen para mejorar la porosidad del suelo y por consecuencia la Da incrementa.

La textura que domina en las diferentes condiciones bajo estudio es la arcillo-limosa, presentándose la mayor cantidad en los horizontes superficiales particularmente en los primeros 20 cm, esto se relaciona con la presencia de vegetación en la parte superficial, y se observó la presencia de raíces de gramíneas de tamaño fino (< 1 mm de diámetro) en los horizontes superficiales, sobre todo en las condiciones de R12, R14 y SR. Condición que disminuye conforme aumenta la profundidad del suelo, hasta llegar a ser muy pobres en los horizontes más profundos, por la presencia de materiales más compactos y menos intemperizados.

En algunos casos, la falta de nutrientes en suelos de textura gruesa se combina con una elevada pedregosidad (Jim, 2001; Xia, 2004). Por ejemplo, en los suelos degradados se reduce el contenido de materia orgánica como resultado del uso intensivo, y por tanto se afecta la estructura del suelo y se reduce la infiltración (Istedt *et al.*, 2007) (Figura 6.1).

Los agregados de las capas superficiales presentaron una estructura en bloques de forma predominantemente angular del 60-95 %, al analizar el tamaño de los agregados y su relación grueso/fino es notable que en las condiciones de SD y R5 predominan estructuras heredadas del material parental, mientras que para los sitios R12, R14 y SR los agregados de la fracción gruesa corresponden con aquellos derivados de la pedogénesis de los suelos, es decir estructuras originadas por los procesos de evolución (Figura 6.2). Este proceso de formación de agregados, mejora las condiciones para crear un espacio de hábitat adecuado para los organismos del suelo; el suministro adecuado de oxígeno para las raíces, facilita la infiltración del agua y por consiguiente, la prevención de la erosión del suelo, principalmente en los sitios SD y R5.

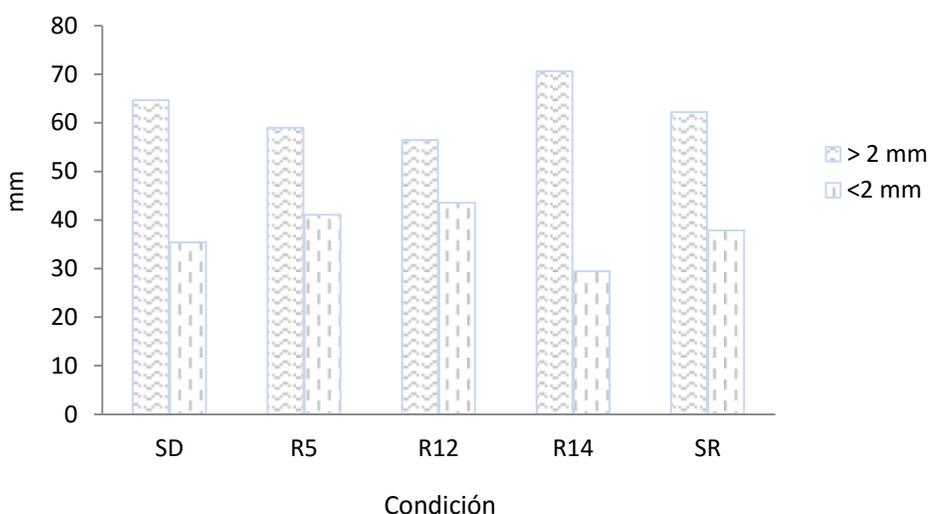


Figura 6.1. Tamaño de los agregados en el suelo en cada condición del estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.

- **Propiedades químicas**

En las diferentes condiciones de estudio los valores encontrados para el pH oscilan de 6.8 a 7.9, denominados como medianamente alcalinos (Cuadro 6.2) (DOF, 2002), lo cual se relaciona con un alto contenido de bases. Los niveles anteriores se encuentran por arriba de los promedios que se reportan en la literatura, donde se dice que la mayoría de los suelos forestales (principalmente de coníferas) tienden a presentar pH de moderados a extremadamente ácidos, en parte debido a que las acículas de las coníferas presentan un menor contenido de bases y como resultado de la liberación de ácidos orgánicos durante la descomposición de la capa de hojarasca y la consiguiente lixiviación de las bases del suelo mineral superficial (Brady y Weil, 1999).

Se ha señalado también que la disminución del pH se relaciona con la severidad de la hidrofobicidad, ya que tanto las hojas de pino al descomponerse, como también los exudados de las raíces producen sustancias ácidas e hidrófobas, dicho proceso puede reducir la infiltración, especialmente cuando está asociada con el fuego, ocasionando escorrentía superficial y la erosión de los sitios con mayor pendiente (laderas) (Doerr *et al.*, 2000; Lebrón *et al.*, 2012). Por tanto, el pH es una característica relevante a través de la cual se puede inferir parte del comportamiento del suelo y estimar los cambios que las plantaciones del género *Pinus* puedan generar sobre este recurso.

La CIC, es ligeramente mayor en el SR (39.6) y menor en el R14 (16.3). Esto puede relacionarse al diferente contenido y grado de descomposición de la materia orgánica y clase textural (Porta-Casanellas *et al.*, 2003). Dichos datos coinciden con lo que reportan Ávila *et al.*, (2011), para especies de *Pinus montezumae* y *P. teocote*, donde encontraron valores de la CIC de 38.7 y 38.5, respectivamente; esto en las capas superficiales. Es común que los mayores valores de la CIC se presenten en los horizontes superficiales ya que son los más activos en intercambio catiónico, disminuyendo con la profundidad, donde la MO y el contenido de arcillas son menores.

Las mayores cantidades de Mg^{+2} se presentaron en los horizontes superficiales (Cuadro 6.2), y disminuyen a medida que aumenta la profundidad, esto como producto de la alteración provocada por los factores climáticos en los minerales ferromagnesianos y silicatos de magnesio, materiales comunes en los piroclastos que conforman estos suelos (Wardle, 2004). De igual manera se comporta el contenido de Ca^{+2} , ya que los mayores contenidos se encontraron en las capas superficiales en la mayoría de las condiciones, a excepción del R14, donde se encontró un mayor contenido en la capa de 10-20 cm, esta tendencia se relaciona en gran parte por la geología del lugar, donde se encuentran rocas calizas y metamórficas las cuales contienen grandes contenidos de $CaCO_3$.

Cuadro 6.2. Características químicas de los suelos en las diferentes condiciones del estudio: Reforestaciones (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.

Sitio	Horizonte	Prof (cm)	pH	CE	% MO							
					N	CaCO3	CIC	Na	K	Ca	Mg	
SR	A	0-4	6.8	1.52	30.74	0.84	0.16	39.6	2.1	0.6	6.2	4.4
SR	Bw	4-15	6.9	1.88	9.33	0.37	0.16	34.6	1.8	0.4	2.9	5.0
SR	Bss	15-18/26	6.9	1.9	10.93	0.31	0.11	25.5	2.1	0.4	3.9	5.5
R14	A	0-10.5	7.8	1.16	2.26	0.16	39.8	16.3	1.6	0.4	0.9	0.5
R14	AC	10.5- 26	7.9	0.54	0.64	0.12	44.66	9.6	1.8	0.1	10.4	0.4
R12	A	0-6	7.7	1.16	4.50	0.32	15.14	18.8	2.1	0.7	17.0	0.4
R12	BC	6- 15	7.7	1.12	5.16	0.3	21.68	15.0	0.2	0.4	15.2	0.4
R12	Ck	15-30	7.9	0.47	0.33	0.12	49.02	10.8	0.2	0.2	8.1	0.2
R5	AC	0-5/10	7.7	0.74	9.33	0.45	21.79	28.0	0.3	0.3	19.5	0.4
SD	AC	0-4	7.8	0.73	9.33	0.6	9.37	23.6	0.3	0.5	8.0	0.4

La materia orgánica del suelo sustenta muchas de las funciones clave y es un componente esencial, ya que proporciona energía, sustratos y el incremento de la diversidad biológica que afecta la agregación del suelo y la infiltración del agua. Los porcentajes de materia orgánica más altos se encontraron en el SR (30.74 %), en la capa superficial, en tanto que el menor valor se presentó en R14 (2.26 %). Un componente importante es la cantidad y calidad de hojarasca, ya que puede producir cambios inmediatos en la liberación de nutrimentos, debido a que el aporte de materia orgánica mejora las interacciones bióticas que repercuten en el flujo y el aprovechamiento de los nutrimentos (Delgado-Carranza, 1998).

Dicho proceso, se observó en la reforestación de mayor edad, donde se aprecia mayor cantidad de hojarasca acumulada en el piso forestal (observación en campo). Sin embargo, el porcentaje de MO, no fue el mayor, situación que puede estar influenciado por la pendiente del lugar, que favorece que la cantidad de MO se pierda por arrastre. Además, la cantidad y el tipo de hojarasca, relacionado con las condiciones de temperatura y humedad de cada condición hacen que la descomposición sea lenta, sobre todo en las condiciones de R12 y R14, donde el tipo de hojarasca se encuentra dominada por acículas de pino, la cual tarda más tiempo en descomponerse por los altos contenidos de lignina que presentan. En cambio en los sitios de SD y R5 el material acumulado se compone de hojarasca de herbáceas y gramíneas, en su mayoría. Aunque, si el mantillo permanece acumulado en la superficie, el aporte permanente de nutrimentos estará garantizado, una vez que existan mecanismos de descomposición que permitan el ciclaje de nutrientes al suelo (Montagnini *et al.*, 1993).

Así, a partir de las estimaciones en cada condición, es evidente que la degradación causa un impacto importante en el contenido de nutrimentos y contenidos de MO del suelo y también se observa que las acciones de restauración mejoran estas características en comparación con el SD, el cual no ha recibido ninguna actividad para la recuperación de las propiedades edáficas perdidas (Figura 6.2).

En base a las características físico-químicas y de acuerdo a la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (IUSS-WRB, 2007) los suelos de los cinco condiciones estudiadas son poco diferenciados entre sí y se clasifican como Leptosoles líticos (SD y R5), Leptosoles háplicos (R12 y R14) y Leptosol Vértico-Cámbico (SR) (Cuadro 6.3).

Cuadro 6.3. Clasificación del suelo en cada condición del estudio: Reforestaciones (R14, R12 y R5), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD) en El Porvenir, Hgo.

Condición	Tipo de vegetación	Clasificación
SD	Sin vegetación arbórea	Leptosol lítico (calcárico, dístrico, esquelético)
R5	<i>P. greggii</i>	Leptosol lítico (calcárico, eútrico, esquelético)
R12	<i>P. greggii</i>	Leptosol háplico (calcárico, eútrico esquelético)
R14	<i>P. greggii</i>	Leptosol háplico (calcárico, eútrico esquelético)
SR	<i>P. cembroides</i>	Leptosol Vértico-Cámbico (dístrico)



Figura 6.2. Aspecto de cada perfil edáfico, en cada condición del estudio reforestaciones (R14, R12 y R5), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD), en El Porvenir, Hgo.

6.4.2 Proceso de infiltración en las diferentes condiciones del estudio

La infiltración del agua en el suelo es un proceso clave en el ciclo del agua, y los suelos son la interfaz a través del cual ocurre. Las propiedades del suelo desempeñan un papel crucial en este proceso; y algunas modificaciones en los ecosistemas producen cambios en la infiltración que pueden propiciar procesos erosivos, por lo tanto conocer la dinámica de la infiltración es importante, aún más en las regiones donde el agua para el consumo humano se obtiene del agua subterránea (Neris *et al.*, 2013).

Se ha encontrado que existe una correlación positiva entre la infiltración del agua con la presencia de la cubierta vegetal, ya que ésta obstruye el escurrimiento de agua y ayuda a que penetre en la superficie del suelo, y permite el movimiento hacia el subsuelo, en contraste con las zonas sin vegetación, donde a menudo se forman costras superficiales y alta escorrentía (Porta-Casanellas *et al.*, 2003; Neris *et al.*, 2013) y la mayor parte del agua escurre pendiente abajo, aumentando el pico de la crecida en la corriente, más que a percolar lentamente a través del suelo (Price, 1999); caso similar al que se

encontró en el SD, donde el promedio de agua infiltrada fue menor, dada la situación de degradación que presenta (Cuadro 6.4).

Caso contrario a lo sucedido en las reforestaciones y SR, donde la presencia de un dosel superior, aporta un sombreado a la superficie del suelo, lo que contribuye a una reducción de las temperaturas en la capa límite entre la interfase suelo-aire, que pueden alcanzar temperaturas letales en el sol directo. Por debajo del suelo, el proceso de crecimiento de las raíces y exudados afecta a las tasas de densidad del suelo y la infiltración, mejorando los aportes de materia orgánica a partir de las raíces muertas y la incorporación de la hojarasca, aumentando así la capacidad de retención de agua (Eviner y Chapin, 2008), también influye en la presencia de microorganismos que ayudan a la formación de los agregados del suelo (Wick *et al.*, 2007).

Cuadro 6.4. Promedio de agua infiltrada en las diferentes condiciones del estudio: Reforestaciones (R14, R12 y R5), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD) en El Porvenir, Hgo.

Condición	Tipo de vegetación	Promedio de agua infiltrada (mm h ⁻¹)
SD	Sin vegetación arbórea	39.60
R5	<i>P. greggii</i>	55.86
R12	<i>P. greggii</i>	63.30
R14	<i>P. greggii</i>	65.84
SR	<i>P. cembroides</i>	124.2

Se ha reportado que el tipo de suelo tiene una influencia importante en las tasas de infiltración cuando en él se encuentra vegetación arbórea, por ejemplo en Andosoles donde crece *P. canariensis*, se reporta que la tasa de infiltración fue de 30 mm h⁻¹, por lo que se concluyó que este tipo de suelos tienen gran capacidad de infiltración, y gran resistencia a la erosión, por lo que la escorrentía disminuye (Neris *et al.*, 2013).

Por otra parte, Buckzo *et al.*, (2006) realizaron una caracterización sobre la variación de las propiedades hídricas del suelo y sus cambios en la transformación de un bosque de *Pinus sylvestris* a bosque mixto, mediante la introducción de *Fagus sylvatica*, reportando una infiltración promedio de 2,556 mm h⁻¹ en el suelo forestal (bosque de pino). Sin embargo, la variación fue similar tanto en las etapas de transformación como en las estaciones del año, aunque mostraron una tendencia al presentar valores mayores en verano y otoño.

Aunque, es importante mencionar que las propiedades hídricas de un ecosistema como la infiltración, dependen de otros factores como del tipo de especie arbórea presente y la edad, (Heiskanen y Mäkitalo, 2002), las prácticas de manejo forestal, la estación del año y las características del tipo de suelo (Buckzo *et al.*, 2006). De acuerdo a los resultados presentados en el Cuadro 6.4, el dosel superior y la cubierta vegetal que se desarrolla en el sotobosque interceptan parte de la precipitación que cae, incrementando la capacidad de infiltración, todo ello de acuerdo a la edad de reforestación.

Existen diversas controversias sobre el tema de hidrología forestal, ya que autores como Andressian (2004), Brujinzeel (2004) y Buytaert *et al.*, (2007) afirman que al sustituir los ecosistemas naturales por plantaciones se altera el balance hídrico y la productividad del suelo. Mencionan también que la producción de agua en cuencas reforestadas disminuye al incrementar la edad de las plantaciones, basados en la tendencia del crecimiento de los árboles, concluyendo que un crecimiento más rápido requiere más agua, y que las tasas de transpiración varían en función de la edad de la vegetación (Brujinzeel, 2004; Brown *et al.*, 2005; Pérez-Arrarte, 2007).

Mientras que Zimmermann *et al.* (2006) sostienen que el efecto de las plantaciones sobre las propiedades del suelo depende del uso previo de la tierra.

6. 5 Conclusiones

Los suelos de la zona de estudio se clasificaron como Leptosoles líticos (SD y R5), Leptosoles háplicos (R12 y R14) y Leptosol Vértico-Cámbico (SR). El promedio en agua infiltrada fue mayor en el SR (124.2 mm hr⁻¹) y menor en SD (39.60 mm hr⁻¹) y en los sitios rehabilitados se encontró el mayor valor en R12 el cual fue de 65.84 mm hr⁻¹. Se observó que las reforestaciones de *Pinus greggii* influyen en algunas características de los suelos como el pH, la cantidad de agregados y la cantidad de agua infiltrada, en comparación con el sitio degradado.

Los procesos en el suelo son a largo plazo, por lo que es importante realizar otros estudios relacionados con dicho componente, por ejemplo, en la mineralización de la materia orgánica, caída y descomposición de la hojarasca y de los procesos ecosistémicos que permitan aportar un panorama más amplio de lo que ocurre en el sistema. En este sentido el presente trabajo, es una base para futuras investigaciones que se realicen sobre la restauración de áreas degradadas y donde se integre al recurso suelo.

6.6 Literatura citada

- Andreassian V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291:1-27.
- Ávila, C. G. 2011. La reforestación en la formación del suelo a partir de tepetates. Tesis de Maestría en Ciencias. Postgrado en Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texoco, Edo. de México. México. 90 p.
- Bowen, C. K., G. E. Schuman, R. A. Olson, and L. J. Ingram. 2005. Influence of topsoil depth on plant and soil attributes of 24-year old reclaimed mined lands. *Arid Land Research and Management* 19:267-284.

- Brady, N. C., and R. R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. 13 ed. Prentice Hall. USA. 740 p.
- Brofas, G., and C. Varelides. 2000. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land Degradation and Development* 11(4):375-382.
- Brown, A. E., L. Zhang, T. A. McMahonc, A. W. Westernc, and R. A. Vertessy. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310:28-61.
- Brujinzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:185-228.
- Buczko, U., O. Bens, and R. F. Huttl. 2006. Water infiltration and hydrophobicity in forest soils of a pine-beech transformation chronosequence. *Journal of Hydrology* 331: 383-395.
- Buytaert, W., V. Iñiguez, and B. D. Bievre. 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management* 251:22-30. doi:10.1016/J.FORECO.2007.06.035.
- Cuanalo de la C., H. E. 1975. *Manual de descripción de perfiles en el campo*. Rama de Suelos. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Chinae, J. D. 2002. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 167:195-207.
- Doerr, S. H., R. A. Shakesby, and R. Walsh. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51(1):33-65.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. México. 227 p.
- Eviner, V. T., and C. V. Hawkes. 2008. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. *Restoration Ecology* 16(4):713-728.

- Galindo-Jaimes L., M. González-Espinosa, P. F. Quintana-Ascencio, and L. García-Barrios. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology* 162:259-272.
- Harden, C. P., and S. P. Delmas. 2003. Infiltration on mountain slopes: a comparison of tree environments. *Geomorphology* 55:5-24.
- Heiskanen, J., and K. Mäkitalo. 2002. Soil water-retention characteristics of Scots pine and Norway spruce forest sites in Finnish Lapland. *Forest Ecology and Management* 162: 137-152.
- Hernández-Martínez, J., J. López-Upton, J. J. Vargas-Hernández, y J. Jasso-Mata. 2007. Zonas semilleras de *Pinus greggii* Var. *Australis* en Hidalgo, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(3):241-249.
- Ilstedt, U., A. Malmer, E. Verbeeten, and D. I. Murdiyarsa. 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 251:45-51.
- IUSS-WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos N° 103. FAO, Roma. 117 p.
- Jordan, A., L. M. Zavala, A. L. Nava, and N. Alanís. 2009. Occurrence and hydrological effects of water repellency in different soil and land use types in Mexican volcanic highlands. *Catena* 79:60-71.
- Jim, C. Y. 2001. Ecological and landscape rehabilitation of a quarry site in Hong Kong. *Restoration Ecology* 9:85-94.
- Klanderud, K. 2010. Species recruitment in alpine plant communities: the role of species interactions and productivity. *Journal Ecology* 98:1128-1133.
- Lebron, I., D. A. Robinson, M. Oatham, and M. N. Wuddivira. 2012. Soil water repellency and pH soil change under tropical pine plantations compared with native tropical forest. *Journal of Hydrology* 414:194-200.

- Molinillo, M., T. Lasanta, and J. M. García-Ruiz. 1997. Managing mountainous degraded landscapes after farmland abandonment in the Central Spanish Pyrenees. *Environmental Management* 21:587-598.
- Montagnini, F., F. Sancho and K. Ramstad. 1993. Litter fall, litter decomposition and the use of mulch of four indigenous tree species in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Agroforestry Systems* 23:39-61.
- Montagnini, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia* 26:498-503.
- Montagnini, F., A. Suárez-Islas, and M. R. Araujo-Santana. 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo, México. *Bois et Forêts des Tropiques* 295(1):5-20.
- Neris, J., M. Tejedor, M. Rodríguez, J. Fuentes, and C. Jiménez. 2013. Effect of forest floor characteristics on water repellency, infiltration, runoff and soil loss in Andisols of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Catena* 108:50-57.
- Paquette, A., and C. Messier. 2009. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(1):27-34.
- Pascarella, J., M. Aide, M. Serrano, and K. Zimmerman. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3:217-228.
- Pérez-Arrarte, C. 2007. Plantaciones forestales e impactos sobre el ciclo del agua. Un análisis a partir del desarrollo de las plantaciones forestales en Uruguay. Grupo Guayubira, Uruguay. 56 p.
- Porta-Casanellas, J., M. López-Acevedo y C. Roquero De Laburu. 2003. *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. 3° ed. Mundi-Prensa. España. 929 p.
- Ramírez-Herrera, C., J. J. Vargas-Hernández y J. López-Upton. 2005. Distribución y conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*. *Acta Botánica Mexicana* 72:1-16.

- Rey-Benayas, J. M., A. Martins, J. M. Nicolau, and J. J. Schulz. 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB reviews: Perspect in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources* 2:1-14. doi:10.1079/PAVSNNR20072057
- Robinson, M., A. L. Cognard-Plancq, C. Cosandey, J. David, P. Durand, and H. W. Furer. 2003. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective. *Forest Ecology and Management* 186:85-97.
- Rokich, D. P., K. W. Dixon, K. Sivasithamparam, and K. A. Meney. 2000. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology* 8(2):196-208. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80027.x
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.
- Sampaio, A. B., K. D. Holl, and A. Scariot. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forest in pastures in central Brasil. *Restoration Ecology* 15:462-471.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. México, D. F.
- Tormo, J., E. Brochet, and P. García-Fayos. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Revista Ecosistemas* 18(2):79-90.
- Van Reeuwijk, L. P. 2003. Procedimientos para Análisis de Suelos. Programa de Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. 145 p.
- Varela-Palacios, A. 2002. Memoria de la IX Reunión Nacional sobre Sistemas de Captación de Agua de Lluvia. Tlaxcala, México.

- Wardle, D. A. 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press, Princeton.
- Wardle, D. A. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304:1629-1633.
- Wick, A. F., P. D. Stahl, S. Rana, and L. I. Ingram. 2007. Recovery of reclaimed soil structure and function in relation to plant community composition. *In*: Barnhisel, R. I. (ed.) 30 years of SMCRA and beyond, Gillette, W. Y. American Society for Mining and Reclamation, Lexington. pp. 941-957.
- Xia, H. P. 2004. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land. *Chemosphere* 54:345-353.
- Yadav S., M. S. Gill, and S. S. Kukal. 2007. Performance of direct-seeded basmati rice in loamy sand in semi-arid sub-tropical India. *Soil and Tillage Research* 97:229-238.
- Yüksek, T., and F. Yüksek. 2011. The effects of restoration on soil properties in degraded land in the semi-arid region of Turkey. *Catena* 84:47-53.
- Zimmermann, B., H. Elsenbeer, and J. M. De Moraes. 2006. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *Forest Ecology Management* 222:29-38.

VII. CONCLUSIONES GENERALES

En los niveles locales, nacionales, e internacionales, hay un creciente énfasis en el establecimiento de estrategias para restaurar o rehabilitar ecosistemas degradados, sobre todo por el interés de recuperar la biodiversidad que se ha perdido, y al mismo tiempo los servicios y funciones. En este sentido el presente trabajo, es una base para la evaluación de proyectos con fines de rehabilitación donde las reforestaciones son comúnmente implementadas, y que en la mayoría de estos trabajos las variables o características que se evalúan son básicamente la supervivencia posterior a un año de realizada la reforestación.

En este trabajo se encontró que las características evaluadas como la biomasa aérea, la diversidad del sotobosque, los tipos funcionales de plantas y las características del suelo, después de establecer reforestaciones con *Pinus greggii* tienden a la recuperación.

Es necesario continuar con un mayor número de estudios en la zona, que incluyan aspectos de diversidad de otros organismos, procesos de producción, descomposición de hojarasca además de la incorporación de materia orgánica, ciclado de nutrientes, disminución de la erosión, y de los procesos ecosistémicos que permitan tener un panorama más amplio de lo que ocurre en el sistema por efecto de la revegetación mediante reforestaciones.

Apéndice A. Listado florístico, forma de vida y las condiciones en donde se encontró cada especie. Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Condiciones en donde se presenta la especie				
			SD	R5	R12	R14	SR
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae	Gramínea	X	X	X	X	X
<i>Boutelova curtipendula</i> Mixx. Torr.	Poaceae	Gramínea		X	X	X	X
<i>Boutelova repens</i> (Kunth) Scribn.et Merr.	Poaceae	Gramínea	X	X	X	X	X
<i>Stipa</i> sp.	Poaceae	Gramínea	X	X		X	X
<i>Cyperaceae</i> sp.	Cyperaceae	Herbácea				X	X
<i>Loeselia coerulea</i> (Cav.) G. Don.	Polemoniaceae	Herbácea	X	X	X	X	X
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	Commelinaceae	Herbácea				X	X
<i>Verbena gracilis</i> Desf.	Verbenaceae	Herbácea	X		X	X	X
<i>Hieracium abscissum</i> Less.	Compositae	Herbácea					X
<i>Eupatorium espinosarum</i> Gray.	Asteraceae	Herbácea		X	X	X	X
<i>Salvia microphylla</i> Kunth.	Lamiaceae	Herbácea				X	X
<i>Satureja mexicana</i> (Benth.) Briq	Lamiaceae	Herbácea					X
<i>Melampodium</i> sp.	Asteraceae	Herbácea			X	X	
<i>Galium aschenbornii</i> Schaver.	Rubiaceae	Herbácea				X	
<i>Calylophus hartwegii</i> (Benth). Raven	Onagraceae	Herbácea				X	
<i>Asclepias linaria</i> Cav.	Apocynaceae	Herbácea				X	
<i>Salvia helianthemifolia</i> Benth.	Lamiaceae	Herbácea				X	
<i>Sclerocarpus divaricatus</i> (Benth.) Benth.et Hook.f. ex Hemsl.	Compositae	Herbácea				X	
<i>Chysactinia mexicana</i> A.Gray	Asteraceae	Herbácea		X		X	
<i>Schoenocaulon officinale</i> (Schltdl et Cham) A. Gray ex Benth.	Melanthiaceae	Herbácea			X	X	
<i>Acalypha monostachya</i> Cav.	Euphorbiaceae	Herbácea			X	X	
<i>Gnaphalium canescens</i> DC.	Compositae	Herbácea	X	X	X		
<i>Castilleja lithospermoides</i> Kunth.	Scrophulariaceae	Herbácea			X		
<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	Polygonaceae	Herbácea			X		
<i>Dalea tuberculata</i> Lag.	Fabaceae	Herbácea	X	X			
<i>Gibasis pulchella</i> (Kunth.) Raf.	Comelinaceae	Herbácea	X				
<i>Mammillaria magnimamma</i> Haw.	Cactácea	Arbusto					X
<i>Opuntia streptacantha</i> (Lem.)	Cactácea	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Echinocactus platycanthus</i> Link et Otto.	Cactácea	Arbusto			X	X	
<i>Senna racemosa</i> (Mill.) H.S. Irwin et Barneby	Caesalpiniaceae	Arbusto		X	X	X	X
<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ort.	Mimosaceae	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Citharexylum tetramerum</i> Brandegee	Verbenaceae	Arbusto		X			X
<i>Amelanchier denticulata</i> (Kunth) K. Koch	Rosaceae	Arbusto			X	X	X
<i>Berberis zimapana</i> (Fedde) Marroquin	Berberidaceae	Arbusto		X			X
<i>Agave applanata</i> Lem. ex Jacobi	Asparagaceae	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Garrya laurifolia</i> Benth.	Garryaceae	Arbusto					X

Continuación... Apéndice A. Listado florístico, forma de vida y las condiciones en donde se encontró cada especie. Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Condiciones en donde se presenta la especie				
			SD	R5	R12	R14	SR
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Sapindaceae	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Comarostaphylis glaucescens</i> (Kunth Zucc).	Ericaceae	Arbusto					X
<i>Vauquelinia corymbosa</i> Correa	Rosaceae	Arbusto					X
<i>Bouvardia scabrida</i> Mart. et Gal.	Rubiaceae	Arbusto	X	X		X	
<i>Baccharis pteronioides</i> DC.	Asteraceae	Arbusto	X			X	
<i>Dalea bicolor</i> Willd.	Fabaceae	Arbusto			X	X	
<i>Ephedra compacta</i> Rose.	Ephedraceae	Arbusto			X		
<i>Dalea lutea</i> (Cav.) Willd.	Fabaceae	Arbusto			X		