

IPICYT

**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**Efectividad de la transferencia de suelo para la
restauración de bosques de *Quercus* spp.**

Tesis que presenta

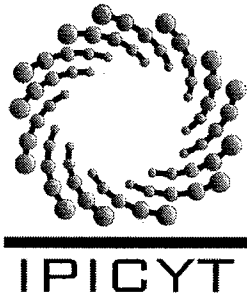
María Guadalupe Cortés Martínez

Para obtener el grado de
Maestra en Ciencias Ambientales

Codirectores de la Tesis:

Dr. David Douterlungne Rotsaert – Dr. Joel David Flores Rivas

San Luis Potosí, S.L.P., Noviembre de 2016



Constancia de aprobación de la tesis

La tesis "*Efectividad de la transferencia de suelo para la restauración de bosques de Quercus spp.*" presentada para obtener el Grado de Maestra en Ciencias Ambientales fue elaborada por **María Guadalupe Cortés Martínez** y aprobada el **cuatro de noviembre del dos mil dieciséis** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Codirector de la tesis

Dr. Joel David Flores Rivas
Codirector de la tesis

Dr. Ernesto Iván Badano
Miembro del Comité Tutorial

Dr. Jorge Alberto Flores Cano
Miembro del Comité Tutorial

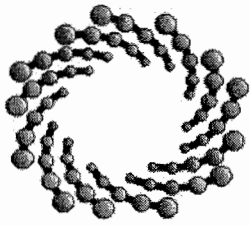


Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la codirección de los doctores Dr. David Douterlungne y el Dr. Joel David Flores Rivas.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Beca # 335180).

Este proyecto fue financiado por el proyecto “Dinámicas de reclutamiento de encinos (*Quercus spp.*) en escenarios de cambio climático” (Fondo Sectorial de Investigación para la Educación SEP-CONACYT clave CB-2013/221623), cuyo responsable técnico es el Dr. Ernesto Iván Badano.



IPICYT

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 040 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 4 días del mes de noviembre del año 2016, se reunió a las 16:10 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Ernesto Iván Badano	Presidente	IPICYT
Dr. Jorge Alberto Flores Cano	Secretario	UASLP
Dr. David Douterlungne Rotsaert	Sinodal	IPICYT
Dr. Joel David Flores Rivas	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

sustentó la C.

María Guadalupe Cortés Martínez

sobre la Tesis intitulada:

Efectividad de la transferencia de suelo para la restauración de bosques de Quercus spp.

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Dr. Joel David Flores Rivas

El Jurado, después de deliberar, determinó

APROBARLA

Dándose por terminado el acto a las 17:30 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición de la interesada y para los fines que a la misma convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 4 días del mes de noviembre de 2016.

Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado

Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico



Agradecimientos

A Dios, por la oportunidad de concluir una nueva etapa.

A mi familia. A mis padres por su apoyo incondicional y consejos durante este tiempo. A mis hermanos: a Hernán por ayudarme a elaborar las estructuras de este experimento y a Laura por el apoyo emocional que me brindó.

A mis directores de tesis. Al Dr. David Douterlungne y al Dr Joel Flores por sus enseñanzas y consejos en la elaboración, mejora y término de esta tesis. A los demás miembros del comité al Dr Jorge Flores y al Dr. Ernesto Badano. Agradezco también al M.C. Juan Pablo Rodas Ortiz y a la M.C Alejandra Colunga por el apoyo técnico en campo y en el laboratorio.

A Rosaura, Julie y Nancy por ayudar directamente en la realización de esta tesis en salidas campo y a la elaboración de las estructuras del experimento. También a Ale, Cynthia, Adri y Lili por su amistad y apoyo en campo.

A la beca de posgrado otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), correspondiente a la convocatoria de Becas Nacionales 2014, segundo periodo con número de registro 335180.

Al financiamiento del proyecto “Dinámica de reclutamiento de encinos (*Quercus* spp.) en escenarios de cambio climático” (Fondo Sectorial de Investigación para la Educación SEP-CONACYT clave CB-2013/221623), a cargo del Dr. Ernesto I. Badano.

Contenido

Agradecimientos	vi
Contenido	vii
Resumen	xii
1. Introducción	1
1.1. Filtros ecológicos	1
1.2. Restauración forestal	3
1.3. Los bosques de México y su situación actual	6
1.4. El género <i>Quercus</i>	7
2. Hipótesis	10
3. Objetivos	11
3.1. Objetivos generales	11
3.2. Objetivos particulares	11
4. Metodología	12
4.1. Área de estudio	12
4.2. Diseño experimental	13
4.3. Manejo y selección de especies	17
4.4. Medición de las variables microambientales	20
4.5. Monitoreo de emergencia de plántulas y supervivencia.	22
4.6. Análisis estadístico	23
5. Resultados	25
5.1. Descripción ambiental del claro y el bosque	25
5.2. Condiciones generadas por la transferencia de suelo	26
5.3. Emergencia de plántulas	29
5.4. Supervivencia de plántulas	32
5.5. Semillas no germinadas	37
6. Discusión	40
6.1. Condiciones en el claro y el bosque	40
6.2. Emergencia de plántulas	41

6.3.	Supervivencia de las plántulas	43
6.4.	Semillas no germinadas	44
7.	Conclusiones	46
8.	Referencias	48

Lista de cuadros

Cuadro 1. Tratamientos experimentales para el establecimiento de <i>Quercus</i>	11
Cuadro 2. Características de las especies focales de <i>Quercus</i> utilizadas en el experimento.....	18
Cuadro 3. Resumen de variables relacionadas con el análisis de suelo.	21
Cuadro 4. Análisis fisicoquímico de las muestras de suelo del área experimental.	25
Cuadro 5. Emergencia total (en 32 semanas) de <i>Q. eduardii</i> y <i>Q. viminea</i> de acuerdo a los tratamientos.	29
Cuadro 6. Supervivencia total de plántulas de acuerdo a la intervención (azul= % de supervivencia más alto, rojo = % de supervivencia más bajo).	33

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación del sitio experimental.....	12
Figura 2. Sitio experimental: Bosque (izquierda), Claro (derecha).....	14
Figura 3. Diseño del área experimental.....	14
Figura 4. Capas del suelo en el sitio donador	15
Figura 5. Tratamientos en el claro. 1) Suelo del claro (control), 2) Suelo del bosque, 3) Suelo del bosque con hojarasca.	16
Figura 7. Tratamientos en el bosque. 4) Suelo de bosque (control), 5) Suelo del claro, y 6) Suelo de bosque con hojarasca.	16
Figura 7. Especies de <i>Quercus</i> utilizadas en el experimento	17
Figura 9. Diseño y ubicación de siembra de las bellotas en las unidades experimentales.	20
Figura 9. Daño en semillas no germinadas: (a) por insecto, (b) por hongo, y (c) por deshidratación.	22
Figura 11. Porcentaje de humedad del suelo de acuerdo al tipo de suelo en el claro y el bosque durante la temporada seca y de lluvias.	27
Figura 12. Compactación del suelo en diferentes hábitats a 2.54 cm de profundidad de acuerdo al tipo de suelo con y sin hojarasca.	28
Figura 13. Compactación del suelo a 10.16 cm de profundidad en diferentes tipos de suelo con y sin hojarasca.	29
Figura 14. Porcentaje acumulado de emergencia de bellotas sembradas en el bosque y el claro del sitio experimental.	30
Figura 15. Emergencia del brote aéreo en el claro con suelo forestal de transferencia y suelo del claro, y en el sitio de bosque con suelo del claro y con suelo forestal, para las especies <i>Q. viminea</i> y <i>Q. eduardii</i> con suelo del claro. Se muestran los valores de p, calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado Mixto entre especies según el tipo de suelo (forestal o claro) en el hábitat (bosque y claro).	31
Figura 16. Porcentaje de emergencia de plántulas de <i>Q. viminea</i> y <i>Q. eduardii</i> en tratamientos con y sin hojarasca en el claro y en bosque. Los valores de p, fueron calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado con una distribución de error binomial entre las especies para el bosque y el claro de acuerdo a los tratamientos con y sin hojarasca.	32
Figura 17. Porcentaje de supervivencia de <i>Q. viminea</i> y <i>Q. eduardii</i> a través del tiempo	34
Figura 18. Supervivencia de plántulas de <i>Q. viminea</i> y <i>Q. eduardii</i> a través del tiempo. Se muestran los valores de p, calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado Mixto entre especies según el tipo de suelo (forestal o claro) en el hábitat (bosque y claro).	35

Figura 19. Efecto de la hojarasca en la supervivencia de las plántulas de <i>Q. eduardii</i> y <i>Q. viminea</i> a través del tiempo. Los valores de <i>p</i> , fueron calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado con una distribución de error binomial entre las especies para el bosque y el claro de acuerdo a los tratamientos con y sin hojarasca.	36
Figura 20. Tipo de daño en las semillas no germinadas, con diferencias entre daño. Las letras indican las diferencias significativas entre tratamientos, calculadas mediante una prueba LSD (Last Significant Difference por sus siglas en inglés)..	37
Figura 21. Influencia del suelo en el tipo de daño en las bellotas no germinadas. Valores de "p" se obtuvieron mediante Modelo Lineal Generalizado con distribución poisson.	38
Figura 22. Proporción de bellotas no germinadas según el tipo de daño con y sin hojarasca. Valores de "p" se obtuvieron mediante un Modelo Lineal Generalizado con distribución poisson.	39

Resumen

Efectividad de la transferencia de suelo para la restauración de bosques de *Quercus* spp.

La deforestación y cambio de uso de suelo, provocan el deterioro de la estructura y funcionamiento de los bosques, de manera que la regeneración natural de los ecosistemas degradados, se ve limitada. Los filtros ecológicos son las variables y procesos que determinan la composición actual de especies en un sitio determinado. Si mediante un disturbio, se alteran las propiedades físicas o químicas del suelo, este se puede convertir en un filtro ecológico que limite la regeneración. En este trabajo, se determinó el impacto de condiciones contrastantes de suelo como filtros ecológicos, en la emergencia y supervivencia de tres especies de *Quercus* (*Q. eduardii*, *Q. viminea* y *Q. resinosa*). Se usó un diseño aleatorio con bloques para monitorear durante 32 semanas, 1500 bellotas sembradas en dos hábitats contrastantes (claro y bosque), tanto en el suelo nativo como en suelo transferido (del bosque al claro y viceversa). Los resultados indican que la transferencia de suelo forestal al claro no influyen significativamente en la germinación de *Q. viminea*, pero sí para *Q. eduardii*, en el claro. Para la supervivencia, no existieron diferencias significativas con la transferencia de suelo ni en la supervivencia de *Q. eduardii* y *Q. viminea*. Respecto a las bellotas no germinadas, hubo mayor cantidad de bellotas deshidratadas en el claro con suelo del claro.

Palabras clave: Encino, Emergencia de plántulas, Hojarasca, Supervivencia de plántulas, Restauración ecológica.

Abstract

Effectiveness of soil transference for restoring oak forests.

Deforestation, degradation and land use change in forest ecosystems reduces natural regeneration and simplifies its structure and ecological functioning. Ecological filters are variables and processes that determine the actual species composition in a given site. Disturbances that alters physical or chemical soil properties can become a limiting ecological filter for regeneration. In this dissertation, the impact of contrasting soil conditions in seedling emergence and survival of three species of oaks (*Q. eduardii*, *Q. viminea* and *Q. resinosa*) is evaluated in two contrasting habitats (clearings vs forests). Herefore, circular patches of forest soil were transferred to clearings and vice versa, so each habitat had sites with local and transferred soil. The fate of 1500 acorns were monitored during 32 weeks using a randomized block design. The results indicate that transferred forest soil in clearings does not affect germination of *Q. viminea*, but it does for *Q. eduardii*. Furthermore, more ungerminated acorns due to dehydration were found in clearings with native soil. As for seedling survival, no significant differences between transferred and native soil were detected for any of both species.

Keywords: Ecological restoration, Litter, Seedlings emergency, Seedling survival, Oaks.

1. Introducción

1.1. Filtros ecológicos

Los filtros ecológicos de un ecosistema representan las variables y procesos ecológicos que determinan la composición final de especies que llegan a colonizar cierto lugar (Keddy 1992, Poff 1997, Díaz et al. 1998, Hobbs and Norton 2004). Los filtros pueden ser abióticos (clima, propiedades del suelo, estructura del paisaje, etc), bióticos (interacciones ecológicas, disponibilidad de propágulos, estructura y composición biológica, etc) (Díaz et al. 1998), y socioeconómicos (necesidades y posibilidades de la comunidad humana que habita el ecosistema) (Hobbs and Norton 2004). Además, pueden variar espacial y temporalmente, es decir, un filtro específico puede ser considerado una restricción para el establecimiento de cierta especie durante una etapa sucesional pero para otra especie puede no representar una limitante (Keddy 1992, Poff 1997, Hobbs and Norton 2004).

El suelo, por ejemplo posee distintas propiedades que pueden fungir como filtros para el establecimiento de las especies vegetales. Las propiedades físicas del suelo como la textura, porosidad, retención y movimiento de agua, entre otros; determinan la facilidad en la penetración de raíces, y la disponibilidad de agua, oxígeno y otros gases para las plantas (Dickie et al. 2002, Osman 2013). Dichas propiedades varían de acuerdo al estado de conservación del suelo; en sitios deforestados generalmente existe mayor compactación en la capa superficial del suelo, disminuyendo la porosidad y la facilidad de desarrollo de raíces, además se reduce la infiltración y por ende disminuye el agua disponible para las plantas (Hajabbasi et al. 1997, Kozlowski 1999).

Se considera como materia orgánica a los residuos del bosque como hojas secas, tallos, ramas, flores, frutos y troncos en estado de descomposición que aportan beneficios al suelo, e.g. aumento en la infiltración y percolación de agua, disminución del escurrimiento y la erosión del suelo, además de favorecer la

retención de humedad (Osman 2013). La materia orgánica es un indicador de salud en el suelo, ya que mejora la estabilidad del mismo mediante la formación de agregados, reduciendo la probabilidad de erosión (Kozłowski 1999). Además, la materia orgánica provee reactivos químicos (carbohidratos, proteínas, ligninas, ácidos, alcoholes, enzimas, etc.) que mejoran su composición química al aumentar la disponibilidad de nutrientes (Osman 2013).

Los disturbios en los ecosistemas, como la deforestación y actividades productivas, típicamente reduce la cantidad de materia orgánica lo cual disminuye la estructura y estabilidad del suelo, aumentando su susceptibilidad a la erosión y la lixiviación (Hajabbasi et al. 1997). Además, se pierde una de las principales fuentes de nutrientes en el suelo, ya que la materia orgánica es el sustrato donde los microorganismos (algas, bacterias y hongos) facilitan procesos de humificación, mineralización, nitrificación y fijación de nitrógeno, así como la absorción de nutrientes por las raíces de plantas (Young et al. 2005, Osman 2013). En áreas de disturbio, el establecimiento de especies vegetales depende de la eficiencia de los microorganismos para aumentar la disponibilidad de nutrientes en el suelo a través de la descomposición de materia orgánica (Rivera et al. 2014).

En cuanto a la composición química del suelo, la capacidad de intercambio catiónico, el pH y la concentración de nutrientes, fungen como indicadores para caracterizar la calidad del suelo y su influencia en la distribución de especies (Osman 2012). El pH del suelo, interviene en la intemperización de las rocas, en la población microbiana y en la humificación y transformación mineral de nutrientes, mientras que la capacidad de intercambio catiónico provee información sobre la capacidad del suelo para absorber nutrientes mediante la retención y liberación de cationes (Na^+ , K^+ , Ca^+ , Mg^+) (Osman 2013).

Teniendo en cuenta, que las propiedades del suelo varían según el grado de conservación, es importante señalar también, que éstas propiedades operan de forma distinta según el ecosistema, las especies y el clima dominante, influyendo tanto en el proceso de germinación de semillas y emergencia de plántulas como

en su supervivencia. Por ejemplo, en comparación con especies con semillas ortodoxas (semillas que soportan la pérdida de humedad sin perder su viabilidad), especies con semillas recalcitrantes (semillas que pierden viabilidad debido a la disminución en su contenido de humedad) obtienen menores porcentajes de germinación en suelos con menor capacidad de retención de agua (García et al. 2002, Zavala-Chávez 2004). Por otra parte, la humedad del suelo durante el crecimiento de plántulas juega un papel importante. Por ejemplo, en periodos de sequía, la mortalidad de plántulas en ambientes naturales aumenta debido a que aumenta la susceptibilidad a la alta exposición solar, el déficit nutricional, los patógenos y el daño por herbívoros (Sack y Grubb 2002, Aranda et al. 2005, Engelbrecht et al. 2005).

1.2. Restauración forestal

Los disturbios forestales se definen como eventos discretos que interrumpen el ecosistema, la comunidad, la estructura poblacional, el cambio en los recursos, la disponibilidad de sustratos o el ambiente físico (Pickett and White 1985). Los disturbios generan cambios en la estructura física de los suelos, tal es el caso del aumento en la compactación del suelo lo cual incrementa el escurrimiento, reduce el desarrollo de raíces y disminuye la extracción de nutrientes de partes profundas. Además, el escurrimiento del agua inicia el desarrollo del proceso de erosión generando que los sistemas se degraden (Hoyos et al. 1995). Así mismo, en algunos casos se pierde la capa orgánica del suelo, provocando el abandono de actividades primarias como la agricultura (Ortega-Pieck et al. 2011).

El mal manejo de los recursos naturales puede también degradar el bosque indirectamente por la introducción de plagas y patógenos, cambiar la carga de combustibles o modificar las condiciones meteorológicas (Foley et al. 2005). Con los disturbios y la consecuente degradación de los ecosistemas forestales, los filtros ecológicos usualmente se intensifican, por lo que se modifica el reclutamiento de plántulas y la riqueza de la comunidad vegetal que finalmente se establece (Myers and Harms 2009).

Ante un disturbio, pueden generarse filtros ecológicos que afecten la recuperación natural de un ecosistema (Zavala-Chávez 2001); cabe señalar que los filtros no necesariamente afectan negativamente, ya que también pueden favorecer grupos de especies capaces de adaptarse bajo las nuevas condiciones generadas por el disturbio (Hobbs and Norton 2004). Es por eso que contrastar las condiciones ambientales (precipitación, temperatura, humedad relativa, humedad del suelo, compactación del suelo y características físico-químicas del suelo) en sitios con y sin disturbios nos permite identificar los filtros que influyen en la regeneración de los ecosistemas para la restauración ecológica.

Cuando la regeneración natural de un ecosistema (el cual se pretenda conservar) ante un disturbio es insuficiente para garantizar su permanencia a largo plazo, una alternativa es la restauración ecológica; la cual se refiere al proceso de recuperación asistida de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004). Las actividades de restauración pueden ser pasivas (cese de las actividades que impiden el proceso de recuperación natural), o activas (por ejemplo la reintroducción de procesos naturales o especies mediante una intervención directa), atravesando un gradiente en el cual la intervención aumenta desde la restauración pasiva hacia la activa mediante diversas técnicas (Chazdon 2008). Generalmente, las actividades de restauración forestal están orientadas al re-establecimiento de vegetación lo cual implica la colecta de semillas, su almacenamiento, germinación, propagación, el uso de viveros y técnicas adecuadas de acuerdo a los requerimientos de cada especie, elevando los costos y el esfuerzo del re-establecimiento de los ecosistemas (Fowler et al. 2015).

Por lo anterior, las técnicas de restauración con mayor sustento en la sucesión ecológica natural, resultan más eficientes a largo plazo ya que son menos dependientes de la intervención humana. Por ejemplo, si en un ecosistema degradado, se realiza una revegetación con riego y se da control de plagas y enfermedades, en el momento en que se rescinde de la asistencia, es poco probable la subsistencia de dicho ecosistema. En cambio, si a este ecosistema se le excluye del factor de degradación y se colocan especies que mejoren las

condiciones para el establecimiento de otras especies, se imita la sucesión ecológica natural de modo que se aumenta la probabilidad de regeneración del ecosistema.

Un método de restauración que requiere menos inversión y conocimiento previo (características de las semillas, métodos de propagación, etc) es la transferencia de la capa superficial del suelo, ya que posee propágulos y semillas, lo que requiere mejor esfuerzo para la germinación de las mismas (Fowler et al. 2015). La transferencia consiste en el movimiento de suelo de un sitio donador (bosque maduro conservado) hacia un sitio receptor (sitio con disturbio), con el propósito de favorecer el re-establecimiento de una comunidad funcional (Bulot et al. 2014). La transferencia de suelo mejora las propiedades físico-químicas en el sitio receptor (disminuye compactación, aumenta la cantidad de nutrientes, cambia la textura del suelo, entre otras), además de aumentar la cantidad de materia orgánica y aportar microorganismos al suelo (Bulot et al. 2014).

En otros casos, cuando se requiere re-establecer la vegetación nativa a través de la propagación de especies, se provee un banco de semillas y propágulos del cual emerge un estrato arbustivo y arbóreo bajo las condiciones adecuadas (Ferreira et al. 2015). Por otra parte, la presencia de hojarasca, al cubrir el suelo lo protege contra la pérdida de agua, y reduce la cantidad de luz que llega al suelo, así como también es el hábitat de microfauna del suelo (Guo et al. 2011). En cuanto al mejoramiento de suelo a través de la transferencia del suelo, Rivera et al. (2014), midieron la actividad enzimática y respiración, en donde comprobaron que existe mayor actividad microbiana en suelo de transferencia con respecto al sitio receptor, el cual favoreció la recuperación de la cubierta vegetal. A pesar de esto, el uso del suelo de un sitio donador puede considerarse una técnica no sustentable, debido a que no se considera al suelo como un recurso renovable, por lo que no debe ser usada en grandes cantidades para evitar la degradación del sitio donador (Bulot et al. 2014).

1.3. Los bosques de México y su situación actual

En México, alrededor de 34% del territorio se encuentra cubierto por bosques y selvas (SEMARNAT 2012). Según la clasificación del Instituto Nacional de Estadística Geografía (INEGI) la superficie cubierta por bosques templados (incluyendo coníferas y latifoliadas), ocupan una superficie de 16.45%, mientras que las selvas corresponden a un 16.08% y los bosques mesófilos de montaña una superficie de 0.9% (CONABIO 2009). Los ecosistemas forestales proveen una amplia variedad de servicios ecosistémicos que incluyen: *servicios de aprovisionamiento* como la obtención de madera, leña y productos forestales no maderables; *servicios de regulación* tales como captación de agua de lluvia o regulación de temperatura; *servicios de soporte* como la formación de suelo y la productividad primaria de la biomasa forestal y *servicios culturales* que proveen un beneficio religioso, recreativo y cultural (Nasi et al. 2002, MEA 2005). Debido a la gran variedad de servicios que ofrecen los ecosistemas forestales, en México, cerca de 11.04 millones de personas (~9.8% de la población nacional) habitan y dependen de los recursos forestales (FAO 2010, CONAFOR 2014), por lo que su restauración y/o conservación forestal contribuye también al bienestar en las comunidades rurales.

Sin embargo el manejo inadecuado de los recursos del bosque, han generado el deterioro en los ecosistemas forestales que a su vez provocan la pérdida de biodiversidad y servicios ambientales (Torres 2004, FAO 2010, CONAFOR 2012). El manejo forestal inadecuado ocasiona degradación (reducción de la capa orgánica y pérdida de la biodiversidad) del suelo, lo cual tiene consecuencias directas en la productividad, funciones y servicios del ecosistema (Zdruli et al. 2010). En México, se estima que el 25% de los ecosistemas forestales presentan un impacto moderado (cuando los daños no son permanentes) y el 8% muestran un impacto severo (se requiere medidas de restauración) (CONAFOR 2014). Para el periodo 2005-2010, se estimó que la deforestación anual fue de 155,000 ha/año (CONAFOR 2014). Por otra parte, estimaciones recientes indican que el 61.7% de la superficie nacional (incluye todos los ecosistemas) presenta algún tipo de

degradación de suelo, ya sea degradación física, química, o degradación por erosión hídrica o eólica (CONAFOR-UACH 2013), de manera que resulta importante identificar los filtros que influyen en la regeneración de los ecosistemas nacionales.

1.4. El género *Quercus*

Para comprobar la influencia de los filtros ecológicos en la restauración de bosques templados, se utilizaron tres especies del género *Quercus* como especies modelo, el cual es conocido en México como encino y representa especies leñosas de gran importancia económica y ecológica, cuya preservación es clave para la conservación de la biodiversidad a nivel nacional (Nixon 1993). Los bosques de encino o encinares ocupan alrededor del 5.5% de la superficie del territorio mexicano, desde zonas templadas hasta regiones tropicales (Rzedowski 1981, 2006, López et al. 2013). Se estima que existen alrededor de 531 especies de *Quercus* a nivel mundial y aproximadamente 161 en México de las cuales 109 se consideran endémicas (Valencia 2004). A su vez, los bosques de encino son el hábitat para una alta diversidad de especies asociadas: principalmente epífitas, musgos y líquenes, así como ungulados, mamíferos y roedores (Kappelle 2006, García-Marmolejo et al. 2013). Además, el valor económico de los bosques de encino se debe a los productos maderables que de él provienen, así como otros usos no maderables como leña, forraje y en algunos casos medicinal (Rzedowski 1981, Sánchez et al. 1999, Luna et al. 2003, Rzedowski 2006, López et al. 2013).

Sabás-Rosales et al. (2015) mencionan que en el estado de San Luis Potosí, existen 45 especies distintas del género *Quercus*, de las cuales 22 corresponden a encinos blancos (sección *Quercus*) y 23 pertenecientes a encinos rojos (sección *Lobatae*) lo cual lo posiciona como una de las tres entidades de México con mayor riqueza de encinos. Éstos se encuentran distribuidos a lo largo del estado en una variedad de climas secos, templados y tropicales. Dentro de las especies, encontradas, en San Luis Potosí, *Q. viminea*, fue oficialmente registrada por Sabás-Rosales et al. (2015), otras especies como *Q. eduardii* se encuentran

distribuidos en 16 municipios. Sin embargo, a pesar de la importancia nacional y regional del género *Quercus*, se tiene poca información de la ecología de este género en San Luis Potosí y en México en general.

Un problema que afecta la conservación de los encinares es la baja tasa de establecimiento de plántulas, además de que se desconocen las condiciones bajo las cuales la regeneración de encinos es exitosa (Zavala-Chávez 2001). La baja regeneración en encinares está influenciada por la susceptibilidad del género a diversos filtros ecológicos intensificados por las condiciones degradadas del sitio y a sus rasgos ecofisiológicos (López-Barrera y González-Espinosa 2001, Kelly 2002, Collins and Battaglia 2008). Además, la regeneración de encinos dependen de características intrínsecas de cada especie (Zavala-Chávez 2001, Lara et al. 2008), por lo que es importante evaluar su capacidad de respuesta e identificar aquellas más exitosas a condiciones adversas, a modo de tener especies potenciales para actividades de restauración de encinos.

Se conocen algunos aspectos que intervienen en la regeneración de encinos, entre los cuales se encuentra la producción de bellotas, ya que presentan diferentes frecuencias de producción exitosa, ya sean anuales constantes o años de producción masiva (Vázquez 1998, Zavala-Chávez 2001). Por otra parte, los encinos han generado adaptaciones fisiológicas específicas en las bellotas, por ejemplo, en el caso de los encinos blancos, generan semillas recalcitrantes y grandes, características que promueven la germinación rápida y aumenta la disponibilidad de nutrientes en los cotiledones para favorecer su supervivencia durante los primeros días, haciéndolo menos dependiente del hábitat como una forma de *superar* los filtros abióticos durante esta etapa (Zavala-Chávez 2004, Ortega-Pieck et al. 2011).

Por otro lado, la presencia de consumidores (roedores, aves, ardillas o escarabajos), pueden limitar la germinación de bellotas ya que las utilizan como alimento; se ha reportado que el porcentaje de remoción de bellotas supera el 90% en algunas especies del género, como *Q. illex* (Rey Benayas et al. 2015). No obstante, la presencia de mamíferos consumidores de bellotas pueden favorecer

la germinación al enterrarlas o cubrirlas con hojarasca (García et al. 2002). Además, según Zavala-Chávez (2001) cerca del 50% de las bellotas producidas anualmente, son afectadas por larvas de picudos (*Curculio*, y otros géneros de *Cuculionidae*), escarabajos de bellotas y avispas, aun cuando éstas continúan en el árbol.

En cuanto a la etapa de plántula, el déficit de humedad genera alta mortalidad, mientras que la cantidad de radiación recibida influye en las tasas de mortalidad y crecimiento (Aranda et al. 2005). Además, durante esta etapa inicial con crecimiento lento, las plántulas mantienen un área foliar relativamente reducida, lo cual aumenta la susceptibilidad a la herbivoría y reduce la capacidad fotosintética (Bonfil and Soberón 1999, Zavala-Chávez 2001, Pulido 2002). Otro factor que afecta las plántulas es el pisoteo por parte de mamíferos mayores, el cual puede provocarles la muerte (Zavala-Chávez 2001).

Cerca del 20% de las especies de encinos hallados en San Luis Potosí se encuentra bajo alguna categoría de riesgo, en la Lista Roja de los Encinos (The Red List of Oaks) de Fauna y Flora Internacional (FFI) (Sabás-Rosales et al. 2015), por lo que su estudio para la conservación y manejo de sus hábitats es relevante para el estado y para México. La restauración de bosques de encino se ha evaluado desde distintas perspectivas, Badano et al. (2009) demostraron que se aumenta la supervivencia de *Q. castanea* bajo el microhábitat generado por plantas nodrizas, así mismo, se sugiere que la exposición solar a radiaciones altas en sitios abiertos generan fotoinhibición y reducen el rendimiento fotosintético. En otro estudio, el uso de estructuras de sombra disminuyó el impacto de las condiciones abióticas reduciendo la mortalidad en *Q. laurina* comparado con *Q. castanea*, lo que indica que además de las características del sitio, es importante evaluar las diferencias interespecíficas en las tasas de establecimiento (Badano et al. 2011). Aún no se ha realizado transferencia de suelo con encinos, por lo que en este trabajo se propone evaluar esta técnica para la restauración de bosques de *Quercus* en San Luis Potosí.

2. Hipótesis

La emergencia y supervivencia de plántulas de encinos en áreas abiertas, es menor por la intensificación de los filtros ecológicos respecto a los sitios con cobertura forestal, debido a condiciones más adversas del suelo.

La transferencia superficial del suelo y adición de hojarasca del bosque hacia el claro, reduce los efectos de los filtros ecológicos asociados al suelo, ya que mejora las condiciones del suelo, de manera que se favorece la emergencia y la supervivencia de plántulas de *Quercus* spp.

3. Objetivos

3.1. Objetivos generales

Comparar la regeneración de *Q. resinosa*, *Q. viminea* y *Q. eduardii*, en sitios con y sin cobertura forestal.

Determinar el impacto relativo de los filtros ecológicos asociados a las condiciones contrastantes de suelo en la emergencia y supervivencia de tres especies de *Quercus* con y sin transferencia de suelo.

3.2. Objetivos particulares

- *Comparar las condiciones del suelo en un bosque de encino conservado y un claro de bosque con y sin transferencia de suelo.*
- *Evaluar la respuesta en la emergencia y supervivencia de las plántulas de *Quercus* spp. bajo diferentes tratamientos experimentales (Cuadro 1).*
- *Evaluar la transferencia de suelo como una técnica de restauración de encinares en áreas abiertas.*

Cuadro 1. Tratamientos experimentales para el establecimiento de *Quercus*

Tratamiento	Descripción
1	Claro: Control
2	Claro: Suelo forestal
3	Claro: Suelo forestal con hojarasca
4	Bosque: Control
5	Bosque: Suelo claro
6	Bosque: Suelo forestal con hojarasca

4. Metodología

4.1. Área de estudio

La región de estudio se ubica en la sierra del ejido Joya del Durazno en la localidad de Cañada Grande, municipio de Río Verde, San Luis Potosí, en el área de influencia del Parque Nacional El Potosí (Figura 1) ubicado en las coordenadas 21° 52' 50" y 21° 57' 30" N y 100° 19' 13" y 100° 21' 11" W (Márquez 1997). Tiene un rango altitudinal de 1500 a 2840 msnm. El clima es templado subhúmedo con temperatura media, máxima y mínima de 16.33, 28.39 y 11.95° C respectivamente. La precipitación anual es de 732.9 mm, con el periodo de lluvias de junio a septiembre; con precipitación de 955.3 mm en los años más lluviosos y 322 mm en los años más secos. El suelo predominante es Litosol, seguido de Feozem háplico y Redzina (Márquez 1997).



Figura 1. Ubicación del sitio experimental

Las asociaciones vegetales que predominan son bosques de pino-encino y encino-pino. Las principales especies vegetales son: *Pinus patula*, *P. montezumae*, *Pinus pseudostrobus*, *P. teocote*, *P. herrerae*, *Quercus candican*, *Q. crassifolia*, *Q. rugosa*, *Q. castanea*, *Q. laeta*, *Q. laurina*, *Q. resinosa*, *Q. eduardii*, *Q. viminea*, *Salix* sp., *Ferocactus histrix*, *Litsea glaucescens*. De fauna se puede

encontrar: *Accipiter cooperii*, *Trogon elegans*, *Bufo cognatus*, *Gerrhonotus liocephalus*, *Lampropeltis alterna*, *Odocoileus virginianus*, *Puma concolor*, *Lynx rufus*, *Micrurus distans*, *Crotalus molossus*, *Glaucomys volans* (Márquez 1997).

La zona de influencia del Parque Nacional El Potosí, se conforma por terrenos ejidales y algunas propiedades privadas y es un área importante para la recarga de acuíferos de la zona media del estado de San Luis Potosí (Márquez 1997). Las principales actividades económicas del ejido Joya del Durazno, son la ganadería extensiva sin restricción de acceso a los encinares, el uso de recursos maderables principalmente del género *Pinus* y la recolección estacional de productos forestales no maderables ej. Heno o Paixtle (*Tillandsia usneoides*) con fines de comercio; en la localidad de Cañada Grande se observan parcelas agrícolas de maíz, calabaza y frijol, además de frutales (CONANP 2015).

Dentro de los principales factores de degradación que se encuentran en la región son el aprovechamiento ilegal de madera de pino y la extracción de recursos no maderables, así como también la ganadería extensiva sin planificación, que ha generado la incidencia de plagas e incendios forestales (CONANP 2015). Otros factores como el manejo inadecuado de los residuos sólidos, la introducción de especies exóticas y el cambio de uso de suelo afectan la conservación de esta región forestal (CONANP 2015).

4.2. Diseño experimental

Tratamientos experimentales. Se eligió un área experimental accesible y cercana a un bosque de encino conservado, adyacente a un claro carente de capa orgánica en el suelo (Figura 2). Para evitar posibles efectos de borde, se seleccionó un claro con mínima área sombreada generada por la cobertura de árboles adyacentes.



Figura 2. Sitio experimental: Bosque (izquierda), Claro (derecha)

Dentro del área de estudio, se establecieron unidades experimentales con y sin transferencia de suelo (cinco por tratamiento), que consisten en: control del claro, transferencia de suelo forestal al claro y transferencia de suelo forestal con hojarasca al claro; mientras que en el bosque, los tratamientos fueron: control del bosque, transferencia de suelo del claro y suelo de bosque con hojarasca (Figura 3).

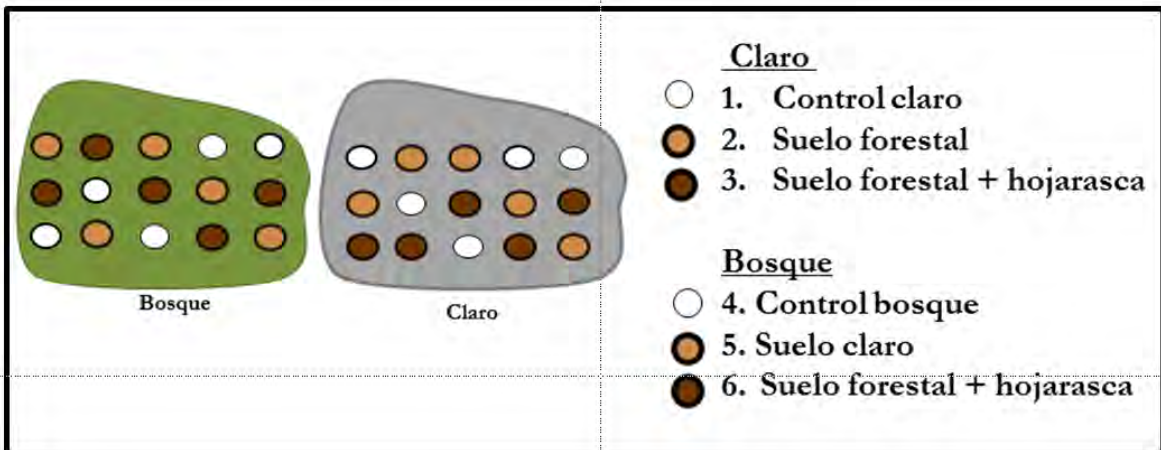


Figura 3. Diseño del área experimental

Transferencia de suelo. Se escogieron tres sitios donadores de suelo a menos de 100 metros de distancia del área experimental, encontrados en las partes medias y altas de los arroyos secos, ya que en esas partes se presenta mayor acumulación de suelo y materia orgánica. En los sitios donadores se identificaron

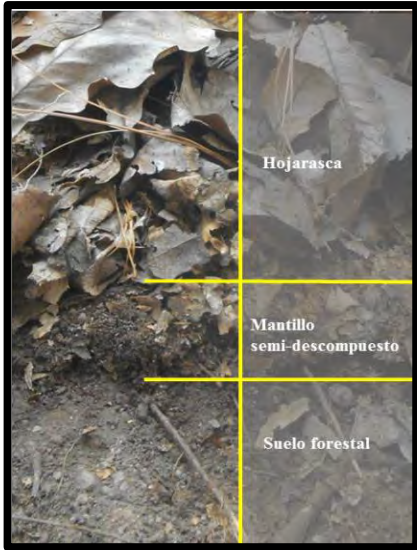


Figura 4. Capas del suelo en el sitio donador

tres capas en el suelo (Figura 4) *Hojarasca*, formada por las hojas secas que se encuentran en su mayor parte completas; *mantillo semi-descompuesto*, el cual se considera como la *hojarasca* parcialmente descompuesta y por último *suelo forestal* partículas de suelo mineral y materia orgánica descompuesta. Para la transferencia, el suelo se removió por capas, de modo que en las unidades experimentales se mantuviera el mismo

orden de las capas en el bosque. La extracción de suelo se realizó con pala y se trasladó hacia el sitio experimental con una carretilla. Previo a la transferencia se mezcló para homogeneizar el suelo transferido en las unidades experimentales. En el claro, se removieron diez centímetros de suelo y se rellenó con seis centímetros de suelo de bosque y los cuatro centímetros restantes con mantillo del bosque. En los tratamientos de transferencia de suelo dentro del bosque, se utilizó el suelo extraído de las unidades experimentales del claro (previamente homogeneizado). En los tratamientos sin transferencia de suelo, el mismo se preparó para la siembra aflojando los primeros diez centímetros de suelo, asemejando la condición de las parcelas con suelo transferido.

Exclusión de herbívoros. El área experimental se protegió con tres líneas de alambre de púas para evitar la entrada de herbívoros medianos y grandes (ganado, cabras y borregos). Se elaboraron estructuras cilíndricas de 1.15 cm de diámetro y 90 cm de altura de malla gallinera con apertura de 20 mm, para evitar la remoción de semillas por mamíferos pequeños y medianos, además de ayudar a mantener la *hojarasca*. Las estructuras se fijaron al suelo con alcayatas metálicas para evitar ser derrumbadas por condiciones de viento y lluvia (Figura 5):

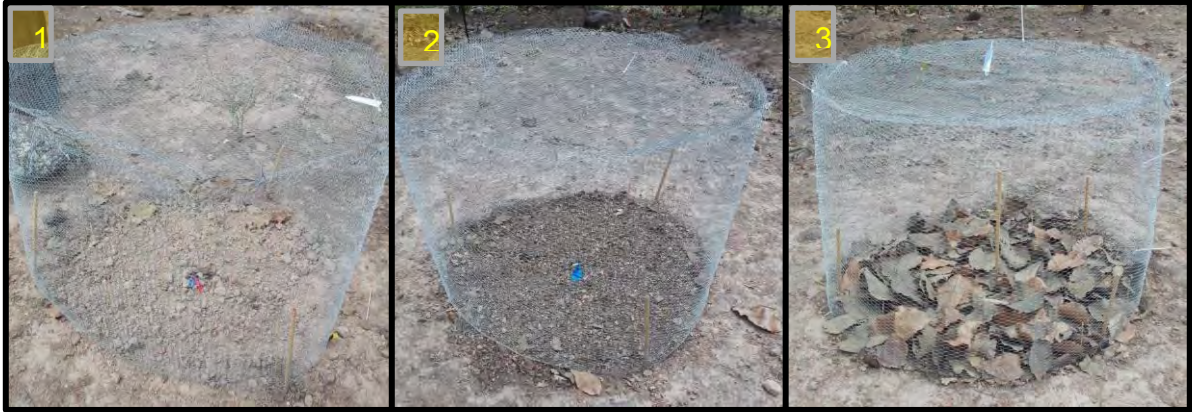


Figura 5. Tratamientos en el claro. 1) Suelo del claro (control), 2) Suelo del bosque, 3) Suelo del bosque con hojarasca.

En el área de bosque también se ubicaron los mismos tratamientos que en el claro (Figura 6):

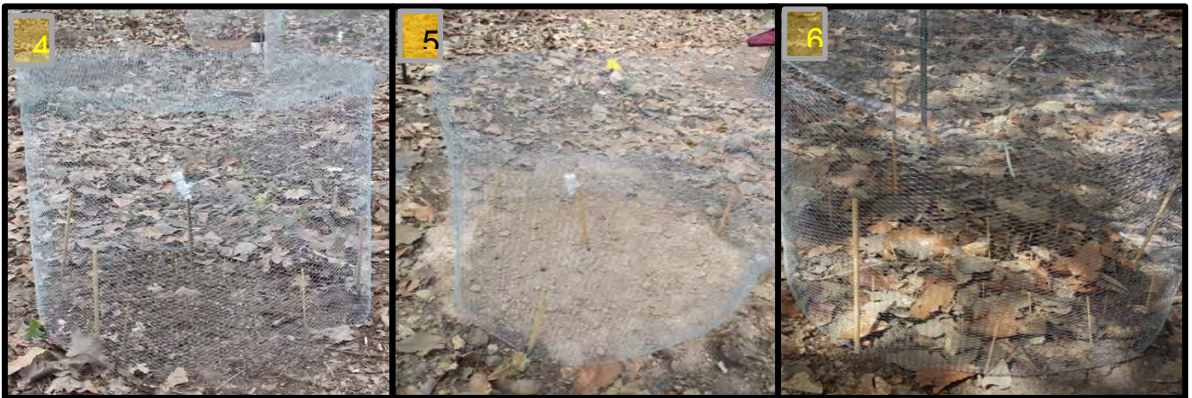


Figura 6. Tratamientos en el bosque. 4) Suelo de bosque (control), 5) Suelo del claro, y 6) Suelo de bosque con hojarasca.

4.3. Manejo y selección de especies

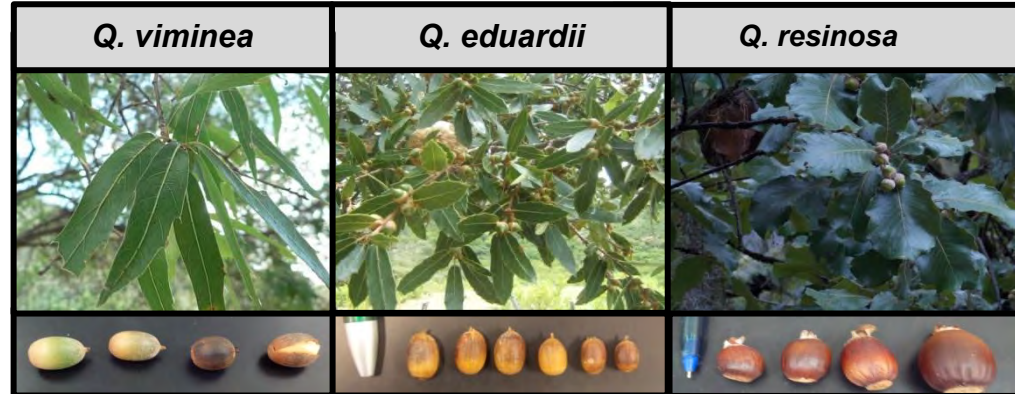


Figura 7. Especies de *Quercus* utilizadas en el experimento

De las especies de *Quercus* disponibles en la región de estudio, fueron elegidas tres especies predominantes en el sitio experimental (Figura 7): *Q. resinosa*, *Q. viminea* y *Q. eduardii*, las cuales corresponden a variantes de encino blanco (*Quercus*) o rojo (*Lobatae*). Cabe mencionar que no existe información disponible acerca del estado sucesional de estas especies, por lo que la información de este proyecto contribuye al conocimiento de las tres especies utilizadas.

Cuadro 2. Características de las especies focales de *Quercus* utilizadas en el experimento

	<i>Q. viminea</i>	<i>Q. eduardii</i>	<i>Q. resinosa</i>
Sección	<i>Lobatae</i> (encino rojo)	<i>Lobatae</i> (encino rojo)	<i>Quercus</i> (encino blanco)
Distribución	Estados Unidos (Arizona), México (Chihuahua, Sonora, Sinaloa, Durango, Aguascalientes, Guanajuato, Nayarit y Jalisco). <u>Rango altitudinal:</u> 1500-2500m	Aguascalientes, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Nuevo León, San Luis Potosí, Querétaro y Zacatecas. <u>Rango altitudinal:</u> 1500-2650 m	Durango, Zacatecas, Aguascalientes, San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro, Nayarit, Jalisco, Michoacán. <u>Rango altitudinal:</u> 1300-2800m.
Hojas	Estrechamente lanceoladas, ápice rematado en punta, bordes aristados puntiagudos, haz lustroso	Pequeñas, coriáceas, oblongo-elípticas, ovado-lanceoladas, dentadas, haz glabro y lustroso.	Amplias, ovoides, redondeadas y pecíolos cortos y tomentosas.
Tamaño promedio del fruto	1.2 x 1 cm	1 x 1.3 cm	3.2 x 2 cm
Altura máxima	10 a 15 m	5 a 12 m	7 a 10 m
Usos	Construcciones rurales, usos ornamentales	Leña, horcones y cercas	Leña, carbón, fabricación de postes, horcones y cabos para herramientas
Otros	Uso ornamental en algunos casos (Pujade et al, 2013)	Sujeto a explotaciones forestales en los años 1920-1950. Tolerancia a disturbio por reproducción a partir de tocones (Casas et al. 1995, Mendoza 2009)	Amenazado, con hábitat transformado por incendios y talas. Planta sin problemas de supervivencia (Romero-et al. 2014)

4.3.1. Selección y siembra de bellotas.

De agosto a octubre del 2015 se realizó en el sitio de estudio la colecta del material biológico de mínimo cinco árboles padre por especie, para contar con la mayor diversidad genética posible. Las bellotas colectadas, fueron sometidas a una prueba de flotabilidad para determinar su viabilidad, para lo cual las bellotas se colocaron en un recipiente lleno de agua durante una hora, aquellas que flotaron fueron consideradas no viables (Flores-Cano et al. 2012).

Una vez realizada la prueba de flotabilidad, se seleccionaron 500 bellotas consideradas viables de cada especie (*Q. resinosa*, *Q. eduardii* y *Q. viminea*). En el caso de *Q. resinosa*, suele emerger su radícula en condiciones de almacenamiento, por lo que se eligieron aquellas bellotas con la radícula emergente para asegurar la viabilidad y cuya longitud fuera menor a un centímetro para evitar daño durante la manipulación de las semillas. Las bellotas de *Q. eduardii* y *Q. viminea* se seleccionaron de acuerdo a sus características físicas, evitando aquellas que presentaran imperfecciones en forma y aspecto (manchas, color). Una vez seleccionadas las bellotas de las tres especies, se sumergieron en agua por 48 horas a temperatura ambiente para hidratarlas antes de ser sembradas como pretratamiento para favorecer la velocidad y el porcentaje de germinación (Castro-Colina et al. 2012)

Todas las unidades experimentales se dividieron de forma radial en diez partes iguales formando rebanadas, las cuales fueron enumeradas consecutivamente. En cada rebanada se sembró aleatoriamente una bellota de cada una de las tres especies, registrando la ubicación de la bellota dentro de la rebanada sea 1, 2 o 3 (Figura 8), lo que permite el monitoreo individual de cada bellota. La siembra se realizó el 21 de agosto de 2015 y se sembró la bellota horizontalmente, de manera que quedara visible en la superficie.

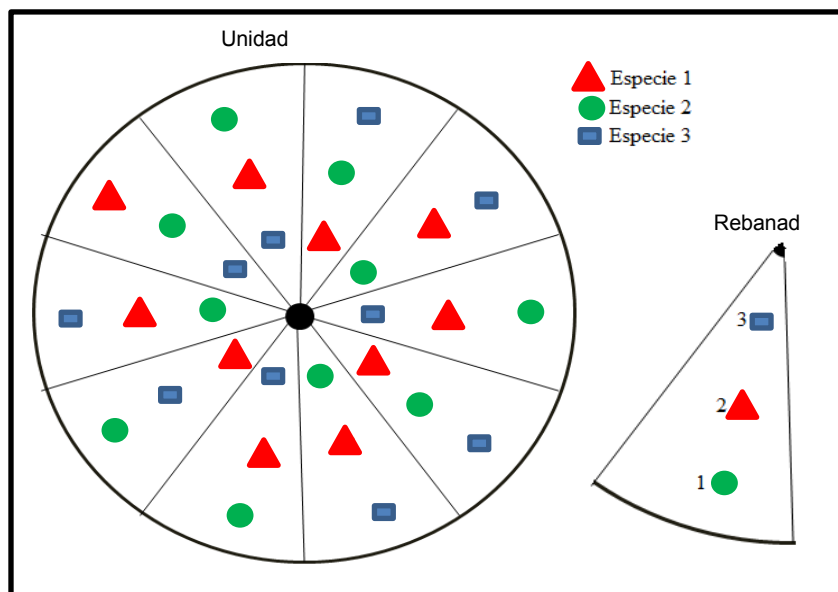


Figura 8. Diseño y ubicación de siembra de las bellotas en las unidades experimentales.

Debido a los bajos porcentajes de germinación del primer lote de semillas sembradas, dos meses después de la primer siembra, se realizó una segunda siembra de las especies *Q. viminea* y *Q. eduardii*, respetando la ubicación de cada especie en la primera siembra. Así mismo, durante la segunda siembra las bellotas se enterraron a una profundidad no mayor a dos centímetros y al igual que en la primer siembra se colocaron de forma horizontal. Durante la segunda siembra se retiraron las bellotas de *Q. eduardii* del sitio degradado y *Q. eduardii* y *Q. viminea* del sitio de bosque, y se guardaron en bolsas separadas por unidad experimental para la identificar la causa de no germinación en las bellotas.

4.4. Medición de las variables microambientales

Se colocaron pluviómetros RG3-M con registrador HOBO UA-003, al centro del área de bosque y del claro. Para la medición de la temperatura y la humedad atmosférica, se utilizaron sensores HOBO Pro V2 (Onset). Los sensores se colocaron al centro de 12 unidades experimentales cubriendo todos los bloques. Los registros de temperatura (media, máxima y mínima) y humedad relativa se programaron cada hora.

Para conocer las condiciones del suelo, se colectaron seis muestras de suelo, dos se tomaron del sitio donador para la transferencia, dos en el área de bosque, una del área deforestada y una del suelo del sitio degradado para la transferencia. Las muestras fueron de aproximadamente 400 g, se colocaron en bolsas de nylon para su análisis posterior en laboratorio. Cada muestra se etiquetó de acuerdo al número de parcela, la fecha de muestreo y las observaciones. Se realizaron los análisis en laboratorio para determinar las variables presentadas en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Resumen de variables relacionadas con el análisis de suelo.

Variable	Método
Textura (tex)	Bouyoucos
pH	Método electrométrico
Humedad (hs)	Método gravimétrico
Materia Orgánica (MO)	Método de Walkley y Black
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	Método con acetato de amonio/tiourea de plata
Nitrógeno (N)	Método con cloruro de potasio
Fósforo (P)	Procedimiento de Olsen
Bases intercambiables	Bases intercambiables extraíbles con acetato de amonio

Para medir la humedad del suelo en las islas se utilizó un medidor TDR-300, realizando las mediciones a una profundidad de 7.6 cm donde se observó mayor contraste entre los diferentes tratamientos. Se realizaron tres mediciones por cada unidad experimental y se registró el promedio. Las mediciones se realizaron semanalmente durante las primeras cuatro semanas a partir de la fecha de siembra, posteriormente las mediciones se realizaron quincenalmente durante los siguientes cinco meses y finalmente se hicieron dos monitoreos mensuales. Se utilizó un medidor digital Fieldscout SC-900 con el cual se registró la compactación del suelo, tanto en el sitio como en las unidades experimentales. Se realizaron tres perfiles, a 2.54, 5.08, 7.62, 10.16 y 12.7 cm de profundidad y se registraron los valores promedio por unidad experimental en psi (libras por pulgada cuadrada, por sus siglas en inglés). Los análisis se ocuparon con las profundidades de una y cuatro pulgadas, ya que presentaron mayor variación.

4.5. Monitoreo de emergencia de plántulas y supervivencia.

La duración del experimento fue de 32 semanas (tiempo disponible en el periodo de maestría de acuerdo al plan de estudios para la colecta de datos), en las cuales se monitoreó la emergencia del brote aéreo de la plántula y la supervivencia hasta las 32 semanas después de la siembra.

Análisis de bellotas no germinadas. Las bellotas retiradas durante la segunda siembra se analizaron en laboratorio, cortándolas por la mitad para identificar el daño en semillas no germinadas. Se reconocieron tres daños principales: por insecto, por hongo y por deshidratación (Figura 9), en los casos en que se observó más de una causa, se registró la más evidente.

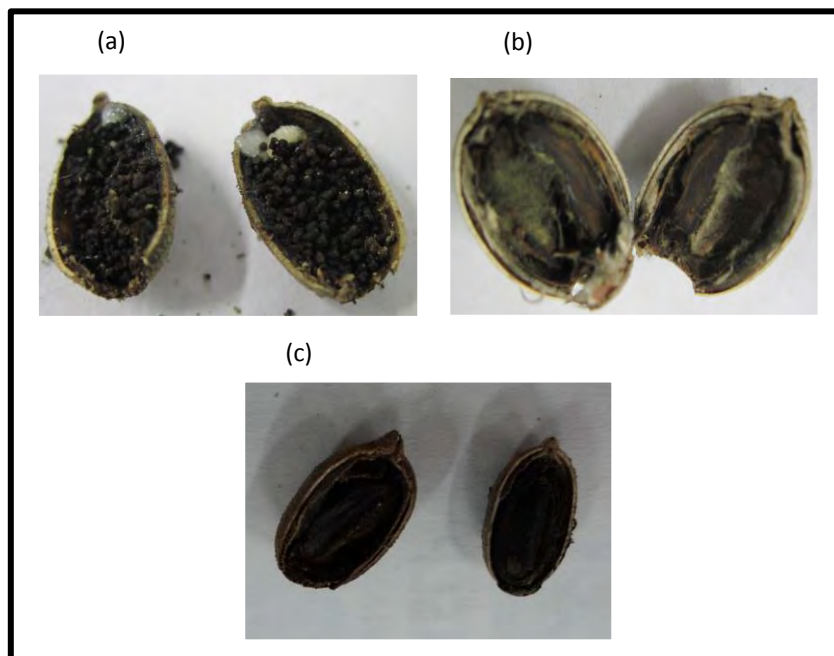


Figura 9. Daño en semillas no germinadas: (a) por insecto, (b) por hongo, y (c) por deshidratación.

4.6. Análisis estadístico

4.6.1. Descripción ambiental del sitio y condiciones generadas por los tratamientos experimentales.

En **los sitios** (bosque y claro), las condiciones evaluadas fueron: temperatura del ambiente, humedad relativa, compactación del suelo y radiación fotosintéticamente activa. Para la temperatura y humedad relativa, se identificaron los valores extremos semanales (máximos, mínimos) y se calcularon los valores medios diarios para alimentar un modelo de regresión lineal con efectos mixtos (la temperatura y la humedad relativa como variables dependiente, la condición (bosque o claro) como variable independiente y las fechas como medidas repetidas), utilizando la función “lme”, del paquete “lme4” (Bates D. et al. 2014), en el programa R.

La diferencia entre la radiación en el claro y el bosque, fue analizada mediante un Análisis de Varianza (ANOVA, por sus siglas en inglés), para el cual se utilizó la función “aov” en R. La diferencia de humedad del suelo entre el bosque y el claro, se analizó mediante un ANOVA de medidas repetidas (fechas de monitoreo), con la misma función “aov”. La compactación entre sitios fue analizada mediante una regresión lineal, analizando por separado las profundidades de 2.5 y 10.16 cm, para el cual se utilizó la función “lm” en R.

En las unidades experimentales, las variables medidas fueron la compactación y la humedad del suelo. Para el análisis de la humedad del suelo, en los tres tratamientos de suelo, en el bosque y el claro, se separaron los datos entre la temporada seca y de lluvias, y se utilizó un modelo lineal mixto, con las fechas de monitoreo como medidas repetidas, con la función “lme”. Para la compactación se realizó una regresión lineal con el código “lm”, para identificar las diferencias entre los tratamientos del suelo en el bosque y el claro, tanto para 2.54 y 10.16 cm de profundidad.

4.6.2. Emergencia y supervivencia

Para evaluar los efectos de los tratamientos experimentales en la emergencia, se realizaron los análisis entre el suelo del bosque y el suelo del claro, y suelo de bosque con hojarasca y sin hojarasca. Para éstos análisis se utilizó un modelo Lineal Generalizado Mixto con una distribución de error binomial y corrección para la sobre-dispersión de los datos, usando como medidas repetidas las semanas de monitoreo, y como variable de respuesta el porcentaje de plántulas que emergieron en los tres tratamientos, tanto en el bosque como en el claro. En este análisis se utilizó el código en R, “glmmPQL”, del paquete “MASS” (Venables 2002). Se realizó el mismo procedimiento usando como variable de respuesta, el porcentaje de supervivencia de las bellotas que emergieron.

4.6.3. Semillas no germinadas

Respecto al daño en las semillas no germinadas, se analizó el daño de acuerdo a la condición (bosque y claro), al tipo de suelo (suelo forestal y suelo del claro) y a la hojarasca (con y sin hojarasca). Se realizaron modelos lineales generalizados, con distribución de error Poisson, para identificar el efecto del microhábitat en el daño de las semillas, siendo la variable de respuesta la proporción de bellotas bajo los distintos tipos de daño. Para estos análisis se utilizó el código “glm” en R del paquete “stats” (R Core Team 2014) .

Todo el análisis de los datos se realizó utilizando el software libre R, versión 3.1.1 (R Core Team 2014).

5. Resultados

5.1. Descripción ambiental del claro y el bosque

La precipitación en el área experimental durante el periodo de monitoreo (agosto 2015 – abril 2016), fue de 224.4 mm en el sitio de bosque y 237.2 mm en el claro. Respecto a la temperatura, la media fue 15.32 ± 3.75 °C en el bosque y 15.92 ± 3.87 °C en el claro, la máxima alcanzada fue de 34.81 °C en el bosque y 37.81 °C en el claro, y la temperatura mínima fue de 0.6°C en el bosque y -0.42°C en el claro. La humedad relativa promedio no difirió significativamente entre hábitats aunque fue ligeramente mayor en el bosque (70.95 ± 20.79 %) que en el claro (70.25 ± 19.83 %). La humedad mínima registrada en el bosque fue de 6 ± 20.79 % mientras que en el claro fue de 3.95 ± 20.79 % con diferencia significativa entre ambas condiciones (bosque y claro) ($p < 0.001$). La radiación solar en el claro (1365.21 ± 202.73 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$) fue significativamente mayor ($p < 0.001$) respecto al bosque (783.3 ± 438.12 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$).

De acuerdo al análisis de suelo, la textura del bosque y el claro es franco, mientras que el suelo forestal para la transferencia es franco-arenoso. Las propiedades químicas variaron entre el suelo utilizado para la transferencia, el del sitio de bosque y el del claro (Cuadro 4), siendo mayor la presencia de bases intercambiables en el suelo forestal respecto al suelo del claro.

Cuadro 4. Análisis fisicoquímico de las muestras de suelo del área experimental.

Muestra	Contenido de humedad (%)	Materia Orgánica (%)	pH	P (mg/Kg)	NH ₄ (mg/Kg)	NO ₃ (mg/Kg)	Bases Intercambiables				CIC	
							Na (mg/Kg)	K (mg/Kg)	Ca (mg/Kg)	Mg (mg/Kg)	NH ₄ (mg/Kg)	cmol de (NH ₄ /Kg)
Mantillo *	24.5	41.0	6.75 (Neutro)	32.5	14.7	35.9	36.2	227.8	1143.2	188.6	545.6	3.0
Suelo forestal *	10.4	8.0	7.11 (Neutro)	18.3	3.6	4.8	39.7	107.8	700.4	121.0	1753.2	9.7
Suelo forestal	10.0	6.0	5.68 (Ácido)	8.2	3.9	3.1	15.9	84.5	370.2	74.8	1043.7	5.8
Suelo claro	3.5	2.2	5.05 (Ácido)	2.3	1.7	0.4	12.4	77.0	96.0	40.5	534.3	3.0
Suelo claro *	2.1	2.6	4.96 (Muy ácido)	2.5	1.6	1.1	8.0	69.4	82.7	32.8	491.3	2.7

*Suelo utilizado en la transferencia de suelo

La humedad del suelo medida con el sensor TDR, varió significativamente ($p < 0.001$) entre la temporada de lluvia y la temporada seca. De acuerdo a los datos en la temporada de lluvia, en el bosque la humedad fue de 16.82 ± 2.07 % y de 12.59 ± 0.43 % en el claro. Durante la temporada seca, en el bosque, la humedad fue 3.96 ± 0.53 % en el bosque y 3.36 ± 0.14 % en el claro.

Respecto a la compactación del suelo, a 2.5 cm de profundidad, no se observaron diferencias significativas entre el bosque y el claro ($p > 0.05$). En contraste, la compactación a 10.16 cm de profundidad es significativamente diferente entre ambas condiciones ($p = 0.015$), en donde la compactación media en el bosque fue de 388.29 psi (libra por pulgada cuadrada), mientras que en la compactación en el claro fue 290.3 psi, lo cual resulta contrario a lo esperado.

5.2. Condiciones generadas por la transferencia de suelo

5.2.1. Humedad del suelo

La humedad del suelo varió según la condición y la temporada. **En el claro**, durante el **periodo de lluvias**, el suelo forestal fue 49% más húmedo que el suelo del claro, y con hojarasca fue 76% más húmedo que el mismo suelo del claro, ambos con diferencias significativas ($p < 0.001$). Durante **el periodo seco**, la humedad en el suelo forestal fue 16% mayor con respecto al suelo de claro (NS), mientras que el suelo con hojarasca fue significativamente mayor respecto al suelo de claro ($p < 0.001$) con 62% más humedad.

En el bosque, durante la **temporada de lluvias** el suelo forestal con hojarasca, fue significativamente más húmedo ($p < 0.001$) que el suelo del claro con 32%, sin embargo, el suelo forestal fue sólo 9% más húmedo que el suelo del claro sin diferencia significativa (Figura 10). En el **periodo seco**, el suelo forestal con hojarasca, fue 34% más húmedo que el suelo de claro, con diferencia significativa ($p = 0.046$), mientras que el suelo forestal mostró 18% menos humedad que el suelo del claro, pero esta diferencia no fue significativa ($p > 0.05$) (Figura 10).

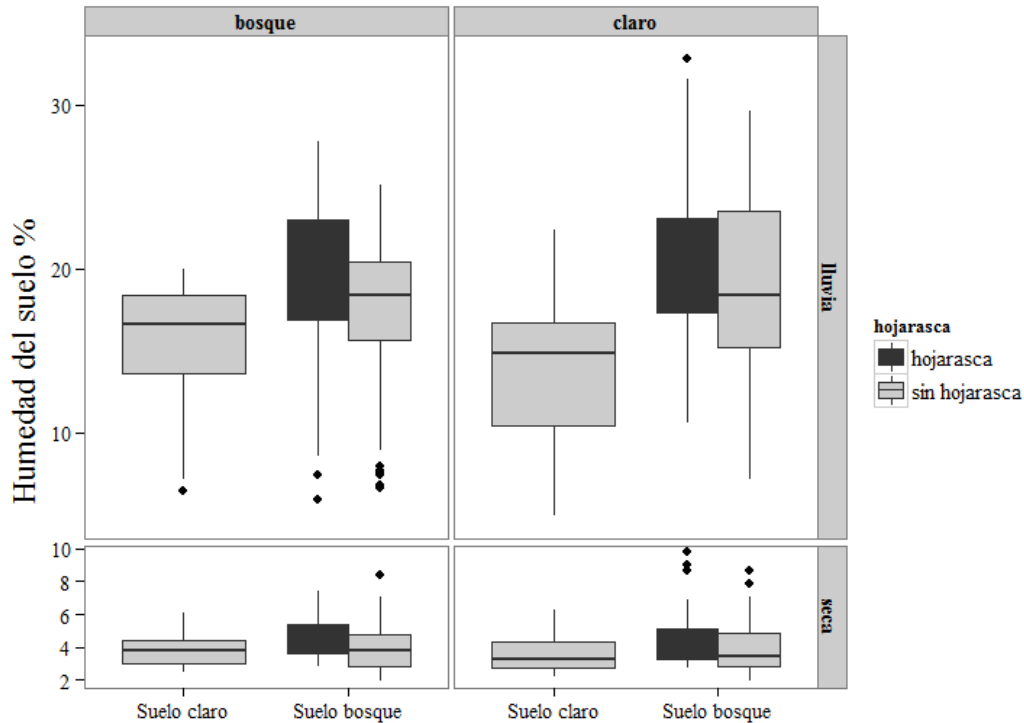


Figura 10. Porcentaje de humedad del suelo de acuerdo al tipo de suelo en el claro y el bosque durante la temporada seca y de lluvias.

5.2.2. Compactación del suelo

5.2.2.1. Compactación del suelo a 2.54 cm de profundidad

En el claro, la compactación promedio del suelo a 2.54 cm de profundidad fue mayor en el suelo del claro con una media de 67.9 ± 44.65 psi, seguido del suelo forestal sin hojarasca con 24.5 ± 50.38 psi, y por último el menos compacto fue el suelo forestal con hojarasca con 11.7 ± 7.48 psi. Debido a la alta variación, no hubo diferencias significativas entre la compactación de la capa superficial del suelo de los tratamientos, aunque se presenta una diferencia marginal ($p=0.06$) para suelo forestal con hojarasca (Figura 11).

En el bosque, el suelo del claro presentó mayor compactación a 2.54 cm de profundidad con $81.7 (\pm 62.35)$ psi, el cual fue significativamente mayor ($p=0.04$) respecto al suelo forestal con hojarasca (47.5 ± 38.76 psi) y al suelo forestal sin hojarasca $40 (\pm 60.3)$ psi (Figura 11).

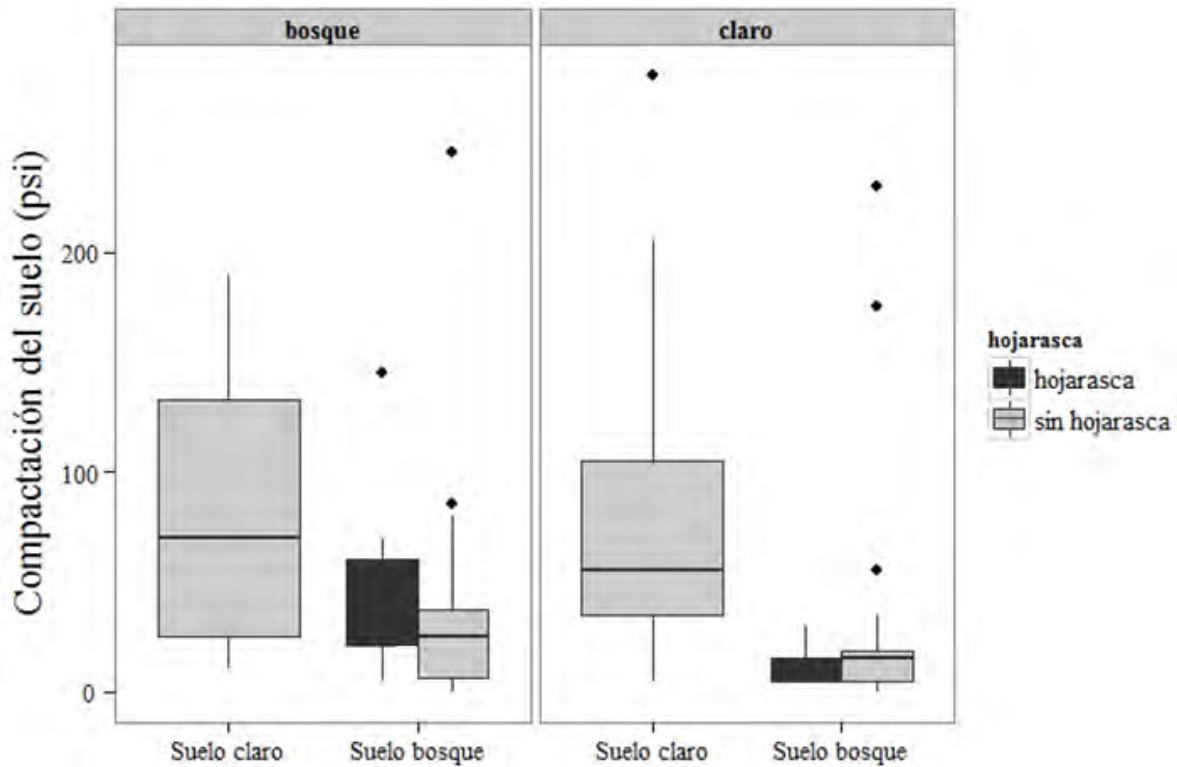


Figura 11. Compactación del suelo en diferentes hábitats a 2.54 cm de profundidad de acuerdo al tipo de suelo con y sin hojarasca.

5.2.2.2. Compactación del suelo a 10.16 cm de profundidad

La compactación a 10.16 cm de profundidad en el claro, contrasta con la capa superficial del suelo, ya que el suelo forestal sin hojarasca fue el más compacto con 410.5 ± 184.9 psi (Figura 12), el cual es significativamente mayor ($p=0.02$) que el suelo del claro, cuya compactación fue de 290 ± 121.6 psi. La compactación del suelo forestal con hojarasca fue de 268.7 ± 154.4 psi y la diferencia no es significativa respecto al suelo del claro ($p>0.05$).

En el bosque, el tratamiento forestal con hojarasca fue el más compacto con 510 ± 249.5 psi, el cual fue significativamente mayor ($p=0.005$) respecto al suelo del claro cuya compactación fue de 292.4 ± 186 psi. La compactación del suelo

forestal sin hojarasca no fue significativamente diferente respecto al suelo del claro y presentó una compactación de 385 ± 181.32 psi.

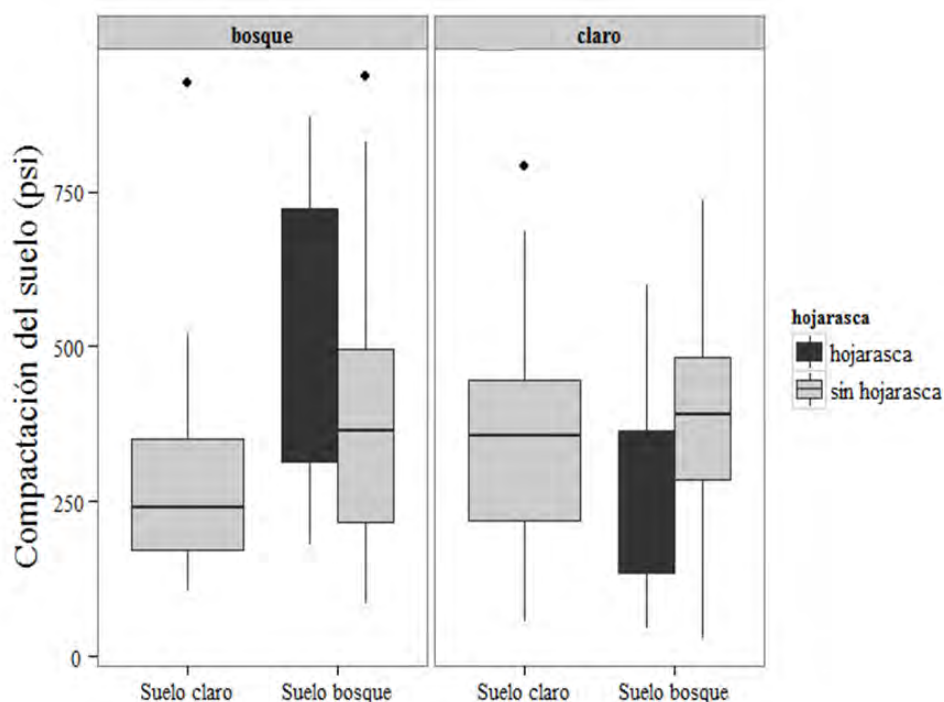


Figura 12. Compactación del suelo a 10.16 cm de profundidad en diferentes tipos de suelo con y sin hojarasca.

5.3. Emergencia de plántulas

La emergencia de las plántulas varió según el tratamiento y la especie (Cuadro 5). La mayor emergencia ocurrió en el claro con suelo forestal y hojarasca, mientras que el menor porcentaje de emergencia fue en el bosque con suelo del claro.

Cuadro 5. Emergencia total (en 32 semanas) de *Q. eduardii* y *Q. viminea* de acuerdo a los tratamientos.

Tratamiento	Condición	Hojarasca	Suelo	Emergencia (%)
1	Claro	Sin	Claro	80 ± 17.98
2			Forestal	78 ± 14.77
3*		Con	Forestal	82 ± 17.87
4	Bosque	Sin	Forestal	75 ± 21.20
5**			Claro	51 ± 26.00
6		Con	Forestal	70 ± 14.91

* Porcentaje más alto de emergencia

** Porcentaje de emergencia más bajo

Q. resinosa presentó los porcentajes de emergencia más bajos, con 2.2% en el claro (11 individuos) y 0.2% (1 individuo) en el bosque. Debido al reducido tamaño de muestra, esta especie fue removida en los análisis posteriores. La emergencia de *Q. viminea* y *Q. eduardii* fue notable hasta la segunda siembra, en la cual *Q. eduardii* obtuvo la mayor emergencia con 82.39% en el claro y 71.5% en el bosque (Figura 13).

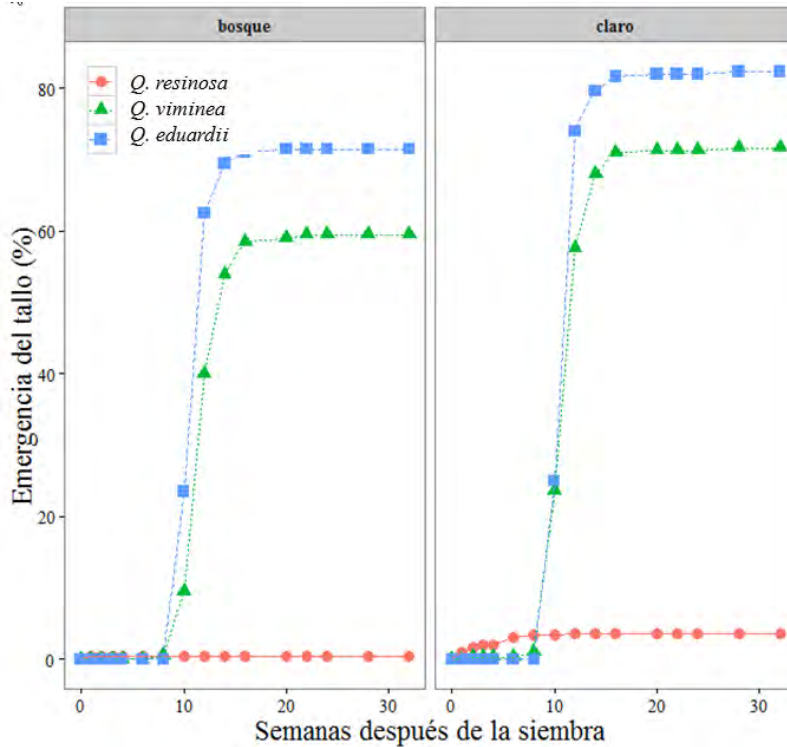


Figura 13. Porcentaje acumulado de emergencia de bellotas sembradas en el bosque y el claro del sitio experimental.

5.3.1. Impacto de la transferencia de suelo en la emergencia de plántulas

En el bosque, la transferencia de suelo del claro disminuyó significativamente la emergencia de las plántulas de ambas especies ($p < 0.001$). Para *Q. eduardii*, la emergencia fue de $88 \pm 9.9\%$ en el suelo del bosque y $86 \pm 13.7\%$ en el claro. Para *Q. viminea* la emergencia fue de $64 \pm 21.76\%$ con suelo forestal, la cual es mayor que con suelo del claro en donde emergió el $42 \pm 23.39\%$.

En el claro, *Q. eduardii* presentó significativamente mayor emergencia ($p=0.002$) con suelo del claro (Figura 14). De acuerdo con el modelo, la transferencia de suelo del claro al bosque disminuye el porcentaje de emergencia de plántulas de ambas especies, mientras que la transferencia de suelo forestal al claro favorece la emergencia solamente para *Q. eduardii* mientras que fue neutral para *Q. viminea*.

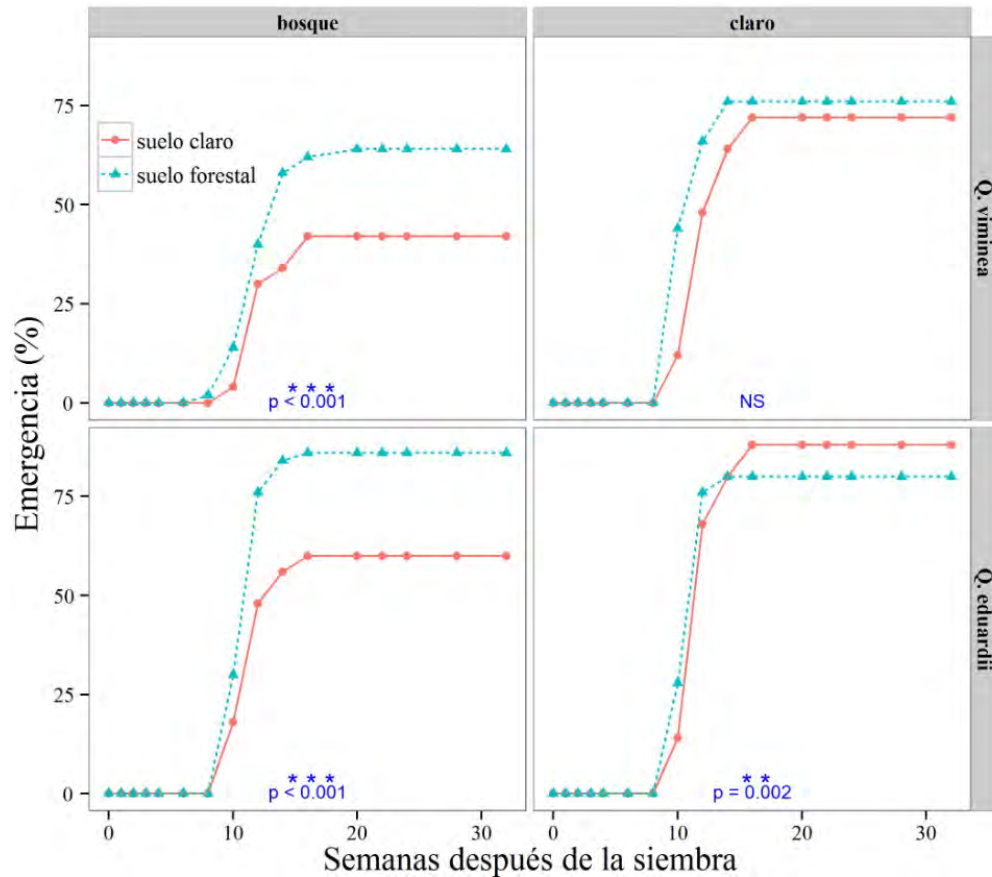


Figura 14. Emergencia del brote aéreo en el claro con suelo forestal de transferencia y suelo del claro, y en el sitio de bosque con suelo del claro y con suelo forestal, para las especies *Q. viminea* y *Q. eduardii* con suelo del claro. Se muestran los valores de p , calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado Mixto entre especies según el tipo de suelo (forestal o claro) en el hábitat (bosque y claro).

5.3.2. Efecto de la hojarasca en la emergencia de plántulas

La adición de hojarasca **en el claro incrementó** significativamente la emergencia de *Q. eduardii*, de 80% a 92% ($p<0.001$); mientras que **en el bosque**, la hojarasca

disminuyó la emergencia de 86% a 72% ($p < 0.001$). Por otra parte, para la emergencia de *Q. viminea* no se encontraron diferencias significativas entre la presencia o ausencia de hojarasca tanto en el bosque como en el claro (Figura 15).

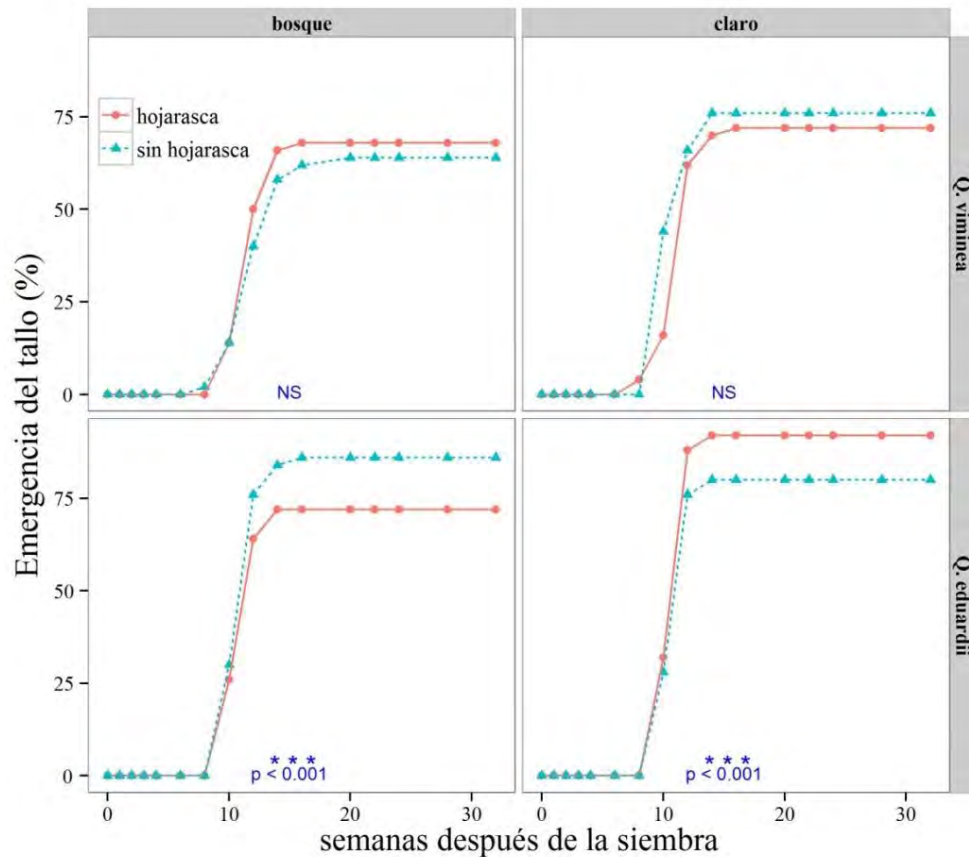


Figura 15. Porcentaje de emergencia de plántulas de *Q. viminea* y *Q. eduardii* en tratamientos con y sin hojarasca en el claro y en bosque. Los valores de p, fueron calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado con una distribución de error binomial entre las especies para el bosque y el claro de acuerdo a los tratamientos con y sin hojarasca.

5.4. Supervivencia de plántulas

En términos generales, la supervivencia de plántulas fue mayor en el claro. El tratamiento de transferencia de suelo forestal con hojarasca en el claro fue el que presentó mayor porcentaje de supervivencia ($95 \pm 5\%$) y el de menor porcentaje

de supervivencia fue el tratamiento con suelo del claro en el bosque con $47 \pm 36 \%$ (Cuadro 6).

Cuadro 6. Supervivencia total de plántulas de acuerdo a la intervención (azul= % de supervivencia más alto, rojo = % de supervivencia más bajo).

Tratamiento	Condición	Hojarasca	Suelo	Supervivencia (%)
1	Claro	Sin	Claro	92 ± 9
2			Forestal	94 ± 6
3*		Con	Forestal	95 ± 5
4	Bosque	Sin	Forestal	85 ± 14
5**			Claro	47 ± 36
6		Con	Forestal	75 ± 26

* Porcentaje más alto de emergencia

** Porcentaje de emergencia más bajo

Q. eduardii alcanzó el 97% de supervivencia en el claro y 75% en el bosque. *Q. viminea* tuvo la menor supervivencia en el bosque con 65% en comparación con el claro, en donde sobrevivió el 90% de las plántulas que emergieron (Figura 16). La caída en las curvas de supervivencia tanto en el claro como en el bosque, se observan a partir de la semana 15 después de la siembra lo cual corresponden a la temporada seca a finales del mes de octubre y principios de noviembre.

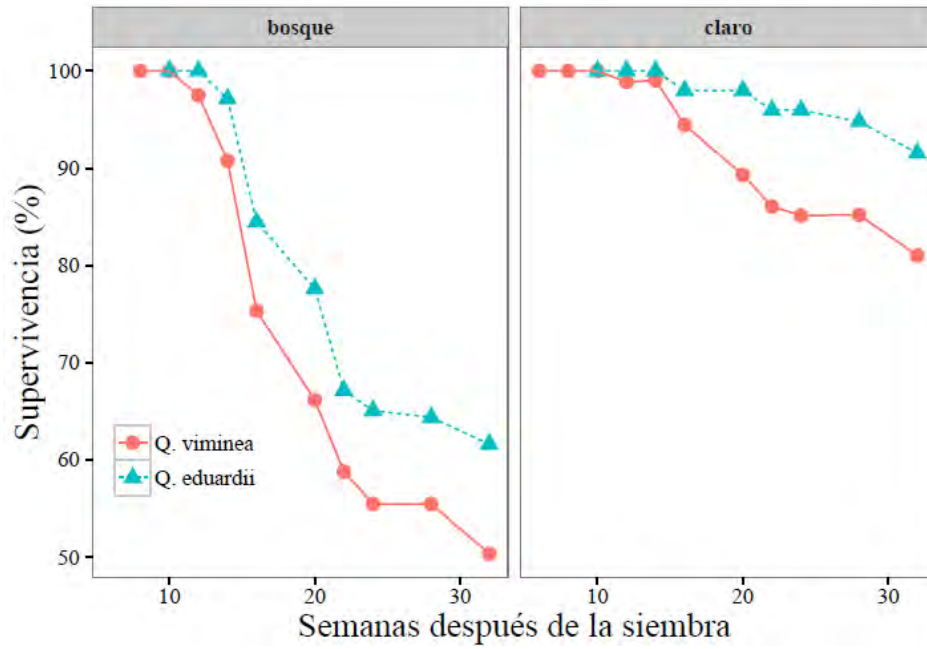


Figura 16. Porcentaje de supervivencia de *Q. viminea* y *Q. eduardii* a través del tiempo

5.4.1. Transferencia de suelo en la supervivencia de plántulas

En el bosque, la supervivencia fue significativamente mayor ($p < 0.001$) en las plántulas que emergieron en suelo forestal respecto al suelo de claro. Sin embargo, las diferencias no fueron significativas en el claro para ambas especies (Figura 17).

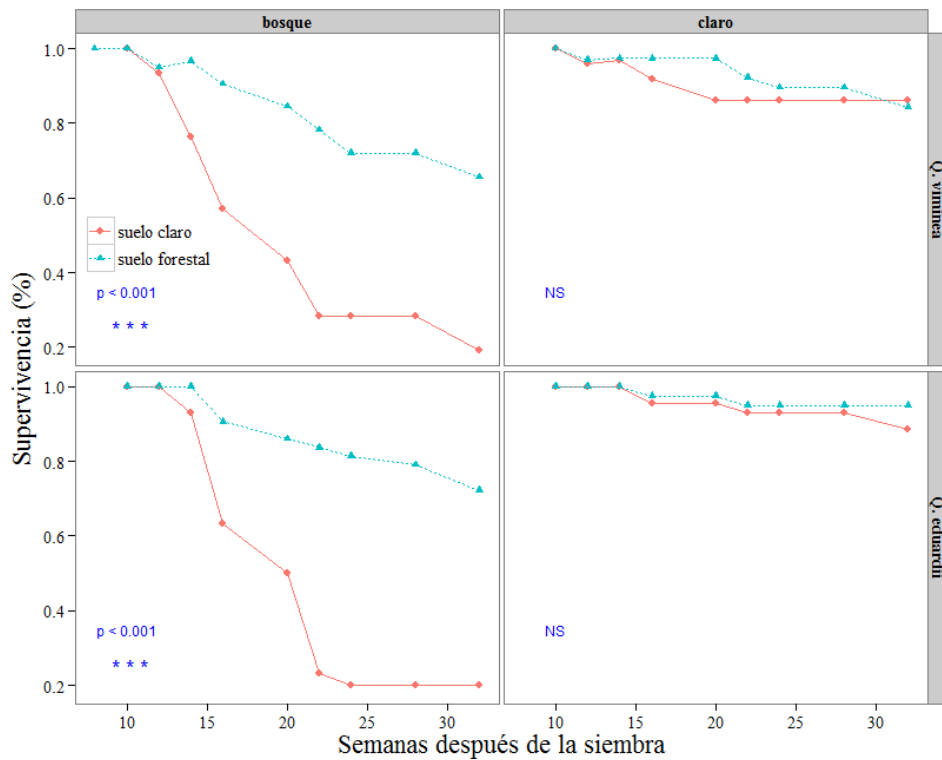


Figura 17. Supervivencia de plántulas de *Q. viminea* y *Q. eduardii* a través del tiempo. Se muestran los valores de p , calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado Mixto entre especies según el tipo de suelo (forestal o claro) en el hábitat (bosque y claro).

5.4.2. Efecto de la hojarasca en la supervivencia de plántulas

Los modelos estadísticos indican que la hojarasca no influyó significativamente en la supervivencia de las plántulas. En el claro, para *Q. eduardii* la supervivencia fue mayor con hojarasca (44% de supervivencia) que en los tratamientos sin hojarasca (38%), en contraste con *Q. viminea* que presentó mayor supervivencia en los tratamientos sin hojarasca (34%) que en aquellos con hojarasca (33%). En el bosque, la supervivencia de *Q. eduardii* fue mayor sin hojarasca (34%) que los

tratamientos con hojarasca (28%), al igual que *Q. viminea* con 23% de supervivencia en tratamientos sin hojarasca y 16% en tratamientos con hojarasca (Figura 18).

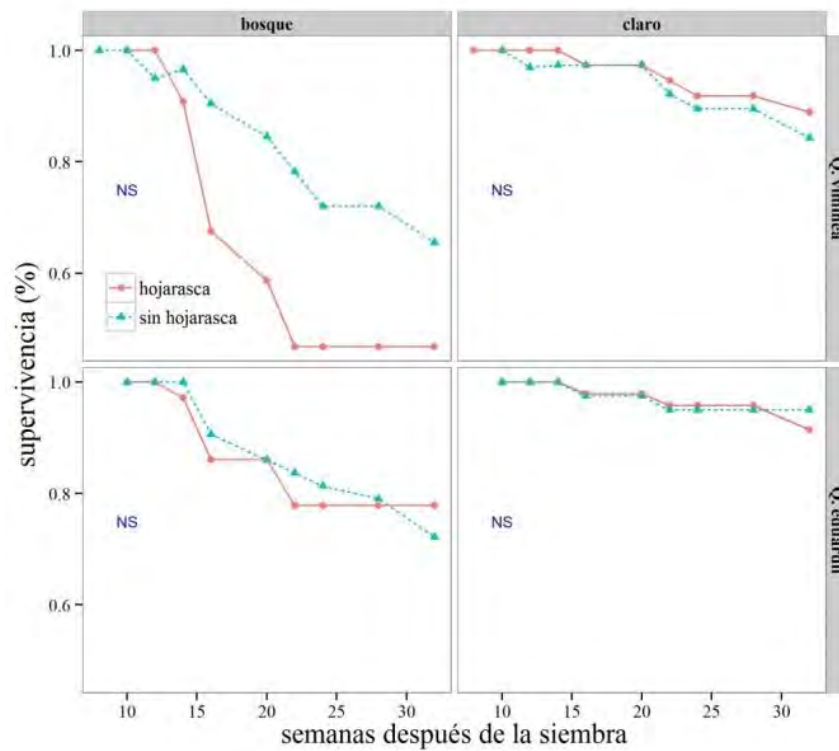


Figura 18. Efecto de la hojarasca en la supervivencia de las plántulas de *Q. eduardii* y *Q. viminea* a través del tiempo. Los valores de p, fueron calculados mediante un Modelo Lineal Generalizado con una distribución de error binomial entre las especies para el bosque y el claro de acuerdo a los tratamientos con y sin hojarasca.

5.5. Semillas no germinadas

De las bellotas no germinadas (sólo se incluyen *Q. viminea* y *Q. eduardii*), el mayor porcentaje de daño fue dado por los hongos (c. 57%), seguido de insectos (c. 25%) y por último la desecación de semillas (c. 19%) (Figura 19), mostrando diferencias significativas entre daños ($p < 0.001$).

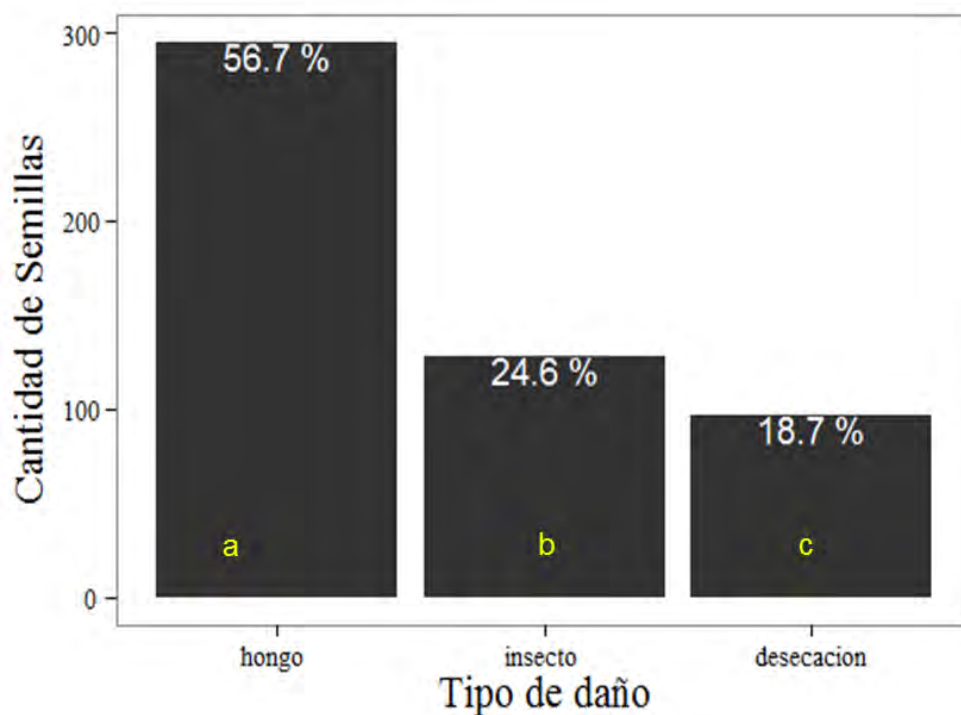


Figura 19. Tipo de daño en las semillas no germinadas, con diferencias entre daño. Las letras indican las diferencias significativas entre tratamientos, calculadas mediante una prueba LSD (Last Significant Difference por sus siglas en inglés).

En el bosque, hubo mayor incidencia de hongos y desecación en suelo del claro con respecto al suelo de bosque, pero la diferencia no fue significativa. Contrario a esto, el daño por insecto, fue mayor en el suelo forestal, pero sin diferencia significativa. En el claro, el daño por hongo, fue mayor en el suelo del claro, pero sin diferencia significativa. El daño por insecto y por desecación fue mayor en el suelo forestal, sin diferencia significativa (Figura 20).

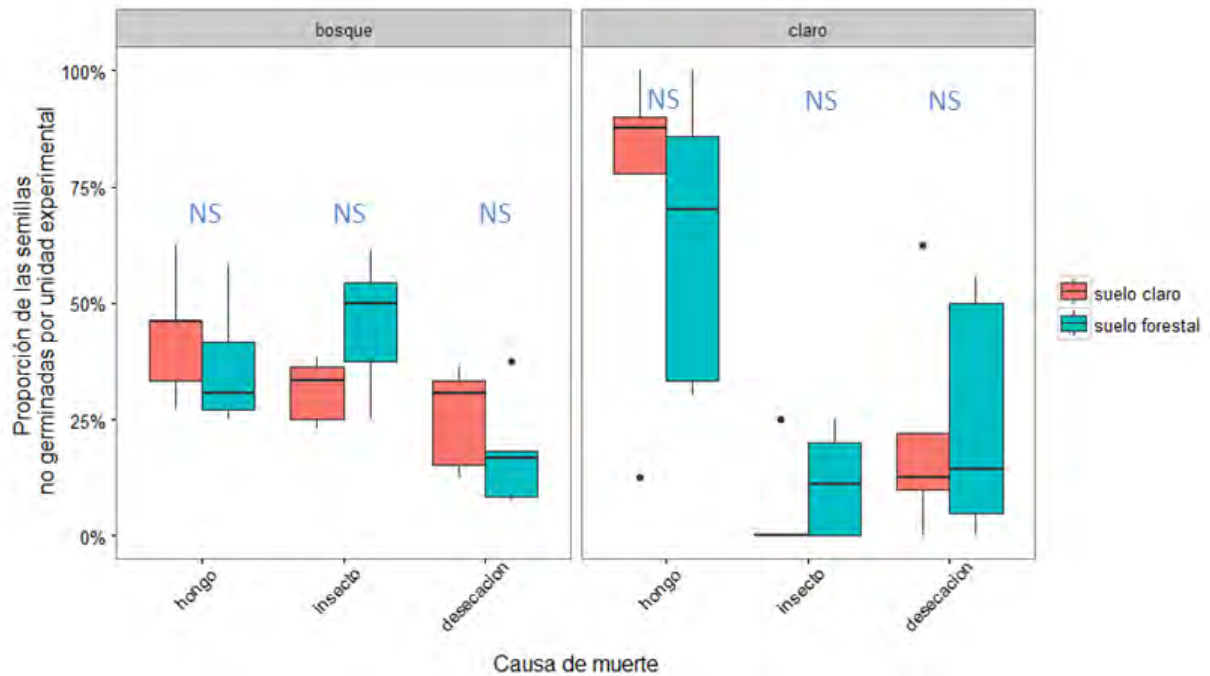


Figura 20. Influencia del suelo en el tipo de daño en las bellotas no germinadas. Valores de "p" se obtuvieron mediante Modelo Lineal Generalizado con distribución poisson.

En el bosque, la presencia de hojarasca, aumentó significativamente ($p < 0.001$) el daño por insecto. Los daños por desecación y hongos, no presentaron diferencias significativas entre tratamientos con y sin hojarasca (Figura 20).

En el claro, el daño con hongo fue significativamente ($p = 0.019$) mayor, en los tratamientos sin hojarasca, que con hojarasca. Por el contrario, los tratamientos con hojarasca, al igual que en el bosque, aumentaron significativamente ($p = 0.049$)

el daño por insecto. En la desecación de las bellotas no se mostró diferencia significativa entre tratamientos con y sin hojarasca (Figura 21).

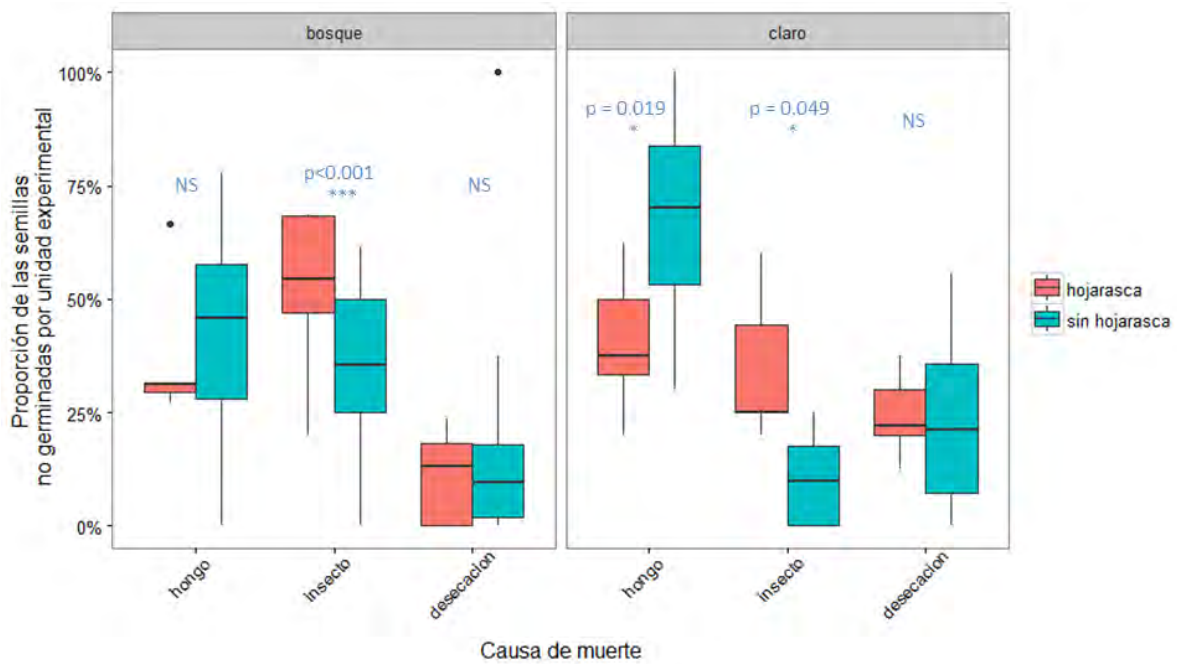


Figura 21. Proporción de bellotas no germinadas según el tipo de daño con y sin hojarasca. Valores de “p” se obtuvieron mediante un Modelo Lineal Generalizado con distribución poisson.

6. Discusión

6.1. Condiciones en el claro y el bosque

Las diferencias microambientales encontradas en ambos hábitats reflejan diferencias en la cobertura del dosel, ya que en el caso de la precipitación, la cantidad de agua que cae al suelo en el bosque, es menor que en el claro, debido a la intercepción de la lluvia por el dosel. Sin embargo, la humedad relativa se mantuvo más elevada en el bosque. Por otra parte, la sombra generada por la cobertura del dosel, redujo las oscilaciones extremas del micro-ambiente, ya que las temperaturas fueron más extremas en el claro, con la temperatura mínima menor a 0°C y la temperatura máxima 3°C más alta que en el bosque. La radiación solar en el claro fue mayor que en el bosque donde la sombra redujo la cantidad de radiación fotosintéticamente activa, lo cual puede ser benéfico en especies umbrófilas, al reducir el riesgo de fotoinhibición (Rey et al. 2005, Pérez-Sánchez et al. 2015).

Los suelos provenientes del bosque en este experimento (suelo forestal de transferencia y del sitio de bosque), poseen más materia orgánica, por lo que influye en la productividad ecosistémica (Osman 2013), demostrando que la condición del suelo en el claro es de menor calidad respecto a suelos forestales, debido a que tiene más materia orgánica y por ende más nutrientes. Por otro lado, el suelo forestal presentó mayor compactación, esto puede ser resultado de la presencia de materia orgánica, ya que de acuerdo con Osman (2013), la materia orgánica forma agregados y estabiliza las partículas del suelo a diferencia de aquellos sin materia orgánica. Otra posibilidad es que la compactación resulta de la presión en el suelo generada por la expansión de las raíces de árboles grandes (Kozlowski 1999).

Respecto a las propiedades químicas, el pH del suelo influye en la humificación y transformación mineral, población y actividad microbiana, movilización de nutrientes e intercambio iónico (Osman 2012). En el bosque y el claro el pH indicó que los suelos son ácidos y muy ácidos por lo que posee una alta concentración

de H^+ que disminuye la retención de otros cationes como Na^+ , K^+ , Ca^+ , Mg^+ (Osman 2013). El suelo forestal usado para la transferencia tuvo mayor pH, lo cual está relacionado con la concentración de bases intercambiables (Cuadro 4). La capacidad de intercambio catiónico (CIC), es la capacidad del suelo para enlazar cationes como: Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , H^+ y Al^{3+} , a la superficie de las partículas (Osman 2012). Estos cationes pueden ser introducidos al suelo por descomposición de materia orgánica, intemperización, deposición atmosférica y fertilizantes. En nuestra área experimental existe mayor concentración de amonio en los suelos forestales, indicando mayor capacidad de retener nutrientes con respecto al suelo del claro. En este último se puede desencadenar una pérdida progresiva de nutrientes, ya que a menor CIC, aunado con la ausencia de hojarasca y cobertura forestal que reduce la fuerza cinética de las gotas de lluvia, lo vuelve más susceptible a la lixiviación.

Las variables anteriores, tanto del sitio, como de los tipos de suelo muestran la influencia del periodo de lluvia y estiaje en las condiciones microambientales. Las diferencias en humedad del suelo se pronuncian más durante el periodo de lluvia y desaparecen casi completo durante la temporada seca.

6.2. Emergencia de plántulas

Además de la variación en los filtros en un sitio abierto y un sitio conservado, la forma en que las especies responden a dichos filtros es variable. De acuerdo con los resultados por especie, se registró baja emergencia de plántulas de *Q. resinosa*, a pesar de que esta produce bellotas con mayor cantidad de reservas en los cotiledones (Bonfil 1998). La baja emergencia de *Q. resinosa*, puede también estar asociada a que bellotas de encinos blancos como *Q. resinosa* suelen ser más vulnerables al ataque por insectos y a la desecación (Acácio et al. 2007).

Por otra parte, las lluvias detonan la emergencia de las plántulas, puesto que entre agosto y septiembre las curvas de emergencia aumentaron, y se estabilizaron hasta el periodo seco (a partir de octubre) (Figura 14). Siendo este mismo periodo (Septiembre – Octubre), en donde las diferencias son más marcadas en la germinación, variaciones climáticas atípicas durante este periodo pueden afectar

desproporcionadamente el establecimiento de especies forestales, y deben considerarse en el manejo de encinares y otras especies forestales para la restauración. Uno de los factores más importantes para la germinación, es la disponibilidad de humedad. Al hidratarse la semilla, se activan las enzimas hidrolíticas de las células que movilizan las reservas acumuladas en los cotiledones. Una vez que la absorción de agua provoca el crecimiento del embrión y de la radícula, una repentina falta de lluvia deshidrata los tejidos recién formados y causa la muerte de la plántula (Medina 1977). Esto puede también, explicar la baja germinación en *Q. resinosa*, ya que las bellotas sembradas contaban con radícula emergente y posterior a la siembra, aún en periodo de lluvia se presentaron dos semanas sin lluvia.

La emergencia de plántulas de encinos en el claro, fue mayor que en el bosque, confirmando los resultados de García et al. (2002) y Alvarez-Aquino et al. (2004), en donde se encontraron que algunas especies del género *Quercus*, pueden desarrollarse bajo espacios abiertos. Lo anterior, beneficia el reclutamiento de la especie en espacios nuevos, debido a que, reduce la influencia de herbívoros y patógenos, los cuales cuentan con mayor presencia en suelos forestales (Bagchi et al. 2010).

En este experimento, al no encontrar diferencias significativas entre tratamientos de hojarasca con *Q. viminea*, se coincide con García et al. (2002) en donde no encontraron efecto de la presencia de hojarasca en la germinación de bellotas de *Quercus rubra*. Por otra parte, la hojarasca resultó incrementar la emergencia de *Q. eduardii* en el claro pero reduce su emergencia en el bosque, demostrando, cómo el impacto de un filtro varía según especie y hábitat (Rousset and Lepart 2000).

A su vez, la dependencia de *Q. viminea* de los nutrientes del suelo, durante la germinación, parece baja, ya que no se presentaron diferencias significativas entre el tipo de suelo en el claro. Puesto que los resultados, indicaron menor fertilidad en el suelo del claro, se puede apreciar la importancia de las reservas de las

semillas en la germinación y emergencia de las plántulas, ya que disminuyen la dependencia a los nutrientes disponibles del suelo (Rubio-Licona et al. 2011).

6.3. Supervivencia de las plántulas

Por lo que se refiere a la supervivencia, a pesar de los efectos negativos de radiación alta que pueden generar fotoinhibición o sobrecalentamiento de las plántulas de encino (Gómez-Aparicio et al. 2008), Este experimento obtuvo mayor supervivencia en el claro. Esto indica que otros factores, influyen en la supervivencia de las plántulas, tales como el tipo de suelo o la no dependencia al dosel del bosque y las condiciones que ahí se generan (mayor humedad relativa, temperaturas menos extremas que en el claro). Se ha encontrado, además, que la regeneración de encinos se favorece en espacios abiertos, debido a una menor competencia por nutrientes y agua que en el sotobosque (Shaw 1968, Harmer and Morgan 2007), lo que pudo haber contribuido al mayor supervivencia en el claro que en el bosque. Cabe mencionar, que se observa en los resultados menor supervivencia de plántulas durante el periodo de estiaje, indicando el cuello de botella que representa la falta de humedad para la supervivencia de las plántulas.

Por otra parte, en sombra, las plantas invierten más en el tallo y las hojas para para capturar luz, que en las raíces, lo que reduce la capacidad de toma de agua de las plantas (Quero et al. 2006). Siendo esta también, una posible razón por la cual, en el bosque se registró menor supervivencia en los tratamientos con suelo del claro, sin embargo, sería importante evaluar las diferencias morfológicas entre las plántulas del bosque y el claro.

En cuanto a los nutrientes del suelo, Puerta-Piñero et al. (2006) en sus estudios con *Q. ilex* encontraron que el desarrollo de las plántulas durante los primeros tres meses no fue directamente proporcional a la riqueza de nutrientes en el suelo, esto sustentado en que las reservas almacenadas en las bellotas proveen los nutrientes requeridos para el crecimiento de las plántulas. Esto puede explicar que no haya diferencias significativas en supervivencia en el claro, entre el suelo forestal y el suelo del claro a pesar de que en el suelo forestal exista mayor cantidad de nutrientes.

Otro factor que pueden también explicar la mayor supervivencia en el claro, es la mayor presencia de insectos herbívoros, patógenos y hongos en sitios con mayor densidad vegetal (Bagchi et al. 2010). Por el contrario en espacios abiertos, la presencia de insectos y patógenos, comúnmente es menor, de manera que se aumenta la probabilidad de establecimiento debido a una dependencia negativa a la alta densidad de especies (Bagchi et al. 2010), situación que asocia a los encinos, por su preferencia a sitios abiertos, y que probablemente influyó en este experimento, al observar mayor supervivencia en el claro.

6.4. Semillas no germinadas

En el presente estudio, el principal daño de bellotas no germinadas fue por hongos, y no se observa aparente diferencia entre suelos dentro de un mismo hábitat, pero si se aprecia diferencia entre hábitats. Sin embargo, en los resultados se observa ligeramente, mayor daño por hongo en el suelo del claro que en el suelo forestal. Esto es contrario a lo esperado, ya que es más común que en hábitats más húmedos (como el caso del suelo forestal), exista mayor presencia de hongos. Una posible respuesta, es que la composición de la comunidad de hongos en los claros difiere de la del suelo de bosque (Bennett et al. 2009). Además, ya que en los bosques, las bellotas pueden estar más adaptadas a los hongos presentes en el suelo forestal, las bellotas podrían volverse vulnerables a los patógenos en el suelo de claro. Otra posible respuesta es la menor probabilidad de detectar bellotas afectadas por hongos en el bosque con respecto al claro. Si durante la colecta de las bellotas no germinadas, aquellas afectadas por hongos en el bosque, pudieron hallarse en un estado avanzado de descomposición, por lo cual es posible que menos bellotas infectadas por hongo hayan sido colectadas en el bosque. En ambos casos, se requiere mayor investigación al respecto.

Por otra parte, se observa que la proporción de semillas desecadas es ligeramente mayor en el claro, con suelo del claro y en los tratamientos sin hojarasca, lo que demuestra que la hojarasca favorece la retención de humedad. Mientras que el daño por insectos aumenta en los tratamientos con hojarasca, ya que ahí se

favorece la abundancia de insectos. Lo que sugiere que, al tiempo que la hojarasca compensa la pérdida de humedad, puede aumentar la probabilidad de insectos o viceversa.

7. Conclusiones

En este estudio, se planteó que las condiciones adversas en el claro reduce la emergencia respecto al bosque. Sin embargo, los datos indicaron que es posible la emergencia y supervivencia (durante las primeras 32 semanas) de plántulas de las dos especies de encino en claros de plena exposición solar con suelos menos ricos en nutrientes. Cabe señalar que, durante la primera etapa de la plántula, esta toma los nutrientes necesarios de los cotiledones, lo que reduce la dependencia de la calidad del suelo en la supervivencia, aumentando las probabilidades de establecimiento de encinos. Esto, resulta un buen indicador para prácticas de restauración, puesto que refleja que el suelo y la radiación no funcionan como filtros ecológicos para la germinación de especies potosinas como *Q. eduardii* y *Q. viminea*. Además de que resulta una alternativa a reforestaciones convencionales, cuyos costos suelen ser altos.

Además, ya que los encinos no regeneran con facilidad bajo su mismo dosel, se pueden considerar para el establecimiento en claros, para lo cual puede evaluarse la coexistencia con otras especies en claros para conocer si pudieran favorecer la emergencia y supervivencia de encino, mejorando de las condiciones microambientales como la temperatura, la humedad relativa, los nutrientes disponibles en el suelo, entre otros. Según lo observado la falta de humedad durante el periodo de estiaje, disminuye las tasas de supervivencia de las plántulas, por lo que durante un proceso de restauración es importante considerar los tiempos naturales (periodo de lluvia y producción de bellotas) para la siembra de bellotas.

En la segunda hipótesis, se planteó que la transferencia superficial del suelo del bosque al claro de bosque, mejora las condiciones del suelo en el claro, de manera que se favorece la emergencia y supervivencia de plántulas de *Quercus* spp. Los resultados de esta tesis, indican que la transferencia de suelo forestal al claro no influyen significativamente en la germinación de *Q. viminea*, ni en la supervivencia de *Q. eduardii* y *Q. viminea*. A pesar de esto, implica una ventaja en

la emergencia de *Q. eduardii* (con suelo del claro), lo que demuestra la forma en que las especies responden de manera diferente a los filtros.

Evaluando la técnica de transferencia de suelo, como alternativa a la restauración convencional, los resultados de esta tesis, contrario a lo esperado, no arrojan evidencia de la efectividad de la transferencia en la restauración de bosques de encino. Sin embargo, la importancia de investigar alternativas de restauración asociadas a técnicas de restauración convencional, debe ser una prioridad para tener alternativas de menor costo y con mayor sustento en la sucesión ecológica. Así mismo, esta tesis, evalúa únicamente las etapas de germinación y primeras semanas de supervivencia, por lo que resultados en el crecimiento, completan la efectividad de esta técnica en el crecimiento y supervivencia de las plántulas de las especies *Q. viminea* y *Q. eduardii*.

8. Referencias

- Acácio, V., M. Holmgren, P. A. Jansen, and O. Schrotter. 2007. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in mediterranean cork oak systems. *Ecosystems* 10:1220-1230.
- Alvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera, and A. C. Newton. 2004. Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12:412-418.
- Aranda, I., L. Castro, M. Pardos, L. Gil, and J. A. Pardos. 2005. Effects of the interaction between drought and shade on water relations, gas exchange and morphological traits in cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings. *Forest Ecology and Management* 210:117-129.
- Badano, E. I., D. Pérez, and C. H. Vergara. 2009. Love of nurse plants is not enough for restoring oak forests in a seasonally dry tropical environment. *Restoration Ecology* 17:571-576.
- Badano, E. I., O. R. Samour-Nieva, and J. Flores. 2011. Emulating nurse plants to restore oak forests. *Ecological Engineering* 37:1244-1248.
- Bagchi, R., T. Swinfield, R. E. Gallery, O. T. Lewis, S. Gripenberg, L. Narayan, and R. P. Freckleton. 2010. Testing the Janzen-Connell mechanism: pathogens cause overcompensating density dependence in a tropical tree. *Ecology Letters* 13:1262-1269.
- Bates D., Maechler M, B. B. and, and W. S. 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7.
- Bennett, L. T., S. Kasel, and J. Tibbits. 2009. Woodland trees modulate soil resources and conserve fungal diversity in fragmented landscapes. *Soil Biology and Biochemistry* 41:2162-2169.
- Bonfil, C. 1998. The effects of seed size, cotyledon reserves, and herbivory on seedling survival and growth in *Quercus rugosa* and *Q. laurina* (Fagaceae). *American Journal of Botany* 85:79-87.
- Bonfil, C. and J. Soberón. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed mexican landscape. *Applied Vegetation Science* 2:189-200.
- Bulot, A., E. Provost, and T. Dutoit. 2014. A comparison of different soil transfer strategies for restoring a Mediterranean steppe after a pipeline leak (La Crau plain, South-Eastern France). *Ecological Engineering* 71:690-702.
- Castro-Colina, L., M. Martínez-Ramos, M. E. Sánchez-Coronado, P. Huante, A. Mendoza, and A. Orozco-Segovia. 2012. Effect of hydropriming and acclimation treatments on *Quercus rugosa* acorns and seedlings. *European Journal of Forest Research* 131:747-756.
- Collins, B. and L. L. Battaglia. 2008. Oak regeneration in southeastern bottomland hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 255:3026-3034.
- CONABIO. 2009. Capital natural de México, vol II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

- CONAFOR-UACH. 2013. Línea base nacional de degradación de tierras y desertificación. Informe final. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo, Zapopan, Jalisco.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR. 2014. Programa Nacional Forestal 2014-2018. Comisión Nacional Forestal, México.
- CONANP. 2015. Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación [En Línea]. https://simec.conanp.gob.mx/consulta_fichas.php?menu=2 [Fecha de consulta: Julio 2015]. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), México.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460.
- Díaz, S., M. Cabido, and F. Casanoves. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9:113-122.
- Dickie, I. A., R. T. Koide, and K. C. Steiner. 2002. Influences of established trees on mycorrhizas, nutrition, and growth of *Quercus rubra* seedlings. *Ecological Monographs* 72:505-521.
- Engelbrecht, B. J., T. Kursar, and M. Tyree. 2005. Drought effects on seedling survival in a tropical moist forest. *Trees* 19:312-321.
- FAO. 2010. Global forest resources assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ferreira, M. C., B. M. T. Walter, and D. L. M. Vieira. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology* 23:723-728.
- Flores-Cano, J., E. Badano, and J. Flores. 2012. Effects of burial depth on seed germination and seedling emergence of Mexican oaks: a glasshouse experiment. *Archives of Biological Sciences* 64:1543-1554.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Fowler, W. M., J. B. Fontaine, N. J. Enright, and W. P. Veber. 2015. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Applied Vegetation Science* 18:379-390.
- García-Marmolejo, G., L. Chapa-Vargas, E. Huber-Sannwald, M. Weber, O. Rosas-Rosas, and J. Martínez-Calderas. 2013. Potential distributional patterns of three wild ungulate species in a fragmented tropical region of northeastern Mexico. *Tropical Conservation Science Journal* 6:539-557.
- García, D., M.-J. Bañuelos, and G. Houle. 2002. Differential effects of acorn burial and litter cover on *Quercus rubra* recruitment at the limit of its range in eastern North America. *Canadian Journal of Botany* 80:1115-1120.
- Gómez-Aparicio, L., I. M. Pérez-Ramos, I. Mendoza, L. Matías, J. L. Quero, J. Castro, R. Zamora, and T. Marañón. 2008. Oak seedling survival and

- growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos* 117:1683-1699.
- Guo, H., X. A. Wang, Z. H. Zhu, S. X. Wang, and J. C. Guo. 2011. Seed and microsite limitation for seedling recruitment of *Quercus wutaishanica* on Mt. Ziwuling, Loess Plateau, China. *New Forests* 41:127-137.
- Hajabbasi, M. A., A. Jalalian, and H. R. Karimzadeh. 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. *Plant and Soil* 190:301-308.
- Harmer, R. and G. Morgan. 2007. Development of *Quercus robur* advance regeneration following canopy reduction in an oak woodland. *Forestry* 80:137-149.
- Hobbs, R. J. and D. A. Norton. 2004. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. *Assembly rules and restoration ecology*. Island Press, Washington, DC:72-95.
- Kappelle, M. 2006. Ecology and conservation of neotropical montane oak forests. Springer.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164.
- Kelly, D. L. 2002. The regeneration of *Quercus petraea* (sessile oak) in southwest Ireland: a 25-year experimental study. *Forest Ecology and Management* 166:207-226.
- Kozlowski, T. T. 1999. Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14:596-619.
- Lara, P. C., J. A. F. Cano, J. R. Aguirre-Rivera, and R. I. Yeaton. 2008. Dinámica sucesional del encinar de la sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Madera y bosques* 14:21-36.
- López-Barrera, F. and M. González-Espinosa. 2001. Influence of litter on emergence and early growth of *Quercus rugosa*: a laboratory study. *New Forests* 21:59-70.
- López, P. P., F. L. Barrera, F. G. Oliva, P. C. Reyes, and A. G. Rodríguez. 2013. Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo* 1:18-24.
- Luna, A. d. L. J., L. M. Espinosa, and B. R. Aguilar. 2003. Los usos no leñosos de los encinos en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72:107-117.
- Márquez, F. V. 1997. Parques Nacionales de México. Instituto Nacional de Ecología, México.
- MEA. 2005. Ecosystems and human well-being. Island Press Washington, DC.
- Medina, E. 1977. Introducción a la ecofisiología vegetal. Oea Washington DC.
- Myers, J. A. and K. E. Harms. 2009. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. *Ecology Letters* 12:1250-1260.
- Nasi, R., S. Wunder, and J. J. Campos A. 2002. Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation? CIFOR for the Global Environmental Facility (GEF), Bogor, Indonesia.

- Nixon, K. C. 1993. Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. Pages 25-34. EDP Sciences.
- Ortega-Pieck, A., F. López-Barrera, N. Ramírez-Marcial, and J. G. García-Franco. 2011. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management* 261:1336-1343.
- Osman, K. T. 2012. *Soils: principles, properties and management*. Springer Science & Business Media.
- Osman, K. T. 2013. *Forest soils. Properties and management*. Springer Science & Business Media.
- Pérez-Sánchez, R. M., J. Flores, E. Jurado, and C. González-Salvatierra. 2015. Growth and ecophysiology of succulent seedlings under the protection of nurse plants in the Southern Chihuahuan Desert. *Ecosphere* 6:1-21.
- Pickett, S. and P. White. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics.
- Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16:391-409.
- Puerta-Piñero, C., J. M. Gómez, and R. Zamora. 2006. Species-specific effects on topsoil development affect *Quercus ilex* seedling performance. *Acta Oecologica* 29:65-71.
- Pulido, F. J. 2002. Biología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración de bosques templados y subtropicales de robles (*Quercus* spp.). *Revista chilena de historia natural* 75:5-15.
- Quero, J. L., R. Villar, T. Marañón, and R. Zamora. 2006. Interactions of drought and shade effects on seedlings of four *Quercus* species: physiological and structural leaf responses. *New Phytologist* 170:819-834.
- R Core Team. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rey Benayas, J. M., L. Martínez-Baroja, L. Pérez-Camacho, P. Villar-Salvador, and K. D. Holl. 2015. Predation and aridity slow down the spread of 21-year-old planted woodland islets in restored Mediterranean farmland. *New Forests* 46:841-853.
- Rey, J. M., J. Navarro, T. Espigares, J. M. Nicolau, and M. A. Zavala. 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *Forest Ecology and Management* 212:302-314.
- Rivera, D., V. Mejías, B. M. Jáuregui, M. Costa-Tenorio, A. I. López-Archilla, and B. Peco. 2014. Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments: Soil fertility, microbial activity and vegetation cover. *PLoS ONE* 9:e101413.
- Romero-Rangel, S., Rojas-Zenteno E., and Rubio-Licon L. 2014. Flora del bajío y de regiones adyacentes. Fagaceae. Fascículo 181. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Instituto de Ecología, A.C.
- Rousset, O. and J. Lepart. 2000. Positive and negative interactions at different life stages of a colonizing species (*Quercus humilis*). *Journal of Ecology* 88:401-412.

- Rubio-Licona, L. E., S. Romero-Rangel, E. C. Rojas-Zenteno, Á. Durán-Díaz, and J. C. Gutiérrez-Guzmán. 2011. Variación del tamaño de frutos y semillas en siete especies de encino (*Quercus*, Fagaceae). *Polibotánica* 32:135-151.
- Rzedowski, J. 1981. *The vegetation of Mexico*. Editorial Limusa.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1a Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Sabás-Rosales, J. L., J. Sosa-Ramírez, and J. D. J. s. Luna-Ruiz. 2015. Diversidad, distribución y caracterización básica del hábitat de los encinos (*Quercus*: Fagaceae) del Estado de San Luis Potosí, México. *Botanical Sciences* 93:881-897.
- Sack, L. and P. Grubb. 2002. The combined impacts of deep shade and drought on the growth and biomass allocation of shade-tolerant woody seedlings. *Oecologia* 131:175-185.
- Sánchez, F. G., J. R. A. Rivera, J. V. Díaz, and J. G. Pérez. 1999. Contribución al conocimiento florístico de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Polibotánica* 10:73-110.
- SEMARNAT. 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y desempeño ambiental in SEMARNAT, editor. SEMARNAT, México.
- SER. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ, USA.
- Shaw, M. W. 1968. Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales: A preliminary study of acorn production, viability and losses. *Journal of Ecology* 56:565-583.
- Torres, R. J. M. 2004. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina. Documento de Trabajo. Informe Nacional México. Food and Agriculture Organization of the United Nations, México.
- Valencia, S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75:33-53.
- Vázquez, F. 1998. Semillas del género *Quercus*. (Biología, ecología y manejo). Consejería de Agricultura y comercio, Junta de Extremadura, Badajoz, España.
- Venables, W. N. R., B. D. . 2002. *Modern applied statistics with S*. Fourth Edition edition. Springer, New York.
- Young, T. P., D. Petersen, and J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8:662-673.
- Zavala-Chávez, F. 2001. Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos, México.
- Zavala-Chávez, F. 2004. Deseccación de bellotas y su relación con la viabilidad y germinación en nueve especies de encinos mexicanos. *Ciencia Ergo Sum* 11:177-185.
- Zdruli, P., M. Pagliai, S. Kapur, and A. F. Cano. 2010. *Land degradation and desertification: Assessment, mitigation and remediation*. Springer.