

**FACULTAD DE
CIENCIAS AGRONÓMICAS
Y DE LOS ALIMENTOS**



**PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA DE
VALPARAÍSO**

TALLER DE TÍTULO

PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

Importancia de perchas y especies nodriza en la restauración del
bosque esclerófilo de la Región de Valparaíso

NATALIA ANDREA OLMOS MOYA

QUILLOTA, CHILE

2019

Índice

I. Resumen	1
II. Definición del problema.....	2
III. Pregunta de investigación.....	4
IV. Hipótesis.....	4
V. Objetivos.....	4
VI. Estado del arte.....	5
i. Limitantes de la regeneración natural en ecosistemas mediterráneos.....	5
ii. Facilitación	5
iii. Especies nodriza	7
iv. Nucleación	8
v. Ornitocoría	10
vi. Perchas.....	10
VII. Metodología	12
VIII. Literatura citada	15
IX. Plan de trabajo.....	19
X. Organización.....	20
XI. Presupuesto.....	21
XII. Resultados esperados	22
XIV. Anexos.....	24

I. Resumen

A lo largo de la historia, los ecosistemas silvestres se han visto afectados por distintos agentes perturbadores que transforman el paisaje. Los ecosistemas naturales de Chile, especialmente el de bosque y matorral esclerófilo, han pasado por un proceso sostenido de degradación a causa de acción antrópica. Los cambios en uso de suelo, incendios forestales e introducción de flora y fauna invasora han obstaculizado la regeneración natural de este ecosistema altamente diverso y con alto grado de endemismos.

El presente estudio tiene por objetivo evaluar el rol de las perchas artificiales para la llegada de aves dispersoras de propágulos, y el efecto de protección que brinda la vegetación nodriza sobre el establecimiento de plántulas. Esto, con la finalidad de proponer una alternativa que facilite la restauración natural del bosque y matorral esclerófilo.

Se espera que las perchas sean efectivas en la atracción de dispersores y el reclutamiento de propágulos de especies leñosas con frutos carnosos en torno a especies nodrizas. Ellas modificarán las condiciones ambientales estresantes y facilitarán el establecimiento y desarrollo de plántulas, y de esta manera, se recuperará la matriz de vegetación mediante sucesión ecológica a través del tiempo.

El desarrollo de técnicas que reúnan conocimientos agronómicos con fundamentos basados en la ecología, es indispensable para crear nuevas estrategias de restauración que sean efectivas y sostenibles en el tiempo, y así, aportar en el avance hacia un plan nacional de restauración ecológica.

II. Definición del problema

El bosque y matorral esclerófilo de la zona mediterránea de Chile central presenta un alto porcentaje de especies endémicas, gran riqueza y diversidad florística (Cowling, 1996), lo que lo ha llevado a ser uno de las 34 áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad a nivel global o “hotspot” (Myers *et al.*, 2000). Sin embargo, este ecosistema está poco representado en el SNASPE con menos de 2% de superficie protegida (Moya *et al.*, 2014), a pesar de ser considerado como un área de importancia global para la conservación por la comunidad científica.

Sumado a ello, este ecosistema ha sido sumamente afectado a través de la historia (Holmgren *et al.*, 2000; Fuentes *et al.*, 1984). En primer lugar, por el fuerte cambio en el uso de suelo para uso agrícola, forestal y urbano (Schulz *et al.*, 2010) que ha dejado sólo 28% de su distribución original en la Región de Valparaíso (CONAF, CONAMA & BIRF, 1999), y en segundo, debido a que esta superficie remanente ha sido degradada por acción del ser humano de forma directa e indirecta. (Holmgren *et al.*, 2000; Holmgren, 2002; Fuentes *et al.*, 1984). Dentro de las causas directas se encuentran la tala de bosque nativo y sobrepastoreo (Fuentes *et al.*, 1984; Holmgren *et al.*, 2000), mientras que como causas indirectas se pueden mencionar la introducción de especies de flora alóctona altamente invasora como la retamilla (*Genista monspessulana*) (García *et al.*, 2010), además de la generación de incendios que dificultan la sobrevivencia de la flora nativa (De la Barrera *et al.*, 2018) y que se ven facilitados por la presencia de flora exótica (Figueroa *et al.*, 2004).

Los factores anteriormente mencionados, considerados como amenazas a la regeneración natural, han originado la fragmentación del bosque y pérdida de funciones ecológicas (Fernández, 2010). Esto dificulta la provisión de servicios ecosistémicos que benefician al bienestar humano y especialmente a la agricultura, dentro de los que se pueden mencionar la provisión de agua, regulación del clima, controladores biológicos, polinizadores, nutrientes del suelo, entre otros (Parra, 2016) por lo que es de suma importancia recuperar ecosistemas dañados. Además, esto tiene importancia global ya que según el informe del World Economic Forum (2017) los principales riesgos a la economía en términos de probabilidad de ocurrencia tienen relación con la pérdida de

servicios ecosistémicos, los cuales que hacen más resilientes los ecosistemas frente al cambio climático.

La restauración ecológica es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema nativo. Según SER (Society for Ecological Restoration International, por su sigla en inglés) (2004), el objetivo de restaurar el ecosistema es que estos sean resilientes y autosustentables en cuanto a composición de especies, propiedades funcionales, flujo de energías, entre otros.

Recuperar ecosistemas mediterráneos confiere un gran desafío ya que en estas zonas la restauración natural se ve limitada por filtros o limitantes ecológicas relacionadas a presiones antrópicas y climáticas. La existencia de una estación seca prolongada, entendida como periodo libre de precipitaciones que se extiende hasta 8 meses (Santibáñez & Uribe, 1990), genera escasez hídrica asociada a altas temperaturas, lo que dificulta el establecimiento de plántulas (Holmgren *et al.*, 2000). Especies de herbívoros introducidos, consumen las plántulas que logran sortear el periodo de sequía anterior, efecto negativo que se ve incrementado por la ganadería trashumante (Holmgren, 2002; Fuentes *et al.*, 1986).

Todos estos factores han impedido la sucesión ecológica natural y han propiciado una matriz de vegetación heterogénea que se extiende por áreas que anteriormente eran ocupadas por formaciones arbóreas. Es por ello que impulsar estrategias de restauración basadas en estudios científicos merece especial interés para obtener técnicas efectivas – en este sentido el uso de perchas y especies nodriza cobra un especial realce– y así potenciar la regeneración natural en áreas degradadas.

Vacíos de información

En Chile, la restauración natural facilitada por aves ha sido evaluada únicamente en los bosques templados del sur y ha sido estudiada sólo a nivel de paisaje en el bosque esclerófilo sin considerar la importancia relativa que tienen las perchas, naturales y artificiales, y su rol facilitador en la restauración del ecosistema en cuestión. Esto brinda una oportunidad para la investigación sobre el potencial de aplicación de estas técnicas en ecosistemas mediterráneos degradados por incendios u otras perturbaciones.

III. Pregunta de investigación

¿Cómo varía el número de propágulos que llegan en función de presencia y ausencia de percha?

¿Cómo varía la sobrevivencia de plántulas bajo especies nodrizas respecto de áreas desprovistas de vegetación?

IV. Hipótesis

Las perchas facilitan la llegada de propágulos permitiendo el reclutamiento de especies leñosas y la restauración del bosque esclerófilo.

Las especies nodrizas, al modificar las condiciones ambientales y disminuir el efecto de factores limitantes, facilitan la sobrevivencia de plántulas de especies de sucesión tardía.

V. Objetivos

Objetivo General

Evaluar importancia de perchas y arbustos nodrizas en la restauración del bosque esclerófilo

Objetivos específicos

- a) Evaluar importancia de perchas naturales y artificiales para la llegada de propágulos de especies del matorral y bosque esclerófilo.
- b) Cuantificar la sobrevivencia de plántulas en presencia de especies nodrizas respecto de áreas desprovistas de vegetación.
- c) Elaborar una guía práctica de restauración en base a especies nodriza y perchas para áreas degradadas en la Región de Valparaíso.

VI. Estado del arte

i. Limitantes de la regeneración natural en ecosistemas mediterráneos

El piso vegetacional de bosque y matorral esclerófilo ha sido fuertemente degradado, encontrándose actualmente con un patrón distribución heterogénea debido a la fragmentación del mismo (Fuentes *et al.*, 1984; Del Pozo *et al.*, 1989). La regeneración de ecosistemas mediterráneos chilenos se ve dificultada por distintos filtros de orden climático y antrópico en comparación a otros de similares características a nivel mundial (Fuentes *et al.*, 1984).

Según Fuentes *et al.* (1986), el periodo estival seco constituye la primera barrera para el establecimiento de plántulas del matorral esclerófilo debido a la desecación del medio. Los autores sostienen la hipótesis de que la recolonización es más rápida cuando la humedad es mayor, y más lenta en caso contrario. Esto explicaría que en zonas húmedas haya una matriz continua, mientras que en zonas secas el matorral se encuentre fragmentado en torno a grupos multiespecíficos o “*shrub clumps*” lo que dificulta la disponibilidad de semillas y con ello la recolonización debido al estrés hídrico (Fuentes *et al.*, 1984; Holmgren *et al.*, 2000).

Los lepóridos introducidos, como *Oryctolagus cuniculus* y *Lepus europaeus*, se alimentan de las plántulas que logran sortear la falta de humedad de la estación seca prolongada, conformando una fuente de mortalidad en áreas abiertas entre grupos de vegetación (Fuentes *et al.*, 1986; Holmgren *et al.*, 2000).

La ganadería trashumante intensifica el efecto negativo asociado a los herbívoros exóticos (Fuentes *et al.*, 1984) al ramonear las plántulas recién establecidas o rebrotes. Estudios indican que la herbivoría limita la restauración natural de especies como el belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*) y palma chilena (*Jubaea chilensis*) (Henríquez y Simonetti, 2000; Fleury *et al.*, 2015), dificultando que la sucesión ecológica avance hacia etapas más avanzadas y de mayor complejidad específica (Holmgren, 2002; Armesto & Pickett, 1985).

ii. Facilitación

Para explicar las relaciones interespecíficas, la teoría ecológica clásica ha puesto gran atención al rol de la competencia, dejando de lado las interacciones positivas para explicar la estructura y organización de las comunidades (Bertness & Callaway, 1994).

Bertness y Callaway (1994) han definido las interacciones positivas como “toda interacción no consumidora entre dos o más especies que afectan positivamente al menos a una de las especies involucradas y proponen que desempeñan un papel prominente en muchas comunidades como fuerzas evolutivas.

Las interacciones positivas son cruciales en el reclutamiento de especies en ambientes adversos y durante la sucesión ecológica primaria y secundaria (Holmgren *et al.*, 1997). Basado en patrones espaciales de reclutamiento de especies en desiertos, Bertness & Callaway (1994) sugieren que ciertas especies vecinas protegen a otras de las limitaciones de estrés físico, facilitando su establecimiento a través de la mejora de condiciones ambientales. Asimismo, las interacciones positivas entre competidores potenciales también son probablemente más comunes bajo la presión intensa de consumo (herbivoría). Se ha demostrado que tanto las plantas vasculares como las algas pueden derivar beneficios asociativos al convivir con plantas vecinas menos apetecibles (Bertness & Callaway, 1994), que por ejemplo, producen compuestos secundarios aversivos.

De esta manera, Bertness y Callaway (1994) desarrollaron la hipótesis del gradiente del estrés. Esta sostiene que las interacciones positivas deberían ser particularmente comunes en comunidades que se desempeñan bajo condiciones de estrés físico considerables, como por ejemplo, en desiertos o zonas mediterráneas. En hábitats intermedios donde el ambiente es relativamente benigno y la presión de consumo es menos severa, las interacciones positivas serían escasas y dominaría la competencia. Por lo tanto, al incrementar el estrés físico y la presión de consumo, se presume que se dará lugar a interacciones positivas impulsadas por la mejora de condiciones físicas potencialmente limitantes a través de especies nodriza.

En literatura se ha discutido que para restaurar ecosistemas mediterráneos se deben potenciar las interacciones positivas de la vegetación a través del proceso conocido como facilitación (Bertness & Callaway, 1994). Este es un fenómeno mediante el cual una planta nodriza, pionera en la colonización de un ambiente, facilita el establecimiento de otras plantas a través de la modificación de condiciones ambientales y por lo tanto, reduce el efecto de los filtros relacionados a las presiones (Cuevas *et al.*, 2013; Root-Bernstein *et al.*, 2017). A través del proceso de facilitación, se generan pequeños parches de

vegetación o núcleos bajo la planta nodriza. (Bertness & Callaway, 1994; Callaway, 1995; Holmgren, 2002).

iii. Especies nodriza

Las plantas nodrizas corresponden especies que logran establecerse en ambientes inhóspitos, y que en su desarrollo, modifican condiciones ambientales que permiten el establecimiento de especies menos tolerantes a estrés. Bajo el dosel de la planta nodriza el microclima es más húmedo, lo que reduce el estrés térmico e hídrico de las plántulas (Holmgren *et al.*, 2000). Además, estudios indican que cantidad de materia orgánica y macronutrientes bajo la canopia de estas especies es mayor en relación a áreas descubiertas (Cuevas *et al.*, 2013) y también que pueden proteger a las plántulas del exceso de radiación y amortiguar las fluctuaciones extremas en la temperatura del aire y del suelo. Por otra parte, disminuyen el efecto de la herbivoría, por ejemplo, mediante la producción de compuestos secundarios aversivos como látex, presencia de espinas o por la arquitectura de la canopia (Cuevas *et al.*, 2013).

Una vez que estas especies se establecen, no sólo modifican condiciones microclimáticas sino que también atraen aves que traen semillas, permitiendo el reclutamiento de nuevas especies y propiciando la sucesión del ecosistema (Root-Bernstein *et al.*, 2017). La sucesión puede impulsar el ensamblaje de la comunidad desde la presencia de más especies tolerantes a la sequía a especies más exigentes con la humedad durante el crecimiento de la vegetación del parche (Cruz *et al.*, 2013).

Según un estudio realizado por Cuevas *et al.* (2013) el patrón de diversidad de plántulas en función de la distancia desde el dosel sugiere que los arbustos como *Baccharis linearis* proporcionan las condiciones necesarias para la existencia de un conjunto más diverso de flora debajo del dosel con respecto a sitios abiertos. Esto hace que *B. linearis* y otras especies del matorral esclerófilo, como *Acacia caven*, sean considerados ingenieros ecosistémicos ya que son capaces de modificar las condiciones abióticas del hábitat, ejerciendo influencia en la riqueza y biodiversidad de especies, y con ello en la heterogeneidad del paisaje. De esta manera, el efecto nodriza que proporcionan estas especies es requerimiento para asegurar el reclutamiento de plántulas de otras especies para impedir la herbivoría y desecación durante la estación seca (Holmgren, 2000; Fuentes *et al.*, 1984; Gómez-Aparicio, 2004; Holmgren *et al.*, 1997).

El matorral tiene un importante potencial de regeneración gracias al efecto de plantas nodriza que pueden proporcionar un punto de partida para nuevos núcleos de vegetación en áreas desprovistas de vegetación (Schulz *et al.*, 2010; Fuentes-Castillo *et al.*, 2012). Los núcleos van creciendo en el tiempo donde se van uniendo por aumento en la masa boscosa, gracias a la dispersión de propágulos, y de esta manera, restaurando el ecosistema por sucesión (Yarranton & Morrison, 1974; Corbin & Holl, 2012; Armesto & Pickett, 1985).

iv. Nucleación

Debido al acelerado ritmo de la degradación de bosques mediterráneos (Schulz *et al.*, 2010) se requiere de desarrollo estrategias de recuperación de ecosistemas que permitan reestablecer la cubierta forestal de forma rápida y eficiente, y con ello su funcionalidad (Holl & Aide, 2011; Corbin & Holl, 2012). La nucleación, que consiste en el proceso de desarrollo y expansión de núcleos o parches forestales (Yarranton & Morrison, 1974), es un mecanismo que permite recuperar el ecosistema degradado mediante la atracción de dispersores y facilitación del establecimiento de nuevos reclutas leñosos, expandiendo el área boscosa a lo largo del tiempo por sucesión ecológica (Corbin & Holl, 2012).

Según Corbin & Holl (2012), la nucleación es una opción atractiva ya que imita los procesos sucesionales naturales para ayudar a la recolonización de plantas leñosas. De esta manera, se busca llegar a un ecosistema de referencia, que según Society for Ecological Restoration (SER, 2004) representa “un punto dentro de la trayectoria ecológica del ecosistema en restauración”, por lo que se espera el área restaurada emule ciertos atributos de la referencia o ecosistema original.

Una vez que una especie colonizadora se establece, el reclutamiento dentro de un núcleo puede facilitarse mediante la captura de semillas impulsadas por el viento o atracción de aves u otros animales dispersores (Yarranton & Morrison, 1974; Fuentes *et al.*, 1984). Además, Corbin & Holl (2012) proponen que las limitaciones bióticas y abióticas en el establecimiento pueden ser menores dentro de un núcleo respecto a las áreas circundantes.

Fuentes-Castillo *et al.* (2012) estudiaron patrones espaciales del cambio de vegetación durante 52 años en el centro de Chile usando imágenes satelitales para evaluar indicios de nucleación. En base a sus resultados, indican que la regeneración de la vegetación

esclerófila se expande a partir de parches de vegetación remanente ya que la fracción de vegetación regenerada aumenta con la proximidad del bosque esclerófilo aledaño en un patrón agregado. Sostienen que los remanentes de vegetación tuvieron un efecto positivo en la regeneración forestal a nivel de paisaje al propiciar la sobrevivencia de plántulas más que en lugares abiertos. El uso de remanentes de vegetación por parte de dispersores de semillas (como punto de descanso o alimentación) contribuye claramente a la agregación de plántulas alrededor de los arbustos presentes, lo que amplifica el papel facilitador de los arbustos nodriza y acelera la velocidad de sucesión (Fuentes *et al.*, 1984, Fuentes *et al.*, 1986; Holmgren *et al.*, 2000).

Según Jones *et al.* (2018), la nucleación permite recuperar la funcionalidad del ecosistema, y no sólo la vegetación. Los autores concluyen después de analizar 400 casos de disturbios a gran escala, que la primera opción debe ser la restauración natural ya que sí que ocurre, y solo optar por restauración activa cuando los procesos naturales no funcionan adecuadamente. Por ejemplo, se debe optar por restauración activa cuando existen especies invasoras de flora o fauna que producen competencia excluyente, o en ambientes mediterráneos y otras áreas secas alrededor del mundo (Rey-Benayas *et al.*, 2008).

Como técnica de restauración activa, la nucleación tiene el potencial de ser una estrategia de menor costo que las plantaciones (Corbin & Holl, 2012). Los costos de las plantaciones pueden ser altos, desde los US \$400 hasta los US \$3000 por hectárea los primeros 2 o 3 años por concepto de plántulas y laboreo asociado a su establecimiento (Holl & Aide, 2011).

Holl & Aide (2011) estimaron que la nucleación aplicada costaría un cuarto o un tercio de lo que costaría una plantación típica (monocultivo forestal), aunque la comparación entre costos podría variar según el área a restaurar.

Hasta la fecha, los resultados de las pruebas experimentales de nucleación aplicada son consistentes e indican que la densidad y la diversidad de las especies colonizadoras es mayor en los núcleos plantados que en las áreas donde se propició la regeneración pasiva (Rey-Benayas *et al.*, 2008; Jones *et al.*, 2018).

v. Ornitocoría

Entre las especies de la flora del matorral y bosque mediterráneo de Chile, más de un 70% posee frutos carnosos (Armesto *et al.*, 1987). Además, el matorral presenta una alta incidencia de interacciones planta-animal, donde las aves frugívoras tienen un importante rol al dispersar frutos carnosos (Hoffmann *et al.*, 1989), ya que la mayoría presenta un conjunto de características distintivas que componen el síndrome de dispersión por ornitocoría (Reid & Armesto, 2011b). Las bayas y drupas de colores brillantes, de menos de 15 mm se consideran diseminados por las aves (Armesto *et al.*, 1987; Hoffmann *et al.*, 1989). Además de dispersión, las aves cumplen un importante rol en el reclutamiento de especies leñosas al generar efectos positivos en la germinación de semillas. El paso del fruto por el intestino de las aves aumenta la germinabilidad de las semillas principalmente mediante la desinhibición a través de la eliminación de la pulpa (Reid & Armesto, 2011a).

La disminución de aves debido a cambios en el paisaje pueden afectar las tasas de recuperación de áreas sucesionales o restauradas debido a la limitación en la dispersión ya que tienen conferido un importante rol en la restauración particularmente en los “hotspots” biodiversidad que tienen una alta incidencia de especies frugívoras (Myers *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2000).

Lo anterior se traduce en que la presencia de aves frugívoras facilita la generación de parches de vegetación, por lo que atraerlas a áreas degradadas es de gran importancia en el reclutamiento de especies leñosas (Albornoz *et al.*, 2013; Bustamante *et al.*, 2012).

vi. Perchas

Para lograr la sucesión ecológica es necesario reclutar propágulos mediante la dispersión de semillas, que muchas veces se ve limitada en espacios abiertos desprovistos de cubiertas leñosas. Debido a aquello, el establecimiento de plántulas puede ser extremadamente improbable al estar más expuestos a impactos de la sequía estival a depredación de parte de granívoros y herbívoros (Fuentes *et al.*, 1984, Fuentes *et al.*, 1986; Holmgren *et al.*, 2000).

Estructuras como las perchas permiten el reclutamiento de especies de la sucesión a través de dispersión de semillas al actuar como plataforma de reposo y alimentación para las aves (Pausas *et al.*, 2006). Las perchas cumplen el papel de “trampolín ecológico”,

formando corredores entre los fragmentos vecinos promoviendo su unión en el tiempo al aumentar la masa boscosa.

Según Bustamante-Sánchez & Armesto (2012), las perchas aumentan hasta 43 veces el número de semillas colectadas en trampas bajo ellas respecto de un control. Este fenómeno fue denominado como efecto percha, que corresponde al papel facilitador de la estructura más alta presente en un parche sobre el reclutamiento de especies. Además, Albornoz *et al.* (2013) plantea que existe una relación directamente proporcional entre altura de percha y número de plántulas, por lo que mientras más alta sea la percha, mayor será la cantidad de semillas y con ello el número de plántulas observadas.

El efecto percha y la mejora en las condiciones ambientales que generan las especies nodrizas, se han identificado como procesos clave que promueven la regeneración del ecosistema por nucleación, especialmente después de alteraciones inducidas por el ser humano (Pausas *et al.*, 2006).

VII. Metodología

i. Sitio de estudio

El estudio se realizará en el matorral esclerófilo sucesional ubicado en el área de Gómez Carreño, ubicada a 7 kilómetros de Viña del Mar, región de Valparaíso, cuyas coordenadas UTM son 19 H 264550.60m E 6347253.78m S. Según la clasificación climática de Köppen (1900) el tipo de clima es mediterráneo con influencia oceánica, con veranos tibios e inviernos húmedos, con una temperatura máxima y mínima promedio de 22°C (verano) y 8°C (invierno). En esta área domina la formación vegetacional de matorral arborescente y bosque esclerófilo costero (Luebert & Pliscoff, 2006).

ii. Materiales y métodos

a) Evaluar importancia de perchas naturales y artificiales para la llegada de propágulos

Para evaluar el rol de las perchas sobre el número de semillas (variable respuesta) el diseño del experimento se compone de 2 factores, percha y nodriza; y 2 niveles, ausencia y presencia. Por lo tanto, se realizarán 4 tratamientos con 30 réplicas cada uno, que corresponden a las siguientes combinaciones: percha + nodriza, sólo percha, sólo nodriza y control (Figura 1).



Figura 1: Tratamientos del experimento para cuantificación de semillas.
Fuente: Elaboración propia, 2018

La especie utilizada como nodriza utilizada será el espino (*Acacia caven*), ya que según lo observado en terreno, es la especie nodriza con mayor número de visitas de aves en un periodo de observación de 10 minutos (en comparación con la visita a otras especies nodrizas como *Retanilla trinervia* y *Baccharis linearis*) (ver anexo 1).

En cada parcela habrá 4 trampas de semillas, que corresponden a anillos metálicos con bolsas para recibir las semillas (submuestra), ubicadas bajo los extremos de las cuatro

barras horizontales de la percha (dispuestas de esta manera para emular el área utilizada por un arbusto). En las parcelas donde no hay percha se mantendrá la misma orientación.

Se harán muestreos cada 15 días durante un periodo de fructificación, comprendiendo los meses de diciembre a abril (primavera tardía a otoño temprano). Previo a cada muestreo, se vaciarán las trampas para coleccionar las muestras e identificarlas con ayuda de un biólogo. Se considerarán como muestras sólo las semillas cuyo pericarpio haya sido removido, indicio de digestión por acción de las aves, descartando de esta manera semillas que hayan podido llegar por gravedad y dispersión por viento.

Los datos del número de semillas serán analizados mediante un ANOVA de medidas repetidas (ya que al ser 30 réplicas, la distribución de ellas tenderá a ser normal y cada muestreo es parte de un mismo experimento). Los datos se someterán a una prueba *a posteriori* para determinar las diferencias estadísticas entre tratamientos.

b) Cuantificar la sobrevivencia de plántulas en presencia de especies nodrizas

Para evaluar el efecto nodriza de la vegetación pionera del ecosistema esclerófilo, se establecerán 4 plántulas de peumo (*Cryptocarya alba*, ya que es una especie sensible que maximizará los efectos negativos que puedan generarse) bajo el dosel de la vegetación y en áreas desprovistas de ella, con el fin de emular el establecimiento de plántulas reclutadas a partir de propágulos dispersados por aves.

Se harán 30 repeticiones de cada tratamiento en parcelas que presentan sólo arbusto nodriza y un control. De esta manera, se obtiene un total de 60 muestras, de las cuales se evaluará el porcentaje de sobrevivencia luego de una temporada (se calculará como la diferencia entre el porcentaje de plántulas al inicio del muestreo con respecto al final de la temporada).

Los datos de porcentaje de sobrevivencia se analizarán a través de un ANOVA de una vía.

c) Elaboración de un plan de restauración ecológica para áreas degradadas

Se propondrá un modelo de restauración basada en el uso de perchas y especies nodriza para regenerar la matriz de vegetación original de áreas degradadas de la región de Valparaíso, procurando reflejar los atributos del ecosistema de referencia.

Para ello se hará un manual de restauración ecológica para propietarios de áreas degradadas interesados en restaurar. Este manual constará de una descripción de la formación vegetal y su grado de degradación. Además, presentará recomendaciones basadas en cuatro ejes principales para una óptima restauración del sitio objetivo: planificación, preparación del sitio, implementación de técnicas y monitoreo de efectividad del plan.

VIII. Literatura citada

- Albornoz, F., A. Gaxiola, B. Seaman, F. Pugnaire & J. Armesto. (2013). Nucleation driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest. *Plant Ecology*, 214(5):765–776.
- Armesto, J., D. Manuschevich, A. Mora, C. Smith-Ramirez, R. Rozzi, A. Abarzúa & P. Marquet. (2010). From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy*, 27(2):148–160.
- Armesto, J., R. Rozzi, P. Miranda & C. Sabag (1987). Plant / frugivore interactions in South American temperate forests. *Revista Chilena de Historia Natural*, 60:21–336.
- Armesto, J. & S. Picket. (1985). A mechanistic approach to study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural*, 58: 9–17.
- Bertness, M. & R. Callaway (1994). Positive interactions in communities. *Tree*, 9:27–29.
- Bustamante-Sánchez, M. & J. Armesto. (2012). Seed limitation during early forest succession in a rural landscape on Chiloé Island, Chile: Implications for temperate forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 49(5):1103–1112.
- Corbin, J. & K. Holl. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265: 37–46.
- Cowling, R. M., Rundel, P. W., Lamont, B. B., Arroyo, M. K., & Arianoutsou, M. (1996). Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Tree*, 11:362–366.
- CONAF, CONAMA & BIRF. (1999). Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe Nacional con Variables Ambientales. 89 p.
- Cruz, P., C. Schulz & P. Honeyman. (2013). Chilean mediterranean forest, their value and destiny facing global change. 14 p. *In Forest Management of Mediterranean forest under the new context of climate change*. Nova Science Publishers, Inc.
- Cuevas, J., S. Silva, P. León-Lobos & R. Ginocchio. (2013). Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86(1):63–74.
- De la Barrera, F., F. Barraza, P. Favier, V. Ruiz & J. Quense. (2018). Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of the Total Environment*, 637(1): 1526–1536.
- Del Pozo, A, Fuentes, E., Hajek, E. & M. J. (1989). Zonación microclimática en el matorral: efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 62:85–94.
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M., & Montenegro, G. (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales., 149 p. Pontificia Universidad Católica de Chile.

- Figueroa, J., S. Castro, P. Marquet & F. Jaksic. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. (2004). *Revista Chilena de Historia Natural*, 77:465–483.
- Fleury, M., Marcelo, W., Vásquez, R. A., & González, L. A. (2015). Recruitment Dynamics of the Relict Palm, *Jubaea chilensis*: Intricate and Pervasive Effects of Invasive Herbivores and Nurse Shrubs in Central Chile. *PLoS ONE*, 10 (7):1–13.
- Fuentes R. D. Otaiza, M. C. Alliende, A. Hoffmann & A. Poiani., E. R. (1984). Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecología* 62:405–411.
- Fuentes, E., A. Hoffmann, & M. A. (1986). Vegetation change in large clearings, patterns in the Chilean matorral. *Oecología*, 68:358–366.
- Fuentes-Castillo, T., A. Miranda, A. Rivera-Hutinel, C. Smith-Ramírez & M. Holmgren. (2012). Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology and Management*, 274:38–47.
- García R., A. Pauchard, L. Cavieres, E. Peña & M. Rodríguez. (2010). El fuego favorece la invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al aumentar su germinación Fire promotes *Teline monspessulana* (Fabaceae) invasion by increasing its germination. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83:443–452.
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J. Gómez, J. Hódar, J. Castro, E. Baraza. (2004). Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14(4):1128–1138
- Henríquez, C. & J. Simonetti. (2001). The effect of introduced herbivores upon an endangered tree (*Beilschmiedia miersii*, Lauraceae). *Biological conservation*, 98:69-76.
- Hoffmann, A., S. Teillier & E. Fuentes. (1989). Fruit and seed characteristics of woody species in mediterranean-type regions of Chile and California. *Revista Chilena de Historia Natural*, 62:43–60.
- Holl, K. & T. Aide (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10):1558–1563.
- Holmgren, M. (2002). Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions*, 4:25–33.
- Holmgren, M., A. Segura & E. Fuentes (2000). Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral—Experiments on seedling establishment in burned and cleared mesic sites. *Plant Ecology*, 147: 49–57.
- Holmgren, M, M. Scheffer & M. Huston. (1997). The interplay of facilitacion and competition in plant communities. *Ecology*, 78(7): 1966–1975.

- Jones, H., P. Jones, E. Barbier, R. Blackburn, J. Rey-Benayas, K. Holl & D. Mateos. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1837):1–8.
- Luebert, F. & P. Plischoff. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 316p. Editorial Universitaria, Chile.
- Moya, D., J. Herreros & J. Ferreyra. (2014). Representatividad actual de los pisos vegetacionales en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y de sitios prioritarios para la conservación en Chile. Documento de Trabajo. Proyecto MMA / GEF-PNUD Creación de un Sistema Nacional de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional. Santiago de Chile, 55pp.
- Myers, N., R. Mittermeier, C. Mittermeier, G. Fonseca & J. Kent. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853–858.
- Parra, C. (2016). Valorización de servicios ecosistémicos del bosque esclerófilo, por comunidades campesinas, en la región de Valparaíso. 100 p. Tesis M.Sc., Universidad de Chile, Santiago.
- Pausas, J., A. Bonet, F. Maestre & A. Climent. (2006). The role of the perch effect on the nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. *Acta Oecologica*, 29(3):346–352.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2012). Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate “land-sharing” frente a “land-sparing.” *Ecosistemas*, 21(1–2), 180–191.
- Reid, S. & J. Armesto (2011a). Avian gut-passage effects on seed germination of shrubland species in Mediterranean central Chile. *Plant Ecology*, 212:1–10.
- Reid, S. & J. Armesto (2011b). Interaction dynamics of avian frugivores and plants in a Chilean Mediterranean shrubland. *Journal of Arid Environments*, 75(3):221–230.
- Rey-Benayas, J. (2012). Restauración de campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra para aumentar su biodiversidad y servicios ecosistémicos. Informe de Investigación ambiental, Ciencia y Política. 10 p. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, España.
- Rey-Benayas, J., J. Bullock & A. Newton (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers ecology environment*, 6(6):329–336.
- Root-Bernstein, M., R. Valenzuela, M. Huerta, J. Armesto & F. Jaksic, (2017). *Acacia caven* nurses endemic sclerophyllous trees along a successional pathway from silvopastoral savanna to forest. *Ecosphere*, 8(2):1–23.
- Sala, O., F. Chapin, J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, D. Wall. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459):1770–1774.
- Santibañez, F. & J. Uribe. 1990. Atlas agroclimático de Chile: Regiones V y Metropolitana.

65 p. Santiago, Chile.

Schulz, J., L. Cayuela, C. Echeverría, J. Salas & J. Rey-Benayas. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography*, 30(3):436–447.

Society for Ecological Restoration. (2004). International Standards for the Practice of Ecological Restoration. 15 p. Arizona, USA.

Yarranton, G. & R. Morrison. (1974). Spatial dynamics of primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62(2): 417–428.

World Economic Forum. (2017). The Global Competitiveness Report. 400 p. Geneva Switzerland.

X. Organización

Cargos y funciones

Formación/grado académico	Cargo en el proyecto	Funciones (N°)	Costo del personal (MM\$)	Aporte FONDO CONCURSABLE (MM\$)
Ingeniero agrónomo M Sc.	Investigador a cargo	Gestión, análisis de datos y redacción guía (3)	500.000	500.000
Ingeniero agrónomo	Técnico	Muestreos y análisis de datos (2)	500.000	500.000
Ingeniero agrónomo	Tesista	Apoyo en muestreos e investigación (2)	250.000	250.000
Diseñador	Diseño	Diseño guía de restauración (1)	400.000	400.000
Licenciado en biología	Botánico	Identificación de semillas (1)	400.000	400.000
No requiere	Jornaleros	Instalación de perchas y trampas de semilla y establecimiento de plántulas (3)	1.600.000	1.600.000

XI. Presupuesto

ITEM	Costo unitario/mensual(CL\$)	Unidades	Meses	Total anual
PERSONAL				13.800.000
Investigador	500.000	1	12	6.000.000
Personal de apoyo				
Técnico	400.000	1	12	4.800.000
Tesista	250.000	1	12	3.000.000
GASTOS OPERACIONALES				10.255.260
<i>Materiales</i>				
Polines pino seco cepillado 3m	2590	60		155.400
Polines pino seco cepillado 2m	2490	120		298.800
Clavos 3"	840	3		2.520
Huincha de medir 30 m	5990	1		5.990
Pala de acero	5490	5		27.450
Anillos metálicos	300	480		144.000
Tubos PVC	710	160		113.600
Bolsas malla	500	240		120.000
Plántulas peumo	1000	240		240.000
<i>Insumos de oficina</i>				
Libreta	2000	2		4.000
Lápiz	350	5		1.750
Plumón permanente	990	5		4.950
Bolsas de papel	6	2400		14.400
<i>Adquisición de libros</i>	50000	2		100.000
<i>Arriendo de vehículo</i>	48670	20		973.400
<i>Viático</i>				
Viático	20000	20		400.000
Combustible	10000	20		200.000
<i>Personal Ocasional</i>				
Jornaleros instalación	320000	5	1	1.600.000
Biólogo (botánico)	500000	1	2	1.000.000
Diseñador	500000	1	1	500.000
<i>Inscripción Congreso científico</i>	200000	1		200.000
<i>Costo de publicación científica</i>	1.030.000	1		1.030.000
<i>Impresión de guía restauración</i>	2319	1000		2.319.000
<i>Equipamiento</i>				
GPS Garmin Etrex 20x	200.000	1		200.000
<i>Difusión</i>				
Charla	300.000	2		600.000
SUBTOTAL				24.055.260
GASTOS ADMINISTRATIVOS				
Overhead (15%)				3.608.289
TOTAL:				27.663.549

XII. Resultados esperados

a) Importancia de perchas naturales y artificiales para la llegada de propágulos

Se espera que el número de semillas por metro cuadrado sea similar entre los ensayos que presentan percha artificial y natural (nodriza) observándose diferencias sólo con el tratamiento control, dado que la vegetación nodriza cumple función de percha natural al atraer aves. En términos numéricos, se espera que las perchas aumenten en al menos 40 veces la cantidad de semillas respecto del control (Bustamante & Armesto, 2012).

b) Sobrevivencia de plántulas

En relación a este objetivo, se estima que el mayor número de individuos vivos se encuentre en los ensayos que presentan vegetación nodriza, ya que ella influye en la sobrevivencia por la modificación de condiciones ambientales. Se espera que en el ensayo que carece de vegetación, las plántulas mueran por desecación o herbivoría.

c) Plan de restauración ecológica para áreas degradadas

El método será propuesto para programas de restauración de áreas degradadas esperando que sea considerado como una alternativa más efectiva en comparación a los actuales planes de reforestación en términos de recuperación de la matriz de vegetación y complejidad de especies.

XIII. Proyecciones de la investigación

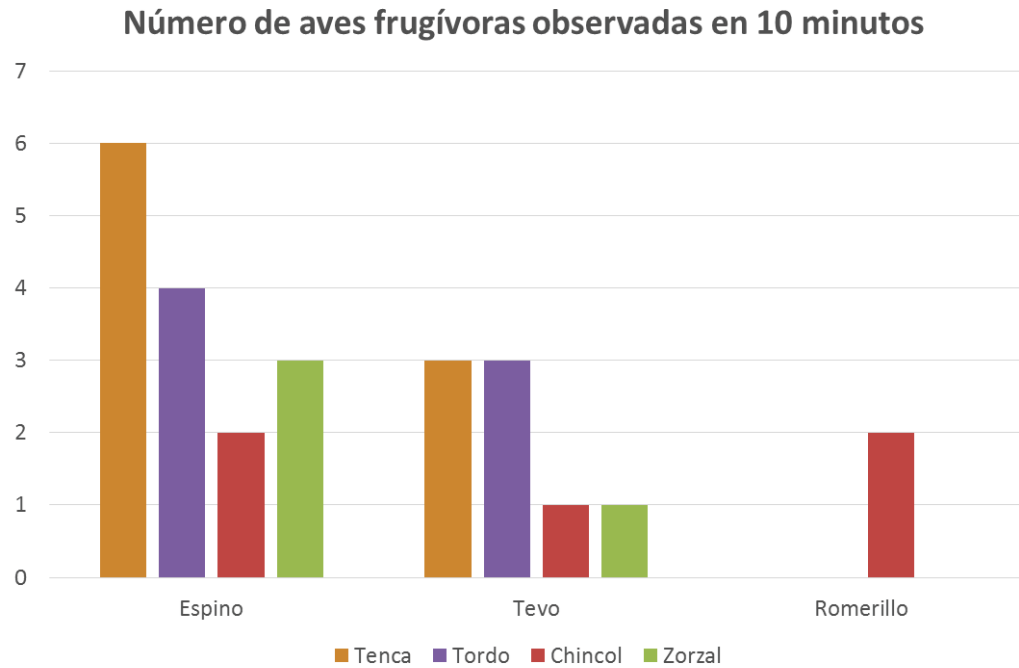
Autores sostienen que es posible conciliar la producción agrícola con la conservación de biodiversidad y que incluso es necesario hacerlo ya que en zonas mediterráneas es donde más pérdida ha habido por cambio en usos de suelo (Rey-Benayas, 2012; Schulz *et al.*, 2010). Por esta razón, se debe apostar por conservar dentro de los predios agrícolas, lo que además permite facilitar la disponibilidad de servicios ecosistémicos que brinda la biodiversidad funcional en el predio.

Existen dos enfoques de cómo llevar a cabo técnicas de restauración en predios agrícolas, las que corresponden al *land sharing*, que consiste en conservar biodiversidad dentro del mismo cultivo, compartiendo espacio entre producción y biodiversidad; y el *land sparing* que corresponde a conservar en áreas limitadas generalmente aledañas al predio (Perfecto & Vandermeer, 2012) Ambos enfoques permiten la restauración a través de prácticas activas, como el establecimiento de plantas o reforestación, así como también restauración pasiva mediante el uso de perchas.

Asimismo, los métodos de restauración descritos pueden utilizarse para recuperar áreas degradadas por incendios o relaves mineros. Se prevé que este estudio sea útil para avanzar en un plan de restauración nacional basado en uso de perchas y especies nodrizas con reforestación en torno a núcleos, constituyendo una herramienta útil para planes de restauración de instituciones públicas y entidades privadas con interés en restaurar.

XIV. Anexos

Anexo 1



Número de aves frugívoras observadas en 10 minutos*				
	Tenca	Tordo	Chincol	Zorzal
Espino	6	4	2	3
Tevo	3	3	1	1
Romerillo	0	0	2	0

*Datos de observaciones corresponden a promedio de 3 repeticiones para cada especie nodriza