Manual
N° 65

RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE HUALO

Una Guía Práctica para Bosques Quemados del Secano Costero de la Región del Maule

Ministerio de Agricultura
Gobierno de Chile

conaf

Fondo de Investigación del Bosque Nativo

INFOR

RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE HUALO

Una Guía Práctica para Bosques Quemados del Secano Costero de la Región del Maule

Iván Quiroz Marchant[1], Braulio Gutiérrez Caro[1], Pedro Garrido Vásquez[2], José San Martín Acevedo[2] & Persy Gómez de la Fuente[2]

INSTITUTO FORESTAL
2023

1 Investigador Instituto Forestal, Chile. iquiroz@infor.cl

2 Consultor privado

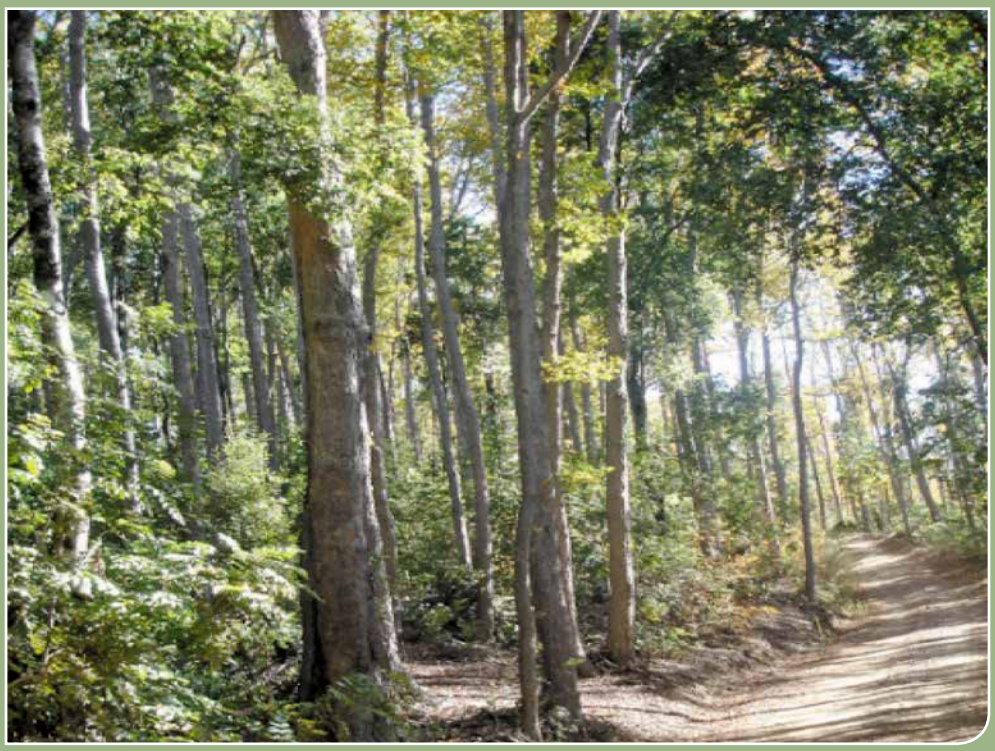
Sucre 2397, Ñuñoa, Santiago, Chile
ISBN N° 978-956-318-263-7 Versión Impresa
ISBN N° 978-956-318-264-4 Versión Digital
Registro Propiedad Intelectual N° 2023-A-12696

Esta publicación se elaboró en el marco del proyecto FIBN 002/2018, "Siembra directa: Técnica de recuperación de bosques nativos de roble-hualo".

Las fotografías e imágenes incorporadas en tapas o texto de la presente obra provienen del archivo institucional o fueron obtenidas o elaboradas durante el desarrollo de las actividades del trabajo que origina esta publicación.

Se autoriza la reproducción parcial siempre y cuando se incluya la cita correspondiente:

Quiroz Marchant, I.; Gutiérrez Caro, B.; Garrido Vásquez, P; San Martín Acevedo, J. y Gómez de la Fuente, P. (2023). Restauración de Bosques de Hualo. Una Guía Práctica Para Bosques Quemados del Secano Costero de la Región del Maule. Instituto Forestal. Concepción, Chile. Manual N° 65. 59 p.
https://doi.org/10.52904/20.500.12220/32665



Bosque de hualo Costero de la Región del Maule.

ÍNDICE

Introducción	9
1. ¿Que son los bosques de hualo?	11
2. ¿Porque son importantes los bosque de hualo?	17
3. ¿Cuál es el estado actual de los bosques de hualo y cuales son las amenazas que los afectan?	19
4. ¿De que manera se pueden restaurar los bosques de hualo?	23
5. ¿Que acciones concretas se pueden hacer para restaurar bosques degradados?	27
6. ¿Como plantar para restaurar los bosques quemados de hualo?	31
7. En vez de plantar, ¿se puede usar la siembra directa para restaurar bosques quemados de hualo?	41
8. Los bosque quemados de hualo, ¿se pueden recuperar solos, sin ayuda?	45
9. La comunidad rural, ¿puede participar en la restauración de los bosque quemados de hualo?	51
Referencias	55

INTRODUCCIÓN

El presente documento ha sido elaborado en el marco del proyecto 002/2018, "*Siembra directa: Técnica de recuperación de bosques nativos de roble-hualo*", adjudicado al Instituto Forestal (INFOR) en el IX Concurso del Fondo de Investigación del Bosque Nativo, administrado por la Corporación Nacional Forestal. El proyecto convocó también la participación privada, en este caso de las más importantes empresas forestales del país, Forestal Mininco y Forestal Arauco, las que efectuaron aportes fundamentales y que contribuyeron en forma relevante a la materialización de esta investigación.

El referido proyecto desarrolló investigación para dilucidar la efectividad de la técnica de siembra directa en comparación con otras medidas de restauración activas y pasivas, como una herramienta para revegetar bosques de hualo afectados por incendios forestales en el secano costero de la región del Maule. Lo anterior motivado por la prioridad global que representa la restauración y rehabilitación de bosque alterados, para cumplir objetivos ambientales y de desarrollo sustentable.

El texto presenta un resumen de información y consideraciones prácticas y empíricas, organizado como respuestas a preguntas básicas relacionadas con los bosques de hualo, las herramientas para su restauración, la aplicabilidad práctica de ellas y las consideraciones respecto a la participación de las comunidades locales en el proceso de restauración.

La información utilizada para responder tales preguntas proviene de la evaluación de ensayos establecidos por este proyecto, de otras investigaciones de INFOR y de bibliografía especializada consultada para este efecto. Respecto a los ensayos del proyecto, estos corresponden a dos unidades experimentales en rodales de hualo afectados por los incendios forestales del año 2017 en los predios Quivolgo (ubicado sobre la ribera norte del río Maule, al este de la ciudad de Constitución) y Hualos de Loanco (aproximadamente 20 Km al Sur de Constitución). En ambos casos se trata de predios con presencia de remanentes del bosque maulino costero de la cordillera de la costa, que actualmente constituyen áreas de alto valor de conservación para las empresas propietarias. En tales ensayos, el proyecto efectuó plantación y siembra directa de hualo, practicó la eliminación de vegetación exótica invasora y monitoreó el desarrollo de la vegetación con posterioridad al incendio.

El objetivo del texto es difundir información específica referente a restauración de bosques de hualo afectados por incendios, particularmente de las formaciones costeras de esta especie, de modo que la aplicabilidad de sus contenidos se circunscribe fundamentalmente a esa situación.

1. ¿QUE SON LOS BOSQUES DE HUALO?

Los Bosques de Hualo y los Bosquetes Costeros Septentrionales de Roble y Hualo son dos subcategorías del Tipo Forestal Roble–Hualo.

Los Tipos Forestales son una forma de clasificación de los bosques nativos chilenos desarrollada por INFOR en 1967 (Yudelevich *et al*., 1967) y ampliada por el Ingeniero Forestal Claudio Donoso en el año 1981. Existen 12 tipos forestales, uno de ellos es el denominado Roble-Hualo, que en función de su estructura y composición florística se clasifica en 5 subtipos:

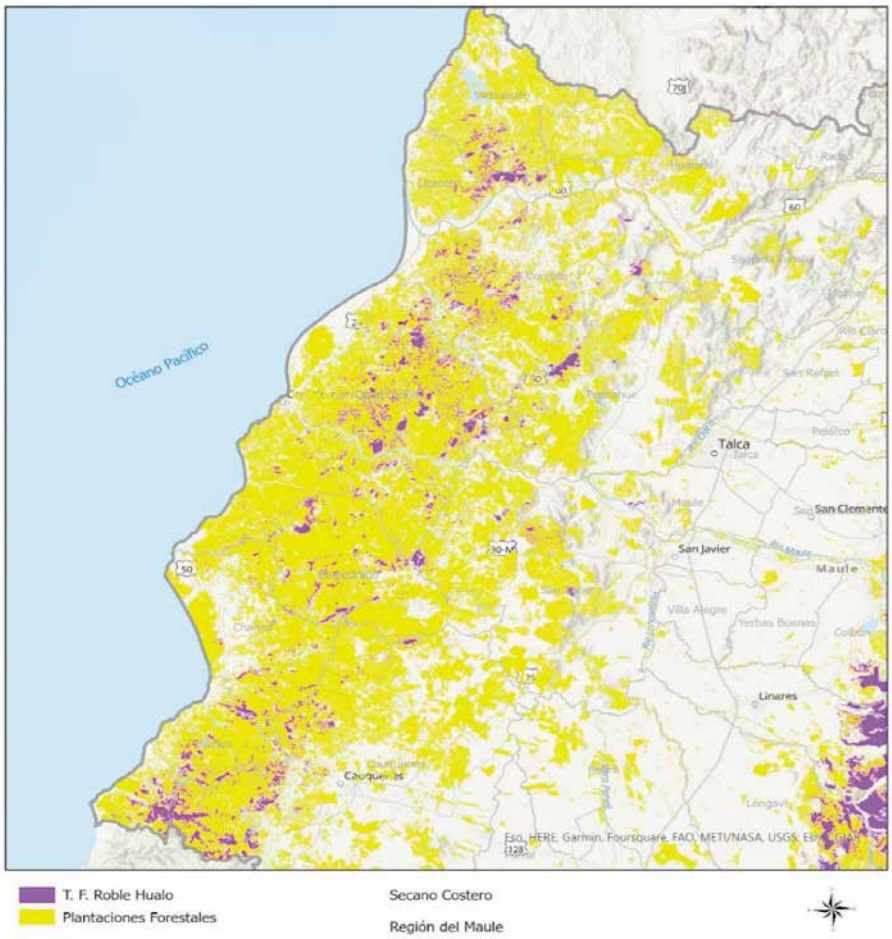
- Subtipo Bosquetes Costeros Septentrionales de Roble o Hualo
- Subtipo Bosques Andinos de Roble de Altura
- Subtipo Bosques de Hualo
- Subtipo Bosquetes de Ruil
- Subtipo Bosques Higrófitos de Quebradas

La superficie total del Tipo Forestal Roble-Hualo (230.879 ha) representa el 1,57% del total de bosque nativo en el país y se concentra en la región del Maule, con una superficie aproximada de 172.737 ha. Históricamente el Tipo Forestal Roble-Hualo ha sufrido una severa intervención antrópica, primero para habilitar terrenos para asentamientos humanos, luego para ser reemplazados por cultivos agrícolas y posteriormente para el cultivo de especies forestales exóticas. Como resultado de lo anterior, lo que en el pasado fue una gran extensión continua de bosques actualmente está reducido a pequeños parches o fragmentos, aislados entre sí (Donoso, 1994). En su distribución a menor altitud en la precordillera de los Andes, el Tipo Forestal ha sido alterado y en general transformado en campos agrícolas.

En general el Tipo Forestal Roble-Hualo se distribuye por ambas cordilleras en gran parte de la región de clima mediterráneo del país.

En la Cordillera de la Costa se encuentra en la parte superior de los cerros, desde los 32º50' S (cerro La Campana) hasta el río Itata (36º30' S). Desde el límite norte hasta el río Mataquito (35° S), el tipo se presenta como bosquetes aislados en las cumbres y laderas o quebradas altas húmedas. En tanto, desde el sur del río Mataquito y hasta el río Itata (36º30' S) el bosque se hace continuo y la especie de mayor importancia relativa pasa a ser el hualo o roble colorado, que constituye bosques casi puros en las laderas de los cerros. El sotobosque está constituido por algunos ejemplares de lingue, radal, avellano, peumo, boldo y litre. En algunas laderas de exposición Sur Oeste, dentro de estos sectores, se encuentran rodales de ruil, otra especie del

género *Nothofagus*. En las quebradas y terrenos húmedos generalmente se desarrollan bosques de tipo más higrófito, donde las especies de mayor importancia son roble o hualle, canelo, olivillo, lingue, huala, mañío y otras.



Estructura BN	Curicó	Talca	Linares	Cauquenes	Total
			(ha)		
Adulto	-	-	9.834,9	-	9.834,9
Adulto-Renoval	638,8	337,0	10.569,6	157,4	11.702,8
Renoval	4.271,7	33.490,9	99.655,2	11.160,8	148.578,6
Achaparrado	39,9		2.580,8	-	2.620,8
Total	4.950,5	33.827,8	122.640,5	11.318,2	172.737,1

Figura 1.1. Estructura y superficie del Tipo Forestal Roble-Hualo, región del Maule.

En la Cordillera de los Andes se ubica entre los 34º30' S y 35º S formando bosquetes sobre los 1.000 m de altura. Al sur de los 35º S y hasta los 36º50' (río Ñuble), los bosques crecen en forma relativamente continua sobre los 400 a 600 msnm (Donoso, 1981).

Figura 1.2. Bosque secundario del Tipo Forestal Roble-Hualo, sector Cordillera de la Costa Cauquenes.

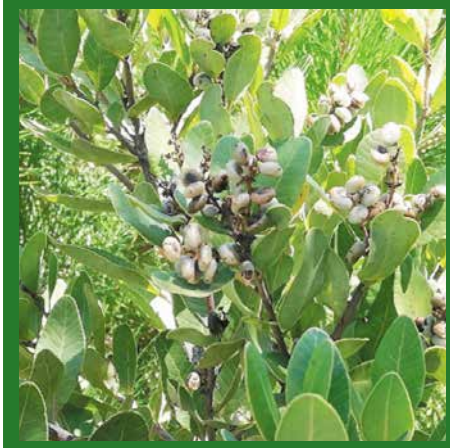
Normalmente el subtipo bosques de hualo corresponde a bosques puros, pero pueden mezclarse en algún grado con roble o formar bosques mixtos de hualo-ciprés en la Cordillera de los Andes. En esta área el subtipo limita hacia las partes altas y exposiciones sur con roble y hacia las tierras bajas de la precordillera con el tipo esclerófilo. Por su parte, en la Cordillera de la Costa se desarrollan entre los 100 y 1.000 msnm en pendientes relativamente fuertes, donde al descender hacia el valle central o hacia la costa se encuentra con el tipo esclerófilo. Los bosques de hualo andino y costeros presentan diferencias: los costeros son bosques densos,

pero de poco diámetro (2.100 arb/ha; DAP promedio 17,5 cm); los bosques andinos de hualo son de menor densidad, pero de mayor tamaño y área basal que los de la costa (500-1.200 arb/ha; DAP promedio 15-44 cm) (Donoso, 1981). La mejor semillación, en cantidad y calidad, ocurre en los bosques costeros (Muñoz *et al.,* 2013).

La discontinuidad espacial de los bosques de roble-hualo determina una amplia diversidad de asociaciones con especies nativas. Las zonas más húmedas caracterizan un bosque mixto junto a roble y huala (híbrido de roble y hualo). Los fondos de los valles andinos pueden presentar un bosque ocasional junto a coigüe y raulí. Las zonas más secas suelen presentar rodales puros de hualo ocasionalmente acompañado de especies endémicas de gran valor paisajístico (Muñoz *et al.,* 2013). Las fotografías siguientes ilustran parte de la gran diversidad florística del Tipo Forestal roble-hualo.

Lomatia dentata

Lomatia hirsuta



Lithraea caustica

Quillaja saponaria

Azara integrifolia

Luma apiculata

Gaulthera insana

Ugni molinae

Sophora macrocarpa

Viola portalesia

Myoschilos oblongum

Senna stipulacea

(Fotografías: Pedro Garrido y José San Martín).

Figura 1.3. Imágenes de algunas especies existentes en el Tipo Forestal Roble-Hualo.

2. ¿POR QUÉ SON IMPORTANTES LOS BOSQUE DE HUALO?

El bosque otorga servicios. Estos servicios corresponden a beneficios para la población que surgen a partir de la existencia del bosque. Los beneficios pueden producirse en distintos ámbitos; ambiental, social y económico.

Ambientalmente los bosques

- Son una fuente de biodiversidad,
- Capturan carbono
- Producen oxígeno y purificación del aire
- Protegen el suelo de la erosión
- Brindan belleza escénica
- Ayudan a regular el clima
- Protegen las fuentes de agua

Socialmente los bosques

- Pueden constituir una fuente laboral, generadora de ingresos para las familias.

Económicamente los bosques

- Pueden generar una gran diversidad de productos madereros y no madereros
- Permiten emprendimientos turísticos o recreacionales (ecoturismo)
- Generan servicios indirectos

Particularmente en las áreas en que se presentan los bosques del Tipo Forestal Roble-Hualo se produce la mayor cantidad de endemismo y ocurrencia de especies leñosas raras y amenazadas de extinción en Chile. Entre ellas destacan el queule, belloto, pitao, ruil, guindo santo y naranjillo.

3. ¿CUÁL ES EL ESTADO ACTUAL DE LOS BOSQUES DE HUALO Y CUÁLES SON LAS AMENAZAS QUE LOS AFECTAN?

Particularmente, el bosque maulino costero ha declinado progresivamente debido a las actividades antrópicas desde el siglo XIX, sufriendo una de las mayores transformaciones de sus paisajes debido al cambio de uso y cobertura del suelo. En el pasado se han perdido y degradado bosques como consecuencia de su sustitución por plantaciones, habilitación de terrenos para ganadería y cultivos agrícolas, así como por la continua explotación para leña y carbón sin criterios de sustentabilidad, y en los últimos años por el devastador efecto de grandes incendios forestales. Como resultado se ha generado una avanzada fragmentación y una progresiva disminución del tamaño de los fragmentos (Arnold *et al.,* 2009; Echeverría *et al.,* 2022), constituyendo en la actualidad un mosaico de parches inmerso en una matriz de plantaciones de pino radiata, y que se encuentra escasamente representado en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (Bustamante *et al.,* 2005).

Es importante indicar que tradicionalmente la forma de explotación de estos bosques ha sido el floreo, por lo que cerca del 85% de su superficie se encuentra en estado de renoval, debido al alto grado de intervención de productores sin conocimiento de las mejores técnicas silviculturales y de manejo, para asegurar la sustentabilidad del recurso. Particularmente la región del Maule, presenta la mayor superficie en esta condición.

El cambio climático ha surgido como una gran preocupación debido a sus grandes efectos sobre los bosques, específicamente por la mayor incidencia de sequía y de temperaturas más cálidas, que provocan mortalidad de árboles y cambios irreversibles en la composición de los bosques. Estos efectos son particularmente adversos en zonas de climas secos y semiáridos como el mediterráneo, donde se desarrollan los bosques de Roble-Hualo.

También vinculado al cambio climático, en las últimos dos décadas ha aumentado la perdida de hábitat como consecuencia de los incendios forestales (González *et al.,* 2011; Úbeda & Sarricolea, 2016). La mayor parte de los incendios forestales tienen un efecto directo sobre las especies amenazadas, sobre todo en aquellas de hábitat restringido (Valencia *et al.,* 2018) como las existentes en los bosques de Roble-Hualo.

Durante el verano de 2017 la región del Maule experimentó incendios de gran extensión e intensidad, que afectaron cerca de 280.000 ha, de las cuales aproximadamente el 11% correspondió a bosques nativos (CONAF, 2017 cit por Echeverría *et al.,* 2022). Tras este devastador episodio, los ecosistemas y especies nativas aumentaron su grado de deterioro, haciendo evidente la necesidad de implementar medidas tendientes a su restauración y recuperación de sus funciones y servicios.

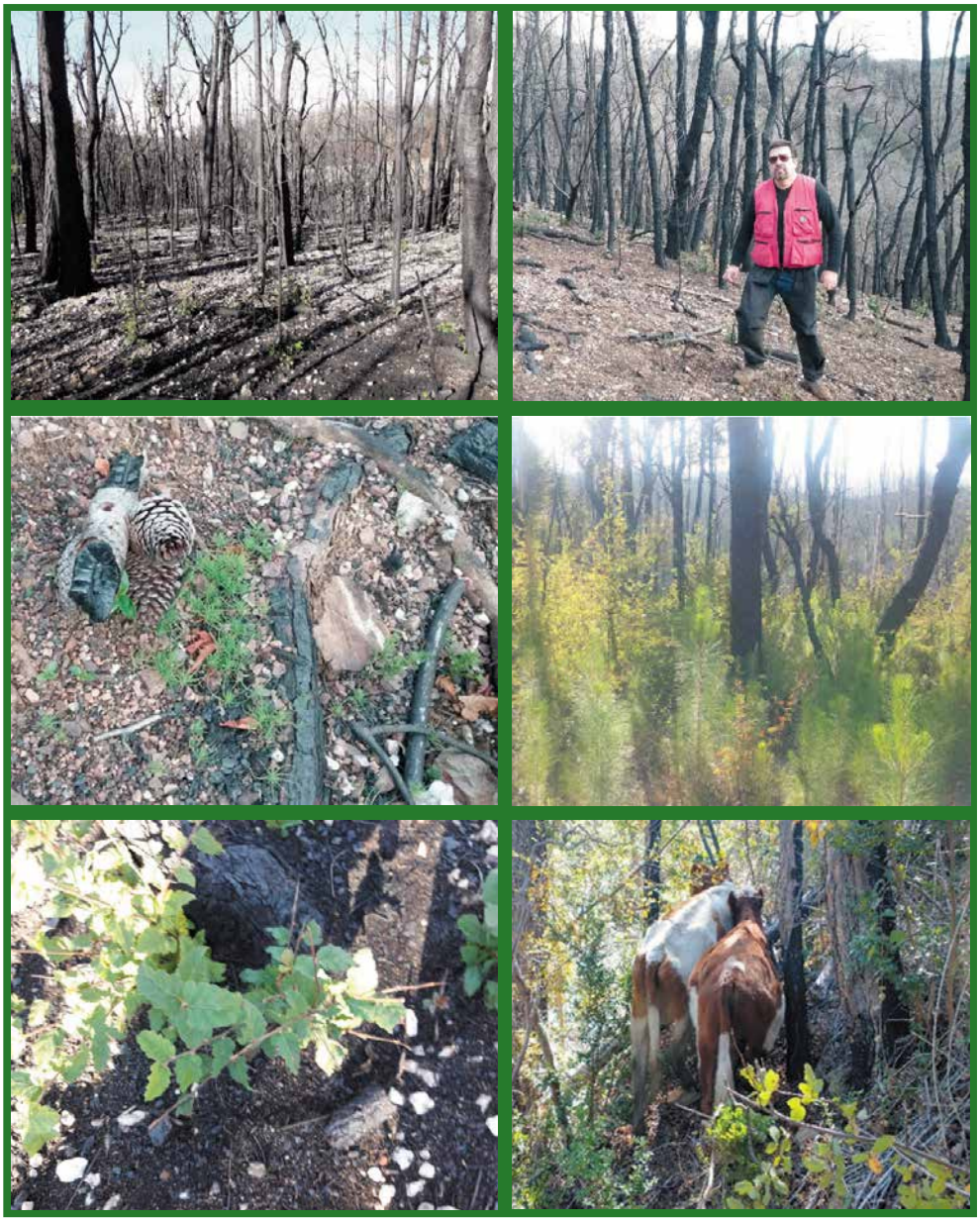


Figura 3.1. Actualmente los principales factores de degradación de Tipo Forestal en el secano costero son los incendios forestales, con el posterior ingreso de especies invasoras exóticas e incorporación de especies nativas del bosque esclerófilo (esclerofilización) y en menor medida el pastoreo, todo ello intensificado por el cambio climático.

En síntesis, la condición actual de los bosques del Tipo Forestal Roble-Hualo en el secano costero de la región del Maule corresponde a la de **bosques degradados**, es decir, bosques que han perdido sus especies nativas características que determinan su buen funcionamiento y continuidad en el tiempo y que han experimentado pérdida de biodiversidad y alteración de su estructura, composición y funcionalidad, lo que motiva una reducción en el flujo de bienes y servicios ecosistémicos (Alexander *et al*., 2011).

4. ¿DE QUE MANERA SE PUEDEN RESTAURAR LOS BOSQUES DE HUALO?

Existen diferentes enfoques para realizar la restauración. Lo primero es saber que la restauración es una intervención humana planificada que busca devolver atributos perdidos al ecosistema o paisaje degradado. Es un proceso cuyo objetivo es recuperar la estructura y funciones que un ecosistema (bosque) ha perdido por disturbios, de forma que pueda recuperar la capacidad de perpetuarse en el tiempo. El ideal es que pueda llegar a la originalidad y salud que tuviera en el pasado, y que idealmente alcance un estado equivalente al de un bosque de referencia que no ha sido perturbado.

De acuerdo con la Sociedad de Restauración Ecológica (SER, 2019), uno de los principales organismos en esta materia, la restauración se trata de un proceso, conformado por un conjunto de actividades emprendidas para acercarse tanto como sea posible a la recuperación del ecosistema dañado. El proceso se inicia con un ecosistema degradado para alcanzar la meta del ecosistema de referencia, que corresponde a una versión no degradada del ecosistema completo, con su flora, fauna, elementos abióticos, funciones, procesos y estados sucesionales que se presentarían en el sitio, si la degradación, daño o destrucción no hubieran ocurrido.

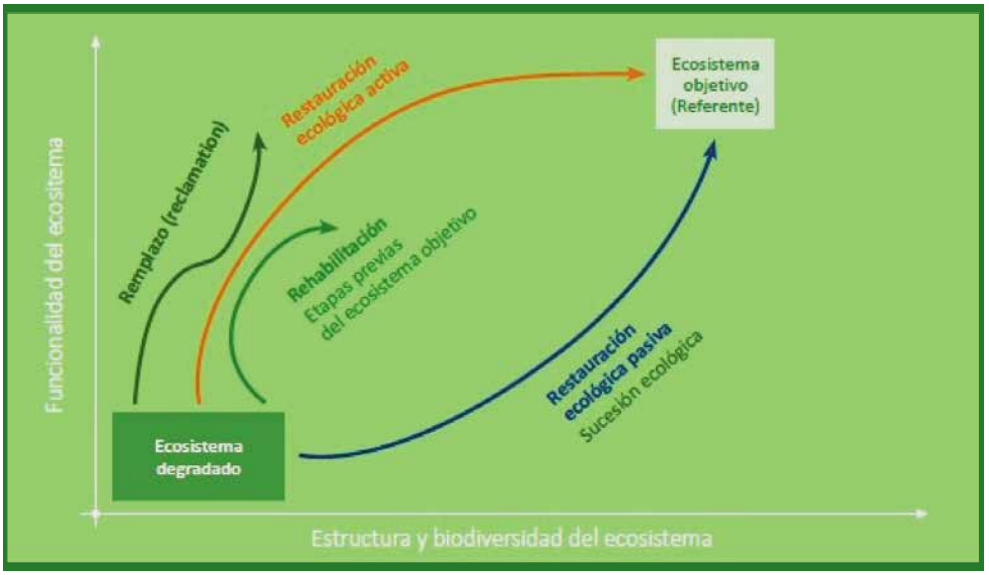


Figura 4.1. Trayectorias en el proceso de restauración de un ecosistema degradado en restauración activa y pasiva (Mola *et al.*, 2018)

Básicamente, existen dos grandes modalidades para restaurar un bosque degradado, conocidas como estrategias pasivas y activas de restauración. Ellas pueden aplicarse por separado o en forma combinada.

La restauración pasiva involucra a aquellas medidas destinadas a prevenir, detener, controlar o modificar los factores de degradación, para facilitar que la biodiversidad y funcionamiento ecológico del bosque se recuperen a partir de los procesos naturales de sucesión y regeneración (Becerra *et al*., 2018). Este enfoque se basa en crear condiciones propicias para que los procesos naturales de regeneración se desarrollen sin intervención, y sean ellos mismos los que recuperen el ecosistema degradado o perturbado. Esta modalidad de restauración requiere que el ecosistema se encuentre en una fase de degradación moderada o que aún conserve atributos de resiliencia para sostener por sí mismo la recuperación (Bannister *et al.,* 2013; Hobbs *et al*., 2009). En esta forma de restauración la expresión *pasiva* no significa que no se intervenga, o que no se haga nada, pues igualmente se debe implementar algunas acciones para favorecer el desarrollo de la regeneración natural, como por ejemplo cercar las áreas a restaurar, o eliminar vegetación invasora que impida el desarrollo de la regeneración natural que se busca promover.

La restauración activa, por su parte, incluye medidas con mayor nivel de intervención del hábitat, normalmente involucra la incorporación por medios artificiales (plantación, siembra) de ejemplares de las especies originalmente constituyentes del bosque y el uso de tratamientos que incrementen la probabilidad de sobrevivencia y establecimiento de tales plantas, como riego, fertilización, protectores individuales, etc. (Becerra *et al*., 2018) Este segundo enfoque es particularmente apropiado cuando el proceso ecológico no se recupera con las medidas pasivas, por cuanto los ecosistemas están muy degradados, no pueden regenerarse solos, su regeneración es muy lenta o se desvía o detiene su dinámica natural. En estos casos es necesario ayudar o asistir al ecosistema para garantizar que se puedan desarrollar procesos de recuperación en sus diferentes fases y superar las barreras que impiden la regeneración.

En el caso de los bosques de hualo quemados en el secano costero de la región del Maule, la experiencia de investigación del proyecto FIBN 002/2018, "Siembra directa: Técnica de recuperación de bosques nativos de roble-hualo" sugiere que un enfoque de restauración pasiva es adecuado y eficiente para lograr su recuperación.

Tal sugerencia es coincidente con un estudio de meta-análisis (Meli *et al*., 2019) que concluye que los ecosistemas boscosos se recuperan con una mínima intervención humana, postulando que la restauración pasiva es una opción viable, menos costosa y alternativa o complementaria a la restauración activa, sugiriéndose esperar unos años, antes de invertir en los esfuerzos de restauración activa.

Figura 4.2. Etapas de avance de la regeneración natural en un proceso de restauración pasiva de bosques quemados de hualo. Obsérvese la proliferación de plantas de pino, que deben ser eliminadas para evitar su competencia con la regeneración del bosque nativo.

5. ¿QUE ACCIONES CONCRETAS SE PUEDEN HACER PARA RESTAURAR BOSQUES DEGRADADOS?

En términos generales existen diversas acciones que se pueden realizar para ayudar a restaurar bosques degradados, tanto en enfoques de restauración activos como pasivos.

Plantación (Reforestación)

Es la acción concreta más común en los enfoques de restauración activa para recuperar la cubierta forestal de un bosque perturbado. Es una técnica que consiste en establecer plantas de las especies principales del ecosistema a restaurar, para ayudar a recuperar las características ecológicas del bosque. La reforestación a largo plazo ayuda a aumentar la biodiversidad, mejorar la calidad del suelo, reducir la erosión y aumentar la captación de carbono, lo cual beneficia enormemente el equilibrio ecológico de una zona, para ello se utiliza plantas de las diversas especies estructurales del bosque base de referencia.

Una variante de la reforestación es la nucleación, técnica que busca simular el proceso de regeneración, plantando especies pioneras en grupos cuyas superficies y distancias están previamente definidas. La distribución espacial de los núcleos se asemeja a parches de vegetación que con el tiempo se interconectan físicamente por recuperación y avance de la vegetación, es decir, por ocurrencia de una revegetación (Gómez-Ruiz & Lindig Cisneros 2017), entendiendo como tal la presencia de plantas que conectan los núcleos, indistintamente si son leñosas o no. Así, la restauración por nucleación intenta homologar un proceso sucesional en el cual la vegetación existente facilita la dispersión de semillas y reclutamiento de nuevos individuos y especies alrededor de puntos focales del paisaje, especialmente en sitios perturbados donde la regeneración natural no ocurre o está muy limitada (Albornoz *et al.,* 2013).

Una de las principales restricciones de la plantación como herramienta de restauración, es que demanda una gran inversión económica.

En cualquier caso, debe tenerse en cuenta que plantar no es restaurar. La restauración, es más que plantar árboles; incluso a veces ni siquiera es necesario hacerlo, pues dependiendo de la magnitud de la degradación y de las características del ecosistema, este puede restaurarse por sí solo. Por lo mismo, la plantación no debe considerarse como un fin en sí mismo, sino como parte de un proceso multidisciplinario que permite lograr objetivos de restauración claramente especificados (Dezzotti, 2021).

Siembra Directa

Una alternativa de restauración activa, que en teoría es más económica y simple que la plantación, es la siembra directa. En esta técnica, las semillas de los árboles se incorporan directamente en el sitio a restaurar, en lugar de trasplantar plantas desde los viveros (Ammer *et al.,* 2002; Ceccon *et al.,* 2016; Meli *et al.,* 2017; Grossnicke & Ivetic, 2017). En este caso se asume que la especie sembrada encuentra las condiciones climáticas y de suelo adecuadas para germinar y establecerse (Ceccon *et al.,* 2016, Martínez-Garza *et al.,* 2022b; Holl, 2023).

A pesar del menor costo que involucra la siembra directa de semillas, varios autores recomiendan su práctica solo como un complemento para otras formas de restauración, pues presenta importantes limitaciones para su aplicación, entre ellas: baja germinación *in situ*, muerte de plantas, consumo de semillas por fauna (e.g. artrópodos, roedores, lagomorfos, aves) y últimamente el calentamiento global que propicia la sequía y la baja cantidad de precipitaciones (Becerra *et al.,* 2018).

Eliminación de Especies Exóticas Invasoras

Las especies exóticas invasoras son aquellas que se introducen o establecen en un ecosistema y que amenazan la diversidad biológica nativa, llegando en algunos casos a ejercer una competencia excluyente con las especies nativas. (Gómez & Hahn, 2017).

La eliminación de estas especies invasoras es una acción concreta que contribuye a la restauración de bosques perturbados o degradados. Su objetivo, es la corta y/o eliminación de las especies no deseadas al interior del sitio a restaurar (MMA, 2020). Es una medida útil para contribuir a la restauración de bosques, por cuanto la recuperación de la vegetación natural en los sitios a restaurar no solo requiere que se reincorporen las especies nativas, sino también que se controle el desarrollo de las especies exóticas no deseadas (Pissolito *et al.,* 2021).

La recolonización post fuego de las leñosas nativas suele ser un proceso lento y azaroso, lo que sumado a la rápida instalación y elevadas tasas de crecimiento de las especies invasoras hacen necesario implementar estrategias de control y remoción de la regeneración de tales exóticas en las áreas que se pretende restaurar.

La proliferación de especies invasoras, específicamente de pino radiata es una de las principales amenazas que enfrentan los bosques de hualo siniestrados en los grandes incendios forestales de 2017 en la costa de la región del Maule. El fuego generó espacios abiertos que dieron la oportunidad de colonización a especies como el pino, que regenera intensamente luego de los incendios, estableciendo cientos de miles de plantas por hectárea (Tejera *et al.,* 2022), de modo que si no se efectúa control temprano puede alcanzar en pocos años varios metros de altura, gran cobertura de copas y desplazar a las especies nativas (Garrido, 2021). Por lo mismo, en algunos lugares solo medidas de manejo oportunas prevendrán la posible invasión de estos ambientes altamente fragmentados y afectados por los incendios.

Particularmente para bosques de roble hualo de la costa del Maule, Promis *et al.* (2019) señalan que, si bien la vegetación en bosques de hualo ha mostrado una buena capacidad de responder después de la ocurrencia de incendios, la invasión de pino radiata podría dominar y transformar estos bosques en la Cordillera de La Costa.

Exclusión de Ganado y Otras Medidas de Restauración Pasiva

La construcción de cercos para la exclusión del ganado del área a restaurar es una de las principales medidas de la llamada restauración pasiva. Con ella se pretende evitar los nocivos efectos del ramoneo y pisoteo de los animales sobre la regeneración que se busca favorecer. La caza y el uso de cebos para el control de ratones exóticos y conejos, así como la construcción de cortafuegos y medidas de prevención y control de incendios forestales son también medidas pasivas que contribuyen a la restauración (Perez & Bown, 2015).

6. ¿COMO PLANTAR PARA RESTAURAR LOS BOSQUES QUEMADOS DE HUALO?

Antes que nada, se debe reconocer que las plantaciones con fines de restauración tienen consideraciones distintas a las de una plantación comercial tradicional. Las plantaciones forestales comerciales consisten normalmente de especies exóticas, y no se pretende que sean autosuficientes durante generaciones, sino que están concebidas para obtener los mejores rendimientos, en una permanencia menor que se extiende solo hasta cumplir su rotación y ser cosechadas. Por el contrario, en la plantación para restauración se espera que esta se consolide como un elemento del ecosistema restaurado, que se regenere naturalmente, se perpetúe y continúe adaptándose y evolucionando como parte de la composición, estructura y función del ecosistema.

Las principales consideraciones para la plantación exitosa de hualo con fines de restauración en zonas mediterráneas con restricción hídrica incluyen la selección de fuentes semilleras ajustadas al clima actual, la aplicación de prácticas culturales en vivero enfocadas a mejorar la calidad de las plantas, y el uso de técnicas de plantación que faciliten el establecimiento inicial de las plantas (Figura 6.1).

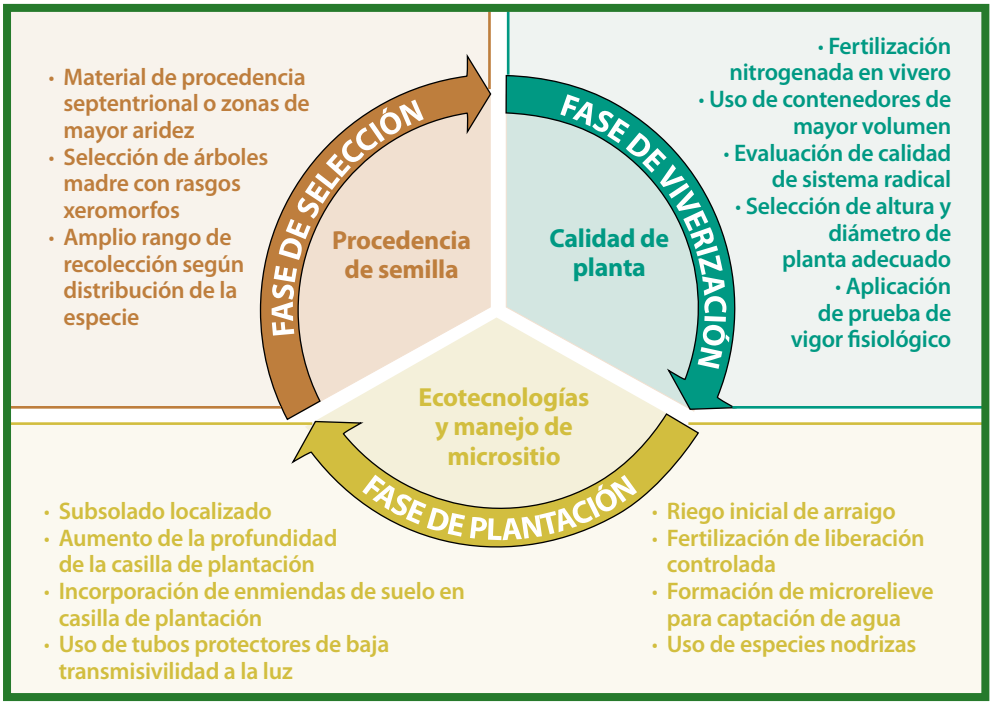


Figura 6.1. Consideraciones para la plantación de especies nativas en la zona mediterránea chilena (Fuente: Rojas-Arévalo *et al*., 2022).

Se Debe Usar Material Genético de Procedencias Adecuadas

Para asegurar el potencial de adaptación en las generaciones futuras, el origen y la diversidad genética de las semillas o plantas es un componente esencial en las iniciativas de restauración. Consecuentemente, la principal consideración a tener en cuenta durante la producción de las plantas es que estas se obtengan a partir de semillas apropiadas, es decir que provengan de un área de características equivalente a las del sitio a restaurar y que representen adecuadamente la diversidad genética de esa área. Como criterio precautorio se suele privilegiar el uso de semillas locales, utilizando como fuente semillera los remanentes del ecosistema degradado o las masas naturales de los alrededores de la futura plantación. Sin embargo, como indica Gutiérrez (2021), en ocasiones esta opción no es conveniente por el extremo empobrecimiento genético de los remanentes locales, o simplemente imposible por su inexistencia. En efecto, hay situaciones en que orígenes foráneos pueden resultar más apropiados, especialmente cuando las poblaciones locales han perdido variabilidad genética y exhiben pérdidas de adaptabilidad que no garantizan su permanencia en el escenario climático proyectado a futuro (Jones & Monaco, 2007; Lowe, 2010).

Obviamente, las consideraciones genéticas no son el único determinante del éxito, pero sin el material genético apropiado, las probabilidades de éxito de la restauración decrecen significativamente.

Se Debe Usar Plantas de Calidad Idónea

El proceso de viverización de plantas de hualo debe generar individuos libres de los siguientes defectos (Quiroz & Gutiérrez, 2014):

- Plantas carentes de yemas susceptibles de producir un brote apical.
- Plantas cuello dañado.
- Plantas con heridas no cicatrizadas.
- Plantas parcial o totalmente desecadas.
- Plantas con graves daños causados por organismos nocivos.
- Plantas con raíces principales intensamente enrolladas o torcidas*.
- Plantas con raíces secundarias ausentes o seriamente amputadas**.
- Plantas con tallos severamente curvados.
- Plantas con ápices caulinares múltiples bajo el 50% de su altura.

Adicionalmente las plantas de hualo para plantación deben cumplir con (Quiroz & Gutiérrez, 2014):

- Ser producidas a raíz cubierta, en contenedor de al menos 130 cc
- No tener más de una temporada en vivero
- Altura de 20-45 cm
- Diámetro de cuello mayor a 3 mm
- Relación diámetro/altura mayor a 1/60
- Presentar un pan de raíces íntegro

Plantas de mayor tamaño y con mayor recarga nutricional obtendrían mejores respuestas al déficit hídrico en campo y alcanzan una sobrevivencia más alta, respecto a plantas de menor tamaño. Por lo mismo, el uso de un contenedor adecuado (de al menos 130 cc) durante el proceso de producción de las plantas es fundamental para promover sistemas radicales de calidad, ya que existe una relación directa entre la longitud y volumen de raíces y la sobrevivencia en campo (Rojas-Arévalo *et al*., 2022).

Las bolsas de polietileno usadas para producción de plantas no son un contenedor apropiado, pues generan deformaciones del sistema radicular haciéndolo menos apto para el establecimiento efectivo de las plantas en terreno.

Durante la viverización y antes de ser despachadas a terreno, las plantas deben haber experimentado un proceso de endurecimiento. Para las plantas de ecosistemas mediterráneos, entre ellas las de hualo, el principal endurecimiento es por estrés hídrico, para aumentar la resistencia a la sequía. Consiste en limitarles el riego para provocar niveles sub letales de estrés, que fomentan los mecanismos de resistencia induciendo a la planta a relocalizar los recursos en el sistema radicular por sobre la parte aérea.

Figura 6.2. Plantas de hualo en distintas etapas del proceso de viverización.

Se Debe Preparar el Sitio de Plantación

Los suelos del secano costero presentan cierto grado de compactación, esta compactación limita el crecimiento radicular y la cantidad de aire y agua de que disponen las raíces, influyendo así en la supervivencia y desarrollo de las plantas. Normalmente se trata de suelos altamente degradados, erosionados y/o con bajos contenidos de materia orgánica, lo que afecta la retención hídrica y la capacidad de desarrollo radicular, y, por consiguiente, el éxito

de las plantaciones de restauración (Rojas-Arévalo et al., 2022). Por lo mismo, la preparación del sitio de plantación juega un papel fundamental en la mejora de la disponibilidad de agua y de las propiedades químicas y mecánicas del suelo, afectando en gran medida la supervivencia de las plantas (Marzo *et al.,* 2015).

Entre las prácticas más comúnmente utilizadas se encuentra el subsolado profundo (Rojas-Arévalo *et al*., 2022). Durante la primera temporada de crecimiento en terreno, el subsolado, como medida de preparación del suelo para plantar hualo, incrementa ligeramente la supervivencia de las plantas con respecto a un testigo sin subsolar (Figura 6.3), aunque no generó diferencias significativas en lo que respecta a crecimiento en altura y diámetro de cuello (Quiroz *et al.,* 2021). No obstante, durante las temporadas siguientes (2da y 3ra) se hace más evidente el positivo efecto del subsolado sobre la supervivencia, el crecimiento en altura y diámetro de cuello (Cuadro 6.1) y también, se observa que existe aproximadamente el doble de plantas de la categoría más vigorosa en el subsolado que en el testigo sin subsolar, en tanto que la cantidad de plantas muertas o de menor vigor, son considerablemente menos en el suelo subsolado (Figura 6.4) (Quiroz y Gutiérrez, 2023, datos sin publicar).

Figura 6.3. Ensayo de preparación de suelo, mostrando hileras de plantación sobre las líneas de subsolado (amarillo) y en entrelineas sin subsolar (celeste).

Cuadro 6.1. Caracterización de plantas de hualo durante su tercera temporada de crecimiento en suelo subsolado y sin subsolar.

Tratamiento del suelo	Supervivencia (%)	Altura (cm)	Diámetro de cuello (mm)
Subsolado	57,1	56,79	10,42
Sin subsolar	44,7	46,59	8,31

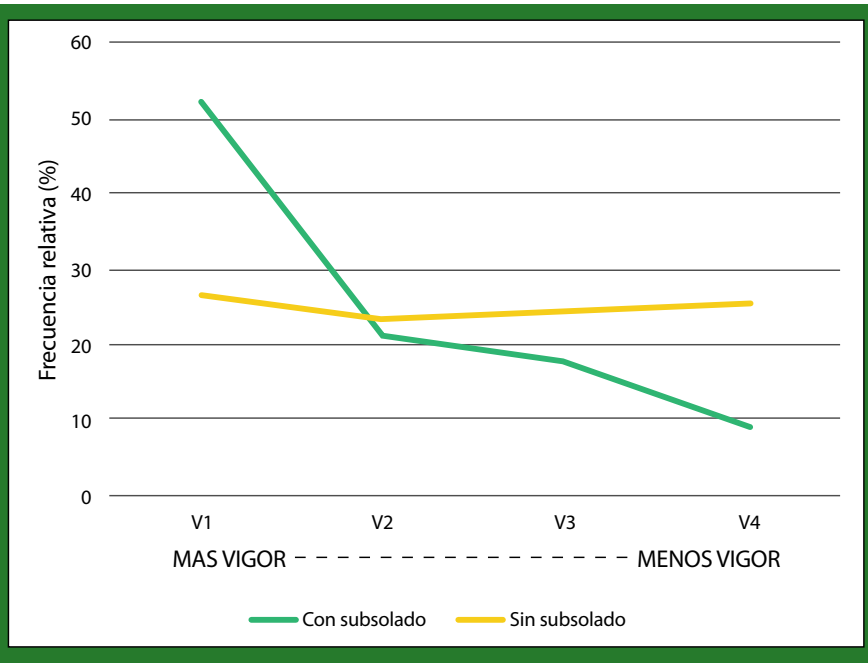


Figura 6.4. Distribución en cuatro categorías cualitativas, de apreciación visual, del vigor y estado general de plantas de hualo de tres temporadas de crecimiento, en suelo subsolado y sin subsolar.

Se Debe Plantar en la Época Adecuada

La plantación debe realizarse en la época en que los suelos presentan un mayor contenido de humedad. Se recomienda realizar la plantación un par de semanas después de comenzada la temporada de lluvias (mayo a junio), o hacia el final de la temporada de heladas en los sitios más fríos (agosto a septiembre).

Se Debe Proteger las Plantas

La plantación debe considerar medidas para reducir la condición de estrés de las plantas. Al respecto, el uso de tubos protectores o sombreaderos ha demostrado ser exitoso para mejorar las condiciones micro ambientales en el entorno inmediato de la planta y también para evitar el ramoneo de la misma.

Existen diversos medios para brindar protección individual a las plantas de hualo. Junto a los *shelters* plásticos comerciales, una opción muy difundida es el uso de protectores artesanales construidos con malla *rashell*. También se usa malla plástica conejera, que no brinda protección ambiental y solo protege contra el corte de plantas efectuado por conejos y liebres.

El protector individual de malla rashell instalado en torno a las plantas, aumenta la supervivencia y mejora la altura de las mismas, aunque al mismo tiempo induce un menor diámetro de cuello que el obtenido por plantas sin malla Quiroz *et al.* (2013). Esta forma de protección resulta favorable para la supervivencia. Las plantas sin malla de protección presentan mayor mortalidad, demostrando la necesidad de su utilización o la búsqueda de semisombra natural, para evitar la insolación directa a las plantas.

La malla es una buena alternativa para aquellos lugares que carecen de vegetación complementaría (Quiroz, 2011). Ella actúa como una barrera física a la radiación, evitando o reduciendo la fotoinhibición, mejorando la disipación de temperatura, el déficit de presión de vapor, concentración de CO_2 y flujos de aire, favoreciendo así la turgencia de los tejidos (Bellot *et al.,* 2002; Cabrera, 2002; Puértolas *et al.,* 2010).

Figura 6.5. Vista general de plantas de hualo protegidas por protectores individuales artesanales confeccionado con malla raschell de 80% de sombreamiento.

Plantaciones de hualo efectuadas en el secano costero de la región del Maule (Figura 6.6), después de un año de crecimiento en terreno, no evidencian efectos del tipo de protección (malla conejera o shelter) sobre el crecimiento en altura y diámetro de cuello de las plantas. Sin embargo, en términos de supervivencia y categoría de vigor de las plantas, los *shelters* resultan más adecuados que la malla conejera, sugiriendo que las plantas demandan un grado de protección mayor, el que puede obedecer a condiciones ambientales más severas o al menor efecto protector del dosel remanente. En este aspecto, la protección brindada por el *shelter* es superior a la de la malla, la cual no brinda sombra ni resguardo contra el efecto desecante del viento.

Figura 6.6. Ubicación aproximada de los ensayos de plantación.

Se Debe Tener en Cuenta la Cobertura del Dosel Residual

Experiencias de plantación efectuadas en este proyecto indican que, independientemente de la estación del año (primavera, verano y otoño), las plantas de hualo establecidas sin la cobertura de un dosel residual presentan una mejor condición que otras establecidas bajo cobertura. Esta situación se manifiesta para el grado de estrés de las plantas y para el vigor de las mismas.

Tales resultados indican que no sería la temperatura ni la insolación la principal causa del estrés experimentado por las plantas, por cuanto la sombra ofrecida por el dosel de

protección, que en teoría reduce la temperatura e insolación, no redujo el nivel de estrés de las plantas, ni mejoró su concentración en las categorías de mayor vigor. La causa más relevante del estrés probablemente obedezca a la competencia por el agua disponible en el suelo, la cual sería principalmente utilizada por los individuos que forman el dosel de cobertura superior, los cuales cuentan con un mayor sistema radicular en relación a la de las plantas recién plantadas y de tal forma limitan su desarrollo.

Esta última hipótesis encuentra respaldo en las conclusiones del informe final del proyecto FIBN 10/2017 (Gajardo *et al.,* 2021), donde tras distintas iniciativas de restauración de bosque maulino costero afectado por incendios**,** se cuestiona la conveniencia de realizar establecimiento de hualo bajo nodrizas, especialmente si existen limitaciones de agua.

Costos de Plantación

De acuerdo a los estándares y rendimientos determinados durante las faenas de plantación efectuadas por el proyecto, el costo de plantar hualo alcanza a 15,90 UTM/ha[1] (Cuadro 6.2).

Cuadro 6.2. Costos de plantación de hualo a razón de 330 pl/ha.

Ítem	Cantidad		Costo		Total	
					($/ha)	(UTM/ha)
Habilitación de terreno	5,6	jorn/ha	60.000	$/jorn	336.000	5,79
Plantas	330	uu/ha	400	$/u	132.000	2,28
Plantación	2,72	jorn/ha	60.000	$/jorn	163.200	2,81
Protectores	330	uu/ha	428	$/u	141.240	2,44
Tutores	330	uu/ha	250	$/u	82.500	1,42
Instalación protectores	1,13	jorn/ha	60.000	$/jorn	67.500	1,16
TOTAL					**922.440**	**15,90**

1 Valores de evaluación efectuada en junio de 2022 (UTM junio 2022: $57.557).

De acuerdo a la experiencia obtenida en este proyecto, los resultados de la plantación de hualo, como medida de restauración asistida de alto nivel de intervención en bosques quemados del secano costero de la región del Maule, presenta un valor práctico secundario en relación a la vigorosa respuesta de regeneración natural que expresa el bosque en los años posteriores al incendio.

7. EN VEZ DE PLANTAR, ¿SE PUEDE USAR LA SIEMBRA DIRECTA PARA RESTAURAR BOSQUES QUEMADOS DE HUALO?

Mediante procedimientos experimentales (evaluación de ensayos) el proyecto concluyó una escasa o nula efectividad de la siembra directa como medida de regeneración de hualo en bosques quemados del secano costero de la región del Maule. En efecto, los resultados de las experiencias de siembra directa, así como antecedentes bibliográficos complementarios, permiten concluir que esta técnica no constituye una herramienta efectiva para la restauración de dichos bosques. El consumo de las semillas por parte de la microfauna silvestre, básicamente roedores nativos y una especie plaga introducida, fue la principal causa que determinó la falta de éxito en la aplicación de siembra directa. Distintas formas de protección de las casillas sembradas y variantes sobre la metodología de siembra (profundidad, época, cantidad de semillas) no resultan efectivas para contrarrestar el efecto de los roedores, en tanto que el control químico de los mismos, no es ambientalmente aconsejable.

Muchos investigadores han cuestionado el valor de la siembra directa para establecer regeneración de diversas especies, principalmente debido a:

- Destrucción de las semillas por predadores
- Baja germinación, debida a condiciones adversas del suelo.
- Perdida por sequía en el verano.
- Incierto éxito del establecimiento de plantas

Una de las causas de fracaso de la siembra directa es la acción de los depredadores de semillas (Smith, 1986) (Figura 7.1), y particularmente en hábitats fragmentados y degradados, como el de los bosques de hualo, la depredación de semillas se incrementa (Donoso *et al.,* 2003). La presencia de fauna depredadora de semillas hace muy inciertos los resultados de las iniciativas de restauración basadas en la siembra directa. En efecto, se reconoce que la depredación de semillas puede tener un impacto especialmente fuerte en el reclutamiento de plantas, de hecho, en estudios con vegetación esclerófila del sureste de Australia se concluye que los depredadores de semillas destruían una media del 95% de las semillas (Andersen, 1989).

Figura 7.1. Restos de semillas de hualo, consumidas por roedores

En el bosque maulino costero existen roedores reconocidos como depredadores de semillas, entre ellos: la rata arborícola chilena, el ratón de cola larga, el ratón lanudo común y el ratón oliváceo (Meserve *et al.,* 1988). Las tres últimas especies, fueron registradas en las parcelas de siembra directa implementadas por este proyecto. Un cuarto roedor nativo sindicado como consumidor de semillas forestales por Bustamante y Vásquez (1995) (ratón orejudo) igualmente fue detectado en las parcelas de siembra. Además de los cuatro ratones nativos, también se detectó a una especie exótica introducida altamente dañina (guarén). La mayor presencia de estos roedores se presentó en la situación sin dosel arbóreo, siendo el ratón oliváceo la especie más frecuente (Figura 7.2).

En bosques caducifolios de roble y hualo (comuna de Pelluhue) se ha encontrado que el nivel de depredación de semillas de ambas especies es más alto en zonas de bordes que en el interior del bosque, y que las semillas grandes (como las de hualo) son más consumidas que las pequeñas. Por otra parte, la depredación, tanto sobre semillas pequeñas como grandes, fue más alta en los bordes que en el interior de fragmentos y de bosques continuos. Esta situación destaca el rol importante que tienen los pequeños mamíferos como depredadores de semillas, especialmente en el contexto de proyectos que consideran esta técnica como una estrategia para la recuperación de bosques quemados.

Abrothrix longipilis (ratón bicolor o lanudo común)

Phyllotis darwini (Ratón orejudo de Darwin)

Oligoryzomys longicaudatus (Ratón de cola larga)

Abrothrix olivaceus (ratón oliváceo)

Rattus norvegicus (Guarén)

Figura 7.2. Roedores identificados en las parcelas de siembra del proyecto.

Existe bibliografía y antecedentes que dan cuenta de la acción de depredadores de semillas en hualo y de numerosas otras especies forestales nativas y exóticas. De la misma forma hay estudios de meta análisis que confirman la baja efectividad de la siembra directa como herramienta biológicamente viable para la restauración de ecosistemas forestales. Sobre este particular, Ceccon *et al.* (2016) señalan que en general los intentos de restauración mediante la técnica de siembra directa fueron relativamente infructuosos en términos de germinación de semillas y probabilidad de éxito de las plantas.

Las bajas tasas de germinación y éxito en la restauración por siembra directa pueden implicar una pérdida considerable de la inversión inicial, en labores como la recolección y limpieza de semillas, el tratamiento pre germinativo, la preparación del terreno y la siembra en campo. Estos gastos iniciales también están presentes en la restauración mediante plantación; sin embargo, se produce una supervivencia considerablemente mayor en la restauración mediante plantación en lugar de la siembra directa (Ceccon *et al.,* 2016).

8. LOS BOSQUE QUEMADOS DE HUALO, ¿SE PUEDEN RECUPERAR SOLOS, SIN AYUDA?

Hay que reconocer que la recuperación de la vegetación nativa post-incendio depende de muchos factores y tiene resultados variables. En alguna medida el bosque desarrolla respuestas de recuperación, pero normalmente requiere de algunas medidas de apoyo para facilitar su restauración hacia una condición similar a la que exhibía antes del incendio. Estas medidas pueden ser de distinta intensidad de intervención (restauración activa o pasiva) y en ocasiones, cuando la regeneración natural del bosque quemado es abundante y diversa, la ayuda requerida puede ser bastante simple.

En ese sentido, un factor importante para la supervivencia y regeneración post incendio, sin mayor asistencia humana, es la capacidad de las especies originales para germinar o rebrotar vegetativamente desde raíces o tocones. También es relevante para el establecimiento de vegetación, la cercanía a fuentes de propágulos del área incendiada, las condiciones abióticas del área quemada (clima, posición topográfica, variables edáficas) y las condiciones bióticas resultantes del incendio que influyan en la regeneración (cobertura vegetal, herbívoros, plantas competidoras). Respecto de las plantas competidoras, se debe tener en cuenta que los incendios no solo reducen la abundancia de vegetación nativa, sino que también favorecen la invasión de especies exóticas (Becerra *et al*., 2022).

En el caso de los bosques de hualo quemados en los incendios del 2017 en el secano costero de la región del Maule, este proyecto constató que la respuesta regenerativa del bosque fue vigorosa y con una considerable riqueza de especies (111 especies), pero que también lo fue la invasión de plantas de pino radiata. Se destaca que la mayor parte de las especies leñosas son propias del bosque, indicando que en los sitios permanecen estructuras con capacidad de rebrotes como raíces, yemas proventicias y lignotúberes, que después del incendio les permiten rebrotar y recolonizar el espacio en la medida que se controle la invasión de pino radiata y la presencia de ganado en el área a restaurar.

La respuesta de la flora post incendio consistió preferentemente en la regeneración vegetativa de un importante conjunto de especies leñosas, con una vigorosa rebrotación tanto basal como aérea (de copa) en hualo y rebrotes basales en especies arbustivas, los que aportan importantes niveles de cobertura (Figura 8.1).

Figura 8.1. Fotografías de referencia del estado de la cobertura vegetal 2 años post incendio.

Otros estudios efectuados en rodales de bosque maulino costero después de los incendios forestales del año 2017 coinciden con estas apreciaciones:

- En uno se evidenció un efectivo recubrimiento vegetal de todos los rodales de bosque nativo y una rápida revegetación de las zonas fuertemente afectadas por el incendio, lo que permitió el establecimiento de una cubierta vegetal de similares características para el 87,2% de la superficie de bosque nativo quemada, detectándose como amenaza crítica la invasión de pino radiata (Leal, 2020).

- En otro existió una rápida, diversa y abundante regeneración vegetativa de la cobertura leñosa y herbácea después del incendio (la regeneración desde semilla, también estuvo presente, pero fue menor en riqueza y densidad). Aquí se sugiere que la vegetación leñosa se recupera rápidamente después de incendios, proponiéndose que la restauración post-incendio en Chile central debe basarse principalmente en estrategias pasivas, aunque se requiere enriquecimiento en sitios abiertos sin rebrote vegetativo (Becerra *et al*., 2022).

En el caso de los bosques de hualo con abundante regeneración post incendio (Figura 8.2), la restauración puede basarse en esa regeneración, sin embargo, deberá controlarse la proliferación de plantas de pino y el efecto nocivo del ganado en el área a restaurar, factores que constituyen las principales amenazas que condicionan el éxito de la regeneración natural de estos bosques. En este contexto, medidas tendientes a excluir el ingreso de animales y fundamentalmente a eliminar la invasiva regeneración de pino radiata, resultan adecuadas y fundamentales para apoyar la restauración sin mayor necesidad de efectuar siembras o plantaciones.

Figura 8.2. Vistas de la profusa regeneración natural de árboles arbustos y hierbas post incendio en bosques de hualo costero del área de estudio en la región del Maule.

Eliminación de Plantas de Pino

La adopción temprana de acciones de manejo que minimicen las probabilidades de consolidación de la invasión de pino, efectuando control de la manera más temprana posible, es una medida fundamental (MMA, 2020) por cuanto el rápido crecimiento de los pinos en condiciones de invasión se controla más efectivamente cuando se eliminan sus plantas tempranamente para evitar su competencia con la regeneración nativa (Pissolito *et al.,* 2021).

Durante la primera temporada, las plantas de pino se pueden arrancar manualmente con facilidad, pero a partir de la segunda temporada será necesario utilizar medios mecánicos o herramientas de corte, o bien herbicidas para su control (Peña, 2017). Para eliminar la regeneración de pino formada por individuos con DAP inferior a 5 centímetros ha sido común utilizar técnicas mecánicas, como la remoción manual utilizando herramientas menores como rozón, hacha o desbrozadora. Sin embargo, dependiendo de la magnitud de la invasión, podría no ser una alternativa factible. Para individuos mayores a 5 cm de diámetro fustal se utiliza motosierra y se ha propuesto el anillamiento, aunque este último no parece ser una técnica suficientemente eficiente (Soto, 2021).

Figura 8.3. Eliminación de regeneración de pino radiata, que dificulta y compromete la restauración de las especies originales que conforman el bosque maulino.

Los métodos químicos, como el uso de herbicidas, son los más utilizados a nivel mundial. En cualquier caso, el control químico involucra un desafío ambiental por cuanto puede producir efectos indeseados en otros componentes del ecosistema a restaurar, de modo que su uso se justifica preferentemente cuando las especies invasoras presentan dominancia dentro del paisaje (Soto, 2021).

Investigación para erradicar árboles de pino adulto que invaden relictos del bosque maulino, de una forma eficiente y de mínimo impacto ambiental, fue efectuada por el proyecto FIBN 018/2018 "Técnicas innovadoras de control de *Pinus radiata* en bosques de *Nothofagus* de la región del Maule: buscando soluciones económico-ambientales factibles". Esa iniciativa determinó que la aplicación de una dosis mínima de un herbicida de la familia de las sulfonilureas, a través de una perforación en el fuste, permite eliminar pinos adultos en pocos meses, sin afectar el crecimiento y desarrollo de la regeneración nativa ni las funciones ecológicas de los ecosistemas estudiados. Mediante tal procedimiento, el árbol tratado se deseca y pierde el 75% de su peso en un período de tres a seis meses, lo que favorece una caída al suelo más liviana y sin dañar las especies nativas que lo rodean, las que ocuparán el espacio que tenía el árbol invasor controlado, contribuyendo así a recuperar el ecosistema original.

Aspectos clave para controlar la invasión de pino en los bosques de hualo a restaurar (Fernández *et al*., 2010):

- Eliminar toda fuente de propágulos (semillas) de pino tanto en el área restaurar como en los alrededores.
- Disminuir las zonas abiertas que potencialmente pueden ser colonizadas por especies indeseables.
- Actuar prontamente antes que se vuelva un problema incontrolable.
- Evitar medidas que causen mayores disturbios al sitio, intentando minimizar el uso de herbicidas y prefiriendo otras opciones cuando sea posible.

Exclusión del Ganado

La herbivoría ha sido documentada como uno de los factores con mayor impacto negativo en los proyectos de restauración. La herbivoría puede ser causada por fauna silvestre y por ganado doméstico, siendo este último el más dañino en la restauración de los bosques de hualo.

Después de un incendio, las especies como el hualo pueden colonizar el área afectada, sin embargo, el exceso de ganadería puede comprometer su establecimiento y desarrollo, dado que en general las especies de *Nothofagus* son palatables para el ganado. Así, la alta presión ejercida por el ganado doméstico durante la regeneración temprana post-fuego puede impedir localmente la regeneración de las especies leñosas del bosque, transformándolo en una estepa degradada con abundantes especies exóticas.

Para evitar el efecto negativo de la herbivoría sobre la regeneración del bosque quemado, se puede utilizar algún tipo de exclusión de herbívoros. Lo más adecuado para esta situación es la exclusión global mediante un cerco o cierre perimetral compuesto generalmente por postes y alambre de púas, que impida el ingreso del ganado.

9. LA COMUNIDAD RURAL, ¿PUEDE PARTICIPAR EN LA RESTAURACIÓN DE LOS BOSQUE QUEMADOS DE HUALO?

Frecuentemente se enfatiza la importancia y conveniencia de involucrar a las comunidades locales en las iniciativas de restauración, argumentando que serían el grupo idóneo para llevar adelante y sostener la restauración en el tiempo, por cuanto constituirían actores interesados, afectados por la situación actual del bosque degradado y, a su vez, los principales beneficiados con la recuperación de los productos y servicios del ecosistema a restaurar. Aun así, es menos común analizar y reconocer las limitaciones y restricciones estructurales en que se desenvuelven esas comunidades. Tampoco parece analizarse objetiva y críticamente la efectividad de los métodos comúnmente utilizados para motivar, instruir y convocar a las comunidades a participar activa y comprometidamente en los proyectos de restauración que les sean atingentes.

En la práctica, las comunidades rurales locales no han sido un actor relevante en la restauración de los bosques de hualo y en otros de similares condiciones (Roulier *et al*., 2020, Martínez-Garza *et al*., 2022a).

Limitaciones Sociales

En cuanto a las limitaciones sociales, el bajo grado de vinculación social se traduce en una falta de comunicación y participación que deriva en un deterioro de la organización comunitaria. Entre las principales limitaciones socioeconómicas para los proyectos de restauración se indican los siguientes:

- La población rural aledaña a los bosques es escasa y sin dependencia directa de los servicios ni beneficios ecosistémicos.
- La eventual población rural residente se concentra en grupos etarios mayores, frecuentemente incapacitados para labores forestales o rurales.
- Las generaciones jóvenes no cuentan con incentivos económicos que estimulen su participación en la recuperación del bosque nativo, por lo que migran a centros urbanos.
- Las comunidades locales experimentan desapego y falta de identidad cultural con los recursos naturales, debido a su marginación en el uso de bienes y productos del bosque, lo que en definitiva incide en su falta de compromiso con la restauración

- La comunidad percibe que dedicarse a la restauración equivale a trabajar en algo que no les pertenece, dado que no recuperan la propiedad ni tampoco el bosque.
- La comunidad percibe que los resultados y beneficios de la restauración (principalmente reforestación) son a muy largo plazo y que ellos no alcanzarán a verlos materializados.
- En la mayor parte de los casos, el involucramiento de las comunidades locales en la restauración obedece a una relación utilitaria, es decir, pueden participar en la medida que les reporta beneficios directos y tangibles en el corto plazo, dadas sus necesidades básicas que son apremiantes
- Existe una brecha cultural entre los especialistas y la eventual población campesina local que debe ser superada.
- Bajo nivel de tenencia de la tierra (sucesiones) y predominio de pequeña superficie.
- Escaso vinculo social entre los grupos familiares o vecindarios.

Limitaciones Ecológicas

La recuperación de los bosques nativos se ve enfrentada a diversos factores que generan restricciones que complejizan el desarrollo del ecosistema.

- Incendios forestales cada vez más recurrentes y agresivos, que afectan el patrimonio forestal, maquinarias, equipos, insumos e infraestructura.
- Fragmentación y reducción de la superficie del bosque nativo, lo que dificulta la recuperación de su composición, estructura, funcionalidad e integridad ecológica, volviendo a estos remanentes muy susceptibles a disturbios estocásticos como incendios forestales u otros.
- Invasiones biológicas de especies arbóreas introducidas, que afectan el bosque nativo y los cultivos aledaños, siendo un proceso agresivo y extensivo en aquellas áreas de bosques remanentes que están inmersos en una matriz productiva. Los fragmentos y poblaciones pequeñas tienen un alto riesgo de desaparecer,
- Diversos niveles de erosión y déficit de nutrientes en suelos a causa de una sobreexplotación histórica, pero también reciente. A diferencia de otros componentes naturales como la vegetación, la recuperación de las características físicas, químicas y biológicas del suelo es un proceso lento que puede demorar muchas décadas.
- Acción de herbivoría en plantas y semillas por acción de ganado y fauna silvestre. El ganado es un factor de alteración de la dinámica de la vegetación (reclutamiento

y sobrevivencia de plantas) presente en toda el área de distribución del bosque de roble-hualo. Mientras, lagomorfos como conejos y liebres, se han visto favorecidos por los incendios forestales, al disminuir la cobertura arbórea y generar espacios abiertos con crecimiento de herbáceas

- Cambio climático que afecta la temperatura (aumento) y el régimen hídrico con disminución de las precipitaciones.
- Falta de conocimiento de ecología y técnicas de conservación y restauración.

REFERENCIAS

Albornoz, F.E., Gaxiola, A., Seaman, B.J., Pugnaire, F.I. & Armesto, J.J. (2013). Nucleation-driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest. Plant Ecol., 2013. 214:765-776. *https://doi.org/10.1007/s11258-013-0206-x*

Alexander, S., Nelson, C.R., Aronson, J., Lamb, D., Cliquet, A., Erwin, K.L., Finlayson, C.M. *et al*. (2011). Opportunities and Challenges for Ecological Restoration within REDD+. Restoration Ecology, 19(6): 683-689. *https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00822.x*

Ammer, C., Mosandl, R. & Kateb, H. (2002). Direct seeding of Beech (*Fagus sylvatica* L.) in Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands effects of canopy density and fine root biomass on seed germination. For. Ecol. Management, N° 159. Pp: 59–72. *https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00710-1*

Andersen, A.N. (1989). How important is seed predation to recruitment in stable populations of long-lived perennials? Oecologia, N° 81. Pp: 310–315. *https://doi.org/10.1007/BF00377076*

Arnold, F., Sepúlveda, C., San Martín, J., Boshier, D., Peñalillo, P., Lander, T., Garrido, P. *et al*. (2009). Propuesta de una estrategia de conservación para los bosques nativos de la subregión costera del Maule. Aporte a la Política Regional de Biodiversidad en la Región del Maule. Talca, Chile. 96 p.

Bannister J.R., González, M.E., Little, Ch., Gutiérrez, A.G., Donoso, P.J., Mujica, R., Müller-Using, S. *et al*. (2013). Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. Revista Bosque Nativo, N° 52. Pp: 35-43.

Becerra, P., Figueroa, C. & Meza, A. (2022). Dinámica post-incendio de la vegetación en la localidad de Rastrojos, Chile central. Gayana Bot., 79(1): 10-26. *https://doi.org/10.4067/S0717-66432022000100010*

Becerra, P., Smith, C. & Arellano, E. (2018). Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile central. Santiago, Chile.

Bellot, J., Ortíz de Urbina, J., Bonet, A. & Sánchez, J. (2002). The effects of tree shelters on the growth of *Quercus coccifera* L. seedlings in a semiarid environment. Forestry, 75(1): 89-106. *https://doi.org/10.1093/forestry/75.1.89*

Bustamante, R. & Vasquez, R. (1995). Granivoría en *Cryptocarya Alba* (Mol.) Looser (*Lauraceae*): los efectos del tipo de hábitat y la densidad de semillas. Revista Chilena de Historia Natural, N° 68. Pp: 117- 122.

Bustamante, R., Simonetti, J., Grez, A. & San Martín, J. (2005). Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. En: Smith, C. Armesto, J. & Valdovinos, C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Pp: 529-539.

Cabrera, H. (2002). Respuestas ecofisiológicas de plantas en ecosistemas de zonas con clima mediterráneo y ambientes de alta montaña. Revista Chilena de Historia Natural, N° 75. Pp: 625-637. *https://doi.org/10.4067/S0716-078X2002000300013*

Ceccon, E., González, E. & Martorell, C. (2016). Is Direct Seeding a Biologically Viable Strategy for Restoring Forest Ecosystems? Evidences from a Meta-analysis. Land degradation & Development, N° 27. Pp: 511-520. *https://doi.org/10.1002/ldr.2421*

Dezzotti, A. (2021). La plantación y la restauración forestal: cuando la protección del bosque ya no alcanza. En: Argentina Forestal. *https://www.argentinaforestal.com/2021/11/19/la-plantacion-y-la-restauracion-forestal/*. Consulta: enero, 2023.

Donoso, C. (1981). Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Documento de Trabajo N° 38. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF, PNUD-FAO) (Publicación FAO Chile).

Donoso, D., Grez, A. & Simonetti, J. (2003). Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. Biological Conservation, 115 (2003) 63–70. *https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00094-6*

Echeverría, C., Fuentes, R., Herrera, A., McBreen, J., Aguayo, M., Engler, A., De la Barrera, F. *et al.,* (2022). Oportunidades para la restauración de la integridad ecológica y bienestar humano en el paisaje costero de la región del Maule. En: San Martín, J. (Ed). Los bosques relictos de ruil: ecología, biodiversidad, conservación y restauración. ISBN 78-956-410-577-2. Capítulo 5.3. Pp: 495-511.

Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M. & Montenegro, G. (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Universidad Católica de Chile - Corporación Nacional Forestal. Santiago. 162 p.

Gajardo, J., Ormazábal, Y., Yáñez, M., Gómez, P., Garrido, P., Hahn, S., Mora, M. & Carrasco, M. (2021). Informe final del proyecto FIBN 10/2017. Datos y técnicas de teledetección para la restauración ecológica de los bosques nativos degradados por incendios forestales. Talca, Chile. 127 p.

Garrido, P. (2021). Acciones para fomentar la Integridad Ecológica en la Localidad de Rastrojo". Parcela Piloto en un área afectada por incendios forestales, en el contexto del proyecto "Piloto de Innovación Territorial en Restauración Post Incendio para la Región del Maule 2017-2020" (PYT-2017-0733). Talca. 73 p.

Gómez, P. & Hahn, S. (2017). Regeneración post incendio de plantas leñosas en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don, zona costera, Región del Maule, Chile central. Gayana Botánica, 74(2): 302-306. *https://doi.org/10.4067/S0717-66432017000200302*

Gómez-Ruiz, P. & Lindig-Cisneros, R. (2017). La restauración ecológica clásica y los retos de la actualidad: La migración asistida como estrategia de adaptación al cambio climático. *https://doi.org/10.15359/rca.51-2.2*

González, M., Lara, A., Urrutia, R. & Bosnich, J. (2011). Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33º-42ºS). Bosque, 32(3): 215-219, *https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000300002*

Grossnickle, S.C. & Ivetic, V. (2017). Direct Seeding in Reforestation – A Field Performance Review. Reforesta, N° 4. Pp: 94-142. *https://doi.org/10.21750/REFOR.4.07.46*

Gutiérrez, B. (2021). Consideraciones genéticas para la obtención de semillas y viverización de plantas para restauración. En: Ipinza, R. Gutiérrez, B. Molina, M. & Barros, S. (Eds). Buenas prácticas y consideraciones genéticas para recuperación de bosques nativos degradados. Instituto Forestal- Fondo Investigación del Bosque Nativo. Capítulo 9. Pp: 221-237. *https://doi.org/10.52904/20.500.12220/31302*

Hobbs, R.J., Higgs, E. & Harris, J.A. (2009). Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. Trends in Ecology & Evolution 24:599-605.

Holl, K. (2023). Introducción a la Restauración Ecologica. CopIt-arXives Publishing Open Access with an Open Mind. Mexico. 198 p.

Jones, T. & Monaco, T.A. (2007). Restoration Practitioner´s Guide to the Restoration Gene Pool Concept. Ecological Restoration, 25(1): 12-19. *https://doi.org/10.3368/er.25.1.12*

Leal, C. (2020). Composición y estructura del bosque maulino costero posterior al incendio de "Las Máquinas" 2017. Memoria para optar al título de Ingeniero en recursos naturales renovables. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. Santiago. 65 p.

Lowe, A. J. (2010). Composite provenancing of seed for restoration: progressing the 'local is best' paradigm for seed sourcing. In: Paton, D. & O'Connor, J. (Compilers). The State of Australia's Birds 2009: restoring woodland habitats for birds. Supplement to Wingspan 20(1) March.

Martínez-Garza, C., Ceccon, E. & Toribio, M. (2022a). Limitaciones ecológicas y sociales para la restauración de la selva seca mexicana. Sustainibility (Sostenibilidad) N° 14. Pp: 1-32. *https:// doi.org/10.3390/ su14073793*

Martínez-Garza, C., Campos-Alves, J., Valenzuela-Calván, C., Alba-García, L. & Nicolás-García, A. (2022b). Siembra directa de árboles nativos para la restauración de la selva estacionalmente seca. Acta Botánica Mexicana, 129: e1917. *https://doi.org/10.21829/abm129.2022.1917*

Marzo, A., Herreros, R. & Zreik, Ch. (Eds). (2015). Guía de buenas prácticas de restauración en hábitats mediterráneos. Ecoplantmed, ENPI, CBC-MED.

Meli, P., Holl, K.D., Rey Benayas, J.M., Jones, H.P., Jones, P.C., Montoya, D. *et al.* (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368*

Meserve, P.L., Lang, B.K. & Patterson, B.D. (1988). Trophic relationships of small mammals in a Chilean temperate rainforest. Journal of Mammalogy, N° 69. Pp: 721–730. *https://doi.org/10.2307/1381627*

MMA (2020). Manual de técnicas básicas de restauración de ecosistemas forestales a escala de paisaje. (Ministerio del Medio Ambiente, Seremía Biobío). Chile. 155 p.

Mola, I., Sopeña, A. & de Torre, R. (Eds). (2018). Guía Práctica de Restauración Ecológica. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 77 p. En: *https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/ content/guia-practica-de-restauracion-ecológica*

Muñoz, F., Muñoz, C., Uribe, M., Martín, M., Molina, J., Herrera, M. *et al.* (2013). Composición, estructura y diversidad de poblaciones de *Nothofagus glauca* ubicadas en la zona mediterránea de Chile. Gayana Botánica, 70(1): 82-91. *https://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100009*

Peña, E. (2017). Algunas consideraciones para la protección del suelo post incendio forestal. Mundo Forestal N° 32. Pp: 32-41.

Pérez, F. & Bown, H. (Eds). (2015). Guía para la restauración de los ecosistemas andinos de Santiago. Santiago, Universidad de Chile-CONAF. 115 p.

Pissolito, C., Arpigiani, D., Bianchi, E., Fernández, E., Franzese, J., Guerrido, C., Gobbi, M. *et al.* (2021). Manual breve para la restauración de bosques post incendios en la Comarca Andina del Paralelo 42. 1ra edición ilustrada. El Bolsón, Argentina. 56 p.

Promis, A., Olivares, S., Acuña S. & Cruz, G. (2019). Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio forestal denominado "Las Máquinas" en la región del Maule, Chile. Gayana Botánica, 76(2): 257-262. *https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432019000200257*

Puértolas, J., Oliet, J., Jacobs, D., Benito, L. & Peñuelas, J. (2010). Light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under mediterranean climates?. Forest Ecology and Management, N° 260. Pp: 610-617. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.017*

Quiroz, I. & Gutiérrez, B. (2014). Propuesta reglamento para semillas y plantas forestales. Instituto Forestal. Concepción, Chile. 74 p. *https://doi.org/10.52904/20.500.12220/20594*

Quiroz, I., Gutiérrez, B., Magni, C., Faúndez, A., Martínez, E., Espinoza, S. & Yáñez, M. (2021). Técnicas de Conservación de Hualo en el Secano Costero en Comunidades Boscosas Mediterráneas. Informe Técnico Anual Ensayos Experimentales. Contrato de Desempeño INFOR-Subsecretaría de Agricultura. (Informe interno no publicado). Diciembre 2021. 32 p.

Quiroz, I., Hernández, A. & Pincheira, M. (2013). Restauración ecológica en la zona central de Chile: Técnicas silvícolas para la supervivencia y crecimiento de ruil - hualo y peumo bajo condiciones de estrés hídrico. Chile Forestal, N°363. Pp: 50-53.

Rojas-Arévalo, N., Ovalle, J. & Arellano, E. (Eds). (2022). Técnicas costo-efectivas para la reducción del estrés hídrico en procesos de restauración del bosque esclerófilo. Pontificia Universidad Católica de Chile. 58 p.

Roulier, C., Anderson, Ch., Ballart, S. & Nielsen, N. (2020). Estudios sociales y sociológicos sobre restauración ecológica: una revisión de la literatura a escala global e iberoamericana. Ecología Austral, N° 30. Pp: 19-32. Asociación Argentina de Ecología. *https://doi.org/10.25260/EA.20.30.1.0.940*

SER. (2019). What is ecological restoration?. Society for Ecological Restoration. *https://www.ser.org/resources/what-is-ecological-restoration*

Smith, D. M. (1986). The Practice of Silviculture. 8th edition. John Wiley. New York.

Soto, L. (2021). Invasión de *Pinus radiata* en la Reserva Nacional Los Ruíles y su control: efecto en la actividad biológica del suelo. Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Santiago. 58 p.

Tejera, L., Martín, H. & Salvador, G. (2022). Manejo de la regeneración post incendio de pino radiata. Forestal, N° 34. Pp: 144-149.

Úbeda, X. & Sarricolea, P. (2016). Wildfires in Chile: A review. Global and Planetary Change, N° 146. Pp: 152–161. *https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.10.004*

Valencia, D., Saavedra J., Brull, J. & Santelices, R. (2016). Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. Gayana Bot., 75(1): 531-534. *http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100531.*

Yudelevich, M., Brown, Ch., Calderón, S. & Elgueta, H. (1967). Clasificación preliminar del bosque nativo de Chile. Instituto Forestal. Informe Técnico N° 27. Santiago. *https://doi.org/10.52904/20.500.12220/6518*

INFOR

www.infor.cl