Manual
N° 63

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y PARTICIPACIÓN COMUNITARIA EN BOSQUES DE ROBLE-HUALO DEL SECANO COSTERO DE LA REGIÓN DEL MAULE

Ministerio de Agricultura
Gobierno de Chile
conaf
Fondo de Investigación del Bosque Nativo
INFOR

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

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y PARTICIPACIÓN COMUNITARIA EN BOSQUES DE ROBLE-HUALO DEL SECANO COSTERO DE LA REGIÓN DEL MAULE

Editores

Iván Quiroz Marchant[1], Braulio Gutiérrez Caro[1], Pedro Garrido Vásquez[2], José San Martín Acevedo[2] y 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° 978-956-318-256-9 Versión Impresa
ISBN N° 978-956-318-257-6 Versión Digital
Registro Propiedad Intelectual N° 2023-A-8350

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

Se autoriza la reproducción parcial de la presente publicación 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 Ecológica y Participación Comunitaria en Bosques de Roble-Hualo del Secano Costero de la Región del Maule. Instituto Forestal. Concepción, Chile. Manual 63. 155 p.
https://doi.org/10.52904/20.500.12220/32664

ÍNDICE

PRÓLOGO	**7**
PARTE I: MANUAL DE METODOS DE RESTAURACIÓN PARA BOSQUES DE ROBLE-HUALO DEL SECANO COSTERO	**9**
1. INTRODUCCIÓN	**11**
2. EL TIPO FORESTAL ROBLE - HUALO	**13**
2.1. Distribución, Composición y Problemática del Tipo Forestal Roble - Hualo	13
2.2. Factores que Influyen en la Degradación	19
2.3. Prioridades de Restauración de Bosque Nativo	21
3. ANTECEDENTES TÉCNICOS PARA LA RESTAURACIÓN DEL TIPO FORESTAL ROBLE HUALO	**25**
3.1. Plantación	25
3.1.1. Antecedentes de Producción de Plantas	26
3.1.2 Antecedentes de Plantaciones de Hualo	32
3.2. Siembra Directa	41
3.2.1. Técnicas o Sistemas de Distribución de las Semillas	42
3.2.2. Utilización de la Siembra Directa en Chile	43
3.2.3. Consideraciones Reglamentarias para la Utilización de la Siembra Directa en Chile	45
3.3. Control de Especies Exóticas Invasoras	47
3.3.1. Razones para Eliminar la Regeneración Exótica Invasora	49
3.3.2. Formas de Eliminar la Regeneración Exótica Invasora	49
4. RESULTADOS EN RESTAURACIÓN Y REHABILITACIÓN DEL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO	**51**
4.1. Siembra Directa	53
4.1.1. Resultados de la Siembra Directa de Hualo	53
4.1.2. Monitoreo de Roedores en el Área de Estudio	57
4.1.3. Viabilidad de la Siembra Directa en la Restauración de Bosques de Roble-Hualo	60
4.1.4. Costos de la Siembra Directa	63

4.2. Plantación 63
4.2.1. Resultados de la Plantación de Hualo 63
4.2.2. Evaluación de Estrés en Plantación 67
4.2.3. Costos de Plantación 72
4.3. Regeneración Natural de la Vegetación Post Incendios 73
4.3.1. Riqueza de Especies 74
4.3.2. Cobertura 75
5. CONOCIMIENTO ADQUIRIDO PARA LA RESTAURACIÓN 79
6. REFERENCIAS 81
7. ANEXOS 91
7.1. Anexo 1. Registro Fotográfico de Biodiversidad de Especies de Bosques de Roble-Hualo 91
7.2. Anexo 2. Listado de Especies Presentes en la Zona de Restauración 102

PARTE II: APRENDIZAJE Y PARTICIPACIÓN EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE BOSQUES EL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO 107
1. INTRODUCCIÓN 111
2. TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO 113
3. MODELOS DE RESTAURACIÓN 117
4. EVOLUCIÓN, ESTRATEGIAS Y PARTICIPACIÓN 121
4.1. Evolución del Tipo Forestal Roble-Hualo y el Campesinado 121
4.2. Estrategias y Planes para la Restauración 129
4.3. Métodos de Participación y Aprendizaje en la Restauración 130
4.3.1. Participación y Aprendizaje Pasivo 131
4.3.2 Participación y Aprendizajes Activo 135
5. COMPONENTE SOCIO-ECOLÓGICO EN LA RESTAURACIÓN 141
5.1 Restauración Ecológica 141
5.2. Limitaciones para la Restauración 142
5.2.1. Limitaciones sociales 143
5.2.2. Limitaciones ecológicas 144
6. LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y LA POBLACIÓN OBJETIVO 145
7. REFERENCIAS 149

PRÓLOGO

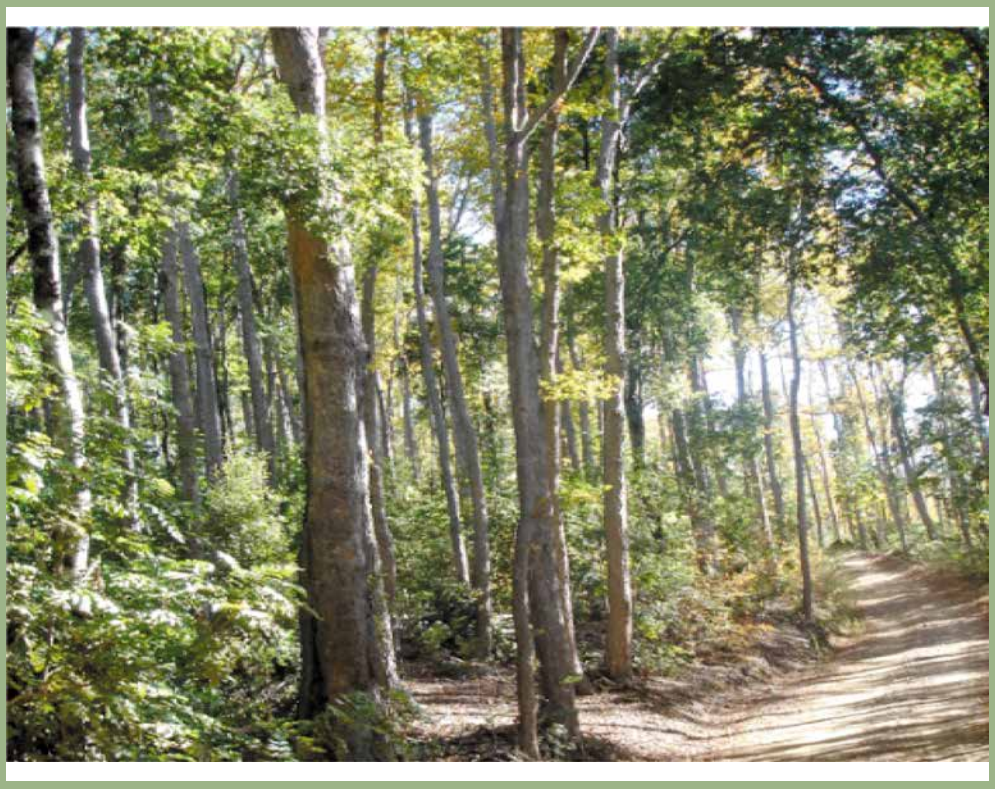
La presente publicación ha sido elaborada dentro del marco del proyecto 002/2018, “Siembra directa: Técnica de recuperación de bosques nativos de roble-hualo", adjudicado al Instituto Forestal en el IX Concurso del Fondo de Investigación del Bosque Nativo, administrado por la Corporación Nacional Forestal. 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.

La restauración y rehabilitación de bosques intervenidos o alterados se ha constituido en una prioridad global para cumplir objetivos ambientales y de desarrollo sustentable. En este escenario, el referido proyecto desarrolló investigación para dilucidar la efectividad y aplicabilidad práctica de la técnica de siembra directa como una herramienta para revegetar bosques de roble hualo afectados por incendios forestales en términos más económicos que usando plantación.

El texto presenta una detallada descripción de los resultados de la investigación y pondera en términos objetivos la utilidad de esta práctica frente a alternativas de mayor intervención, como la plantación, y otras de menor intervención, como facilitar el desarrollo de la regeneración natural.

Los contenidos se presentan agrupados en dos apartados. El primero incluye los resultados técnicos organizados en forma de un manual, con recomendaciones y orientaciones para la restauración ecológica de los bosques costeros de roble-hualo, correspondiendo a lo que se comprometió como el “Manual práctico de métodos de restauración”. El segundo apartado representa una síntesis y reflexión respecto de la participación comunitaria en el proceso de restauración de tales bosques, correspondiendo en este caso a lo que se comprometió como “Guía técnica del método de participación”.

PARTE I:
MANUAL DE METODOS DE RESTAURACIÓN PARA BOSQUES DE ROBLE-HUALO DEL SECANO COSTERO



1. INTRODUCCIÓN

La disminución de los ecosistemas forestales impacta sobre una gran cantidad de bienes y servicios ecosistémicos importantes para la sociedad. Estos ecosistemas enfrentan una lista creciente de amenazas, entre otras,se incluyen especies invasoras, pastoreo excesivo, cambio climático y regímenes alterados de incendios (Ceccon *et al.,* 2016), estimándose que existe la necesidad de restaurar cerca 2.000 millones de hectáreas en todo el mundo (Minnemeyer *et al.,* 2011). En este marco de referencia, la ONU ha planteado la meta de restaurar 350 millones de hectáreas de bosques y tierras degradadas para el año 2030[1] (Dave *et al.,* 2017). Chile se ha hecho parte de este compromiso ofreciendo restaurar una superficie de 500.000 hectáreas, contexto en el que cobra relevancia la necesidad de identificar opciones técnicas idóneas para cumplir con tales compromisos.

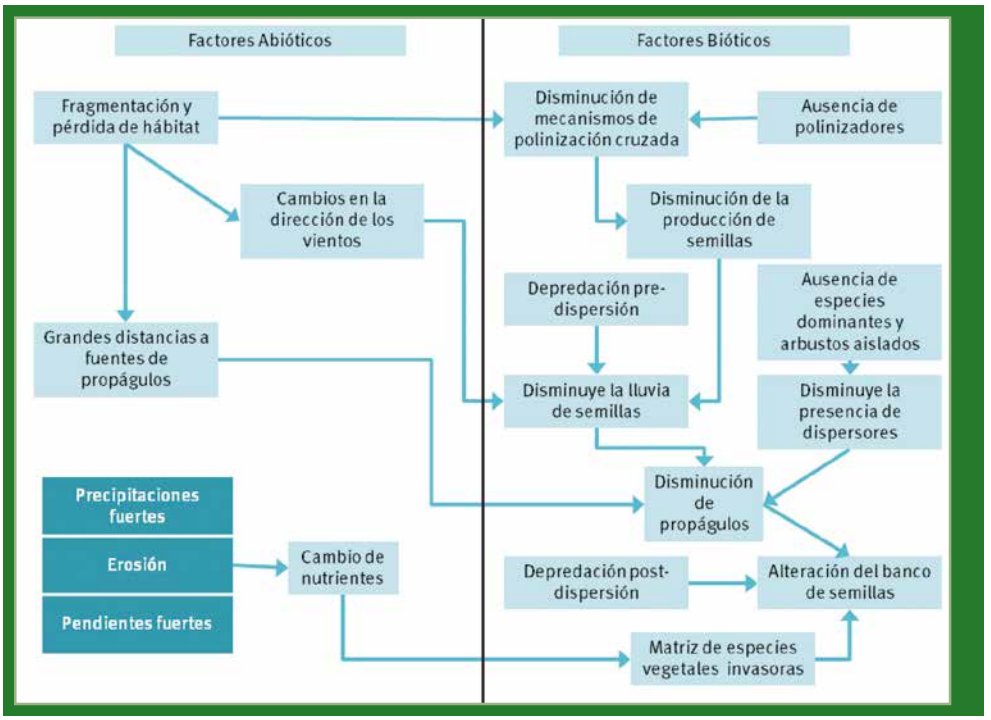
Sin embargo, la eficacia y efectividad de los métodos de restauración es aún un tema de discusión y existen diferentes posiciones respecto a cómo realizar la recuperación de los ecosistemas en términos de abundancia y diversidad biológica. Un meta-análisis realizado por Meli *et al.,* (2017) concluye que los ecosistemas boscosos se recuperan con una mínima intervención humana, postulándose que la restauración pasiva (regeneración asistida de baja intensidad de intervención) debería reconocerse como una opción viable, menos costosa y alternativa o complementaria a los métodos utilizados en la restauración activa, sugiriéndose esperar unos años observando la tasa y la dirección de la recuperación natural, antes de invertir en los esfuerzos de restauración activa.

La restauración ecológica se ha convertido en una técnica importante para mitigar los impactos humanos sobre la vegetación natural. La plantación es el enfoque más común para recuperar la cubierta forestal perdida, sin embargo, estas actividades requieren una gran inversión económica. En este escenario de restauración asistida con baja intervención, la siembra directa surge como una técnica a tener en consideración (Ammer *et al.,* 2002; Ceccon *et al.,* 2016; Meli *et al.,* 2017; Grossnicke & Ivetic, 2017). Esta se considera una alternativa conveniente económicamente y de fácil ejecución, en la que las semillas de los árboles se incorporan directamente en el sitio a restaurar, en lugar de trasplantar plantas desde los viveros (Ceccon *et al.,* 2016). La siembra directa es conocida (Smith, 1986; García, 1991; Nyland, 1996; Burschell & Huss, 1997) y cobra relevancia debido a los altos costos asociados a la restauración activa de mayor intervención.

1 El Desafío de Bonn (Bonn Challenge) es un esfuerzo global para llevar a la restauración de 150 millones de hectáreas de bosques degradados y deforestados para el 2020, y 350 millones de hectáreas para el 2030. La meta para el 2020 fue definida durante el evento de alto nivel organizado por el Gobierno de Alemania y la UICN en Bonn en el 2011 donde se lanzó el desafío, y posteriormente fue avalada y ampliada para el 2030 por la Declaración de Nueva York sobre Bosques de la Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Clima de 2014 (*https://www.iucn.org/es/theme/bosques/el-desaf%C3%ADo-de-bonn* visita 30.05.2018).

El proceso de establecer o restaurar un ecosistema requiere tener en consideración las barreras que dificultan dicho proceso, entre las que destacan factores bióticos y abióticos que constituyen las barreras en la fase de dispersión (Figura 1.1). La fragmentación y la pérdida de hábitat es una de las barreras abióticas más determinantes para la recuperación de los ecosistemas, y está relacionada con las grandes distancias a las que pueden encontrarse las plantas adultas productoras de semillas, lo cual se refleja directamente con las barreras bióticas: la ausencia de especies importantes para la restauración, y la disminución de propágulos (Vargas, 2007; Inuasty *et al.,* 2014). Ante la falta de semillas se hace necesario incorporarlas directamente, de forma de minimizar el impacto de las barreras de dispersión.

En Chile existe una normativa vigente para bonificar la siembra directa, sin embargo, es una actividad que no se realiza (CONAF, 2018), presumiblemente porque no se conoce como implementarla efectivamente, porque sus resultados son insatisfactorios, o porque sus valores de bonificación no son adecuados. Para dilucidar estas interrogantes y generar información que permita ponderar imparcialmente el mérito de la siembra directa como herramienta de restauración, el Fondo de Investigación del Bosque Nativo adjudicó al Instituto Forestal el proyecto 002/2018 "Siembra Directa: Técnica de Recuperación de Bosques Nativos de Roble Hualo", el cual aborda estas materias mediante el diseño y evaluación de ensayos, donde se comparó la eficiencia técnica y económica de la siembra directa respecto a otras alternativas de restauración asistida activa y pasiva.



(Fuente: Inuasty *et al.,* 2014).
Figura 1.1. Relación entre los factores bióticos y abióticos que conforman barreras a la dispersión de semillas.

2. EL TIPO FORESTAL ROBLE - HUALO

2.1. Distribución, Composición y Problemática del Tipo Forestal Roble - Hualo

Este tipo forestal 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) y los 35º S al sur del río Mataquito y hasta el río Itata (36º30' S). Dependiendo de la latitud, este tipo limita en las partes bajas de las laderas con el tipo forestal esclerófilo. 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).

Desde un punto de vista florístico y estructural, este tipo forestal contempla 5 subtipos dentro de su distribución:

- 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

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 la cordillera de la Costa, en el límite norte hasta el río Mataquito, el tipo se presenta como bosquetes aislados en las cumbres y laderas o quebradas altas húmedas. En las elevadas cumbres entre Santiago y Valparaíso, los bosquetes son rodales casi puros de roble; se asocian con esta especie peumo, maitén, quillay y litre. Al sur de estos cordones aparece el hualo formando bosquetes aislados que no se mezclan con los de roble, estos últimos crecen en esta área en las quebradas y sectores más húmedos.

Al sur del río Mataquito y hasta el río Itata por la cordillera de la Costa, 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.

Al sur del río Lontué, en áreas bajas, en exposiciones sur y en lomajes sobre los 1.000 msnm, roble forma bosques puros. Pero en las exposiciones más cálidas, hualo es la especie de mayor importancia, formando bosques prácticamente puros (Donoso, 1981).

Figura 2.1. Bosque secundario del tipo forestal Roble-Hualo, sector Cordillera de la Costa Cauquenes.

Existe gran diferencia entre los bosques de hualos costeros y andinos. En la costa los bosques presentan mayor riqueza, dominancia y diversidad de especies que los bosques de los Andes. En los bosques estudiados hualo es la especie principal en todos los estratos de copa (dominante, codominante y suprimido), con estructuras diamétricas principalmente del tipo "J invertida". La mejor semillación, en cantidad y calidad, ocurre en los bosques costeros (Muñoz *et al.,* 2013).

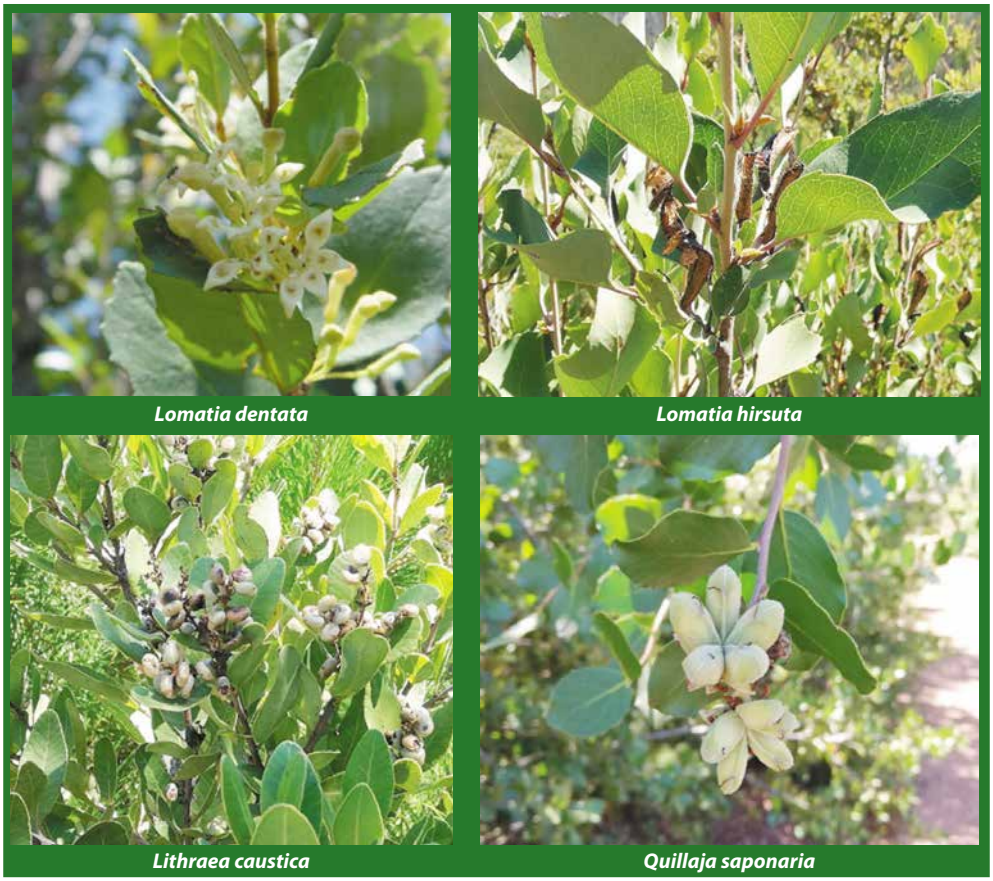
Históricamente el Tipo Forestal Roble-Hualo ha sufrido una severa intervención antrópica, primero para habilitar terrenos para asentamientos humanos, luego para ser reemplazados por cultivos agrícolas y posteriormente para el cultivo de especies forestales exóticas. Como

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).

Dentro de este bosque se produce la mayor cantidad de endemismo y ocurrencia de especies leñosas raras y amenazadas de extinción en Chile. Entre ellas destacan: *Gomortega keule*, *Beilschmiedia berteroana*, *Pitavia punctata*, *Nothofagus alessandri*, *Eucriphya glutinosa* y *Legrandia concinna*.

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 *Nothofagus obliqua* y el híbrido *N. leonii.* Los fondos de los valles andinos pueden presentar un bosque ocasional junto a *Nothofagus dombeyi* y *N. alpina*.

Las zonas más secas suelen presentar rodales puros de hualo ocasionalmente acompañado de especies endémicas de gran valor paisajístico, como *Azara petiolaris*, *Gaultheria phillyreifolia*, *Sophora cassioides* (Muñoz *et al.,* 2013). Las fotografías de la Figura 2.2 ilustran parte de la diversidad florística del tipo forestal roble-hualo (más ilustraciones se entregan en el Anexo 1).



Azara integrifolia

Luma apiculata

Gaulthera insana

Ugni molinae

Sophora macrocarpa

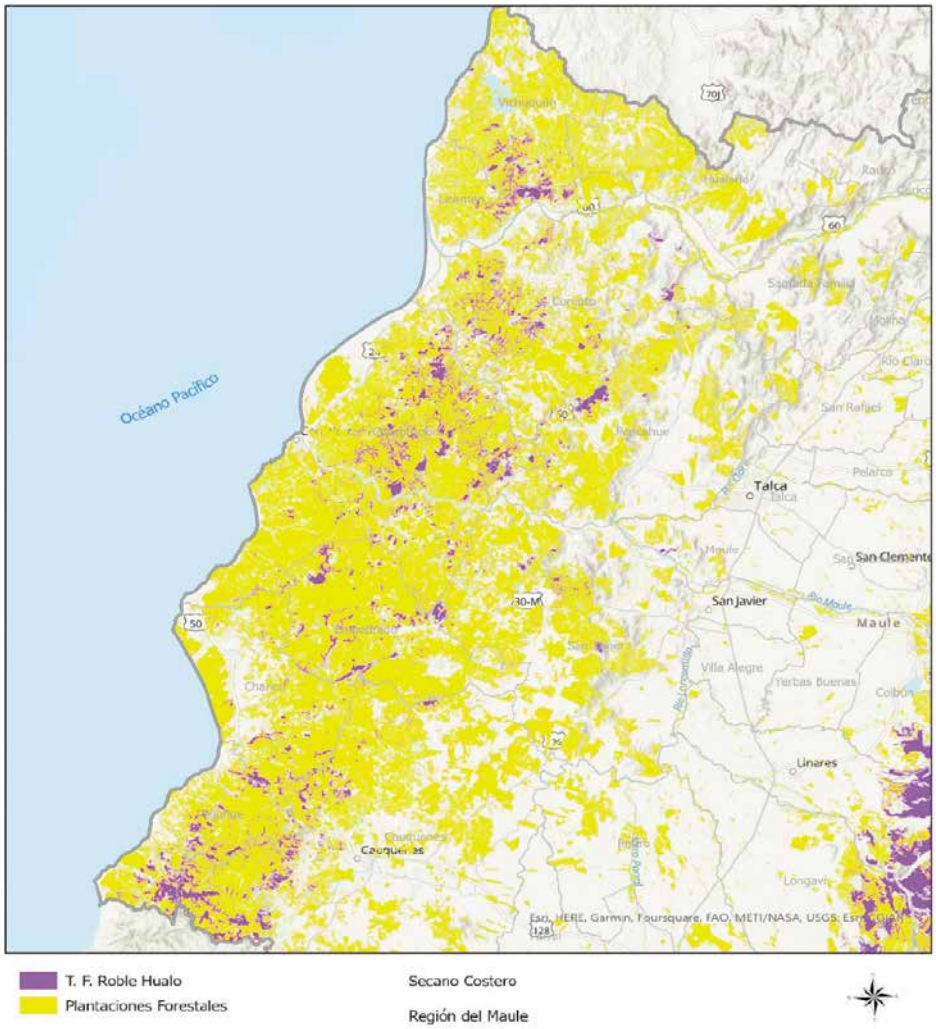
Viola portalesia

(Fotografías: Pedro Garrido y José San Martin, detalles en Anexo).
Figura 2.2. Imágenes de algunas especies existentes en el tipo forestal Roble-Hualo

El tipo forestal Roble-Hualo se presentan en Chile central asociados a las cordilleras de La Costa y de Los Andes, entre las regiones de Valparaíso y Biobío. De acuerdo al catastro vegetacional de las especies nativas de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF, 1999) la superficie cubierta de bosques representa el 23,8% del territorio nacional con 18.030.735 ha, de estas el Bosque Nativo alcanza 14.737.486 ha, lo que representa el 81.74% de los recursos forestales del país (CONAF, 2023).

La superficie total del tipo forestal Roble-Hualo (230.879 ha) representa el 1,57% del total de bosque nativo y se concentra en la Región del Maule, con una superficie aproximada de 172.737 ha.

Es importante indicar que tradicionalmente la forma de explotación de estos bosques ha sido el floreo, por lo que el 84,8% de su superficie se encuentra en estado de renoval, dado el 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 (Figura 2.3).



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 2.3. Estructura y superficie del tipo forestal Roble-Hualo, Región del Maule.

2.2. Factores que Influyen en la Degradación

En los últimos años, ha surgido gran preocupación por la afectación a gran escala de los bosques ocasionada por el clima, específicamente por la mayor incidencia de sequía y de temperaturas más cálidas, que se han relacionado con cambios irreversibles en la composición de los ecosistemas (Resco de Dios *et al.,* 2007; Miranda et al., 2020), incluida la mortalidad masiva de árboles en los bosques de todo el mundo (Allen *et al.,* 2015). Estos efectos podrían exacerbarse en climas secos y semiáridos como el Mediterráneo, sujeto a condiciones limitantes de sequía. Dichos impactos también han sido del tipo "secundarios", es decir, cambios en la composición de especies arbóreas, fenología y productividad, los cuales son cada vez más frecuentes y en una escala de más largo tiempo (Lemmen *et al.,* 2014; Miranda *et al.,* 2020).

La magnitud y la rapidez de los cambios asociados a muchos ecosistemas forestales plantean desafíos a la gestión de los bosques para obtener sus diversos beneficios y servicios ecosistémicos, haciendo necesario un replanteamiento de la gestión de los recursos naturales (Allen *et al.,* 2015). Las especies vegetales difieren en su tolerancia fisiológica, aspecto que les atribuye una alta variabilidad en las respuestas a las diferentes alteraciones del clima. Así, por ejemplo, especies de distribución restringida, sufren importantes modificaciones y/o reducciones de hábitats, debido a ello, son las primeras en ser afectadas por el proceso de extinción (Thomas *et al.,* 2006; Pliscoff, 2015). A ello se suma la reducida distribución de la especie, los factores antropogénicos que aumentan la vulnerabilidad de la especie y de su ecosistema (Lara *et al.,* 1989; Echeverría *et al.,* 2006).

En las últimos dos décadas la perdida de hábitat también ha sido 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, en particular aquellas de hábitat restringido (Valencia *et al.,* 2018). Para Chile se ha pronosticado que el cambio climático (la variación interanual del clima) aumentará la sequía de verano, afectando la coexistencia de especies de bosque esclerófilos y bosques templados de la zona centro y sur de Chile, en particular los pisos vegetacionales: Bosque caducifolio templado *Nothofagus obliqua* y *Persea lingue,* Bosque caducifolio templado de *N. obliqua y Laurelia sempervirens* y Bosque caducifolio mediterráneo-templado costero *N. obliqua y Gomortega keule* (IPCC 2007; AGRIMED 2013; MMA 2014; Pliscoff 2015).

La vulnerabilidad de una especie, hábitat o ecosistema se encuentra determinada por la sensibilidad que estas presentan al cambio climático, ello refleja el grado en que ese sistema será afectado y de su capacidad para responder a aquellos cambios. La sensibilidad puede depender de variables fisiológicas (o biológicas) o factores físicos o ecológicos. Así, por ejemplo, una especie que ya vive en el rango extremo superior de su temperatura biológica, puede no ser capaz de tolerar aumentos en la temperatura media en su hábitat, por lo tanto, esa especie se considera "sensible" al menos a un elemento del cambio climático (Stein *et al.,* 2011).

Una especie o sistema en particular es inherentemente sensible al cambio climático, su vulnerabilidad también depende del carácter, la magnitud y la tasa de cambios a los que está expuesta. Esto incluye la exposición, o grado de estrés en un sistema, no solo a los cambios físicos

del clima, como la temperatura y precipitación, sino que también a otros factores relacionados, como los regímenes de alteraciones de incendios, los cambios en los tipos de vegetación, la ubicación de la especie o sistema en el paisaje (p.e. latitud y elevación), etc. (Stein *et al*., 2011).

Figura 2.4. 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.

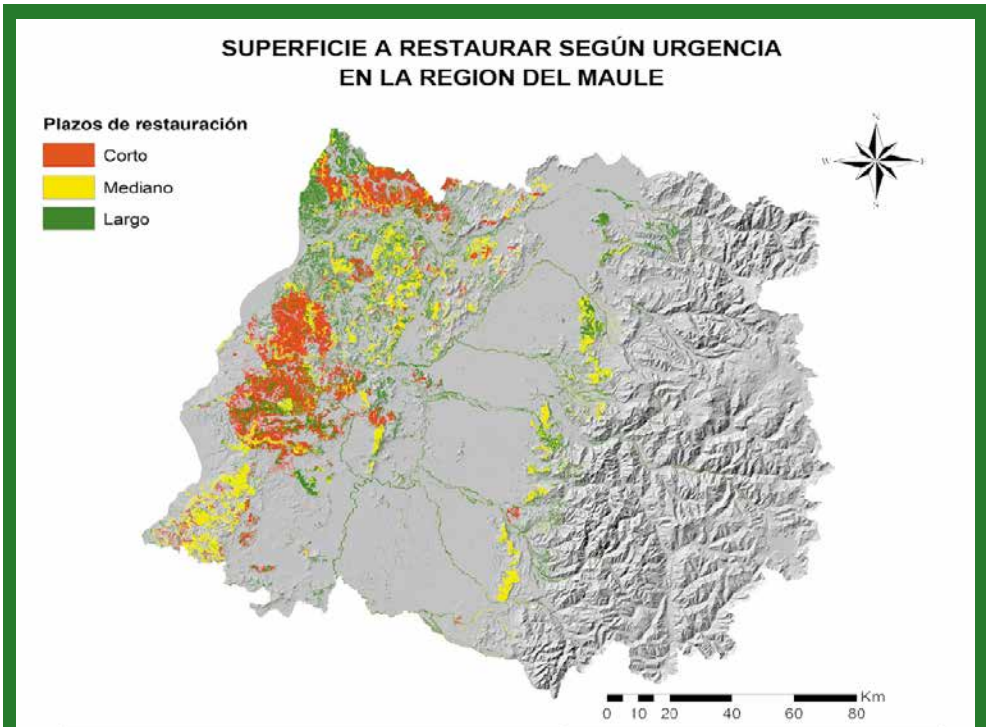
Una población específica de una especie sensible a la temperatura puede habitar en un área que probablemente esté protegida de los aumentos rápidos de temperatura, en tales casos, la población puede tener una vulnerabilidad más baja que otras de su especie debido a su menor nivel de exposición. La exposición (grado de estrés en un sistema especie-ecosistema) y la sensibilidad (grado en que una especie o ecosistema se verá afectado por ese estrés) se combinan en lo que se denomina impactos potenciales (Stein *et al.,* 2011).

(Fotografía: J. San Martín).
Figura 2.5. Fragmento de bosque maulino rodeado de plantaciones forestales. La imagen verde claro corresponden ruil y las grises a hualo.

2.3. Prioridades de Restauración de Bosque Nativo

Los factores de degradación previamente indicados han impactado en la estructura, dinámica ecológica y distribución del tipo forestal, con ello han impactado en los servicios ecosistémicos. En respuesta, las comunidades de la región del Maule han priorizado y definido áreas para restauración y para acceder a diversos beneficios ecosistémicos.

La evaluación de la demanda de servicios ecosistémicos indica la necesidad de 12 servicios ecosistémicos básicos, principalmente relacionados con la provisión y regulación hídrica, la productividad de suelo, la protección contra incendios, la estética del paisaje, la provisión de hábitat y el turismo. En contraste, el análisis de la oferta potencial de servicios ecosistémicos advierte que sólo el 7,7% de los ecosistemas de la región son capaces de proveer los servicios que la población demanda.



Urgencia Restauración	Zona Costera			Depresión Intermedia			Zona Andes		
	Superficie (ha)	Porcentaje Paisaje	Porcentaje Región	Superficie (ha)	Porcentaje Paisaje	Porcentaje Región	Superficie (ha)	Porcentaje Paisaje	Porcentaje Región
Corto Plazo	98.350	10,31	3,24	2.017	0,30	0,07	591	0,04	0,02
Mediano Plazo	89.580	9,39	2,95	3.154	0,47	0,10	22.478	1,60	0,74
Largo Plazo	124.205	13,02	4,09	23.597	3,51	0,78	35.424	2,51	1,17
Total	312.135	32,72	10,28	28.768	4,28	0,95	58.493	4,15	1,93

(Fuente: modificado de Echeverría *et al.*, 2018)

Figura 2.6. Programa regional de prioridades de restauración según urgencia de restauración bajo un enfoque de restauración del paisaje de la región del Maule.

Existen 312 mil hectáreas que pueden ser consideradas cómo Áreas de Valor Ecológico, es decir, áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad y que son capaces de proveer en alta medida los servicios ecosistémicos más demandados, sin embargo, solo el

0,7% de esa superficie está actualmente protegida por el Estado.

El análisis de la infraestructura ecológica actual muestra que, debido al estado en que se encuentra la región, si se quiere avanzar hacia la sustentabilidad del paisaje, es necesario gestionar un plan de restauración a gran escala. Desde el punto de vista de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, el paisaje no es capaz de mantener la viabilidad de las poblaciones de especies nativas que habitan la región, como tampoco garantizar la provisión de servicios ecosistémicos en un contexto de cambio global. Por lo mismo, es urgente realizar acciones para la protección oficial de aquellas últimas grandes extensiones de ecosistemas de alto valor ecológico, no protegidas, que quedan en la región Andina del Maule. En la Costa, por su parte, existen diversas oportunidades de restauración que deben ser atendidas en el corto plazo (Figura 2.6). Es imprescindible la recuperación de la funcionalidad de los ecosistemas del paisaje costero con el fin de mejorar el bienestar humano de sus habitantes.

3. ANTECEDENTES TÉCNICOS PARA LA RESTAURACIÓN DEL TIPO FORESTAL ROBLE HUALO

La región del Maule ha experimentado una de las mayores transformaciones de sus paisajes debido al cambio de uso y cobertura del suelo. En el entorno costero y pre andino de esta región se evidencia una considerable pérdida y degradación de sus bosques nativos como consecuencia de la sustitución de bosques por plantaciones, habilitación de terrenos para ganadería y cultivos agrícolas en el pasado, y degradación continua por la explotación para leña y carbón sin criterios de sustentabilidad, y por el efecto devastador 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).

Particularmente, el bosque maulino costero ha declinado progresivamente debido a las actividades antrópicas desde el siglo XIX, constituyendo en la actualidad un mosaico de fragmentos, inmerso en una matriz de plantaciones de pino radiata; se encuentra escasamente representado en el sistema de áreas silvestres protegidas (Bustamante *et al.,* 2005); y últimamente ha sufrido el efecto de grandes incendios forestales.

Durante el verano de 2017 la región 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. En este contexto, el presente capítulo sintetiza antecedentes relevantes de opciones de intervención que resultan de utilidad para efectos de restauración. Se abordan aspectos técnicos de plantación y siembra directa para una especie relevante de los bosques maulinos costeros, como es el hualo, y también información respecto a la eliminación de la regeneración de especies exóticas invasoras, en el contexto de la restauración post incendios en ecosistemas mediterráneos.

3.1. Plantación

La plantación es una técnica útil que busca establecer una cubierta vegetal con alguna finalidad particular. La plantación extensiva, o en pequeños agrupamientos, es una forma eficiente de establecer árboles en áreas intensamente degradadas y donde la regeneración natural es más lenta que la deseada (Marzo *et al.,* 2015). Normalmente la plantación con fines de restauración utiliza especies autóctonas seleccionadas por su rol clave y complementario desde el punto de vista ecológico, con el objetivo de promover las interacciones naturales y la biodiversidad (Marzo *et al.,* 2015). Se trata por lo general de especies relevantes que se presentan en forma dominante en el ecosistema de referencia.

En cualquier caso, 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).

En el caso del tipo forestal Roble-Hualo del secano costero, este ha sido severamente afectado por cambio de uso del suelo, explotación irracional y en gran medida por incendios forestales, de modo que muchas de sus poblaciones están formadas por renovales, que se encuentran fragmentados e insertos en una matriz de plantaciones forestales de pino radiata, con escasa posibilidad de regeneración natural. En esta zona, denominada mediterránea, se han producido alteraciones radicales de las condiciones originales del bosque, lo que impide o dificulta el establecimiento de las plantas, determinando que se regeneren casi exclusivamente aquellas especies que rebrotan de tocón o de raíces; un ejemplo de esto se puede apreciar en las comunidades actuales de espino (*Acacia caven* (Mol.) Mol.), boldo (*Peumus boldus* Mol.), peumo (*Cryptocarya alba* (Mol.) Looser) y litre (*Lithraea caustica* (Mol.) Hook. et Arn.), entre otras especies.

Una alternativa para la recuperación de estos bosques es la repoblación artificial con hualo. Al respecto, se ha avanzado suficientemente en las técnicas de producción de plantas (volumen radicular, tamaño de plantas etc.), así como en evaluaciones de variables micro climáticas (radiación, temperatura, humedad relativa, etc.), sin embargo, en la práctica, los resultados siguen siendo deficientes, no lográndose mejorar el nivel de supervivencia de las plantas establecidas. Aun así, considerando que la ecología reproductiva de hualo sigue una estrategia de regeneración por claros, entonces un nivel adecuado de protección contra la insolación mejoraría la probabilidad de éxito en el establecimiento de plantaciones con esta especie. Por otra parte, el uso de semilla local proveniente de procedencias adaptadas a las condiciones locales del sitio de establecimiento, en conjunto con técnicas de preparación de sitio como el subsolado; que mejoran las condiciones hídricas y mecánicas del suelo, contribuirían de manera positiva en la supervivencia y crecimiento inicial de las plantaciones de hualo.

3.1.1. Antecedentes de Producción de Plantas

El paso previo a la plantación es la producción de plantas, proceso que se inicia con la colecta de semillas de las especies seleccionadas, continúa con su viverización y culmina con el despacho de las plantas al sitio de plantación.

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, o sea utilizar 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).

• *Semillas*

González *et al.,* (2009) determinaron parámetros físicos y germinativos de semillas de hualo, procedentes de la Reserva Nacional Los Queules en la región del Maule, estimando 1.782 semillas por kilogramo y una capacidad germinativa de 59,6%. En cualquier caso, ambos parámetros son muy variables. El número de semillas por kilogramo es un parámetro que suele fluctuar ampliamente entre procedencias, árboles y temporadas de semillación, que en el caso de hualo puede alcanzar valores de entre 1.200 y 3.800 unidades por kilogramo (Muñoz, 1993).

Antecedentes complementarios de otros diversos autores citados en González *et al.,* (2009) indican valores de germinación reportados de 56 a 87%, con semillas previamente sometidas a tratamiento pre germinativo, mediante estratificación fría-húmeda por 4-8 semanas, a aproximadamente 4ºC, y preferentemente, mediante remojos en solución de giberelina en concentración de 200 a 600 ppm, por 24 a 48 horas.

Por su parte, Espinoza y Cabello (1993) señalan que remojos en ácido giberélico entre 25 y 800 ppm producirían germinación de entre 84 y 97%, destacando que este tipo de remojos es más efectivo que los tratamientos de estratificación fría a 5°C por 30 a 60 días, los que según su duración pueden producir germinación de 72 a 95%; por su parte los tratamientos en base a tiourea tienen resultados más variables, entre 5 y 90%. Confirmando lo anterior, Cabello (1995, cit. por Santelices *et al.,* 1996) indica que los remojos en tiourea arrojan resultados muy variables, que dependiendo de la concentración (0,75% a 3%) pueden fluctuar entre 92 y 3% de germinación. Ensayos efectuados por Santelices *et al.* (1996) con semilla de hualo de procedencias costeras, obtienen germinación de 37 a 56% con estratificación de 30 y 60 días, respectivamente; de 20% con remojo en tiourea (0,5% por 48 horas); y no más del 2% en los testigos.

De entre los tratamientos mencionados, el remojo en ácido giberélico (Figura 3.1) es una práctica frecuente para reemplazar los extensos periodos involucrados en los procesos de estratificación fría, siendo normal utilizar concentraciones cercanas a los 200 ppm para especies de *Nothofagus* (Medina, 2000).

En semillas de hualo procedentes de Empedrado, Gutiérrez *et al.* (2019) observaron que la respuesta en germinación es directamente proporcional a la dosis de giberelina utilizada (0-400 ppm); las semillas tratadas con la dosis más alta germinan tres veces más que las testigos y con mayor velocidad (periodos de energía de 13 y 30 días, respectivamente).

Figura 3.1. Tratamiento pregerminativo para semillas de hualo: remojo en solución de giberelina.

En vivero la germinación comienza a manifestarse a los 14 días, aunque la mayor geminación se produce alrededor del día 23 (González *et al.,* 2009). En ensayos en cámaras de germinación en laboratorio, Saavedra (2004 cit. por Gonzalez *et al.,* 2009) señala que la germinación se inicia alrededor del día 13, en tanto Gutiérrez *et al.,* (2019) observan el inicio de la germinación entre los días 6 y 7, para alcanzar la máxima tasa de germinación entre los días 13 y 16, para semillas de dos sectores de la costa del Maule, remojadas por 24 horas en solución a 400 ppm de giberelina.

• *Viverización*

Se han documentado algunos antecedentes sobre viverización de plantas de hualo. González *et al.,* (2009) indican resultados de una producción de plantas de una temporada, en contenedores de 280 cc, usando corteza de pino compostada de granulometría G-10 como sustrato, sembradas en el mes de noviembre y manejadas con las prácticas culturales habituales de un vivero forestal. Después de seis meses de cultivo, en mayo del año siguiente a la siembra, las plantas tenían una altura y diámetro de cuello de 29,03 cm y 4,49 mm respectivamente, y un índice de esbeltez de 7,09[1].

Quiroz (2011) y Quiroz *et al.* (2013) monitorearon la producción de plantas para efectos de establecer ensayos en terreno. Esta producción se efectuó en dependencias del vivero de INFOR, en Concepción, usando semillas colectadas en Curepto. La siembra se realizó en septiembre, en bandejas de poliestireno expandido de 84 cavidades de 130 cc y en bandejas de 60 cavidades de 280 cc, usando como sustrato compost de corteza de pino. Se aplicó

1 En general índices de esbeltez menores a 10 indican una adecuada relación entre la parte aérea y radicular, y corresponden a plantas robustas con menor probabilidad de daño físico causado por el viento (Toral, 1997).

un régimen de riego de acuerdo a los requerimientos de cada especie y se fertilizó con productos de la línea Ultrasol (SOQUIMICH) según la etapa de crecimiento de las plantas. En forma preventiva se aplicó quincenalmente fungicidas (como Thiuram y Triadimefon).

Figura 3.2. Plantas de hualo en distintas etapas del proceso de viverización.

Ocho meses post siembra, culminado el proceso de viverización, las plantas alcanzaron alturas y diámetros significativamente mayores en los contendores más grandes (Cuadro 3.1), aunque esto no fue causa de descalificación de las plantas producidas en los contenedores más pequeños, las que igualmente resultaron de buena calidad y apropiadas para fines de plantación. Este efecto es coincidente con el observado en otras especies, donde el mayor volumen radicular determina mayor crecimiento como consecuencia del aumento de la superficie de absorción y disponibilidad de agua y nutriente en el medio (Domínguez-Larenas *et al.,* 2006; Close *et al.,* 2010). Por otra parte, después de dos temporadas de crecimiento en terreno ya no se observa efecto del tamaño del contenedor sobre la supervivencia, altura ni diámetro de las plantas.

Cuadro 3.1. Crecimiento en altura y diámetro de cuello de plantas de hualo viverizadas en contenedores de distinto tamaño, 8 meses post siembra.

Contenedor	Altura (cm)	Diámetro de cuello (mm)
280 cc	49,1[a] (+/- 14,4)	4,53[a] (+/- 1,11)
130 cc	36,3[b] (+/- 11,2)	3,61[b] (+/- 1,01)

Santelices *et al.* (1995) establecen que para el cultivo de hualo en vivero resulta fundamental el uso de sombra para conseguir una mayor tasa de sobrevivencia. Esta conclusión deriva de ensayos en vivero, efectuados en Talca, donde se comparó plantas expuestas a pleno sol, con otras bajo malla sombreadora de 50% de cobertura. Así, cuando las plantas estuvieron expuestas a un nivel moderado de luminosidad (50%), junto con el aumento en la supervivencia evidenciaron también un mayor desarrollo. Esto se vio reflejado en el crecimiento diametral, el que aumentó en las plantas bajo sombra respecto a las expuestas a pleno sol. Por el contrario, la altura no varió significativamente entre ambas condiciones (Cuadro 3.2).

En efecto, el hualo tradicionalmente se considera una especie intolerante, por lo tanto, incapaz de crecer bajo la sombra, sin embargo, esta sería la situación de las plantas adultas. Su estrategia de regeneración usa los claros, de modo que las plantas jóvenes se desarrollan después de que se origina un disturbio, frecuentemente la caída de un árbol, que genera un espacio dentro del bosque con mayor luminosidad, pero con sombra que ejerce una cierta protección lateral. Esta situación explicaría el mejor desarrollo de las plantas de vivero bajo sombra, pero no coincide con observaciones hecha en terreno, donde plantaciones bajo cobertura de dosel arbóreo presentan peor desempeño que otras creciendo a cielo descubierto[1].

Cuadro 3.2. Supervivencia, altura y diámetro de cuello de plantas de hualo en vivero a pleno sol y bajo malla sombra de 50%

Luminosidad (%)	Supervivencia (%)	Altura (cm)	Diámetro de cuello (mm)
100%	3[b]	12,8[a]	2,9[b]
50%	57[a]	15,0[a]	3,2[a]

(Fuente: Santelices *et al.*, 1995).

• *Calidad de plantas*

Existe una norma específica de requisitos de calidad para la comercialización de plantas forestales certificadas, contenida en una propuesta de reglamento para semillas y plantas forestales desarrollada por Quiroz y Gutiérrez (2014). En ella se detalla que las plantas certificables deben estar libres de los defectos detallados en el Cuadro 3.3 y que además deben cumplir requisitos específicos para diferentes especies; en el caso de las plantas de hualo, deben cumplir con las condiciones especificadas del Cuadro 3.4.

1 Ver detalles sobre este respecto en la evaluación de estrés en plantaciones que se presenta en el capítulo 4 de este manual.

Cuadro 3.3. Listado de defectos no permitidos en plantas forestales certificadas.

Defectos descalificatorios para certificación
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.

(Fuente: Quiroz & Gutiérrez, 2014).
* Se excluyen las pequeñas deformaciones debidas a la germinación y las divisiones del pívot por la misma causa. Se incluyen los defectos en forma de Y en S, en L y en general, aquellos que originan una raíz principal formando un ángulo igual o inferior a 110º con el tallo. ** Plantas que carecen de raíces secundarias debido a procesos bióticos y/o abióticos

Cuadro 3.4. Requisitos específicos para la comercialización de plantas certificadas de hualo

Sistema de producción	Tipo de planta*	Atributo	Magnitud
Raíz cubierta	1-0*	Altura (A)	20-45 cm
		Diámetro de cuello (D)	> 3 mm
		Relación D/A	Mínimo 1/60
		Raíces	Pan íntegro. Volumen mínimo de cavidad 130 cc

(Fuente: Quiroz & Gutiérrez, 2014).
* Planta cultivada durante una temporada en contenedor hasta su despacho.

3.1.2 Antecedentes de Plantaciones de Hualo

INFOR estableció en 2009 y 2010 plantaciones experimentales de hualo en la comuna de Curepto, en el predio "La Montaña" (35°10'S; 72°5'O), con una densidad de 2.000 pl/ha. Esas plantaciones estuvieron destinadas a evaluar el efecto del tamaño del contenedor utilizado para producir las plantas y el efecto de protectores de malla raschell sobre la supervivencia y desarrollo inicial de las plantas (Quiroz, 2011; Quiroz *et al.,* 2013)

Otras plantaciones experimentales con la misma especie han sido establecidas por INFOR en el predio Hualos de Loanco, de la empresa Forestal Mininco S.A. en la comuna de Empedrado, región del Maule (Quiroz *et al.,* 2022). Estos ensayos fueron establecidos durante la temporada invernal (julio, 2020), usando plantas del tipo 1/0, a un espaciamiento de 2x2 m, en casillas de 30 x30 cm de lado y 40 cm de profundidad. El objetivo de estas unidades fue el de analizar el efecto de las procedencias, del subsolado y de distintos medios de protección de plantas, sobre la supervivencia, crecimiento inicial y variables fisiológicas de plantaciones de hualo.

• *Efecto de tamaño de contenedor*

El volumen del contenedor no juega un rol significativo en el desarrollo en altura de las plantas de hualo establecidas en terreno (Quiroz, 2011). Después de dos temporadas de crecimiento, Quiroz *et al.,* (2013) observan una escasa diferenciación de las plantas atribuible al tamaño del contenedor usado para viverizar las plantas establecidas en la plantación (130 y 280 cc), y un nulo efecto de este sobre la supervivencia de las plantas. Estos resultados se atribuyen a las altas tasas de crecimiento inicial, la adecuada preparación del suelo, la idoneidad del estado nutricional inicial de las plantas, la correcta manipulación pre plantación y la suficiente precipitación acaecida post plantación, factores todos que reducen el estrés post establecimiento.

• *Efecto de la protección de plantas*

En la misma experiencia anterior, Quiroz *et al.* (2013) indican que usar un protector individual de malla entorno a las plantas, aumenta la supervivencia y mejora en forma significativa la altura de las mismas, aunque al mismo tiempo induce un menor diámetro de cuello que el obtenido por plantas sin malla (Cuadro 3.5).

Cuadro 3.5. Efecto de la protección con mallas y del tamaño del contenedor, sobre la supervivencia y crecimiento de plantaciones de hualo después de la primera y segunda temporada de crecimiento en terreno.

Tratamiento		Supervivencia (%)		Altura (cm)		DAC (mm)	
Protección	Volumen Contenedor (cc)	1ra	2da	1ra	2da	1ra	2da
Con Malla	130	93,9[a]	89,8[a]	47,6[b]	75,8[a]	4,39[a]	6,25[b]
	280	86,4[a]	78,2[ab]	59,6[a]	79,1[a]	4,47[a]	6,08[b]
Sin Malla	130	54,4[ab]	42,2[bc]	36,4[c]	46,8[b]	4,41[a]	7,53[a]
	280	40,8[b]	29,9[c]	50,6[b]	61,0[b]	4,53[a]	8,04[a]

(Fuente: Quiroz *et al.*, 2013)

El uso de malla 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 y Puértolas *et al.*, 2010,).

Finalmente, la disminución del DAC y el aumento de la altura con la cobertura de la malla de protección coincide con lo informado por Santelices *et al.* (2012), quienes bajo condiciones de estrés térmico y lumínico determinaron una correlación negativa entre la cobertura y el DAC, y positiva entre cobertura y altura para *Nothofagus alessandrii*.

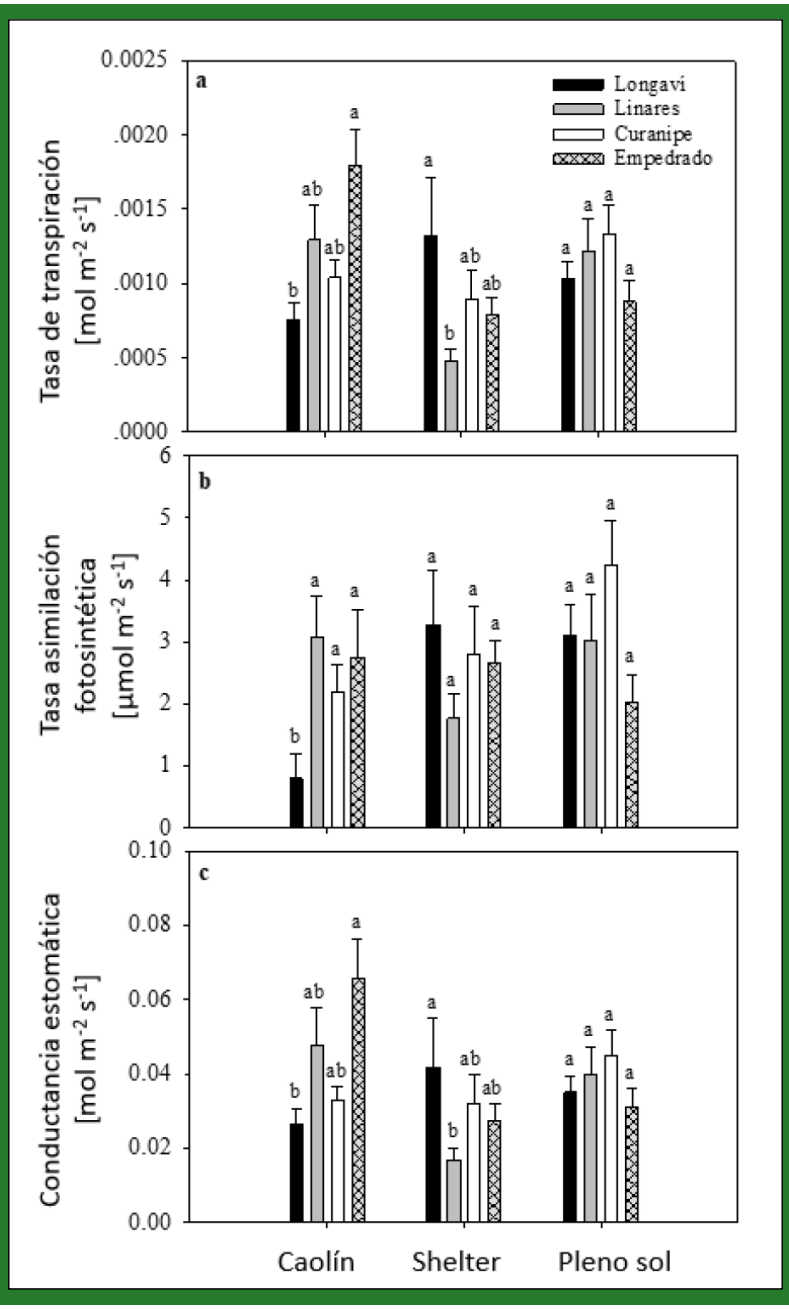
Esta respuesta estaría determinada por un cambio en los patrones de distribución de biomasa, de modo que la disminución de la radiación fotosintéticamente activa, inducida por la malla, favorecería que la planta redistribuya su biomasa hacia la parte aérea apical, con el objeto de potenciar el desarrollo superior del tallo y hojas para suplir una baja disponibilidad de luz (Reich, 2002).

El efecto de la protección de las plantas ante la radiación solar fue confirmado por Quiroz *et al.* (2022) en otros ensayos, donde se evaluó el uso de protectores individuales de malla raschell negra 80%, aplicación de suspensión protectora de caolín y plantas testigos sin protección (Figura 3.3). En esta experiencia, después de un año, se pudo comprobar que existe un efecto significativo sobre variables fisiológicas de los métodos de protección de las plantas.

Las mayores tasas de transpiración, concentración interna de CO_2 y conductancia estomática se encontraron en el tratamiento con caolín. Sin embargo, la mayor fotosíntesis se observó en las plantas a pleno sol, y la mayor eficiencia en el uso del agua en las plantas protegidas por *shelter*.

También se observó una interacción significativa entre el tratamiento de protección al sol y la procedencia para las variables transpiración, fotosíntesis y conductancia estomática (Figura 3.4); la mayor tasa de transpiración y conductancia estomática se observó en la procedencia Empedrado bajo el tratamiento con caolín, mientras que la menor tasa de fotosíntesis se observó en la procedencia de Longaví bajo el mismo tratamiento.

Figura 3.3. Detalle de planta de hualo asperjada con suspensión de caolín y protegida con malla plástica contra lagormorfos (izq.). Vista general de plantas protegidas por *shelter* individual confeccionado con malla raschell (der.).



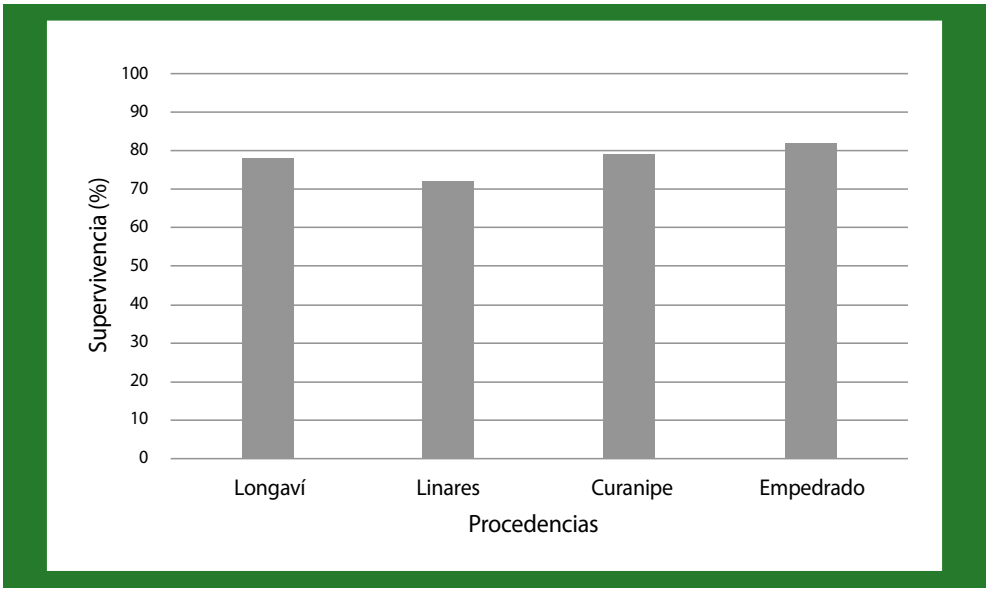
(Fuente: Quiroz *et al.,* 2022).

Figura 3.4. Interacción de procedencias x tratamiento de protección en plantas de hualo de un año de edad en terreno.

• *Efecto de procedencias*

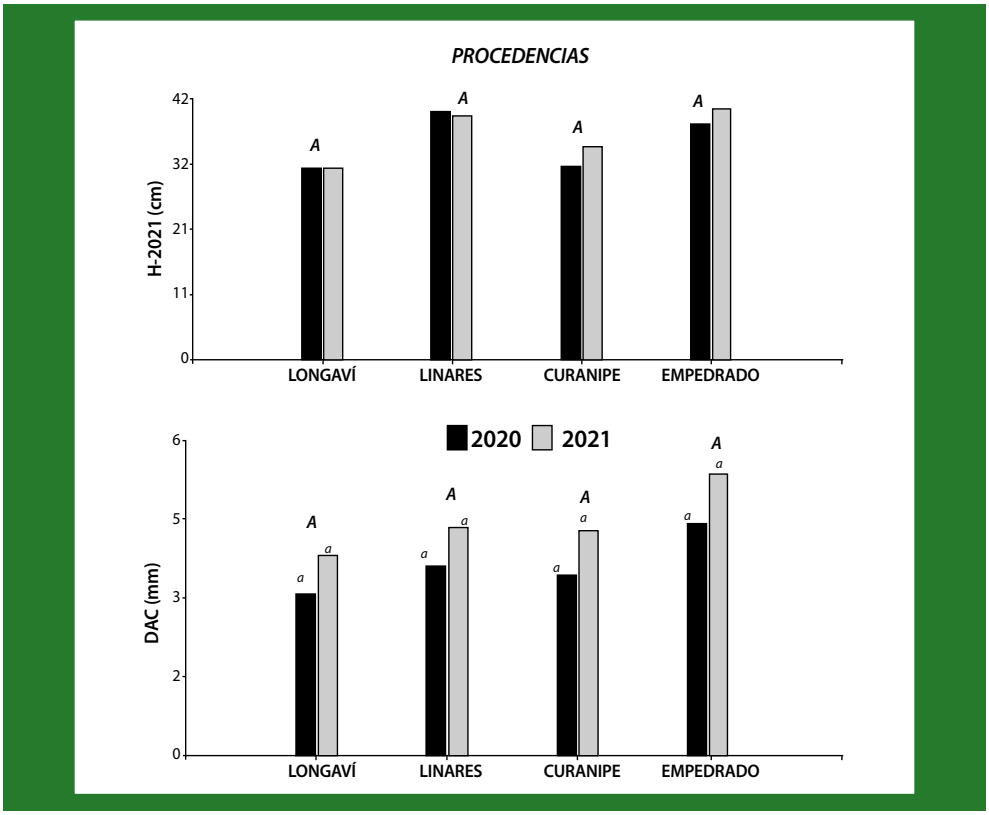
Tras un año de crecimiento en terreno, Quiroz *et al.* (2022) concluyen que las procedencias presentan valores similares de supervivencia, los que fluctúan entre 72% y 82%, con un mejor desempeño de la procedencia local (Empedrado) y luego aquella de origen costero (Curanipe) (Figura 3.5).

En términos de crecimiento, no se detectó diferencias estadísticamente significativas de altura ni de diámetro de cuello atribuibles al efecto de la procedencia de las semillas (Figura 3.6).



(Fuente: Quiroz *et al.,* 2021).
Figura 3.5. Supervivencia de plantas de hualo de 4 procedencias después de un año de plantadas en terreno.

La escasa diferenciación entre procedencias ha sido reportada en otros ensayos con especies de *Nothofagus*, como roble (Gutiérrez, 2020a), coigüe (Gutiérrez, 2017; 2020b) y lenga (Mondino *et al.,* 2010). En esas especies de amplio rango de distribución se presume una alta variabilidad, pero su relativa continuidad promueve un flujo génico que tiende a homogenizar las poblaciones, efecto que ha sido respaldado por diversos estudios moleculares que confirman alta variabilidad dentro de las poblaciones, pero escasa divergencia genética entre las mismas (Hasbún *et al.,* 2014). En el caso de hualo, aunque presenta una distribución mucho más acotada, exhibe una gran fragmentación que sugeriría una diferenciación de sus poblaciones, no obstantes esta fragmentación es relativamente reciente en términos evolutivos, de modo que no ha transcurrido suficiente tiempo para que ellas experimenten una divergencia significativa.



(Fuente: Quiroz *et al.,* 2021)

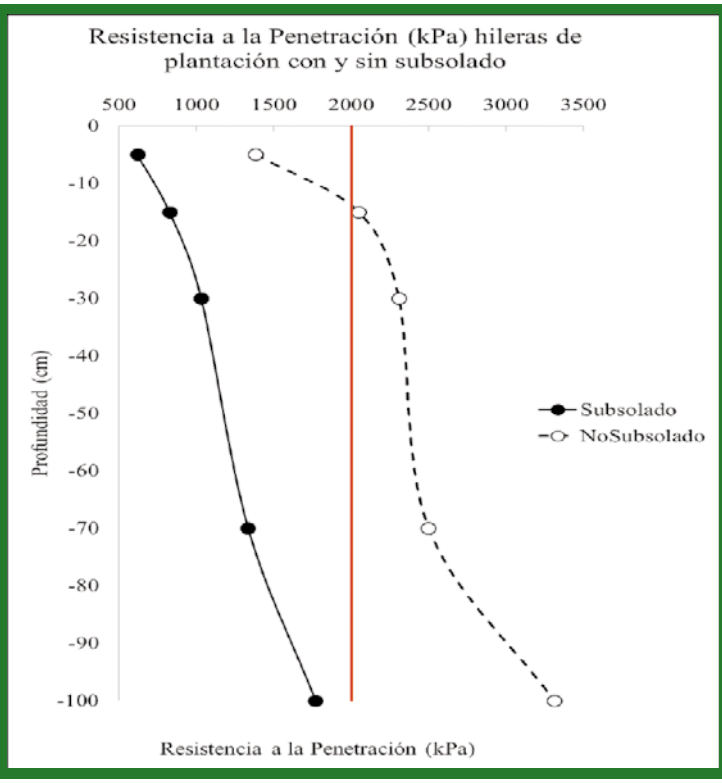
Figura 3.6. Crecimiento en diámetro de cuello y altura de plantas de hualo de 4 procedencias después de un año de plantadas en terreno.

• *Efectos de la preparación del suelo*

La preparación del sitio de plantación juega un papel fundamental en la mejora de la disponibilidad de agua y de las propiedades fisicoquímicas y mecánicas del suelo, afectando en gran medida la supervivencia de las plantas (Marzo *et al.,* 2015). 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.

En el caso de los ensayos establecidos por INFOR en Hualos de Loanco (Quiroz *et al.,* 2021) el suelo corresponde a una terraza marina que ocupa una posición de lomajes en la vertiente occidental de la Cordillera de la Costa. Se trata de un Alfisol perteneciente a la asociación Constitución, es un suelo haploide, profundo, de textura fina a muy fina, formado "*in situ*", y bien desarrollado. En él se evaluó el efecto de la preparación del sitio (Subsolado vs. Testigo sin subsolar) sobre el crecimiento y desarrollo inicial de una plantación experimental de hualo (Figuras 3.7 y 3.8).

Figura 3.7. Ensayo de preparación de suelo, mostrando hileras de plantación sobre las líneas de subsolado (amarillo) y en entrelineas sin subsolar (celeste).



(Fuente: Quiroz *et al.*, 2021)

Figura 3.8. Representación de la compactación del suelo en profundidad, estimada como resistencia a la penetración, de suelo subsolado y sin subsolar donde se estableció plantación experimental de hualo.

En 2021, después de una temporada de crecimiento en terreno, la supervivencia de las plantas fue ligeramente superior para el tratamiento de subsolado (85,6%) que para el testigo sin subsolar (81,8%). Sin embargo, no se observó diferencias estadísticamente significativas entre el subsolado y el testigo en lo que respecta a crecimiento en altura y diámetro de cuello (Quiroz *et al.,* 2021).

En términos de variables fisiológicas, durante la primera temporada las plantas establecidas en el tratamiento sin subsolado presentaron una mayor concentración interna de CO_2, en tanto que las establecidas con subsolado mostraron una mayor eficiencia en el uso del agua (Cuadro 3.6).

Respecto de la tasa de transpiración, tasa de asimilación y conductancia estomática, no se detectó diferencias entre plantas establecidas en suelo subsolado y sin subsolar.

Complementariamente, en términos del estrés experimentado por las plantas, determinado mediante fluorescencia de clorofila y expresado como la relación Fv/Fm[1] (eficiencia fotoquímica del fotosistema II), tampoco se detecta un efecto significativo atribuible al subsolado (Cuadro 3.6). El vigor de las plantas, evaluado en una escala cualitativa de cuatro categorías, tampoco exhibió diferencias significativas atribuibles al subsolado.

Cuadro 3.6. Efectos del subsolado sobre parámetros fisiológicos de plantas de hualo de una temporada de crecimiento en terreno.

Tratamiento	Tasa transpiración (mol m^{-2} s^{-1})	Tasa de asimilación. (μmol m^{-2} s^{-1})	Concentración interna de CO_2 (μmol mol^{-1});	Conductancia estomática (mol m^{-2} s^{-1})	Eficiencia uso de agua (A_{sat}/g_s)	Fv/ Fm
Testigo sin subsolar	0,0013 ± 0,0002 a	1,04 ± 0,47a	345 ± 16a	0,037 ± 0,006a	22,6 ± 10,1b	0,73a
Subsolado	0,0012 ± 0,0001 a	2,45 ± 0,74a	288 ± 19b	0,034 ± 0,005a	58,5 ± 12,4a	0,74a

(Fuente: Quiroz *et al.,* 2021)
Valores medios ± error estándar.

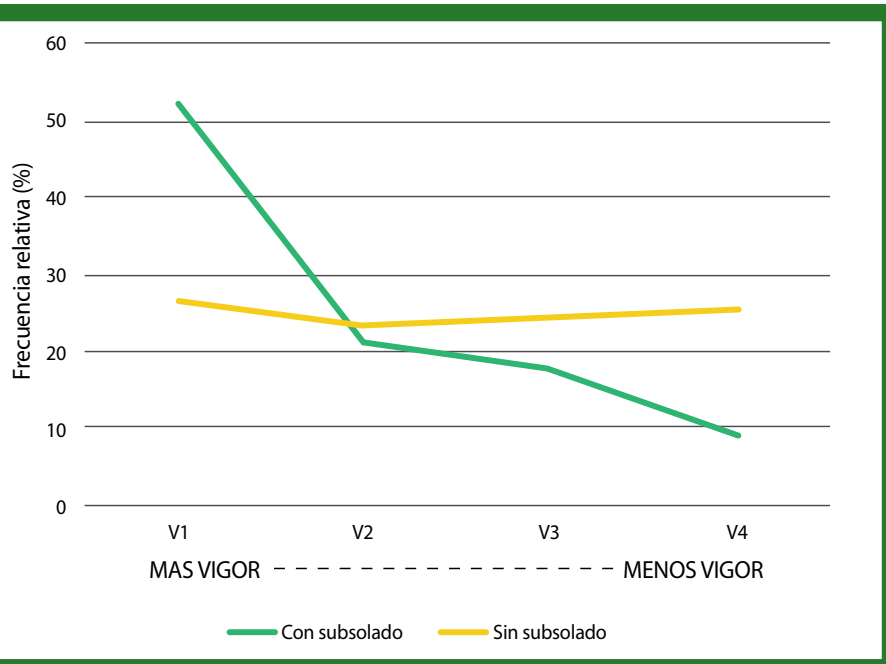
Mediciones posteriores, efectuadas en la primavera 2022, verano 2022/23 y otoño 2023, correspondientes a la tercera temporada de crecimiento, hacen más evidente el positivo efecto del subsolado sobre la supervivencia, se hacen extensivas al crecimiento en altura y diámetro de cuello y también a la relación Fv/Fm, aunque en este último caso el efecto es apenas significativo (p-value = 0,0495) (Cuadro 3.7) (Quiroz y Gutiérrez, 2023, datos sin publicar).

1 En hojas maduras y sanas los valores normales de Fv/Fm son cercanos a 0,8, su disminución indica la pérdida de la función fotosintética.

Cuadro 3.7. 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)	Fv/Fm
Subsolado	57,1	56,79[a]	10,42[a]	0,74[a]
Sin subsolar	44,7	46,59[b]	8,31[b]	0,71[b]
p-value		0,0017	0,0001	0,0495

Adicionalmente, 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 3.9).



(Fuente: Quiroz y Gutiérrez, 2023, datos sin publicar).

Figura 3.9. Distribución en categorías de vigor de plantas de hualo de tres temporadas de crecimiento en suelo subsolado y sin subsolar.

La ausencia de efecto del subsolado sobre la mayoría de las variables evaluadas en plantas de una temporada de crecimiento en terreno, se debería a que el nivel de compactación del suelo en el área de presencia de raíces no constituiría una restricción para el crecimiento radicular de las plantas de hualo durante el primer año post plantación en el sitio evaluado.

Sin embargo, en las temporadas posteriores, a medida que las plantas crecen y sus raíces requieren explorar niveles más profundos del suelo, comienza a hacerse evidente la ventaja que representa efectuar subsolado para establecer la plantación.

3.2 Siembra Directa

En la siembra directa, a diferencia de lo que ocurre en la dispersión y regeneración natural, las semillas se distribuyen en forma más uniforme y regular, además la preparación del suelo asociada a esta técnica mejora las condiciones de humedad, calor, oxígeno, y parcialmente de luz (García, 1991), lo que facilita la germinación y establecimiento de las plantas.

La siembra directa se recomienda sobre todo para especies de semillas grandes, que generen producción abundante, fácil de recolectar y de sembrar, aunque con especies de semillas pequeñas también se puede lograr éxito (Samek, 1974; Ammer *et al.,* 2002; Palmerlee & Young, 2010; Elliot *et al.,* 2013). Resulta una técnica recomendable para sitios donde la fuente natural de semillas no es adecuada, o cuando el acceso o las condiciones del suelo dificultan la plantación, considerándosele una alternativa más flexible y económica a esta última. Algunos autores incluso plantean que la siembra directa puede usarse en todos los sitios en que se realice plantación (Barnett y Baker, 1991; Derr y Mann, 1971, citados por Ceccon, 2013).

La siembra directa de árboles y arbustos nativos puede ser una opción viable, pero conlleva un elemento de riesgo derivado de la variación de las lluvias estacionales. Por otra parte, la siembra directa presenta mayores riesgos de pérdidas que la plantación, pero estos se pueden minimizar con un mayor control sobre la acción de los depredadores de semillas, una adecuada preparación del suelo (Overdyck *et al.,* 2013; Smith 1986) y haciendo uso de los legados biológicos existentes en el sitio. La probabilidad de éxito mejora en gran medida mediante una buena preparación del suelo y la reducción de las malezas (Knight *et al.,* 1998; Silva & Viera, 2017). La mayoría de las fallas registradas en esta técnica se deben a la aplicación de métodos inapropiados, tales como la siembra en sitios o en periodos inadecuados o la utilización de semillas sin tratamiento pre germinativo y de baja calidad (Dougherty, 1990, citado por Ceccon, 2013), o la acción de fauna que consume las semillas.

Para obtener resultados positivos con la siembra directa es fundamental evaluar la calidad de las semillas en cuanto a capacidad de germinación, vigor y necesidad de tratamientos pre germinativos; efectuar una adecuada preparación del suelo (Silva y Viera, 2017) y efectuar la siembra a una profundidad adecuada, normalmente equivalente a una vez el diámetro de las semillas, bajo una cobertura natura y/o artificial idónea y en una época apropiada (Overdyck *et al.,* 2013; Grossnicke & Ivetic, 2017). Aún así, los métodos de preparación y medios para la siembra directa pueden variar por región y condiciones del sitio (Nyland, 1996).

El éxito de la siembra, está condicionada por factores propios o internos de las semillas, así como por factores externos a las mismas. Entre ellos, Samek (1974), García (1991) y Camargo *et al.,* (2002) indican los siguientes:

- Calidad de la semilla,
- Especie,
- Cubierta de la vegetación,
- Condiciones de la superficie del suelo,
- Presencia de roedores y pájaros que se alimentan de semillas,
- Cantidad de semillas por unidad superficial,
- Época de siembra,
- Recubrimiento (protección de suelo, hojarasca u otros)

3.2.1. Técnicas o Sistemas de Distribución de las Semillas

La tendencia en la siembra directa apunta a usar la menor cantidad de semillas y disponerlas en sitios con mejor preparación del suelo, ya que la siembra sin preparación, salvo excepciones, produce resultados poco satisfactorios debido a la destrucción de las semillas por predadores; mala germinación debida a condiciones adversas del suelo; y perdida de plantas por sequía en el verano.

En términos generales, la siembra directa puede efectuarse como siembra total (al voleo) o siembra parcial. En el primer caso la semilla se distribuye más o menos uniforme en toda la superficie del terreno y en forma aleatoria; en el segundo la semilla se deposita o siembra en algunas partes, en base a un esquema o criterio determinado (Garcia, 1991). En ambos casos se debe evitar el contacto directo entre las semillas y los potenciales depredadores, para ello se debe enterrar las semillas en el suelo (Camargo *et al.,* 2002).

La siembra total puede aplicarse en forma manual, semi-manual, mecánica, aérea, e incluso usando animales. Se considera una técnica costosa debido a la gran cantidad de semillas que se necesita, por ejemplo, para especies del género *Pinus* la cantidad puede variar entre 6 a 40 kg/ha y en especies del género *Quercus* entre 185 a 275 kg/ha (García, 1991; Burschel & Huss, 1997; Röhring *et al.,* 2006). Esta modalidad de siembra solo sería recomendable en condiciones de suelos sueltos con vegetación rala y de poca envergadura. Puede realizarse con o sin preparación previa del suelo, en el caso de realizarla sin preparación previa, los resultados de germinación y supervivencia suelen ser insatisfactorios. Por otra parte, la preparación total del terreno, así como el consumo de semillas que requiere supone un encarecimiento considerable de la siembra total.

Las limitaciones de la siembra total sugieren como medida más adecuada el uso de siembra parcial, en la cual se limita la siembra a localizaciones concretas, con lo que se reduce el consumo de semillas y se hace menos oneroso preparar el suelo en localizaciones puntuales. Otra ventaja de la siembra parcial es la de elegir lugares determinados donde realizar la siembra para mejorar la protección, también denominados legados biológicos, es decir el uso de plantas que acompañan y ayudan a la regeneración, así como del uso de troncos caídos, arbustos y

diferentes elementos naturales, que contribuyan a retener humedad y brindar protección a las semillas y plantas en los ambientes degradados (Samek, 1974; García, 1991; Burschel & Huss, 1997; Röhring *et al.,* 2006). Los principales sistemas de siembra parcial son la siembra en hoyos, en casillas o manchones, en líneas y en fajas.

3.2.2. Utilización de la Siembra Directa en Chile

Una revisión de experiencias realizadas en siembras directa fue realizada por Cáceres (1984). En ella se presentan los primeros trabajos realizados a pequeña escala, donde se destacan los realizados con pino radiata y eucaliptos (González, 1990).

Experiencias de siembra directa desarrolladas en la zona semiárida con quillay y peumo, indican que el laboreo del suelo mejora significativamente el porcentaje de plantas resultantes y el porcentaje de casillas con plantas. Esto se explica por la mayor capacidad de las casillas de laboreo profundo (30 cm) para captar y almacenar agua y por la mayor penetración de las raíces en ellas; ambos aspectos resultan de fundamental importancia para que las plantas puedan resistir la sequía estival. En peumo el factor sombra tuvo un efecto muy significativo sobre la germinación y supervivencia, por ser una especie tolerante y crecer bien bajo sombra (Vita, 1969; 1974) en sus primeras fases de desarrollo.

En un ensayo de siembra directa de quillay, en la Quebrada de la Plata (Región Metropolitana), con semillas de distintas procedencias, desde Coquimbo a Ñuble, se determinó que la procedencia no tuvo efecto en los resultados de terreno, pero que estos sí estaban significativamente influenciados por los atributos de las semillas determinados en laboratorio (Vita, 1969; 1974; INFOR-INDAP FIA, 2000). Este método se califica como eficaz para quillay en la zona semiárida, ya que su raíz tiene un desarrollo inicial muy rápido que le permite explorar el suelo en profundidad y de este modo evitar el riesgo de fracaso. Se recomienda utilizar en otoño, cuando aún hay temperaturas suficientemente altas como para producir la germinación, y de esta forma, al llegar la primavera (y junto a ella, el período seco), la planta ya tiene un sistema radicular suficientemente profundo para abastecerse de agua. Complementariamente, se debe proteger el lugar contra el fuego, el pastoreo y la acción de roedores (Vita, 1969; 1974; INFOR-INDAP-FIA, 2000).

Trabajos de siembra directa realizados con especies del género *Nothofagus* muestran resultados variables; es así que se obtiene buenos resultados de germinación para raulí en la zona de Valdivia (Cáceres, 1984) y buenos resultados de germinación para roble en la zona de la precordillera del Biobío (Padilla, 1999); sin embargo, con coihue se obtuvieron resultados deficientes. Esta última especie es reconocida por producir una gran cantidad de semillas, pero normalmente con baja viabilidad.

Respecto a la posibilidad de utilizar la siembra directa de especies forestales en la provincia de Aysén, Burschel *et al.* (1971) y Ackerknecht *et al.* (1972) concluyen que pino ponderosa y pino silvestre, serían especies apropiadas para reforestar grandes terrenos con esta técnica. Su germinación y desarrollo fue promisorio en los suelos no tratados, donde se las sembró

al voleo, y mucho mejor en donde la siembra se efectuó en surcos. Para obtener éxito en la siembra directa parece muy importante lograr una germinación temprana y completa, lo que hace imperativo una siembra muy temprana aplicando semillas estratificadas para asegurar una pronta germinación.

Respecto a la preparación del suelo, indican que los resultados obtenidos por la siembra directa fueron mejores en aquellos tratamientos en los que se preparó muy cuidadosamente el suelo y se realizó la siembra en pequeños surcos. Este tratamiento otorga protección contra el viento y asegura un completo contacto de la semilla con el suelo mineral y la humedad. Por eso, bajo estas circunstancias la germinación ocurre en forma relativamente rápida y completa (Burschel *et at.* 1971; Ackerknecht, 1972). También se encontró un número relativamente grande de plantas en los testigos sin tratamiento. En estas condiciones las semillas se refugiaron bajo el pasto y otra vegetación de poca altura que cubrió los tratamientos. Dicha vegetación conservó la humedad hasta cierto punto, y permitió así la germinación, sin embargo, este proceso de germinación comenzó mucho más tarde que en el tratamiento más intensivo. Las plantas que emergieron tuvieron además que sufrir la competencia, por luz y nutrientes, de las mismas malezas que las habían protegido durante el proceso de germinación (Burschel *et al.,* 1971; Ackerknecht, 1972).

Gutiérrez y Pérez (1974) evaluaron la posibilidad de efectuar siembra directa *de* pino ponderosa y pino silvestre en los alrededores de Coyhaique, concluyendo que el primero muestra mejores resultados de germinación en sitios secos, mientras que *el segundo* exhibió los mejores resultados en sitios húmedos. Las recomendaciones de este trabajo fueron:

- Tratar el suelo con extracción de la maleza hasta el suelo mineral y efectuar la siembra en surcos.
- La siembra al voleo en suelo intocado dio resultados más que aceptables, lo que indica buena posibilidad de desarrollar una siembra en gran escala, siempre que se cuente con suficientes semillas.
- Es aconsejable realizar la siembra en otoño, produciéndose de esta forma una estratificación natural y un mayor aprovechamiento del periodo de crecimiento, aminorándose de esta manera la diferencia notoria que se produce en el desarrollo de la germinación durante el primer periodo vegetativo, que es en forma lenta y tardía, y el segundo periodo vegetativo que se desarrolla rápida y abundantemente.
- La semilla tratada con repelente da resultados altamente positivos al compararlos con semillas no tratadas, protegiéndola contra agentes bióticos.

Finalmente se puede indicar que, tanto en las experiencias nacionales como en las extranjeras, la siembra directa es una actividad silvícola cuyo éxito depende principalmente de la adecuada calidad y cantidad se semillas utilizadas, de los tratamientos pre germinativos, época en que se realiza la siembra, preparación del suelo, las especies, las condiciones ambientales y micro ambientales y la presencia y actuar de los predadores de semillas.

Debido a la baja germinación y al incierto éxito del establecimiento de plantas, la siembra directa no debe recomendarse como única técnica de restauración. La selección de las especies utilizadas en los proyectos de siembra directa debe hacerse cuidadosamente para tener una relación costo / beneficio favorable. Esta selección de especies debe comenzar con aquellas de alta viabilidad de semillas y de gran tamaño. El uso de protecciones físicas puede aumentar la probabilidad de germinación en la siembra directa, aunque el éxito general no se vea afectado. La baja tasa de reclutamiento, sugiere el uso de la siembra directa como técnica complementaria de establecimiento, para mejorar la diversidad de especies, cuando la viabilidad de la semilla y el tamaño de las especies utilizadas se conocen previamente

La mayoría de los estudios coinciden en la conveniencia de realizar una buena preparación del suelo, ya sea en siembra en hoyos; en casilla (área o manchones), en líneas o en fajas. Lo central es realizar una preparación en profundidad y aplicar la semilla en pequeños surcos de 3 a 5 cm de profundidad.

3.2.3. Consideraciones Reglamentarias para la Utilización de la Siembra Directa en Chile

El Fondo de Conservación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo de la Ley sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Ley N° 20.283), contempla la bonificación para actividades de siembra directa, con el objetivo de:

- Favorecer la regeneración, recuperar o proteger formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o bosques nativos de preservación;
- Obtención de productos no madereros;
- Establecimiento de regeneración y protección en el manejo y recuperación de bosques nativos para producción maderera.

No obstante, a pesar de existir procedimientos para incentivar el uso de la siembra directa, no se registran bonificaciones por este concepto (CONAF, 2018). Al respecto, se hace necesario disponer de investigación que permita ponderar efectivamente el valor y utilidad de esta herramienta.

El fondo para el manejo del bosque nativo contempla recursos para bonificar diferentes intervenciones silvícolas tales como plantación suplementaria, ejecución de clareos, podas, y entre otras, la siembra directa, definida tal como se indica en el objetivo del Cuadro 3.8. La solicitud de pago de la bonificación ocurre en el período comprendido entre el segundo y cuarto año, contados desde la ejecución de la actividad. Los montos a bonificar por esta actividad según tipo forestal y zona se presentan en el Cuadro 3.9.

Cuadro 3.8. Comparación de actividades bonificables de siembra directa según tipo de bosques o formación ecológica.

	Actividades Bonificables		
	Las que favorezcan la regeneración, recuperación o protección de formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o de bosques nativos de_preservación, para mantener la diversidad biológica (excepto SNASPE).	Las dirigidas a la obtención de productos no madereros, que se realizan en bosque nativo de uso múltiple.	Las destinadas a manejar y recuperar bosques nativos para producción maderera, que se realizan en bosque nativo de uso múltiple
Objetivo de la siembra directa	Aquella destinada a establecer plantas de especies autóctonas mediante la incorporación al terreno de semillas de árboles, arbustos o suculentas que se desea recuperar, mejorar o mantener, provenientes del mismo rodal o sector, o de poblaciones más próximas al área a manejar y que se realiza en forma complementaria a la regeneración natural, para mejorar la calidad del bosque nativo o formación xerofítica de alto valor ecológico.		
Superficie mínima a sembrar	2.000 m^2/ha para los tipos forestales: • Palma Chilena, • Araucaria, • Alerce, • Escleróflilo, • Roble Hualo, • Lenga, • Coihue de Magallanes, • Ciprés de la Cordillera • Formaciones xerofíticas de alto valor ecológico	• Escleróflilo, • Roble Hualo, • Lenga, • Coihue de Magallanes, • Ciprés de la Cordillera.	
	3.000 m^2/ha para los tipos forestales: • Roble-Raulí-Coihue • Coihue-Raulí-Tepa • Siempreverde • Ciprés de las Guaitecas		
Requisitos para bonificación	• Al menos 2 plantas vivas de las especies sembradas por metro cuadrado de siembra (cualquiera sea el tipo forestal); • 0,4 plantas vivas por metro cuadrado cuando se trate de formaciones xerofíticas de_alto valor ecológico.	• Al menos 2 plantas vivas de las especies sembradas por metro cuadrado de siembra (cualquiera sea el tipo forestal);	

En síntesis, la siembra directa es una actividad ampliamente conocida, sin embargo, aun cuando existe una normativa vigente para su bonificación, en Chile no se le utiliza, posiblemente porque no se conocen técnicas específicas que permitan implementarla

efectivamente. Es necesario entonces realizar investigación para generar información objetiva que permita comparar esta técnica con otras herramientas de restauración en términos técnicos y económicos; así como actualizar la tabla de montos a bonificar, ya que actualmente para las mismas actividades y a igualdad de exigencias, se bonifica con distinto monto en UTM/ha.

Cuadro 3.9. Monto máximo de las bonificaciones por actividades de siembra directa.

Formación o Tipo Forestal	Valores de Siembra Directa Año 2016 (UTM/ha)					
	Formación alto valor y Bosques de Preservación		Productos no Madereros		Producción Maderera	
	Zona 1*	Zona 2**	Zona 1*	Zona 2**	Zona 1*	Zona 2**
Formación xerofítica de alto valor ecológico	2,07	2,37	-	-	-	-
Esclerófilo	4,88	4,68	4,19	5,0	4,03	4.81
Palma Chilena	4,88	-		-		
Ciprés de la Cordillera	5,0	-	5,0	5,0	6,37	10,0
Roble-Hualo	5,0	-	**5,0**	-	**6,37**	-
Roble-Raulí-Coihue	5,0	-	**5,0**	-	**6,37**	-
Coihue-Raulí-Tepa	5,0	-	**5,0**	-	**6,37**	-
Araucaria	5,0	-	-	-	-	-
Siempreverde	5,0	5,0	5,0	5,0	8,85	10,0
Ciprés de las Guaitecas	5,0	5,0	5,0	5,0	8,85	10,0
Coihue de Magallanes	5,0	5,0	5,0	5,0	8,85	10,0
Lenga	5,0	5,0	5,0	5,0	8,30	8,59
Alerce	5,0	5,0	-	-		

(Fuente: Modificado de Diario Oficial 31.08.2017)
Zona 1*: Aplicable desde la Región de Coquimbo hasta la Región de Los Lagos excepto Palena.
Zona 2**: Aplicable a las Regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá, Antofagasta, Aysén de general Carlos Ibáñez del Campo, Magallanes y de la Antártida Chilena y Provincia de Palena de la Región de los Lagos.

3.3. Control de Especies Exóticas Invasoras

Las especies exóticas invasoras son aquellas que se introducen o establecen en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que son agentes de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética (Gómez & Hahn, 2017). La recuperación de la vegetación natural en los sitios a restaurar requerirá no solo la reincorporación de especies nativas, sino también el control de las especies exóticas invasoras (Pissolito *et al.,* 2021). El control de especies exóticas no deseadas es una

de las acciones que entrega buenos resultados para contribuir a la restauración de sitios. Su objetivo, es la corta y/o eliminación de las especies no deseadas al interior del sitio a restaurar (MMA, 2020).

Diversos estudios demuestran y ratifican la habilidad que tienen algunas especies introducidas de ocupar los sitios con posterioridad a la ocurrencia de incendios, llegando en algunos casos a ejercer una competencia excluyente con las especies nativas. Gómez & Hahn (2017) sintetizan que después de incendios forestales y tras el deterioro y pérdida de vegetación, se generan espacios abiertos donde se activa la germinación del banco de semillas, así como el rebrote de individuos de especies preexistentes, además especies pioneras o invasoras son favorecidas al colonizar sitios perturbados. Un ejemplo característico de esta situación es la profusa proliferación de pino radiata observada en los sitios siniestrados en los grandes incendios de 2017 en Chile.

En general, las coníferas han sido ampliamente reportadas como invasoras en el mundo, pero principalmente en el hemisferio sur. En Chile se han reportado al menos seis especies de estas características: *Pinus radiata*, *P. contorta*, *P. sylvestris*, *P. ponderosa*, *P. pinaster* y *Pseudotsuga menziesii* (Langdon, 2011). Otras especies exóticas invasoras en el país son los aromos (*Acacia dealbata* y *A. melanoxylon*), retamilla (*Teline monspessulana*), retamo (*Cytisus scoparius*) y ulex (*Ulex europaeus*) (Peña, 2017).

En las especies que presentan conos serótinos, como *Pinus radiata*, el fuego provoca la termo dehiscencia de las piñas, liberando una gran cantidad de semillas, que le proporcionan una ventaja sustancial en la regeneración post incendio respecto a otras especies, permitiéndole un gran éxito regenerativo y un también considerable potencial invasor (Vega, 2003). La plasticidad que presenta *Pinus radiata*, ha hecho que sea considerada como una especie exótica invasora, ya que su capacidad para desarrollarse en diferentes condiciones de clima y suelo y su elevada capacidad de propagación y germinación, le han conferido una gran aptitud para utilizar nichos de otras especies vegetales, compitiendo fuertemente con las especies locales Soto (2021). El pino regenera intensamente luego de los incendios, estableciendo una gran cantidad de nuevas plantas, generando un tapiz verde de cientos de miles de plantas por hectárea (Tejera *et al.,* 2022).

Particularmente, Gómez y Garrido (2018) cuantificaron la regeneración de *Pinus radiata* en parcelas permanentes con bosque nativo en las comunas de Empedrado y Constitución, después del masivo incendio ocurrido el verano del 2017, estimando una abundancia de 106.666 plantas de pino por hectárea, luego de 10 meses de ocurrido el incendio. Antecedentes complementarios permiten establecer que pino radiata es la principal especie exótica invasora, en parcelas de iniciativas de restauración post incendio en la región del Maule. Esto obedece a su exitosa estrategia reproductiva, que involucra alta tasa de crecimiento, dispersión de semillas por el viento y resistencia a condiciones adversas, de modo que si no se efectúa control temprano puede colonizar rápidamente espacios abiertos, desplazando a las especies nativas y alcanzando en pocos años varios metros de altura y gran cobertura de copas (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.

3.3.1. Razones para Eliminar la Regeneración Exótica Invasora

Como consecuencia de los incendios se generan nuevas condiciones ambientales que dependen en gran medida de la severidad de estos, que es el indicador de la magnitud del daño o cambio producido por el fuego sobre la vegetación y otros componentes del sistema. Ante este disturbio la comunidad vegetal entra en una fase de reorganización, dando lugar a complejos procesos de respuesta relacionados con la capacidad adaptativa, resistencia y resiliencia de las especies. Dentro de los procesos ecológicos más relevantes post fuego se encuentra el cambio de especies en la sucesión ecológica temprana asociada al establecimiento de especies pioneras e invasoras en las zonas devastadas.

Leal (2020) comparó la composición de especies pre y post incendio en rodales con cobertura vegetal nativa del bosque maulino costero afectado por los incendios del año 2017. La comparación por especies evidenció disminución de riqueza, abundancia y cobertura de especies en los estratos arbóreo y arbustivo. El autor analizó la estructura de la vegetación regenerada, seleccionó las dos especies más abundantes (hualo y pino radiata) y realizó modelos predictivos de su abundancia usando datos geoespaciales. El modelo de pino dio cuenta de una efectiva invasión de esta especie, concluyendo una amenaza crítica para el bosque tres años después del incendio, particularmente por el fenómeno de invasión, que se vio fuertemente incrementado luego del fuego.

En tal condición, y particularmente para bosques de roble hualo de la costa del Maule, Promis *et al.* (2019) señalan que, si bien la vegetación en bosques de *N. glauca* ha mostrado una buena capacidad de responder después de la ocurrencia de incendios, la invasión de *P. radiata* llegará a dominar y transformar estos bosques en la cordillera de La Costa.

El impacto negativo del fuego sobre el potencial de recuperación de la vegetación nativa es mayor en áreas afectadas con presencia de especie exóticas invasoras. 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 de la restauración pasiva una estrategia poco efectiva y muy probablemente infructuosa (Pissolito *et al.,* 2021). De ahí la importancia de implementar estrategias de control y remoción de la regeneración de especies exóticas invasoras en las áreas que se pretende restaurar

3.3.2. Formas de Eliminar la Regeneración Exótica Invasora

La proliferación de especies invasoras es una de las principales amenazas que deben enfrentar los ecosistemas naturales después de un incendio forestal. Existen diversas técnicas de control de especies invasoras. La prevención es la primera medida para evitar el ingreso e impacto de especies exóticas en un ecosistema. En este sentido la detección temprana y rápida de la invasión incipiente es esencial, lo mismo que la adopción temprana de acciones de manejo que minimicen las probabilidades de consolidación de la invasión, efectuando control de la manera más temprana posible (MMA, 2020). Efectivamente, el

rápido crecimiento de los pinos en condiciones de invasión indica que el control debe realizarse tempranamente para evitar su interferencia por competencia con la regeneración nativa (Pissolito *et al.,* 2021).

En el caso de la regeneración de pino post incendio en renovales nativos, durante la primera temporada estas plantas 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 en rodales de bosque nativo en restauración ha sido común utilizar técnicas mecánicas, como la remoción manual o el uso de maquinaria para desbroce, en el caso de individuos menores a 5 cm de diámetro fustal. 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 ha propuesto el anillamiento, aunque no parece ser una técnica suficientemente eficiente (Soto, 2021).

Los métodos químicos, como el uso de herbicidas, son los más utilizados a nivel mundial. Los herbicidas de contacto afectan solamente la parte que recibe directamente el producto, mientras que los herbicidas sistémicos, tienen la capacidad de translocarse dentro de la planta a otros tejidos. Estos últimos suelen presentar una mayor efectividad. 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). Por su parte, MMA (2020) señala que por lo general en los sitios a intervenir existirá regeneración natural de especies nativas que son importantes para el proceso de restauración, por lo mismo, recomienda hacer una intervención de tipo manual, utilizando herramientas menores como rozón, hacha, desbrozadora y motosierra.

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 la muerte de un pino en unos pocos meses, sin afectar el crecimiento y desarrollo de las especies nativas de la zona, así como 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.

4. RESULTADOS EN RESTAURACIÓN Y REHABILITACIÓN DEL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO

El proyecto FIBN 002/2018, "*Siembra Directa: Técnica de Recuperación de Bosques Nativos de Roble-Hualo*" fue formulado y ejecutado para evaluar la efectividad de la siembra directa como herramienta para el establecimiento de especies nativas del tipo forestal Roble-Hualo en la región del Maule. Para tal efecto, la iniciativa reconoce que existen dos premisas básicas que se deben tener en cuenta en el ámbito de la restauración: (i) Los ecosistemas regeneran por si solos cuando no existen barreras que impidan esta regeneración, lo cual se denomina restauración pasiva (sucesión natural); y (ii) Cuando los ecosistemas están muy degradados no pueden regenerarse solos, su regeneración es muy lenta o se desvía o detiene su dinámica natural, entonces es necesario implementar estrategias de restauración activa o asistida para lograr su recuperación. En este último caso, 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 concordancia con lo anterior, el proyecto consideró la implementación de ensayos de terreno, donde se evaluó parcelas con distintos niveles de intervención para revegetar bosques de roble hualo afectados por incendios forestales: (i) parcelas de siembra directa; (ii) parcelas con eliminación de regeneración exótica; (iii) situaciones de plantación y (iv) testigos correspondientes a parcelas sin intervención.

Los ensayos se instalaron en los predios Quivolgo y Hualos de Loanco (Cuadro 4.1; Figuras 4.1 y 4.2). El primero ubicado sobre la ribera norte del río Maule, al este de la ciudad de Constitución, pertenece al patrimonio de Forestal Arauco S.A.; el segundo, a aproximadamente 20 Km al Sur de Constitución es propiedad de Forestal Mininco S.A. En ambos casos se trata de predios con presencia de remanentes del bosque maulino costero de la cordillera de la costa, emplazados en la comuna de Constitución, provincia de Talca, región del Maule. Fisionómicamente la vegetación es dominada por *Nothofagus glauca* (hualo), pero incluyen también especies siempreverde y del tipo esclerófilo. Los rodales de hualo donde se encuentran los ensayos están insertos en áreas de plantaciones de pino radiata, resultaron afectados por los incendios forestales del año 2017 y, constituyen actualmente áreas de alto valor de conservación para las empresas propietarias.

Los resultados de las acciones de siembra directa, plantación y monitoreo de vegetación post incendio, efectuadas en esos ensayos, en el marco del proyecto antes señalado, se resumen en este capítulo, el que finaliza sintetizando las lecciones aprendidas a partir de las acciones efectuadas y sus aplicaciones e implicancias en el contexto de la restauración de bosques de roble hualo afectados por incendios forestales en la costa de la región del Maule.

Cuadro 4.1. Parcelas evaluadas en cada ensayo.

Intervención	Ensayo: Hualos de Loanco		Ensayo: Quivolgo	
	Parcelas (N°)	Tamaño (m)	Parcelas (N°)	Tamaño (m)
Siembra (330 casillas/ha)	3	50 x 100 (0,5 ha)	4	50 x 66 (0,33 ha)
Plantación (330 pl/ha)	3	50 x 100 (0,5 ha)	4	50 x 66 (0,33 ha)
Eliminación de exóticas	3	50 x 100 (0,5 ha)	4	50 x 66 (0,33 ha)
Testigo sin intervención	3	50 x 50 (0,25 ha)	1	50 x 66 (0,33 ha)
Total	**12**	**5,25 ha**	**13**	**4,29 ha**

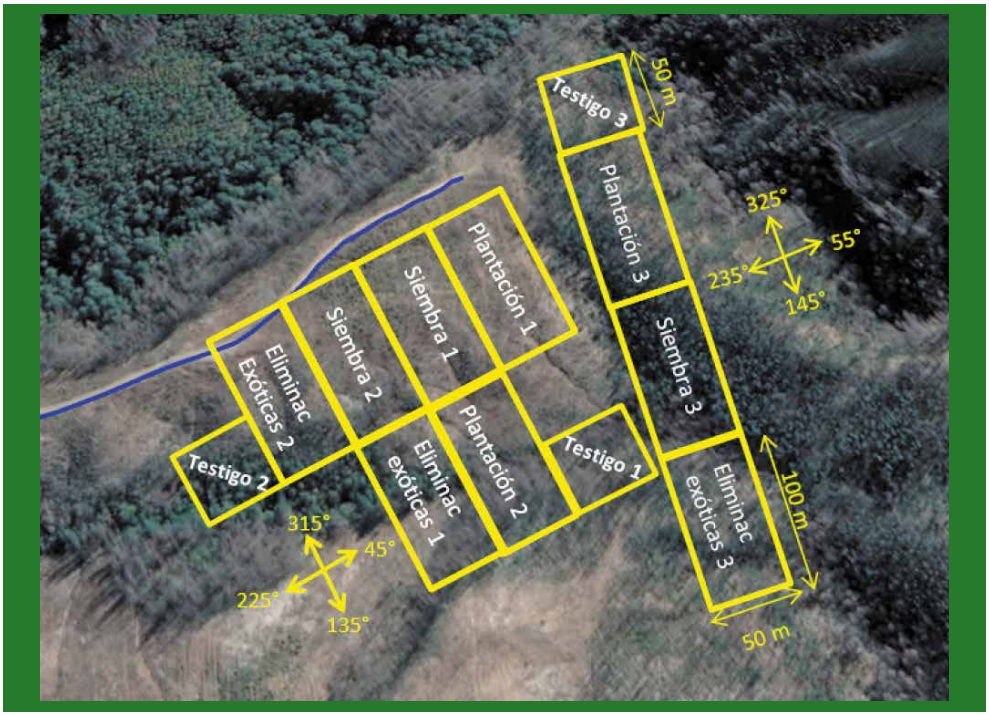


Figura 4.1. Distribución de parcela en ensayo Hualos de Lonco.

Figura 4.2. Distribución de parcela en ensayo Quivolgo

4.1. Siembra Directa

4.1.1. Resultados de la Siembra Directa de Hualo

Para la siembra se dispuso de 2 lotes de semillas de hualo colectados en marzo del año 2019 desde rodales naturales de la zona de Empedrado y de Quivolgo, es decir de semilla de origen local respecto a los sitios de siembra. El análisis físico y germinativo de las semillas se resume en el Cuadro 4.2.

Cuadro 4.2. Análisis de las semillas usadas en experiencias de siembra directa de hualo.

Parámetro	Lote 1 (Empedrado)	Lote 2 (Quivolgo)
Pureza (%)	99,5	99,9
N° semillas / Kg	1.924	3.243
Germinación (%)*		
-Remojo en AG, 0 ppm	8,7	0,7
-Remojo en AG, 50 ppm	14,7	6,7
-Remojo en AG, 100 ppm	21,3	8,0
-Remojo en AG, 200 ppm	25,3	4,0
-Remojo en AG, 400 ppm	26,7	9,3

(Fuente: Gutiérrez *et al.,* 2019)
*Germinación evaluada en ensayos de laboratorio, usando como tratamiento pre germinativo remojo de las semillas por 24 horas en soluciones con concentración de 0 a 400 partes por millón (ppm) de ácido giberélico (AG).

Figura 4.3. Tratamiento pre germinativo y ensayo de germinación para las semillas de hualo usadas en experiencias de siembra directa.

La siembra se realizó en dos ocasiones; la primera en junio del año 2019, en ambos ensayos, y la segunda en invierno de 2020, en junio para el ensayo de Hualos de Loanco y en agosto para el de Quivolgo.

Se sembró superficialmente en casillas equivalentes a las de plantación (30x30X30 cm), utilizando semillas previamente remojadas por 24 horas en ácido giberélico a razón de 500 ppm.

En cada casilla se utilizó de 25 a 50 semillas mediante un dosificador *ad hoc* confeccionado con tubería de PVC (Figura 4.4). Una vez depositadas las semillas en las casillas respectivas, fueron cubiertas ligeramente con tierra de la misma.

En forma secuencial y sistemáticamente, cada casilla de siembra fue complementada con un shelter, un protector de malla, o se dejó como testigo sin protección (Figura 4.5).

Figura 4.4. Faena de siembra directa de semillas de hualo.

Figura 4.5. Tratamientos de siembra directa. Instalación de protectores *shelters* (arriba); instalación de protectores de malla (centro); casillas de siembra sin protección (abajo).

La evaluación de ambas experiencias de siembra directa arrojó resultados deficientes. En el primer caso se evidenció la casi nula germinación y presencia de plantas, contabilizándose solo 10 plantas vivas en el ensayo de Quivolgo y 50 plantas en Hualos de Loanco, en tanto que fue común observar restos de semillas consumidas por roedores (Figura 4.6). La escasa obtención de plantas en la actividad preliminar de siembra directa no permitió diferenciar efectos de las técnicas de protección aplicadas.

Figura 4.6. Restos de semillas de hualo, consumidas por roedores.

En la segunda experiencia, evaluada 2 y 4 meses post siembra, no se observó presencia de plantas regeneradas a partir de la semilla incorporada en las iniciativas de siembra directa implementadas en los dos ensayos evaluados. Al igual que lo ocurrido en la experiencia preliminar, se observó una alta incidencia de consumo de semillas por ratones silvestres, situación que fue constatada en un muestreo de fauna menor efectuado en el ensayo Hualos de Loanco.

4.1.2. Monitoreo de Roedores en el Área de Estudio

Existen antecedentes no publicados de una experiencia exitosa de siembra en otra área del predio Hualos de Loanco. La época y la profundidad a las que se efectuó la siembra analizada fueron se modificadas en función de las empleadas en tal experiencia. Aun así, los resultados fueron totalmente opuestos, atribuyéndose esta diferencia a las particulares condiciones de sitio en que se efectuó la siembra exitosa, en terreno abierto sin presencia de bosque residual, ni cobertura arbustiva. En tales condiciones se especula que las poblaciones de roedores silvestres serían más bajas que las existentes en los terrenos utilizados para los ensayos del proyecto, las que corresponden a zonas de bosque degradado, con distintos y variados grados de cobertura, que brindarían condiciones de hábitat más propicias para la existencia de los roedores.

Para conocer la situación de los roedores en el área de estudio se implementó un monitoreo de micromamíferos en el ensayo de Hualos de Loanco, asumiendo que la situación existente en este sitio sería equivalente a la del ensayo Quivolgo. Para este efecto se utilizó dos estaciones de muestreo de 0,8 ha (160 x 50 m); una sin cobertura de dosel arbóreo, compuesta por un estrato arbustivo de individuos dispersos de hualo, peumo, litre y otras especies rebrotadas post incendio y con alturas inferiores a los 3 metros, y la otra con un estrato arbóreo de alta cobertura (70-85%) y una altura de hasta 16 metros, formado por hualo, avellano, peumo, radal y maqui, entre otras. En ambas estaciones se efectuó un muestreo en transectos, usando 48 trampas Sherman de captura viva, establecidas y revisadas durante 4 noches.

Este monitoreo de micromamíferos permitió confirmar al interior de las parcelas del ensayo de siembra directa, la presencia de 4 especies de roedores nativos (*Phyllotis darwini*, *Oligoryzomys longicaudatus, Abrothrix longipilis* y *Abrothrix olivaceus*) y de una especie exótica introducida altamente dañina (*Rattus norvegicus*) (Figura 4.7). La mayor presencia de estos roedores se presentó en la situación sin dosel arbóreo, siendo *Abrothrix olivaceus* la especie más frecuente (Cuadro 4.3).

Cuadro 4.3. Diversidad de micromamíferos en área de estudio del predio Hualos de Loanco.

Especie	Sin dosel arbóreo	Con dosel arbóreo	Total
Phyllotis darwini	2	3	5
Oligoryzomys longicaudatus	3	2	5
Abrothrix olivaceus	7	1	8
Abrothrix longipilis	2	0	2
Rattus norvegicus	0	3	3
Total	**14**	**9**	**23**

La deforestación y fragmentación de los bosques nativos, ha significado un cambio de hábitat que podría afectar la diversidad y abundancia de granívoros nativos, tales como aves y especialmente pequeños mamíferos (Muñoz y Murúa, 1989). A su vez, esto tendría un impacto en el nivel de mortalidad de semillas por depredación por animales, la que es una importante interacción que podría afectar la estructura poblacional de las plantas y la composición de especies en las comunidades forestales (Schupp, 1988). Sin embargo, en bosques fragmentados, tales como los que ocurren en el área de estudio, los patrones de granivoría por roedores aún no están claros.

En bosques caducifolios de *N. glauca* y *N. obliqua* en la Reserva Nacional Los Queules (comuna de Pelluhue), Donoso *et al.,* (2003) encontraron que el nivel de depredación de semillas de ambas especies arbóreas en zonas de bordes de bosques fue más alto que en el interior del bosque, e incluso las semillas más grandes fueron más consumidas que las pequeñas.

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 4.7. Roedores identificados en el área estudio del predio Hualos de Loanco.

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.

En el bosque maulino costero, algunas especies reconocidas como depredadores de semillas arbóreas son *Irenomys tarsalis, Oligoryzomys longicaudatus, Abrothrix longipilis* y *Abrothrix olivaceus* (Meserve *et al.,* 1988). Estas tres últimas especies, fueron registradas en este estudio preliminar en las parcelas donde se desarrolla el ensayo se siembra directa en Los Hualos de Loanco. *Phyllotis darwini*, el cuarto roedor nativo detectado en Hualos de Loanco también está sindicado como consumidor de semillas forestales, al menos para *Cryptocarya alba* (Bustamante y Vásquez, 1995). En este sentido, la presencia confirmada de estas especies, implica que el uso de la siembra directa como técnica de recuperación para bosques quemados, debe considerar el impacto o influencia de estas especies en la disponibilidad o mortalidad de las semillas, para adoptar medidas orientadas a precisamente a incrementar su sobrevivencia y su aporte al reclutamiento poblacional de nuevos individuos arbóreos.

4.1.3. Viabilidad de la Siembra Directa en la Restauración de Bosques de Roble-Hualo

El proyecto ha podido determinar mediante procedimientos experimentales (evaluación de ensayos) la escasa o nula efectividad de la siembra directa como medida de regeneración de hualo. Si bien la técnica no resulta efectiva, el proyecto cumple su objetivo general de determinar la efectividad de la misma; proporcionando antecedentes técnicos objetivos que confirman su cuestionable valor como herramienta de restauración para la especie y las condiciones de sitio estudiadas.

El valor de la siembra directa para establecer regeneración ya estaba previamente cuestionado, debido a la baja germinación y al incierto éxito del establecimiento de plantas, indicándose en otros estudios que la siembra directa no debe recomendarse como única técnica de restauración. Al respecto, Derr & Mann (1971) indican que cuando la viabilidad de las semillas es inferior al 85%, es mejor utilizar estas semillas para sembrarlas en viveros, donde se pueden controlar las condiciones para optimizar la germinación, en lugar de sembrarlas directamente en terreno

La siembra directa, al igual que los demás métodos para acelerar la regeneración, no es totalmente segura, debido a que presenta mayores riesgos de pérdidas que la introducción de plantas. Efectivamente, la siembra directa es una técnica que no suele utilizarse en el país y a la que se le reconocen claras desventajas, entre ellas:

- Destrucción de las semillas por predadores
- Mala germinación, debida a condiciones adversas del suelo.
- Perdida por sequía en el verano.

Una de las causas de fracaso de la siembra directa, entre otras, es la acción de los depredadores de semillas (Smith, 1986). Adicionalmente, la fragmentación y degradación del hábitat, situación característica de los bosques de hualo, incrementa la depredación de semillas (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 poblaciones estables de cuatro especies de plantas perennes de larga vida en vegetación esclerófila del sureste de Australia, se estimó que los depredadores de semillas destruían una media del 95% de las semillas (Andersen, 1989). Análogamente, en las experiencias implementadas en este proyecto, la perdida de semillas por consumo de roedores afectó a la totalidad de las semillas sembradas.

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) revisan la eficacia de la técnica de siembra directa en las prácticas de restauración forestal, en términos tanto de germinación de las semillas como de probabilidades de éxito en el establecimiento de las plantas en diversos ecosistemas.

Los autores mencionados concluyen que el tamaño de las semillas tiene un efecto significativo sobre la germinación y el éxito de establecimiento, las semillas grandes tienen cerca del doble de probabilidades de germinación y de éxito en el establecimiento respecto al semillas pequeñas, y que el uso de protección física de las semillas dio lugar a un aumento de casi el doble de la probabilidad de germinación. Sin embargo, este efecto se desvanece hacia el final de los experimentos, ya que no se encontraron diferencias en la probabilidad de éxito entre las parcelas protegidas y las no protegidas.

Aun así, los mismos autores señalan que en general los intentos de restauración mediante la técnica de siembra directa fueron relativamente infructuosos en términos de germinación de semillas. La mayoría de las especies evaluadas (72%) presentaron una baja probabilidad de éxito (<0,20), lo que pone de manifiesto el riesgo de basar un proyecto de restauración únicamente en reclutamiento de plantas mediante siembra directa.

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 plantas; sin embargo, se produce una supervivencia considerablemente mayor en la restauración mediante plantación en lugar de la siembra directa (Ceccon *et al.,* 2016).

Por otra parte, de acuerdo a los costos determinados durante la ejecución de este proyecto, la diferencia de valor entre sembrar 300 casillas/ha (13,66 UTM/ha) y plantar 300 plantas/ha (15,90 UTM/ha) es del orden de 2,2 UTM/ha, valor que resulta marginal al considerar las cuestionables probabilidades de éxito de la siembra respecto de la plantación.

Adicionalmente, la abundante y variada regeneración natural observada en los años posteriores a los incendios que afectaron a los bosques de roble y hualo del Maule (Figura

4.8) sugiere que la opción de no intervenir activamente en la restauración de estos bosques es una interesante y efectiva alternativa.

En este contexto, medidas tendientes a excluir el ingreso de animales y fundamentalmente a eliminar la invasiva regeneración de pino radiata (Figura 4.9), resultan adecuadas y fundamentales para apoyar la restauración sin mayor necesidad de efectuar siembras o plantaciones.

Figura 4.8 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.

Figura 4.9. Eliminación de regeneración de pino radiata, que dificulta y compromete la restauración de las especies originales que conforman el bosque maulino.

4.1.4. Costos de la Siembra Directa

De acuerdo a los estándares y rendimientos determinados durante la ejecución del proyecto, el costo de efectuar siembra directa de hualo, a razón de 330 casillas de siembra homogéneamente distribuidas por hectárea, alcanza a 792.040 $/ha o 13,66 UTM/ha[1] (Cuadro 4.4).

Cuadro 4.4. Costo de siembra directa de hualo (junio, 2022).

Ítem	Cantidad		Costo		Total	
					$/ha	UTM/ha
Semillas	4	Kg/ha	100.000	$/Kg	400.000	6,90
Casillas y siembra	1,68	jorn/ha	60000	$/jorn	100.800	1,74
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					**792.040**	**13,66**

Si bien estos resultados indican que la siembra directa de hualo es una actividad de ligeramente menor costo que la plantación, los negativos resultados obtenidos en el contexto de este proyecto, en términos de germinación y establecimiento de plantas, desaconsejan su uso como medida de restauración.

4.2. Plantación

4.2.1. Resultados de la Plantación de Hualo

En el invierno del año 2020 (julio) se realizó la plantación de las parcelas identificadas como de plantación en los croquis de los ensayos de Quivolgo y Hualos de Loanco (Figuras 4.1 y 4.2).

Las plantas utilizadas fueron de la procedencia Empedrado, corresponden a plantas del tipo 1-0 producidas en el vivero del Centro Tecnológico de la Planta Forestal en INFOR Concepción.

La siembra se efectuó a comienzos de agosto de 2019, en cajones con corteza de pino compostada como sustrato; la germinación empezó a manifestarse aproximadamente 12 días después; a mediados de septiembre se inició el repique de las plantas a bandejas de poliestireno expandido (plumavit) de 84 cavidades de 130 cc de capacidad volumétrica cada una.

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

La viverización consideró fertirriego tecnificado y un *topping* para endurecimiento de las plantas, practicado a 40 cm de altura en enero de 2020 (Figura 4.10).

La plantación propiamente tal se efectuó en julio de 2020. Se plantó en casillas de 30x30x30 cm, usando pala plantadora, y protegiendo las plantas con *shelters*, malla conejera o malla raschel, cada uno de estos protectores usados en la misma proporción (Figura 4.11).

Septiembre, 2019.

Octubre, 2019.

Enero, 2020

Marzo, 2020.

Figura 4.10. Desarrollo de las plantas.

La evaluación de las parcelas de plantación de ambos ensayos se efectuó en octubre de 2020 y en mayo de 2021, correspondiendo respectivamente a tres meses y a un año post plantación. En las dos oportunidades se registró la supervivencia, el estado de las plantas y el tipo de protección empleado (*shelter*, malla conejera o malla raschell).

En la primera evaluación el estado de las plantas vivas se clasificó en dos categorías (vigorosas y regulares), en tanto que, en la segunda, atendiendo a la mayor diversidad de estados, este se clasificó en tres categorías (vigorosas, regulares y débiles o dañadas).

En la segunda evaluación se registró también la altura y diámetro de cuello de todas las plantas.

Figura 4.11. Plantación Quivolgo. Julio 2020.

Hasta los tres meses de edad ambos ensayos de plantación presentan una supervivencia cercana al 100%, la mayor parte de sus plantas se clasifican como vivas y vigorosas, y no se observa efecto diferenciado de los distintos tratamientos de protección individual aplicados a las plantas (Cuadro 4.5). Esta situación resulta esperable debido a la oportuna realización de la plantación, a la calidad de planta utilizada y fundamentalmente a las favorables condiciones ambientales que enfrentan las plantas durante el invierno e inicio de primavera.

Cuadro 4.5. Estado de plantas de hualo, según método de protección, a los tres meses post plantación.

Ensayo: Hualos de Loanco

Protección	n	Supervivencia (%)	Vigorosas (%)	Regulares (%)
Malla conejera	173	98,3	97,1	1,2
Malla raschell	133	98,5	89,5	9,0
Shelter	157	99,4	94,3	5,1
TOTAL	463	98,7	93,9	4,8
p-value		*0,5078*	*0,3496*	*0,4137*

Ensayo: Quivolgo

Protección	n	Supervivencia (%)	Vigorosas (%)	Regulares (%)
Malla conejera	187	97,3	94,7	2,6
Shelter	211	96,7	93,4	3,3
TOTAL	398	97,0	94,0	3,0
p-value		*0,1843*	*0,1654*	*0,6042*

Después de un año de la plantación, los ensayos continúan exhibiendo un comportamiento muy similar entre ellos, observándose ahora una importante disminución de la supervivencia, la que se reduce hasta el orden del 65%. A la vez, aumenta la proporción de plantas débiles y regulares, y se reduce muy considerablemente la proporción de plantas vigorosas (Cuadro 4.6).

Los tratamientos de protección no evidencian efectos sobre el crecimiento en altura y DAC en ninguno de los ensayos. Muy probablemente el uso de cualquiera de estos métodos de protección es mejor que no usarlos, pero esa conclusión no puede deducirse de este estudio, por cuanto no se evaluó plantas testigo sin protección (Cuadro 4.6).

Por otra parte, la supervivencia y proporción de plantas en cada categoría (vigorosa, regular, débil, muerta) si se ve afectada por el tipo de protección, situación que se verifica solo en el ensayo de Quivolgo. En esta unidad 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 a 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 (Cuadro 4.6).

Cuadro 4.6. Estado y crecimiento de plantas de hualo, según método de protección a los 12 meses post plantación.

Ensayo: Hualos De Loanco

Protección	n	Supervivencia (%)	Vigorosas (%)	Regulares (%)	Débiles (%)	Altura (cm)	DAC (mm)
Malla conejera	153	82,35	6,54	37,25	38,56	40,92	5,67
Malla raschell	106	75,47	19,81	24,53	31,13	41,23	5,07
Shelter	132	80,30	14,39	37,12	28,79	40,97	5,45
Sin clasificar	92	-	-	-	-	-	-
TOTAL	483	64,60	10,35	27,33	26,92	41,02	5,44
p-value		*0,4659*	*0,7607*	*0,2754*	*0,2317*	*0,9387*	*0,2482*

Ensayo: Quivolgo

Protección	n	Supervivencia (%)	Vigorosas (%)	Regulares (%)	Débiles (%)	Altura (cm)	DAC (mm)
Malla conejera	173	53,76[a]	11,56	23,70	18,50[a]	41,74	5,72
Shelter	208	75,96[b]	13,46	28,37	34,13[b]	42,85	5,63
Sin clasificar	6	-	-	-	-	-	-
TOTAL	387	64,86	12,40	25,84	26,61	42,44	5,66
p-value		*0,0042**	*0,3910*	*0,3240*	*0,0288**	*0,6999*	*0,9739*

*Diferencias estadísticamente significativas

4.2.2. Evaluación de Estrés en Plantación

Independientemente de la magnitud de las diferencias observadas en las parcelas de plantación entre los 3 meses y un año, es normal que después del primer periodo estival en terreno se manifieste un aumento de mortalidad de plantas. Ello es consecuencia del relativamente alto estrés ambiental (térmico e hídrico) que las plantas deben enfrentar estando aún en un muy incipiente estado de desarrollo. Los estreses ambientales como temperaturas extremas, sequía, cambios en la intensidad lumínica, salinidad, y otros afectan la función de los sistemas fotosintéticos de las plantas, modificando por tanto a la emisión de fluorescencia de la clorofila. Por lo mismo, los cambios en la emisión de fluorescencia de la clorofila se consideran una herramienta útil para estudiar factores que limitan la fotosíntesis y los mecanismos de respuesta a estos tipos de estrés (Maxwell & Johnson, 2000; González-Moreno *et al.,* 2008; Rohacek *et al.,* 2008).

En las parcelas de plantación del ensayo Hualos de Loanco se efectuó una medición de fluorescencia de clorofila utilizando un fluorómetro, equipo que permite obtener una serie de parámetros que describen los diferentes fenómenos que ocurren a nivel de los fotosistemas de las hojas. La evaluación se realizó en primavera (noviembre de 2022), verano (enero de 2023) y otoño (abril de 2023) en plantas de 29 a 34 meses de edad. En las tres ocasiones se consideró una situación con presencia de dosel superior de protección arbórea y otra donde las plantas crecían en terreno sin protección superior (Figura 4.12). Cada situación fue representada por

tres núcleos de aproximadamente 10 plantas, las cuales fueron medidas en las tres ocasiones, en una hoja por planta, previamente puesta en oscuridad por 30 minutos mediante una pinza específica para tal propósito (Figura 4.13).

Figura 4.12. Situaciones con y sin cobertura de dosel arbóreo superior utilizadas durante la evaluación de estrés en parcelas de plantación del ensayo Hualos de Loanco.

Figura 4.13. Fluorómetro y pinza para oscurecimiento de hojas (izq.); medición de plantas en terreno (der.).

Se registró los valores de Fo (nivel mínimo de fluorescencia después que la hoja en oscuridad es expuesta a un rayo específico de luz emitido por el fluorómetro); Fm (nivel máximo de fluorescencia de la misma hoja, después de ser expuesta a pulsos cortos de luz actínica de alta densidad de flujo fotónico); Fv (fluorescencia variable, que corresponde la diferencia entre Fm y Fo); y la relación Fv/Fm que es un buen indicador de plantas expuestas a diversos estreses bióticos y abióticos cuando están en presencia de luz (Salazar *et al.,* 2016). En hojas maduras y sanas los valores normales de Fv/Fm son cercanos a 0,8, su disminución indica la pérdida de la función fotosintética.

Se registró, además, como variables descriptivas complementarias, la altura, diámetro y vigor de las plantas, este último en una escala de cuatro categorías, desde 1 (planta sana) hasta 4 (planta muerta).

Los resultados de evaluación de fluorescencia y crecimiento se resumen en el Cuadro 4.7, donde se observa que las plantas no han evidenciado crecimiento respecto de su primer año (Cuadro 4.6), debido a que muchas de ellas han reducido su altura como consecuencia de la perdida de follaje y de sus ápices principales por desecamiento. En cuanto a crecimiento en altura y diámetro de cuello, no se manifiestan diferencias atribuibles al efecto de la cobertura, la época de medición o la interacción época x cobertura.

Cuadro 4.7. Evaluación de estrés y crecimiento de plantas de 29 a 34 meses de edad con y sin cobertura de dosel de protección.

Temporada	Cobertura dosel de protección	n	Fv/Fm	H (cm)	DC (mm)
Primavera (Nov 2022)	Sin cobertura	25	0,726	40,8	5,6
	Con cobertura	27	0,741	38,9	4,9
	Promedio primavera	52	0,734	39,8	5,3
Verano (Ene 2023)	Sin cobertura	25	0,758	41,4	5,4
	Con cobertura	27	0,654	38,4	5,1
	Promedio verano	52	0,703	39,8	5,3
Otoño (Abril, 2023)	Sin cobertura	25	0,748	38,5	5,1
	Con cobertura	27	0,680	34,5	4,7
	Promedio otoño	52	0,717	36,7	4,9
	Promedio General	**156**	**0,718**	**38,9**	**5,2**

Se destaca que en todas las situaciones las plantas muestran valores de Fv/Fm inferiores a 0,8, signo de que están experimentando, en distintos grados, el efecto de factores de estrés que reducen su eficiencia fotosintética.

En términos estadísticos no existe diferencia en los valores de Fv/Fm presentados por las plantas en primavera, verano y otoño (*p-value* = 0,1755), pero si en las situaciones con y sin cobertura (*p-value* = 0,0014), donde contrariamente a lo esperado, las plantas sin dosel de protección presentan una mejor condición (Fv/Fm =0,74) que las plantas bajo protección (Fv/Fm =0,69).

La situación descrita se resume en el Cuadro 4.8, en el que también se hace evidente la interacción significativa entre cobertura y época de medición (*p-value* = 0,0044).

El mayor estrés (menores valores de Fv/Fm) ocurre durante el verano en las plantas que cuentan con dosel arbóreo de protección. Por el contrario, el menor estrés ocurre en las plantas sin cobertura también durante el verano, aun cuando no se diferencia del observado en otoño sin cobertura y el de primavera con o sin cobertura.

Cuadro 4.8. Variación de los valores de Fv/Fm entre estaciones y condición de cobertura.

	Con cobertura	Sin cobertura	Efecto Estación
Primavera	0,74 ab	0,72 ab	**0,73 a**
Verano	0,65 c	0,76 a	**0,71 a**
Otoño	0,68 bc	0,74 ab	**0,70 a**
Efecto Cobertura	**0,69 b**	**0,74 a**	

En negritas efecto principal de los factores estación y cobertura; en sombreado el efecto de la interacción estación x cobertura.

La misma situación se constata en la distribución de las plantas por categorías de vigor; la distribución no se diferencia mayormente entre temporadas, siendo muy similar en primavera, verano y otoño (Figura 4.14).

En cambio, en las situaciones con cobertura y sin cobertura existe una evidente divergencia, observándose que las plantas bajo dosel arbóreo se concentran en las categorías de bajo vigor (V3) y presentan menos plantas en las categorías vigorosas (V1 y V2), en relación lo observado para las plantas que crecen sin cobertura (Figura 4.14).

Para ambas condiciones de cobertura la distribución de las plantas en categorías de vigor exhibe interacción con las temporadas (Figura 4.14), coincidiendo con lo observado respecto al estimador de estrés Fv/Fm.

Como efecto principal, independiente de la temporada, las plantas con cobertura presentan mayor estrés y mayor concentración de plantas en categorías de bajo vigor, que aquellas creciendo en terreno descubierto.

Al respecto, si bien los factores de estrés como la alta temperatura, insolación y sequía ocurren en forma simultánea durante la estación estival, los 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 evaluadas 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.

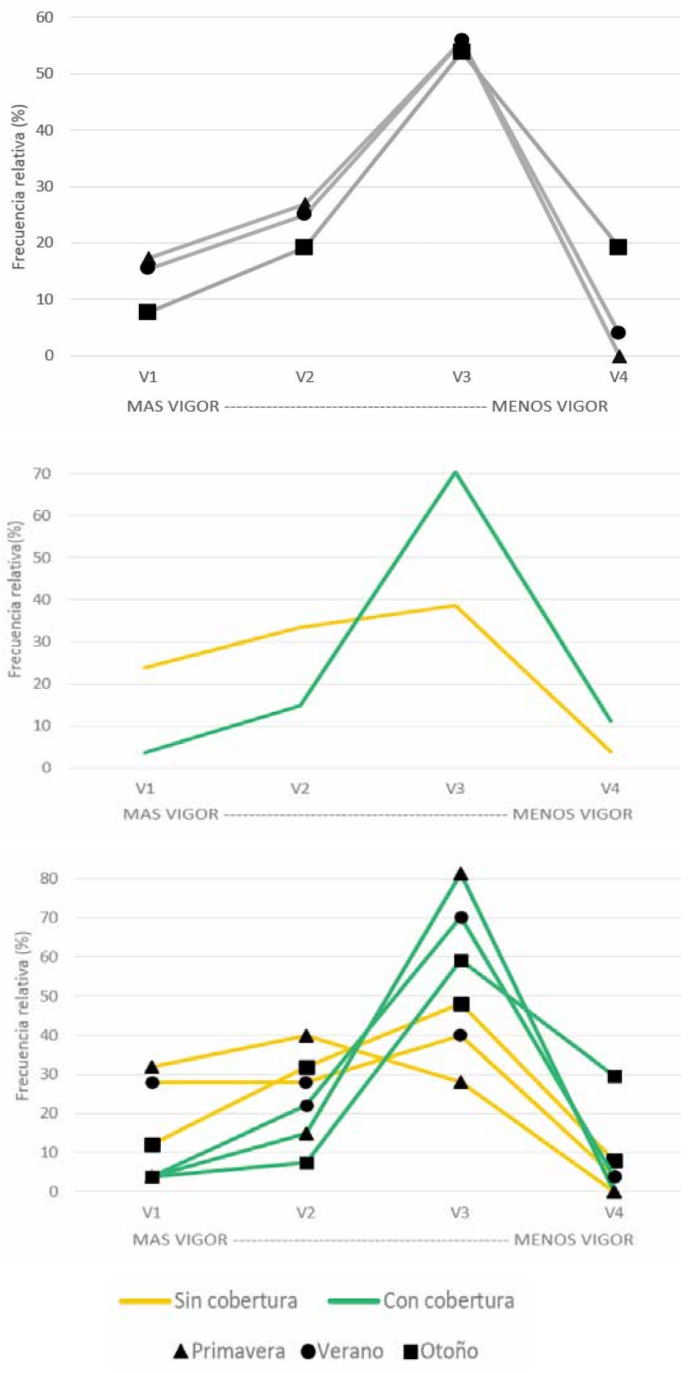


Figura 4.14. Distribución de plantas de hualo en 4 categorías de vigor para las temporadas de primavera, verano y otoño (sup.); para distintas condiciones de cobertura (centro); y para la combinación temporada con cobertura (inf.).

4.2.3. Costos de Plantación

De acuerdo a los estándares y rendimientos determinados durante las faenas de plantación de los ensayos establecidos por el proyecto, se determinó que el costo de plantar una hectárea de hualo (Cuadro 4.9) alcanza a 922.440 $/ha, equivalentes a 15,90 UTM/ha[1].

Cuadro 4.9. Costos de plantación de hualo a razón de 330 pl/ha (Junio 2022).

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**

Los valores comparables para plantación suplementaria o enriquecimiento a razón de 330 pl/ha en el tipo forestal Roble–Hualo, de la tabla que determina el monto máximo de las bonificaciones para las actividades a que se refiere la Ley n° 20.283, sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal, se resumen en el Cuadro 4.10.

Para la recuperación de bosque nativos de preservación la tabla de costos de la Ley 20.283 considera una bonificación de 5 UTM/ha para efectos de enriquecimiento ecológico de 330 pl/ha (plantación) y otras 5 UTM adicionales para el caso de bosque dañados por incendios forestales, situación que corresponde a la evaluada en este proyecto. Considera también 5 UTM/ha por concepto de instalación de protectores individuales, valor que resulta coincidente con el determinado en esta evaluación.

En conjunto la bonificación estatal para esta situación podría alcanzar a 15 UTM/ha, valor muy similar al costo de plantación determinado en esta evaluación (15,9 UTM/ha). Sin embargo, la limitación del artículo 22 de la Ley 20.283[2] fija un máximo de bonificación para esa situación de solo 5 UTM/ha, de modo que en la práctica resulta insuficiente para establecer plantaciones de restauración en bosque de roble hualo.

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

2 Actividades que favorezcan la regeneración, recuperación o protección de formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o de bosques nativos de preservación, con el fin de lograr la mantención de la diversidad biológica, con excepción de aquellos pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Dicha bonificación alcanzará hasta 5 UTM/ha (Art 22 a, Ley 20.283)

Cuadro 4.10. Montos máximos de bonificación de Ley N° 20.283 sobre recuperación de bosque nativo y fomento forestal para intervenciones en bosques del tipo Roble-Hualo del año 2020.

Faena	Ámbito		
	Actividades que favorezcan la regeneración, recuperación o protección de bosques nativos de Preservación.	Actividades silviculturales dirigidas a la obtención de productos no madereros:	Actividades silviculturales destinadas a manejar y recuperar bosques nativos para fines de producción maderera:
Enriquecimiento ecológico 330 pl/ha	5,00 UTM/ha		-
Plantación suplementaria 330 pl/ha	-	5,00 UTM/ha	10,00 UTM/ha
Plantación suplementaria (330 pl/ha) en bosques afectados por incendios forestales	5,00 UTM/ha		10,00 UTM/ha
Cerco nuevo alambre de púa	44,32 UTM/Km		
Protección individual de malla 330 pl/ha	5,00 UTM/ha		10,00 UTM/ha
1er control o eliminación de especies exóticas invasoras	2,64 UTM/ha		-
(UTM junio 2022: $57.557)			

4.3. Regeneración Natural de la Vegetación Post Incendios

Para facilitar los procesos de restauración de los bosques de roble-hualo, severamente afectados por los incendios forestales de la temporada estival 2017, se evaluó la respuesta regenerativa del bosque y las especies que lo componen, después de un disturbio de tal magnitud. Al respecto, la disponibilidad de espacios y las formas de colonización por las plantas en el ambiente post disturbio es uno de los aspectos de interés para la ecología de la dinámica vegetal. Esta evaluación es particularmente interesante por cuanto la oferta de espacio para la regeneración es consecuencia de incendios en un bosque endémico del tipo forestal Roble Hualo, dominado por *Nothofagus glauca* en el área costera de la comuna de Constitución.

En primavera y verano del año 2019, dos años post incendio, se efectuó un estudio de la riqueza y cobertura vegetal en 81 parcelas de 25 m^2 establecidas en los ensayos de los predios Quivolgo (36 parcelas) y Hualos de Loanco (42 parcelas). La riqueza hace referencia a la cantidad de especies existentes, en tanto la cobertura es una expresión de la dominancia y abundancia de las especies y remplazan la medición de la densidad poblacional.

Para estimar la cobertura, en cada parcela se aplicó la metodología fitosociológica de Braun-Blanquet (1964), que define una escala de rangos de valores de cobertura. Esta se aplicó para los estratos: árboles, arbustos-matorrales, trepadoras y hierbas.

4.3.1. Riqueza de Especies

De acuerdo a los resultados, la riqueza de especies es alta y considerable, destacándose 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 lignotúber en arbustos y árboles. Posterior a un disturbio como un incendio, rebrotan y pueden recolonizar el espacio en la medida que otros factores no limiten su desarrollo (invasión de especies exóticas, particularmente pino radiata, y presencia de animales que ramonean o pisotean la regeneración). Se observó un total de 111 especies (Anexo 2), cuya distribución por origen y hábito se resume en el Cuadro 4.11, y su presencia en primavera u otoño en cada ensayo en el Cuadro 4.12.

Cuadro 4.11. Riqueza de especies según forma de crecimiento y origen.

Forma de crecimiento	Endémico	Nativo	Introducido	Sin clasificar	Total
Árboles	6	9	1	-	16
Arbustos	6	11	2	-	19
Hierbas	14	26	23	6	69
Trepadoras	3	4	-	-	7
Total	**29**	**50**	**26**	**6**	**111**

Respecto a los árboles, era esperable la prevalencia en cobertura y frecuencia de *Nothofagus glauca*, sin embargo, en Hualos de Loanco la mayor frecuencia absoluta es de *Pinus radiata,* seguido de la especie endémica *Azara integrifolia* y posteriormente de *Nothofagus glauca.* En Quivolgo prevalece *Nothofgus glauca* por sobre el resto de las especies, sin embargo, también se observa una alta frecuencia de *Pinus radiata* y *Azara integrifolia* en otoño, agregándose demás *Escallonia pulverulenta* en primavera

En el estrato arbustivo de ambos ensayos se presentan como especies más frecuentes *Ugni molinae* y *Ribes punctatum,* ambas especies propias del bosque original y con capacidad de rebrotar.

En el estrato herbáceo es destacable la alta presencia de hierbas, las que no son propias del bosque. Ellas están indicando la disponibilidad de espacio y oportunidad de colonización para especies con alta tolerancia inicial a la iluminación, debido a la baja cobertura del dosel.

En Hualos de Loanco se presentan con mayor frecuencia *Hypochaeris radicata*, *Nassella chilensis, Sisyrinchium junceum* y *Rumex acetosella*. El resto de las especies se presentan con baja cobertura y frecuencia. En Quivolgo sobresalen especies del género *Nassella*, que corresponde a gramíneas nativas, así como *Viola portalesia* y plantas del género *Stachys*

Cuadro 4.12. Riqueza de especies según forma de crecimiento para las estaciones de primavera y verano en los ensayos Quivolgo y Hualos de Loanco.

Forma de crecimiento	Hualos de Loanco		Quivolgo	
	Primavera	Otoño	Primavera	Otoño
Arboles	15	16	11	11
Arbustos	13	15	13	13
Trepadoras	9	13	32	26
Hierbas perennes	25	27	27	20
Hierbas anuales	17	20	6	5
Total	**79**	**91**	**89**	**75**

4.3.2. Cobertura

Al representar las coberturas según formas de crecimiento, tanto para primavera como para otoño, se observan diferencias en las magnitudes de abundancia-dominancia entre los sitios, así como también entre las estaciones.

Durante la primavera las coberturas son ligeramente superiores a las encontradas en otoño, aunque en ambos períodos la tendencia de aumento es sostenida. En Hualos de Loanco ninguna unidad muestreal es ocupada al 100%, en cambio en Quivolgo se logró tal cobertura en un par de ocasiones. La baja cobertura en algunos sitios responde a la ausencia de ocupación del espacio.

Al analizar las formas de crecimiento, en ambos ensayos la menor cobertura se da en las trepadoras, y las mayores fluctuaciones en los arbustos. En Hualos de Loanco la mayor cobertura corresponde a los árboles y hierbas perennes, en tanto que en Quivolgo esta se da entre los árboles y los arbustos, y en forma secundaria por las hierbas perennes. En algunos sitios se observa que a mayor cobertura de los árboles disminuye la abundancia –dominancia de las otras formas de crecimiento, como los arbustos y particularmente las hierbas, demostrándose así su sensibilidad hacia la disminución de la luminosidad.

En Hualos de Loanco, tanto en primavera como otoño se da una situación similar respecto a *Nothofagus glauca*; la especie tiene una alta frecuencia absoluta pero no predomina en cobertura en todas las parcelas, en algunas es superado por las hierbas, situación que obedece a la escasa presencia de hualo en el sitio (Figura 4.15). Lo mismo ocurre en Quivolgo, donde *N. glauca* también posee alta frecuencia, pero su cobertura es superada en algunas parcelas por la de los arbustos y en segundo lugar por las hierbas (Figura 4.15). En este último ensayo la mayor cobertura de las parcelas viene dada por *N. glauca*, luego por los arbustos y en tercer lugar por las hierbas perennes.

Figura 4.15. Cobertura en primavera de *Nothofagus glauca* respecto a otras formas de crecimiento en ensayos Hualos de Loanco (arriba) y Quivolgo (abajo).

En síntesis, lo que se observa en ambos sitios es la respuesta de la flora post incendio, en específico el rebrote vegetativo de un importante set de especies leñosas. Un elemento común en los dos predios, es la vigorosa respuesta de rebrotes vegetativos tanto basales como aéreos (de copa) en *Nothofagus glauca* y rebrotes basales en especies arbustivas, los que aportan importantes niveles de cobertura en los sitios de trabajo y al interior de la mayoría de las parcelas (Figura 4.16).

Figura 4.16. Fotografías de referencia del estado de la cobertura vegetal 2 años post incendio.

La situación observada en estas experiencias de monitoreo de vegetación es coincidente con lo señalado por Leal (2020). Este autor estudió la composición y estructura de rodales de bosque maulino costero después de los incendios de 2017, evidenciando un efectivo recubrimiento vegetal de todos los rodales de bosque nativo y un comportamiento particular dado por la 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. También detecta como amenaza crítica la invasión de pino radiata, especie que regeneró profusamente por semillas después de los incendios.

5. CONOCIMIENTO ADQUIRIDO PARA LA RESTAURACIÓN

Los resultados de las experiencias de siembra directa implementadas durante la ejecución del proyecto, así como antecedentes bibliográficos referente a esta técnica de revegetación, permiten concluir que la siembra directa no constituye una herramienta apropiada para la restauración de bosques del tipo forestal Roble-Hualo afectados por incendios forestales. 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.

Por su parte, la plantación de hualo, con un costo ligeramente superior a la siembra directa, permite el establecimiento de plantas en forma más eficiente, pero condicionada a una efectiva eliminación de vegetación exótica invasora (pino radiata) y exclusión de ganado desde las áreas plantadas. Durante los primeros años, las plantas enfrentan condiciones severas que limitan su establecimiento y que se manifiestan en niveles de estrés y pérdidas de vigor que se hacen mayores en las condiciones donde prevalece un dosel superior de cobertura arbórea, respecto del que manifiestan en condiciones sin cobertura, y que no se diferencian significativamente entre estaciones (primavera, verano y otoño).

Aun así, los resultados de la plantación de hualo, como medida de restauración asistida de alto nivel de intervención, presenta un valor práctico secundario en relación a la vigorosa respuesta de regeneración natural que expresa el bosque en los años posteriores al incendio. Esta corresponde mayoritariamente a rebrotes vegetativos de las principales especies arbóreas y arbustivas componentes del bosque original, más abundantes herbáceas oportunistas que tenderán a desaparecer en la medida que se cierre el dosel superior. De todas formas, para que la regeneración nativa y endémica de interés logre establecerse exitosamente, hay que proveerle condiciones favorables, que corresponden fundamentalmente a eliminar la competencia que le ofrece la profusa regeneración por semillas de pino radiata y controlar efectivamente el nocivo efecto que ejerce el ganado sobre las áreas en restauración.

6. REFERENCIAS

Ackerknecht C. Fuentes, W. & Wulff, R. (1972). Ensayo sobre siembra directa de ocho especies forestales en la zona de Coyhaique, Provincia de Aysén. Tesis Facultad de Ingeniería Forestal. Universidad Austral de Chile.156 p.

AGRIMED (2013). Plan de acción para la protección y conservación de la biodiversidad, en un contexto de adaptación al Cambio Climático. Fundación Facultad de Ciencias Agronómicas Universidad de Chile; Santiago. Santibáñez, F.; Santibáñez, P.; Caroca, C.; González, P.; Gajardo, N.; Perry, P.; Simonetti, J.; Pliscoff

Allen, C.D. Breshears, D.D. & McDowell, N.G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. Ecosfera 6(8): 1-55. art 129. *https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1*

Ammer, C. Mosandl, R. & Kateb, H. (2002). Direct seeding of Bech (*Fagus sylvatica* L.) in Norway Sruce (*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. Harris, S. & Hawthorne, W. (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.

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*

Braun-Blanquet, J. (1964). Fitosociología: bases para el estudio de comunidades vegetales. Blume Ediciones Madrid.

Burschel, P. & Huss, J. (1997). Grundriss des Waldbau. Editorial Parey Buchverlag Berlin. 487 p.

Burschel, P. Martínez, C. Gallegos, W. Moll, R. Escobar, G. Medina, C. Ackerknecht, R. *et al.* (1971). Estudio sobre la posibilidad de Siembra Directa de Arboles Forestales en la Provincia de Aysén. Facultad de Ingeniería Forestal. Universidad Austral de Chile. 63 p.

Bustamante, R. y 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*

Cáceres, L. (1984). Regeneración de coihue *Nothofagus dombeyi* ((Mirb.) Oerst) y raulí *Nothofagus alpina* ((Poepp. *et* Endl.) Oerst) mediante siembra directa en Rucatayo Provincia de Valdivia. Tesis Facultad de Ciencia Forestales. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 91 p.

Camargo J. Ferraz, I. & Imakawa, A. (2002). Rehabilitation of Degraded Areas of Central Amazonia Using Direct Sowing of Forest Tree Seeds. Restoration Ecology, 10(4): 636-644. *https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01044.x*

Ceccon, E. (2013). Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Universidad Nacional Autónoma de México; México. Ediciones Díaz de Santos. 283 p.

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*

Close, D. Paterson, S. Corkrey, R. & Mc Arthur, C. (2010). Influence of seedlings size, containers type and mammal browsing on the establishment of *Eucalyptus globulus* in plantation forestry. New Forest, 39(1): 105-115. *https://doi.org/10.1007/s11056-009-9158-3*

CONAF-CONAMA-BIRF (1999). Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe regional desde la Región de Valparaíso a la del Bíobío.

CONAF (2018). Comunicación escrita, solicitud de información vía portal chile transparente.

CONAF. (2023). Catastro Vegetacional. En: *https://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/*. Consulta 22 marzo, 2023.

Dave, R. Saint-Laurent, C. Moraes, M. Simonit, S. Raes, L. & Karangwa, C. (2017). Bonn Challenge Barometer of Progress: Spotlight Report 2017. Gland, Switzerland: IUCN, 36pp

Derr, H.J. & Mann, W.F. (1971). Direct seeding Pines in the South. In: Agriculture handbook N° 391. USDA, Forest Service. Washington, D.C.

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: 25 enero, 2023.

Dominguez-Larenas, S. Herrero, N. Carrasco, I. Ocaña, L. Peñuelas, J. & Mexal, J. (2006). Container Characteristics influence *Pinus pinea* seedling development in the nursery and field. Forest Ecology and Management, N 221. Pp: 63-71. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.031*

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, C. (1994). Bosques Templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria. Santiago. Chile. 484 p.

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. Coomes, D. Salas, J. Rey Benayas, J.M. Lara, A. & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. Biological Conservation, 130, 481–494. *https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017*

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.

Echeverría, C., Fuentes, R., de la Barrera, F., Aguayo, M., Engler, A., Garrido, P., Vega, D., Herrera, A. 2018. Informe final Proyecto "Planificación ecológica de la infraestructura ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en Región del Maule". Licitación 608837-95-LP17. Universidad de Concepción, Concepcion. 130

Elliot S.D. Blakesley, D. & Hardwick, K. (2013). Restauración de Bosques Tropicales: un manual práctico. Royal Botanic Gardens Kew. 344 p.

Espinoza, N. & Cabello, A. (1993). Propagación del hualo (*Nothofagus glauca*) por semillas. En: Avances en silvicultura. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Departamento de Silvicultura. Publicaciones Misceláneas Forestales N° 1. Santiago. Chile. 23 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.

García, J. (1991). Manual de Repoblaciones Forestales I. Escuela Técnica Superior de Ingeniero de Montes. 794 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. y Garrido, P. (2018). Regeneración masiva del árbol exótico *Pinus radiata* D. Don luego de un gran incendio en fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (ruil) en la región del Maule, Chile central. Bioinvasiones, 7(1): 30-38.

Gómez, P. y 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*

González, D. (1990). Efecto de la preparación y fertilización al suelo sobre la emergencia y crecimiento en altura de *Eucalyptus globulus* Labill ssp. *globulus*, establecido por siembra directa, en suelos de secano. Tesis. Facultad de Ciencias Agronómicas Veterinarias y Forestales, Universidad de Concepción. 94 p.

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 - 42º S) BOSQUE 32(3): 215-219, *https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000300002*

González, M. Quiroz, I. García E. & Soto, H. (2009). Plantas de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser: Ensayos de germinación y producción. Chile Forestal, N° 344. Pp: 40-44.

González-Moreno, S.G. Vela, H.P. & Álvarez, M.O.S. (2008). La fluorescencia de la clorofila a como herramienta en la investigación de efectos tóxicos en el aparato fotosintético de plantas y algas. Revista de Educación Bioquímica, 27(4): 119-129.

Grossnickle, S.C. & Ivetić, 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. (2017). Evaluación de crecimiento y forma de fuste de un ensayo de procedencias y progenies de Coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) de 15 años de edad. *Ciencia & Investigación Forestal*, *23*(3), 31–42. *https://doi.org/10.52904/0718-4646.2017.484*

Gutiérrez, B. (2020 a). Desempeño de progenies, procedencias y regiones de procedencia de Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst). Ciencia & Investigación Forestal, 26(3), 33–50. *https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.536*

Gutiérrez, B. (2020 b). Influencia del origen de las semillas en el desempeño de coigüe (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) en ensayos de 15 años en la costa y precordillera de la Región de Los Ríos. Ciencia & Investigación Forestal, 26(2), 31–44. *https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.531*

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. ISBN N° 9787-956-318-204-0. Instituto Forestal- Fondo Investigación del Bosque Nativo. Capítulo 9. Pp: 221-237.

Gutiérrez, B. Quiroz, M. & Koch, L. (2019). Aprovisionamiento y análisis de semillas de hualo para su uso en proyecto FIBN 002/2018: Siembra directa: Técnica de recuperación de bosques nativos de roble y hualo. Ciencia & Investigación Forestal, 25(2): 49-55. *https://doi.org/10.52904/0718-4646.2019.515*

Gutiérrez, R. & Pérez, M. (1974). Estudio de la posibilidad de siembra directa con *Pinus ponderosa* Laws y *Pinus sylvestris* L. en los Alrededores de Coyhaique, provincia de Aysén. Tesis Facultad de Ingeniería Forestal Universidad Austral de Chile. 71 p.

Hasbún, R.; Ruiz, E.; Ríos, D.; Fuente, G y Alarcón, D. (2014). Certificación genética del origen de materiales reproductivos de coigüe mediante herramientas moleculares y nichos ecológicos. Informe Final Proyecto FIBN-CONAF 068/2012. Universidad de Concepción, Concepción. Octubre 2014. 59 p.

INFOR-INDAP-FIA. (2000). Monografía de Quillay *Quillaja saponaria*. Diversificación de alternativas de producción forestal y agroforestal para pequeños propietarios del secano. Proyecto de desarrollo de las comunas pobres de la zona de secano (PRODECOP-SECANO). 72 p.

Insuasty J. Perez, L. & Vargas, O. (2014). Semillas y Restauración ecológica. Editores Vargas, O. & Pérez L. (Eds.). Semillas de plantas de páramo: ecología y métodos de germinación. aplicados a la restauración ecológica. Grupo de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 176 p.

IPCC. (2007). Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. En: *http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/spmsspm-projections-of.html.*

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*

Knight A. Beale, P. & Dalton, G. (1998). Direct seeding of native trees and shrubs in low rainfall areas and on non-wetting sands in South Australia. Agroforestry Systems, *N°* 39. Pp: 225–239. *https://doi.org/10.1023/A:1005901111273*

Langdon, F. (2011). Invasión de coníferas: ejemplos del sur de Chile. Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de Plantas Invasoras, 1(1): 18-22.

Lara A. Araya, L. Capella, J. Fierro, M. & Cavieres, A. (1989). Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII Región. Santiago, Chile. 22 p. (Informe Técnico CODEFF).

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.

Lemmen, D.S. Johnston, M. Ste-Marie, C. & Pearce, T. (2014). Natural Resources; in Canada in a Changing Climate: Sector Perspectives on Impacts and Adaptation, (ed.) F.J. Warren and D.S. Lemmen; Government of Canada, Ottawa.

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.

Marzo, A. Herreros, R. & Zreik, Ch. (Eds). (2015). Guía de Buenas Prácticas de Restauración en Hábitats Mediterráneos. Ecoplantmed, ENPI, CBC-MED.

Maxwell, K. & Johnson, G. (2000). Chlorophyll fluorescence: a practical guide. Journal of Experimental Botany, 51(345): 659-668. *https://doi.org/10.1093/jexbot/51.345.659*

Medina, A. (2000). Viverización de procedencias de *Nothofgus obliqua* y *N. alpina* en contenedores. En: Ipinza, R.; Gutiérrez, B & Emhart, V. (Eds). Domesticación y Mejora Genética de Roble y Raulí. Instituto Forestal Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. Pp: 307-322.

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*

Minnemeyer, S. Laestadius, L. Sizer, N. *et al.* (2011). Assessing the potential for forest landscape restoration. Global partnership on forest landscape restoration. World Resources Institute, South Dakota State University, International Union for Conservation of Nature.

Miranda A. A. Lara; A. Altamirano, C. Di Bellaf, M. González, J. Camarero (2020). Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. Ecological Indicators, Vol. 115 (2020)106401. *https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106401.*

MMA (2014). Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad. Documento elaborado por la Oficina de Cambio Climático y la División de Recursos Naturales y Biodiversidad del Ministerio del Medio Ambiente, en el marco del Plan de Acción Nacional de Cambio Climático y de la actualización de la Estrategia Nacional de Biodiversidad.

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

Mondino, V. Tejera, L. Pastorino, M. & Gallo, L. (2010). Establecimiento en *Nothofagus pumilio*: efecto de plantas nodrizas y procedencias. Poster. Estación Experimental Agroforestal Esquel, Centro Regional Patagonia Sur, INTA Argentina.

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, 2013. 70(1): p. 82-91. *https://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100009*

Muñoz, A. & Murúa, R. (1989). Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. Turrialba, N° 39. Pp: 143–150.

Muñoz, M. (1993). Algunos antecedentes sobre propagación de *Nothofagus*. Ciencia & Investigación Forestal, 7(2): 377-389. *https://doi.org/10.52904/0718-4646.1993.195*

Nyland, R. (1996). Silviculture. Concepts and Applications. Ed. McGraw-Hill Companies. 630 p.

Overdyck, E. Clarkson, B.D. Laughlin, D.C. & Gemmill, C. (2013). Testing Broadcast-Seeding Methods to Restore Urban Forests in the Presence of Seed Predators. Restoration Ecology, 21(6): 763-769. *https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00933.x*

Padilla, A. (1999). Siembra directa bajo condiciones de cobertura vegetal, de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst. var. *obliqua*, *Nothofagus alpina ((*Poepp. Et Endl.) Oerst) y *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. sector Quilapato, comuna de Quilaco, provincia del Biobío. Seminario de título. Universidad de Concepción, Campus Los Ángeles. 77 p.

Palmerlee, A.P. & Young, T.P. (2010). Direct seeding is more cost effective than container stock across ten woody species in California. Native Plants Journal, *https://doi.org/10.2979/NPJ.2010.11.2.89*

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

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.

Pliscoff, P. (2015). Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN)para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico elaborado por Patricio Pliscoff para el Ministerio del Medio Ambiente. 63 p. Santiago, Chile.

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. (2011). Establecimiento de especies nativas en la comuna Curepto, predio La Montaña. Informe final. Instituto Forestal. Concepción. 67 p.

Quiroz, I. Espinoza, S. Yáñez, M. Magni, C. Martínez, E. Gutiérrez, B. Faúndez, A. & Vaswani, S. (2022). Provenance causes variation on early growth and survival and sun protection on physiological responses of the vulnerable *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser in a common garden in Central Chile. Environmental and Sustainability Indicators, *15, 100192. https://doi.org/10.1016/j.indic.2022.100192*

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.

Reich, P. (2002). Root-shoot relations: optimality in acclimation and adaptation or the "Emperor's new clothes". In: Waisel, Y. Eshel, A. & Kafkafi, U. (Eds). Plant roots, the hidden half. New York, Marcel Dekker Inc. Pp: 205-220. *https://doi.org/10.1201/9780203909423.ch12*

Resco de Dios, V. Fischer, C. & Colinas, C. (2007). Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. New For. N° 33. Pp: 29–40. *https://dx.doi.org/10.1007/s11056-006-9011-x*

Rohácek, K. Soukupová, J. & Barták, M. (2008). Chlorophyll fluorescence: a wonderful tool to study plant physiology and plant stress. Plant Cell Compartments-Selected Topics. Research Signpost, India, 661(2): 41-104.

Röhring, E. Bartsch, N. & Von Lüpke, B. (2006). Waldbau auf ökologischer Grundlage Editorial Eugen Ulmer Sttuttgart. 7º edition. 479 p.

Salazar, C. Pino, MT. & Villagra, P. (2016). La emisión de fluorescencia de la clorofila a: una herramienta para la detección del efecto del estrés hídrico en el aparato fotosintético de la papa. En: Pino, MT. (Ed). Estrés hídrico y térmico en papas, avances y protocolos. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, La Platina. Santiago. Boletín INIA, Nº 331. Capítulo 6. Pp: 71-85.

Samek, V. (1974). Elementos de silvicultura de los bosques latifolios. Editorial Pueblo y Educación La Habana, Cuba. 291 p.

Santelices, R. Navarro, R. & Drake, F. (2012). Establishment of a *Nothofagus alessandrii* plantation using different levels of shade and weed control method in Talca province, central Chile. Southern Forest, 74(1): 71-76. *https://doi.org/10.2989/20702620.2012.686215*

Santelices, R. Herrera, L. & Osores, J. (1995). Cultivo en vivero del hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser) bajo diferentes gradientes de luminosidad y Espaciamiento. Ciencias Forestales Universidad de Chile, 10(1-2): 3-13.

Santelices, R.; Riquelme, M. & Rojas, F. (1996). Aspectos sobre la semilla y germinación de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser de dos procedencias de la VII región. Ciencia e Investigación Forestal, 10(2): 297-305. *https://doi.org/10.52904/0718-4646.1996.249*

Schupp, E.W. (1988). Seed and early seedling predation in the forest understory and in tree fall gaps. Oikos, N° 51. Pp: 71-78. *https://doi.org/10.2307/3565808*

Silva P. & Vieira, D. (2017). Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. Applied Vegetation Science, 20 (2017): 410–421. *https://doi.org/10.1111/avsc.12305*

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.

Stein, B. Glick, P. & Hoffman, J. (2011). Vulnerability Assessment Basics. En: Glick, P. Stein, B.A. & Edelson, N.A (Eds). Scanning the conservation horizon: a guide to climate change vulnerability assessment. National Wildlife Federation. Washington, DC. Chapter 2. Pp: 19-38.. *http://www.nwf.org/vulnerabilityguide*

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

Thomas C.D. Franco, A. &. Hill, JK. (2006). Range retractions and extinction in the face of climate warming. Ecology and Evolution, 21(8): 415-416. *https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.012*

Toral, M. (1997). Concepto de calidad de plantas en viveros forestales. Documento Técnico N° 1. Programa de Desarrollo Forestal Integral de Jalisco. Guadalajara, México. 26 p.

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 Jordi & 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. Disponible en: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-66432018000100531&lng=es. *http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100531.*

Vargas, O. (Ed). (2007). Guía Metodológica Para La Restauración Ecológica del Bosque Alto Andino. Grupo de Restauración ecológica. Universidad Nacional de Colombia Departamento de Biología. 194 p.

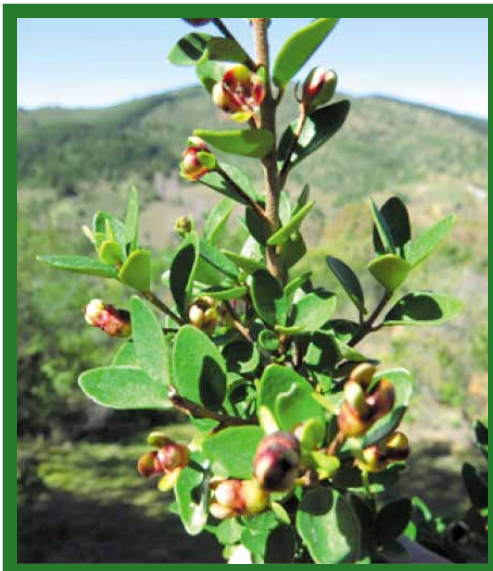
Vega, J.A. (2003). Regeneración del género *Pinus* tras incendios. Cuaderno de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, N° 15. Pp: 59-68.

Vita, A. (1969). Efecto del origen geográfico de árboles padres de Quillay (*Quillaja saponaria* Mol.) sobre la calidad de la semilla y sobrevivencia en reforestación por siembra directa. En: Asociación Chilena de Ingenieros Forestales. Jornadas forestales. Quinta. 13-14-15 noviembre 1969. Los Ángeles, Chile. Pp: 111-116.

Vita, A. (1974). Algunos antecedentes para la silvicultura del Quillay (*Quillaja saponaria* Mol). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Boletín Técnico N° 28. Pp: 19-31.

7. ANEXOS

7.1. Anexo 1. Registro Fotográfico de Biodiversidad de Especies de Bosques de Roble-Hualo



Myrceugenia obtusa

Fuchsia magallanica

Azara serrata

Desfontainia fulgens

Podanthus ovatifolius

Calceolaria dentata

Colletia ulicina

Gochnatia foliolosa

Teucrium bicolor

Adesmia bijuga

Cissus striata

Hydrangea serratifolia

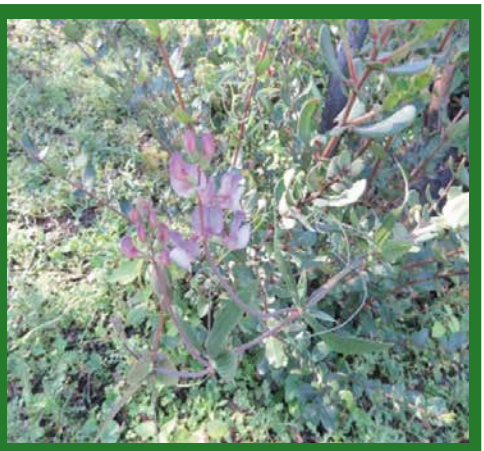
Cuscuta chilensis

Bomarea salsilla

Dioscorea auriculata

Dioscorea brachybotrya

Vicia nigricans



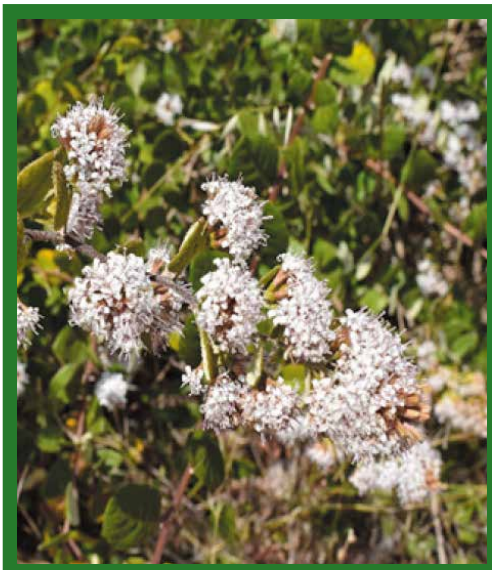
Lathyrus magellanicum

Lathyrus cabrerianus

Boquila trifoliolata

Chusquea quila

Muehlenbeckia hastulata



Proustia pyrifolia

Lardizabala biternata

Ercilla spicata

Herreria stellata

Mutisia spinosa

Lapageria rosea

Diplolepis menziesii

Tropaeolum ciliatum

Hydrangea serratifolia

Mitraria coccinea

Greigia sphacelata

Fascicularia bicolor

Osmorhiza chilensis

Stachys macraei

Oxalis arenaria

Libertia sessiliflora

Valeriana crispa

Francoa sonchifolia

Oxalis perdicaria

Calydorea xiphioides

Conanthera bifolia

Solenomelus pedunculatus

Chloraea gavilu

Gavilea longibracteata

FSchizanthus pinnatus

Lobelia tupa

Calandrinia compressa

Loasa triloba

Puya chilensis

Puya alpestris

Puya coerulea

Dichondra sericea

Alstroemeria revoluta

Cuscuta chilensis

7.2. Anexo 2. Listado de Especies Presentes en la Zona de Restauración

Tabla riqueza de especies presentes en parcelas de los ensayos Quivolgo y Hualos de Loanco, según monitoreo de vegetación efectuado en otoño y verano 2019.

Hábito: A=Árbol; Ar=arbusto; H=hierba. Carácter: P= Perenne; A= Anual. Origen: E= Endémico; I= Introducido.

Especies	Nombre común	Hábito	Carácter	Origen
Acaena argéntea	Amor seco	H	P	N
Adesmia sp	Adesmia	H	P	N
Adesmia elegans	Adesmia	Ar	P	E
Adiantum chilense	Palito negro	H	P	N
Aextoxicon punctatum	Olivillo	A	P	N
Aira caryophyllea	Heno	H	A	I
Anagallis arvensis	Pimpinela	H	A	I
Anagallis alternifolia	Pimpinela	H	P	N
Aristotelia chilensis	Maqui	Ar	P	N
Alstroemeria sp	Lliuto	H	P	-
Alstromeria revoluta	Lliuto	H	P	E
Alstroemeria ligtu	Lliuto	H	P	E
Azara integrifolia	Corcolén	Ar	P	E
Azorella Spinoza	Hierba santa	H	P	E
Baccharis concava	Vautro	Ar	P	E
Baccharis racemosa	Chilca	Ar	P	N
Baccharis linearis	Romerillo	Ar	P	N
Berberis actinacantha	Michay	Ar	P	E
Blechnum hastatum	Helecho palmita	H	P	N
Bomarea salcilla	Copihuillo	H	P	E
Briza minor	Tembladera	H	A	I
Carduus pycnocephalus	Cardo negro	H	A	I
Cardus sp	Cardo	H	A	I
Cirsium vulgare	Cardo	H	A	I

Especies	Nombre común	Hábito	Carácter	Origen
Calceolaria dentata	Capachito	H	P	N
Chloraea gavilu	Orquídea	H	P	E
Chusquea quila	Quila	Ar	P	E
Conantera bifolia	Pajarito	H	A	N
Coniza sp	-	H	A	-
Coniza bonariensis	-	H	P	N
Coniza sumatrensis	-	H	P	I
Cryptocarya alba	Peumo	A	P	E
Dasyphyllum diacanthoides	Tevo	A	P	N
Dichondra sericea	Oreja de ratón	H	P	N
Dioscorea humifusa	Jabón de Monte	H	P	E
Dioscorea brachybotria	Jabón de Monte	H	P	E
Diplolepis menziesii	Voqui amarillo	T	P	E
Echium vulgare	Viborera	H	A	I
Eringyun paniculatum	Chupalla	H	P	N
Escallonia leucantha	Ñipa	Ar	P	N
Escallonia pulverulenta	Mardón	A	P	E
Galium hipocarpium	Relbún	T	A	N
Gamochaeta sp	Vira-vira	H	A	-
Gastridium ventricosum	-	H	A	I
Gaultheria insana	Murtillón	Ar	P	N
Gaultheria mucronata	Chaura	Ar	P	N
Geranium sp	Relojito	H	A	N
Geranium core core	Core core	H	A	N
Gevuina avellana	Avellano	A	P	N
Gochnatia foliolosa	Mira mira	Ar	P	E
Gnaphalium vira vira	Vira-vira	H	A	N
Pseudognaphalium gayanum	-	H	A	E
Herreria stellata	Rienda del malo	T	P	E

Especies	Nombre común	Hábito	Carácter	Origen
Hypochaeris radicata	Hierba del Chancho	H	P	I
Hypericum perforatum	Hierba de San Juan	H	P	I
Hypericum caespitosum	-	H	P	I
Lactuca serriola	Lechuguilla	H	A	I
Lapageria rosea	Copihue	T	P	E
Lathyrus magellanicus	Arvejilla	T	P	N
Leontodon saxatilis	Chinilla	H	A	I
Libertia sessiliflora	Trique	H	P	N
Lithrea caustica	Litre	A	P	E
Lotus subpinnatus	Lotera	H	A	I
Lomatia dentata	Avellanillo	A	P	N
Lomatia hirsuta	Avellano	A	P	N
Luma apiculata	Arrayán	A	P	N
Mentha pulegium	Poleo	H	A	N
Myoschilos oblongum	Borocoi	A	P	N
Muehlenbeckya hastulata	Quilo	H	P	N
Mutisia spinosa	Clavel de Campo	H	P	N
Nassela sp (corta)	-	H	P	N
Nassella sp (larga)	-	H	P	N
Nassella sp	-	H	P	N
Nassella fina	-	H	P	N
Nothofagus glauca	Hualo	A	P	E
Nothofagus obliqua	Roble	A	P	N
Oxalis sp	Vinagrillo	H	A	N
Olsynium junceum		H	P	E
Phasithaea coerulea	Azulillo	H	A	N
Phicella australis	Añañuca	H	P	E
Persea lingue	Lingue	A	P	N
Pinus radiata	Pino	A	P	I

Especies	Nombre común	Hábito	Carácter	Origen
Plantago lanceolata	Llantén mayor	H	P	I
Poaceae	Gramínea	H	A	-
Podocarpus saligna	Mañío de hojas largas	A	P	E
Proustia pyrifolia	Parrilla blanca	T	P	N
Pseudo Gamochaeta	-	H	A	-
Pseudo Gnaphalium	Vira vira	H	A	I
Quillaja saponaria	Quillay	A	P	E
Raukaua laetevirens	Saúco del diablo	Ar	P	N
Ribes punctatum	Zarzaparrilla	Ar	P	N
Rosa rubiginosa	Rosa mosqueta	Ar	P	I
Rubus ulmifolius	Zarzamora	Ar	P	I
Rumex acetosella	Vinagrillo	H	A	I
Setaria sp	-	H	A	-
Senecio sp	Hierba cana	H	A	I
Senecio vulgaris	Hierba cana	H	A	I
Sisyrinchium junceum	Huilmo rosado	H	P	N
Schinus patagonicus	Litrecillo	Ar	P	N
Solanum sp	-	Ar	P	N
Sonchus sp	Ñilhue	H	A	I
Stachys macraei	-	H	P	E
Teucrium bicolor	-	H	P	E
Triptilion spinosum	Hierba negra	H	P	E
Trifolium arvense	Trévol	H	P	I
Ugni molinae	Murtilla	Ar	P	N
Uncinia phleoides	Quin quin	H	P	N
Valeriana crispa	Valeriana	H	P	N
Verbascum virgatum	Mitrún	H	A	I
Vicia nigricans	Arvejilla	T	A	N
Viola portalesia	Violeta	H	P	E

PARTE II:
APRENDIZAJE Y PARTICIPACIÓN EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE BOSQUES DEL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO

“Oigo y olvido, veo y recuerdo, hago y aprendo”

Confucio (551- 470 aC)

1. INTRODUCCIÓN

Si bien la restauración ecológica desde sus inicios se ha centrado en un enfoque ecológico, lo ha sido para investigar, sentar las bases y abordar con fundamento científico las acciones de la recuperación práctica de los ecosistemas forestales. En la actualidad, la óptica de la recuperación se ha ampliado a una contextualización que incorpora a la dimensión social. Desde este punto de vista, el concepto de restauración ecológica involucra el conocimiento interdisciplinario sobre aspectos como las especies vegetales, el suelo, la historia natural de la localidad, el impacto de la transformación del ecosistema en las comunidades que lo aprovechan y la importancia económica y social de las especies nativas; esta amplia visión de la restauración "incluye aspectos históricos, sociales, culturales, políticos, estéticos y morales" (Higgs, 1997).

Se ha planteado que la articulación de aspectos sociales y ecológicos es indispensable para el desarrollo de proyectos y actividades de restauración, y es también un desafío para la generación de herramientas útiles en la formulación de nuevas estrategias y fortalecimiento de las existentes (SER, 2004). En la mayoría de los casos de restauración ecológica se desarrollan muy bien los aspectos técnicos, pero se observa carencia de evaluación social y lineamientos para apoyar las necesidades humanas (Balvanera *et al.,* 2012). Así, la gestión de iniciativas de restauración se realiza a partir de conceptos ecológicos, dejando de lado en la mayoría de los casos el componente social que es necesario en los procesos integrales que benefician a los ecosistemas y a las comunidades de personas (Duarte y Avella, 2019).

Entre las iniciativas de restauración que incorporan elementos socio-ecológicos, persiste una desarmonía debido a la priorización del componente ecológico por sobre el aspecto social. Este último solo se considera cuando las actividades ya están en ejecución. Tal estrategia de gestión, en la práctica, excluye la percepción y participación de las comunidades desde los orígenes de las actividades, poniendo en riesgo la continuidad y persistencia de los procesos de recuperación del ecosistema (Meadows *et al.,* 2004, Redman *et al.,* 2004; Zorrilla, 2007). A este respecto, un análisis de la Universidad de Alicante y WWF España (2021), indica que, en los proyectos de restauración ecológica efectuados en Europa mediterránea las expectativas y aspiraciones de las poblaciones locales solo son consideradas de manera difusa e informal (Silva *et al.,* 2018).

La experiencia anteriormente descrita queda de manifiesto en la práctica, donde los diseños de los procesos de información y participación pública han tenido muy corto alcance, salvo por reuniones y consultas, pero en la mayoría de los casos existe escasa capacidad de decisión frente al componente social (Colomina y Melero, 2016). Con ello se ha perdido la oportunidad de consensuar los objetivos de la restauración y de comprometer a la población en las diferentes fases de la misma. Como consecuencia, se ha mermado la valoración y

aceptación social de las intervenciones, se ha debilitado del compromiso y la garantía de su mantenimiento a largo plazo, así como de reemprender nuevas iniciativas con participación del componente poblacional rural (Silva *et al.,* 2018).

En el contexto de una restauración ecosociológica, en esta Guía se presenta un breve análisis sobre el tipo forestal Roble-Hualo, con recopilación de antecedentes sobre los diferentes medios, técnicas e instrumentos utilizados en su restauración. Además, se analiza el contexto que dio origen a los actuales remanentes de bosques nativos del secano costero y sus principales amenazas actuales. Finalmente se revisan las principales limitaciones sociales y ecológicas que impactan el proceso de restauración y sus efectos prácticos que lo distancian de la coherencia con el principio 1 propuesto por SER (2019) y que sostiene que la restauración ecológica involucra a las partes interesadas.-

Este análisis no pretende desconocer los avances alcanzados en materia de inclusión de la dimensión social en la restauración ecológica, ni los esfuerzos que diversas instituciones están efectuando para mejorar esta participación, sino más bien espera poner en relieve aquellos aspectos que no suelen ser abordados en la literatura científica y técnica disponible sobre el tema, con la finalidad de reconocer la realidad socio-ambiental de gran parte del territorio rural donde se inserta el tipo forestal Roble-Hualo y las comunidades que aún permanecen en él y son sus usuarios directos.

2. TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO

El Tipo Forestal Roble-Hualo es caducifolio y se distribuye en la región mediterránea, en ambas cordilleras de Chile central[1]. En la Cordillera de la Costa, con prevalencia de *Nothofagus macrocarpa,* los bosques ocupan la parte superior de cerros, con límite norte en el cerro La Campana (32º50' LS) y por el sur con *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus glauca* hasta el río Itata (36º30' LS), formando en las cumbres montañosas una masa boscosa continua. Dependiendo de la latitud, en las partes bajas de las laderas este bosque limita con el Tipo Forestal Esclerófilo (Figura 1).

En la Cordillera de los Andes los bosques de Roble-Hualo con la mezcla de *Nothofagus obliqua* y *N. glauca* se ubican entre los 34º30' y 35º LS, formando bosquetes sobre los 1.000 msnm. Más al sur, hasta los 36º50' LS, río Ñuble, se distribuyen sobre 400 a 600 msnm, presentándose en forma continua (Donoso, 1981).

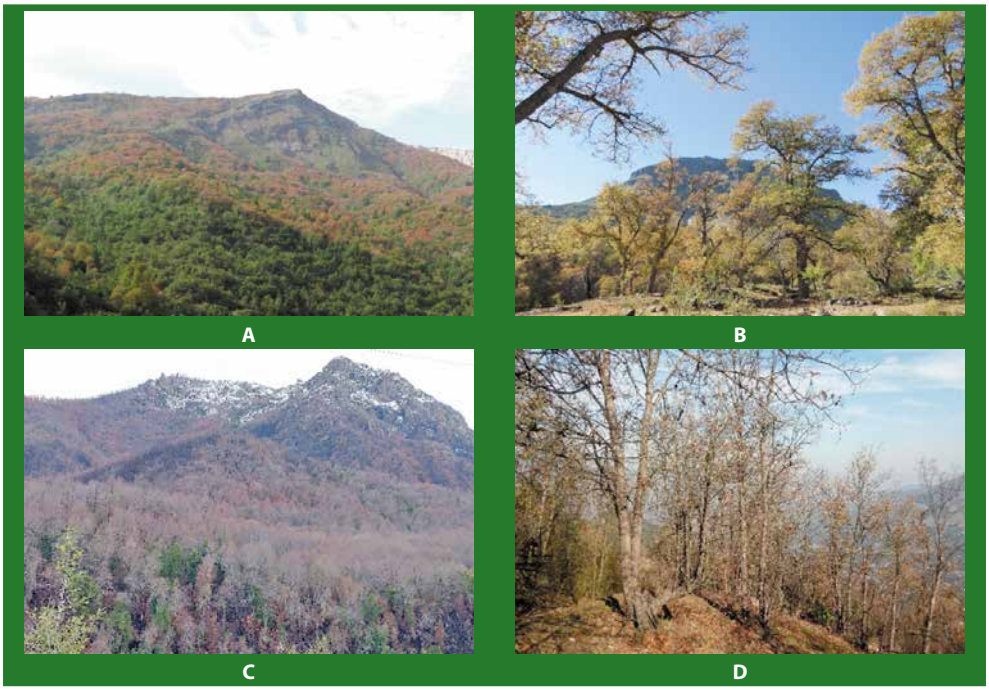


Figura. 1. (A) Bosque caducifolio de altura en parte alta y bosque esclerófilo en la parte baja. (B) Bosque de roble en valle interior de Molina (Región del Maule). (C) Bosque de Roble-Hualo en la precordillera andina. (D) Bosque de Hualo costero, sector Doñihue (VI región).[2]

1 Mayores detalles en la Parte I de este documento.

2 Las fotografías de la Parte II del documento corresponden a Pedro Garrido V.

En la cordillera de la Costa, desde el límite norte hasta el río Mataquito, Roble-Hualo se presenta como bosquetes aislados tanto en las cumbres como en laderas o quebradas altas y húmedas. Por otro lado, la distribución geográfica en coincidencia con el clima mediterráneo el Tipo Forestal Roble–Hualo coincide también con los principales centros poblados y asentamientos humanos. Esta posición ha expuesto a las formaciones vegetales[1] a una intervención antrópica severa con degradación y disminución de la superficie, habilitando terrenos para el poblamiento humano luego para cultivos agrícolas y finalmente establecimiento de especies forestales exóticas.

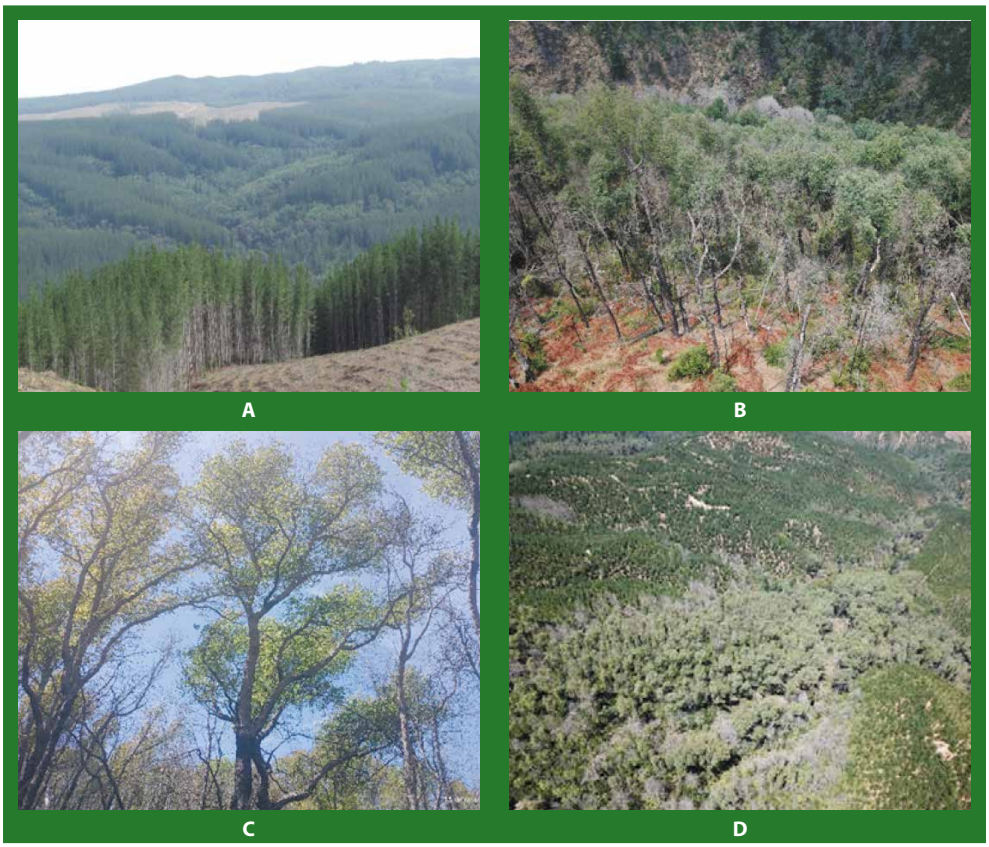


Figura. 2. (A) Fragmento de bosque de hualo inmerso en una matriz de plantaciones forestales en cordillera costera de la región del Maule. (B) Bosque de hualo quemado y con control de regeneración de pino. (C) Bosque de Roble-Hualo quemado y con rebrotes de copa a 5 años post incendio. (D) Bosque de hualo en cordillera de la costa (comuna de Constitución, región del Maule) rodeado de plantaciones forestales regeneradas post incendio de 2017.

1 Formación vegetal es la expresión fisionómica o aspecto de un grupo de plantas cuya estructura está definida por la forma de crecimiento dominante. La especie dominante de la formación vegetal es la base para una clasificación tipológica de la diversidad de bosques (San Martín, 2005).

Como consecuencia de la presión antrópica, se ha modificado la extensión continua que presentaban los bosques en el pasado, encontrándose actualmente reducidos a pequeños parches o fragmentos, generalmente dispersos, aislados entre sí y expuestos a la acción invasora de la matriz que los circunda (Donoso, 1994). Esta condición ha empeorado con los grandes incendios forestales de 2017, en que gran parte de estos bosquetes remanentes de Roble-Hualo fueron afectados por el fuego y quemados con distintos niveles de severidad de daño, dando pie a que hoy sean invadidos por la regeneración de las plantaciones de pino radiata circundantes, que en algunos casos alcanzan densidades mayores a los 106.666 individuos/hectárea, especialmente en el fragmentado bosque de ruil (*Nothofagus alessandri*)i (Gómez y Garrido, 2018) y 64.571 plantas/hectáreas en bosque de hualo (*Nothofagus glauca*) (Promis *et al.,* 2019).

3. MODELOS DE RESTAURACIÓN

El conocimiento técnico e información teórica de la restauración es conocido como ecología de la restauración y constituye el campo de estudio que ofrece información científica y una guía conceptual, cuya aplicación pone a prueba distintas técnicas de manejo, dando forma a la disciplina eminentemente práctica que es la restauración ecológica (RE) (Aronson *et al.,* 2020). Esta disciplina se formaliza en 1988 con la creación en Wisconsin (USA) de la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER) y su finalidad es recuperar los ambientes o ecosistemas degradados[1] (Mola *et al.,* 2018, Smith-Ramírez *et al.,* 2015; Gómez-Ruiz & Lindig-Cisneros, 2017).

De acuerdo al concepto de restauración (SER, 2019), se trata de un proceso, es decir, una actividad emprendida cuyo objetivo es acercarse tanto como sea posible a la recuperación del ecosistema dañado. En consecuencia, los modelos de restauración se inician con un ecosistema degradado para alcanzar la meta del ecosistema objetivo o de referencia (ER), que usualmente representa 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. En este sentido, se espera que el ER se presente como bosque conservado, local y del mismo período de tiempo que el que ha sido degradado (Figura 2). Los caminos para el logro de la meta son dos: uno de restauración activa o dirigida con la modalidad de remplazo o rehabilitación y el segundo de restauración pasiva que permite el desarrollo natural de la sucesión ecológica. Por cualquiera de las opciones de trabajo se ven favorecidas la estructura, biodiversidad y funcionamiento del ecosistema. Con el desarrollo de las disciplinas y prácticas de restauración se formalizan y estandarizan los conceptos identificando formas de restauración y opciones de intervención como restauración activa con la modalidad de nucleación, migración asistida y siembra de semillas, y restauración pasiva con precisión clara de los conceptos de Restauración, Rehabilitación, Reemplazo (*Reclamation*) y Resiliencia (SER, 2019).

La opción de restauración activa y/o pasiva dependerá de los objetivos, plazos y recursos económicos. Se asume que la restauración ecológica activa es una forma de acelerar la recuperación del ecosistema respecto a la restauración ecológica pasiva en que el plazo lo determina la sucesión ecológica natural. En ambas modalidades el objetivo es el mismo (Figura 3).

1 Ecosistema degradado es aquel sistema ecológico que ha perdido sus especies nativas características o componentes estructurales que determinan su buen funcionamiento y continuidad en el tiempo. Por su parte, la Degradación se entiende como un impacto negativo sobre un ecosistema que resulta en le pérdida de biodiversidad y la simplificación o disrupción de su estructura, composición y funcionalidad y generalmente conduce a la reducción en el flujo de bienes y servicios ecosistémicos (Alexander *et al.,* 2011).

La restauración busca recuperar la estructura y funciones del ecosistema perdidas 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 potencialmente pueda alcanzar el modelo de un bosque de referencia que no ha sido perturbado. Un ecosistema restaurado debiera ser resiliente y autosustentable con respecto a su estructura (e.g. fisionomía), composición de especies y propiedades funcionales (e.g. productividad, flujo de energía, ciclaje de materiales), integrándose en el paisaje y contribuyendo a la vida sustentable (SER, 2019).

Este proceso de cambio desde la fase degradada a la recuperada es definido como trayectoria ecológica (SER, 2019). De acuerdo a lo anterior la restauración es una intervención humana planificada que busca devolver atributos del ecosistema o paisaje degradado. La intervención directa de ayuda o asistencia para recuperar atributos del ecosistema forestal es la restauración ecológica directa o activa (Bannister *et al.,* 2013). La restauración pasiva se basa en la utilización de los procesos naturales de la sucesión ecológica y la regeneración de la vegetación para restaurar un ecosistema degradado o perturbado (para que ello ocurra en ciertas áreas, requiere la utilización de cercos). A diferencia de la restauración activa, que implica la intervención humana directa, la restauración pasiva se basa en la creación de condiciones propicias para que la vegetación y los procesos naturales se desarrollen sin una intervención intensiva (Hobbs *et al.*, 2009), entre ellas se puede indicar:

- Restauración por siembra directa donde se depositan directamente en el suelo semillas de especies con limitada dispersión. 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 bajo costo que involucra la siembra directa de semillas algunos autores recomiendan su práctica como complemento de las otras formas de restauración anteriormente descritas. Como limitantes para su aplicación se citan la baja germinación *in situ*, la muerte de plantas, el 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).

- La reforestación (plantación) es una técnica de restauración ecológica que no solo consiste en plantar árboles que han sido eliminados para ayudar a restaurar la función y estabilidad y mejorar las características ecológicas del ecosistema. 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 y diversas especies (reforestación) considerando una línea 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 e 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. 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 está limitada por condiciones abióticas o dispersión restrictiva de semillas (Albornoz *et al.,* 2013).

Como fuera indicado, en la restauración pasiva fundamentalmente no se da la intervención humana, dejando que las especies y cobertura vegetal se autorrecuperen según ocurrencia del proceso de sucesión[1]. Esta posición deja que el proceso de recuperación sea natural, dejando de lado el concepto de restauración de SER, aunque la intervención mínima que pueda ocurrir sea para detectar y minimizar los efectos del factor o los factores causantes de la degradación. Esta modalidad de restauración requiere que el ecosistema se encuentre en una fase de degradación moderada y/o aún conserve el atributo de resiliencia para sostener por sí mismo la recuperación.

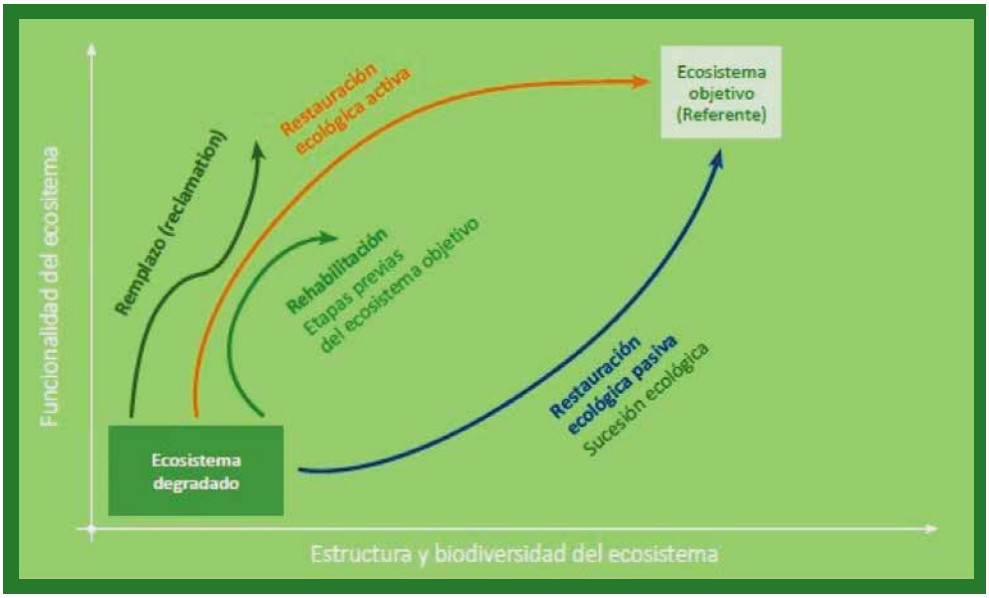
Los resultados de la restauración pueden derivar en la rehabilitación o reemplazo del ecosistema. Como acción de manejo, la rehabilitación se da cuando el ecosistema ha recuperado algunas funciones perdidas por la intervención o degradación, es decir, es capaz de entregar una provisión renovada y continua de bienes y servicios ecosistémicos. Al recuperar componentes y condiciones es capaz de autoorganizarse con potencialidades para enfrentar factores ambientales adversos que no romperán la estabilidad funcional (McDonald *et al.,* 2016).

El reemplazo ocurre cuando a pesar de la ayuda o asistencia, el ecosistema es incapaz de recuperarse (Figura 3). Aquí se hace referencia más al retorno a un estado de utilidad, generalmente productivo que, a un estado ecológico original, debido a que el nivel de degradación imposibilita reestablecer el ecosistema original, debiendo por lo tanto partir con un nuevo ecosistema (Vargas, 2007). En muchos casos, se entiende la reclamación como al conjunto de acciones para la construcción de topografía, suelo y condiciones para las plantas después del disturbio, lo que permite a la tierra degradada funcionar adecuadamente (Munshower, 1994).

La restauración estandarizada busca un ecosistema de referencia que represente el modelo de un ecosistema local y contemporáneo del mismo tiempo que el ecosistema degradado que será objeto de la restauración. Como principios fundamentales la restauración ecológica busca ser efectiva, eficiente y atractiva-participativa (McDonald *et al.,* 2016). La restauración ecológica es efectiva si logra establecer o recuperar y mantener los valores del ecosistema;

1 Aunque se debe tener en consideración que la presencia de ganado se debe, segregar del área a restauran con cercos y su mantención, ya que el ramoneo dificulta o retarda dicho proceso. En tal sentido existiría actividad en la restauración pasiva.

es eficiente cuando logra maximizar los beneficios del ecosistema y reducir o minimiza los costos en tiempo y esfuerzos; por último, es participativa-atractiva si logra integrar y colaborar con participantes, promover la participación y mejorar la experiencia de los ecosistemas, tomando así un carácter ecosociológico.



(Fuente: Mola *et al.*, 2018).

Figura 3: Trayectorias en el proceso de restauración de un ecosistema degradado en restauración activa y pasiva.

4. EVOLUCIÓN, ESTRATEGIAS Y PARTICIPACIÓN

4.1. Evolución del Tipo Forestal Roble-Hualo y el Campesinado

Durante periodo de la conquista (siglo XVI y XVII), los bosques nativos de las cordilleras de la Costa y Pre Andina, desde el río Maule a Magallanes, presentaban una abundante cobertura, densidad y diversidad de especies arbóreas (Armesto *et al.,* 1994) y un uso extractivo de leña y madera (Camus, 2002).

En los primeros reportes de uso del fuego, se indica que fue a pequeña escala y lo emplearon los promaucaes de Chile central para destruir sus viviendas y cultivos frente a la avanzada de los incas (Silva, 1986). Para la zona sur la presión y eliminación de los bosques del valle central con uso del fuego empieza con la colonización (Otero, 2006; González, 2020).

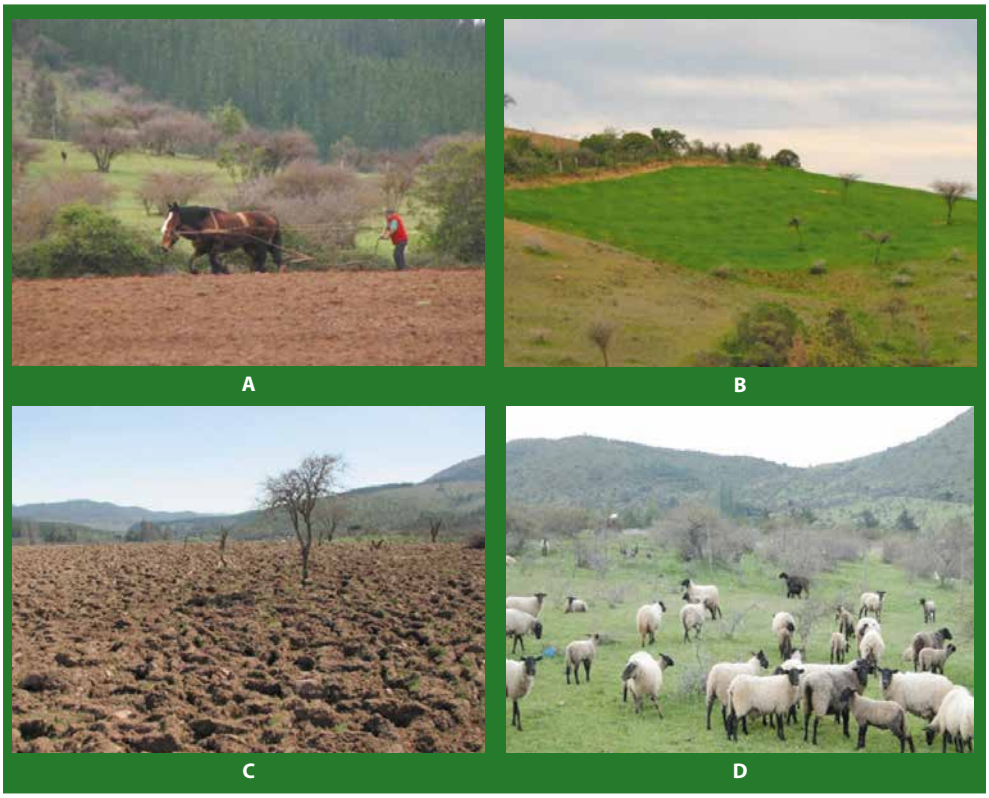


Figura. 4. (A) Práctica de arado con tracción animal. (B) Cultivo de trigo en ladera en el secano. (C) Suelo de secano interior en barbecho. (D) Ganadería ovina extensiva en mediería.

En los bosques maulinos costeros el uso extractivo se inicia a mediados del siglo XIX con tala de árboles maderables para la construcción de embarcaciones, conocidas como faluchos del Maule, en astilleros artesanales de Constitución y Curanipe (Maíno, 1996). El uso extractivo continúa con la consolidación de la propiedad privada de suelos planos y montañosos con bosques, cuando comienza el establecimiento de una población campesina. La relación de los campesinos con los propietarios era de inquilinos o medieros, trabajadores temporales a trato o de temporada, pero que no residían en el predio (Valladares, 1979).

El campesinado de la época no disponía de recursos económicos para acceder a la condición de propietarios directos de bosques o suelos cultivables. El desarrollo de las actividades se realizó dentro de la propiedad y bajo el amparo del propietario. Los predios experimentaron una "campesinización" (González, 2009). Un hecho destacable en la vida campesina era su vocación agrícola y ganadera de subsistencia y una incipiente apicultura.

Un hecho no destacado en la historia de los bosques nativos de Chile central y sur es que estos fueron mantenidos y conservados durante largo tiempo por el régimen de propiedad privada. Esta situación se opone a la política de ocupación de las tierras desde el sur de la Araucanía, donde los asignatarios y colonos usaron el fuego y redujeron los bosques de la depresión intermedia habilitando suelos para vivir, cultivos agrícolas y praderas con extracción de madera a través de un grupo especializado e identificado como Los Hacheros (Otero, 2006; González, 2020). De acuerdo a lo anteriormente señalado, la principal actividad de los campesinos fue la agricultura y ganadería (Figura 4), estando ausente la vocación forestal, siendo una relación con el bosque de tipo extractiva mínima. Por el contrario, como consecuencia de la convivencia con el bosque, surge en los campesinos un aprendizaje de prácticas de conservación, especialmente de los árboles que eran fuente de algún producto de utilidad, ente ellos hongos comestibles parásitos como digüeñe (*Cyttaria berteroi*), o del piso del bosque como changle (*Ramaria flava)* o loyo (*Boletus loyo*) (Salazar 2022). Entre los frutos se colectaban grandes volúmenes de avellana (*Gevuina avellana)*, maqui (*Aristotelia chilensis*), cóguil (*Lardizabala biternata) y* queule (*Gomortega keule)*.

Si la relación de los campesinos con el bosque no fue invasiva, tampoco podía esperarse que aplicaran prácticas de recuperación, rehabilitación o restauración. Al no ser formados o capacitados, se radicalizó en ellos el desinterés por mantener y restaurar ecosistemas o comunidades. La práctica empírica de tala selectiva o roce del bosque les demostró la capacidad de recuperación pasiva del sistema. El aprendizaje fue que, dada la capacidad auto regeneración, no se requiere repoblar o recuperar especies del bosque (Figura 5). En la actualidad, en algunas áreas bajas y planas asociadas a valles en el secano de Chile central, aún se mantiene la práctica de las "mediérías", aunque a una menor escala, con propietarios que generalmente residen en centros urbanos distantes de las zonas rurales, cuyos predios son trabajados con métodos tradicionales no tecnificados, especialmente con arado a tracción animal para mantener cultivos de vid, trigo y una ganadería ovina extensiva (Ovalle, 1994) (Figura 4).

Si bien en la literatura y talleres participativos se sostiene que los campesinos fueron conservadores, protectores o recuperadores, sería porque, supuestamente, el impacto sobre el bosque es comparativamente menor respecto al accionar de otras intervenciones invasivas que homogenizan el paisaje y sustituyen el bosque nativo. El medio campesino comprendía una baja población y sus técnicas tradicionales de extracción permitían mantener el paisaje sin mayor transformación ni pérdida de poblaciones y especies dominantes nativas o endémicas (González, 2020).

Históricamente los bosques nativos, ubicados fuera de las áreas protegidas han disminuido, y la superficie remanente se encuentra deteriorada, fragmentada y/o invadida por especies exóticas (Rojas y Barros, 2012). Los factores degradadores del bosque nativo que se reconocen en la actualidad son la crianza de ganado, la corta no regulada, los incendios forestales y las invasiones biológicas, estas últimas intensificada por el cambio climático.

En la actualidad la política de supervisión y control de la tala ha regulado y detenido la extracción y corta de especies arbóreas maderables de los bosques. Las grandes presiones sobre el bosque nativo que derivaron en su disminución obedecen a políticas que incentivaron la sustitución y la comercialización de productos forestales, requiriendo en la actualidad de una revisión de la política forestal (Frene y Núñez, 2010).

Figura. 5. Hualo multifustal debido a la corta (izq.). Hualo regenerado (vástagos) tras corta (der.).

En relación con los fragmentos de bosque maulino, la extensión de la presencia y superficie ha disminuido, en coincidencia con este hecho, la población humana rural también se ha reducido, población, que se caracteriza por el desconocimiento del origen, dinámica y beneficios del bosque. El impacto ha sido mayor en el secano, en particular en las comunas costeras de la región del Maule: Curepto, Constitución, Empedrado, Chanco y Pelluhue (Cavieres *et al.,* 1986), cuya población muestra un descenso sostenido respecto al crecimiento de la otra población urbana.

El cambio de uso de los suelos costeros limita el desarrollo familiar y colectivo de las comunidades rurales, viéndose obligadas a buscar otras alternativas que las provean de un ingreso sostenido. En la práctica los predios con plantaciones forestales se encuentran despoblados (Figura 6). Para ilustrar la situación señalada y a su vez reforzar lo descrito, está el caso de la comuna de Empedrado (Cuadro 1), donde se compara la variación temporal de la población urbana y rural para el periodo 1970 a 2012, lapso en que la población urbana aumenta en un 48,4 % y la rural desciende en un porcentaje similar. Luego en un análisis de la población rural para la misma comuna y el período 1970-2012 se observa una variación de descenso sostenido de los grupos etarios.

Cuadro 1. Variación temporal para el período 1970-2012 de la población urbana y rural de la comuna de Empedrado (Municipalidad de Empedrado 2014 -2018).

Población	Años				
	1970	1982	1992	2002	2012
Urbana	672	1.520	2.225	2.499	2.965
Rural	2.572	2.806	2.329	1.726	1.327
Total	**3.244**	**4.326**	**4.554**	**4.225**	**4.292**

La experiencia señala que en los predios forestales de las comunas costeras maulinas se observa ausencia de viviendas y población rural (Figura 6), y que los nuevos propietarios son empresas forestales colindante con escasa o nula presencia de población remanente.

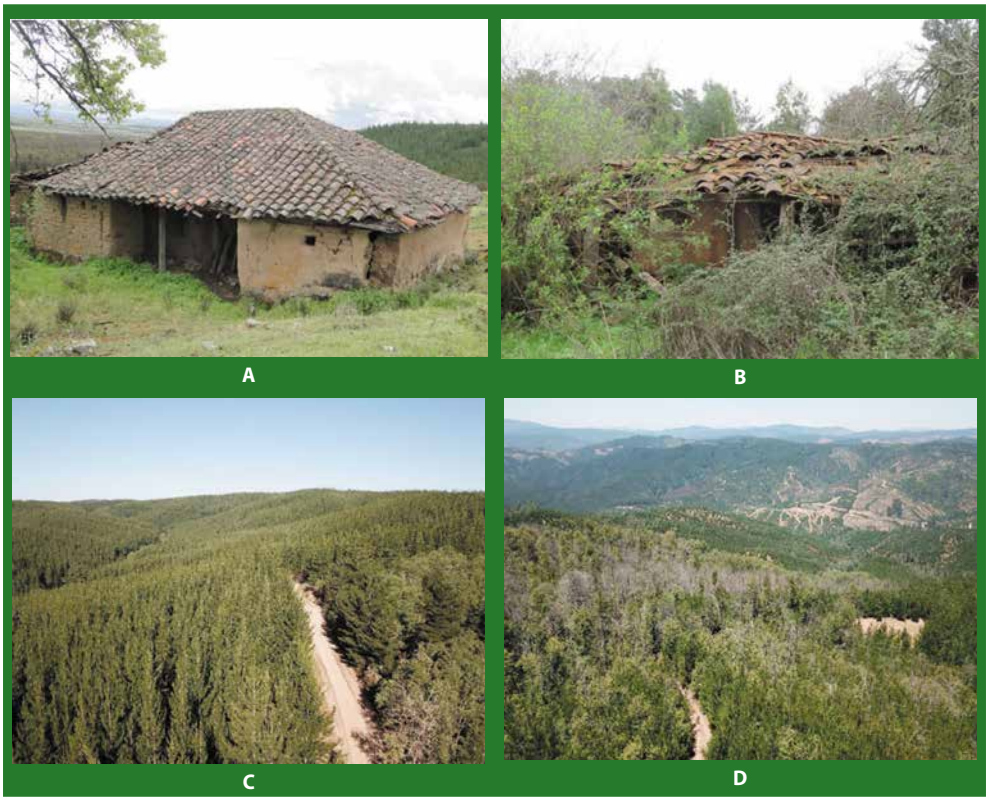


Figura 6. (A) Casa campesina rural abandonada (Empedrado). (B) casa rural campesina abandonada y colonizada por especies invasoras (Curepto). (C) plantaciones forestales homogéneas (comuna de Curepto). (D) paisaje forestal costero dominado por *Pinus radiata* con remanentes y fragmentos de bosque nativo (sector de Coipué, comuna de Constitución, región del Maule).

A pesar de la presión antrópica del campesinado sobre el bosque nativo en general y particularmente sobre el bosque de roble-hualo, este se mantenía como parte del paisaje especialmente en laderas y altitudes superior a 200-300 msnm, denominado como "piso intermedio" del relieve de Chile central (Fuentes & Prenafeta, 1988).

Sin embargo, gradual y sostenidamente el bosque de hualo (*Nothofagus glauca*) de la Cordillera de la Costa, más que el de la zona Pre Andina, fue utilizado como fuente de madera para construcción de viviendas y exportación, así como leña y carbón, (San Martín y Donoso, 1995; San Martín, 2005).

Figura 7. Leña en cordillera costera del Maule (izq.). Leña en precordillera andina del Maule (der.).

Estas dos últimas actividades se han mantenido hasta hoy, pero con diferencias según se trate de zonas rurales o cercanías de centros urbanos. En las primeras (Figura 7), la leña es recolectada directamente de quebradas, laderas y cerros para calefacción o para elaboración de carbón, mientras en las segundas (Figura 8), es adquirida mediante compra a proveedores y predomina el uso como fuente de calefacción intradomiciliaria (Reyes *et al.,* 2018).

Figura 8. Horno para carbón en precordillera (izq.). Carbón de hualo en precordillera Maule (der.).

El carboneo es una actividad que se ha mantenido hasta la actualidad y aunque representa una fuente de presión extractiva sobre el bosque caducifolio de roble-hualo, en la Cordillera de la Costa ha experimentado una disminución desde hace algunas décadas, principalmente debido a la acelerada fragmentación y pérdida del bosque nativo, que hoy permanece como remanente en quebradas de difícil acceso e inmerso en un paisaje dominado por plantaciones forestales de rápido crecimiento (Echeverría *et al.,* 2006; Miranda *et al.,* 2015).

Figura 9. (A) Horno abandonado en cordillera de la Costa. (B) Pila con leña de roble-hualo y fiscalización. (C) Tocón de hualo cortado ilegalmente. (D) Hualo cortado ilegalmente en la Cordillera de la Costa.

Contrariamente, en la Precordillera Andina, en donde aún permanecen bosques del tipo roble-hualo de mayor superficie y continuidad, la elaboración de carbón está sometida a una fiscalización permanente, lo que permite ejercer una regulación sobre la extracción. Sin embargo, a pesar de estos esfuerzos, se mantiene una corta irregular a pequeña escala para venta directa y oculta.

Hoy se reconoce que los bosques nativos del centro-sur de Chile han disminuido y la superficie remanente se encuentra deteriorada, fragmentada y/o invadida por especies exóticas (Newton & Echeverría 2014; Heilmayr *et al.,* 2016; Miranda *et al.,* 2016). Como factores degradadores causales se indican los incendios forestales, la crianza de ganado y las invasiones biológicas (Rojas y Barros, 2012; Promis *et al.,* 2019; Langdon *et al.,* 2023), a los que se debe adicionar el cambio climático (Allen *et al.,* 2015; CONAF, 2017; Muñoz-Sáez *et al.,* 2021; White *et al.,* 2020).

Desde el punto de vista biogeográfico, el tipo forestal roble-hualo representa el límite norte de la distribución del bosque templado lluvioso. Este bosque es considerado como un ecosistema relativamente libre de frecuentes incendios forestales (Armesto *et al.,* 2001). Sin embargo, en Chile centro-sur, los incendios se han incrementado durante el siglo 20 y por predicciones de crecientes sequias podrían esperarse incendios recurrentes de alta severidad y daño (Figura 10) (Castillo *et al.,* 2020; Urrutia-Jalabert *et al.,* 2018).

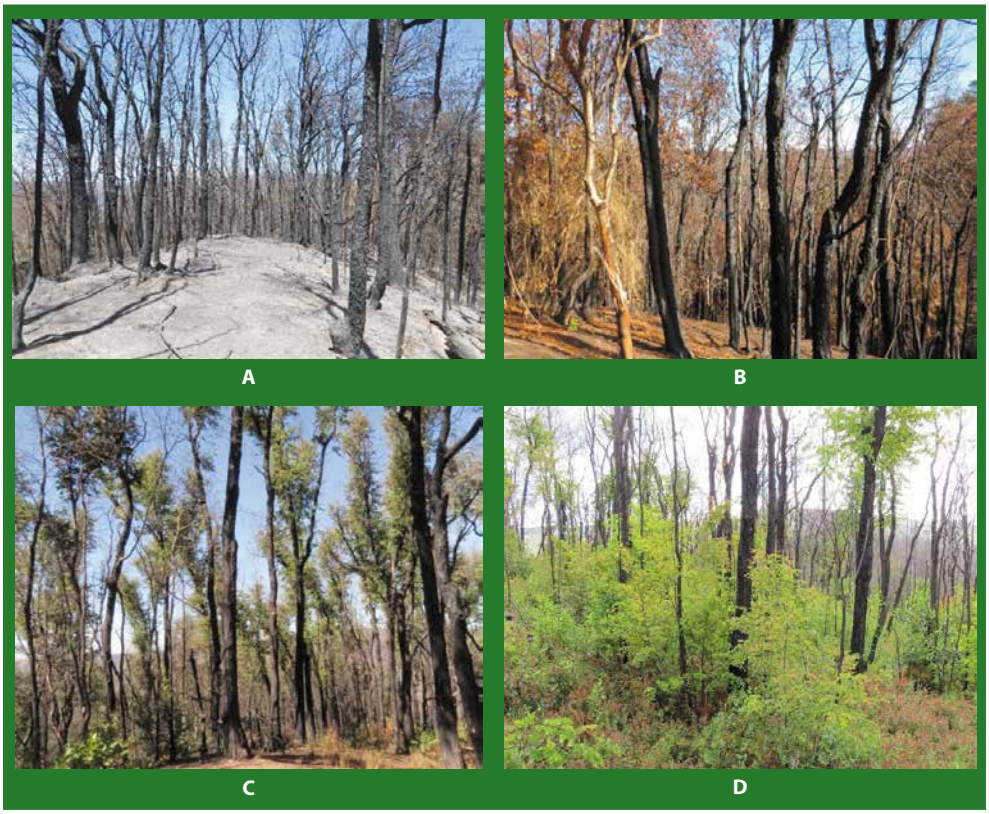


Figura 10: (A) Bosque de hualo-ruil post incendio en sector con alta severidad de daño. (B) Bosque de hualo post incendio en sector con severidad media de daño (detrás se aprecia follaje seco no calcinado). (C) Bosque de hualo con rebrotes de copa. (D) Bosque de hualo quemado y con rebrotes de copa y basales en cordillera costera del Maule.

Hoy en día se considera que, junto con los incendios, las invasiones biológicas son una de las principales causas de degradación de los ecosistemas (Richardson *et al.,* 1989; Simberloff *et al.,* 2011), debido al impacto que las nuevas especies pueden ocasionar al cambiar la estructura y funcionamiento del ecosistema invadido (Gaertner *et al.,* 2012).

Se ha observado que una disminución de la cobertura del dosel del bosque nativo facilita las condiciones para el ingreso y establecimiento de especies invasoras sombra intolerante, como *Pinus radiata* (Figura 11) (Gómez *et al.,* 2019).

La disminución de la cobertura tiene origen en disturbios como la disminución de los ejemplares arbóreos por corta ilegal o incendios forestales, facilitando la regeneración natural de pino radiata, especie con mayor potencial para invadir remanentes fragmentados de roble-hualo, especialmente en un contexto de un cambio climático que favorece la ocurrencia de eventos extremos.

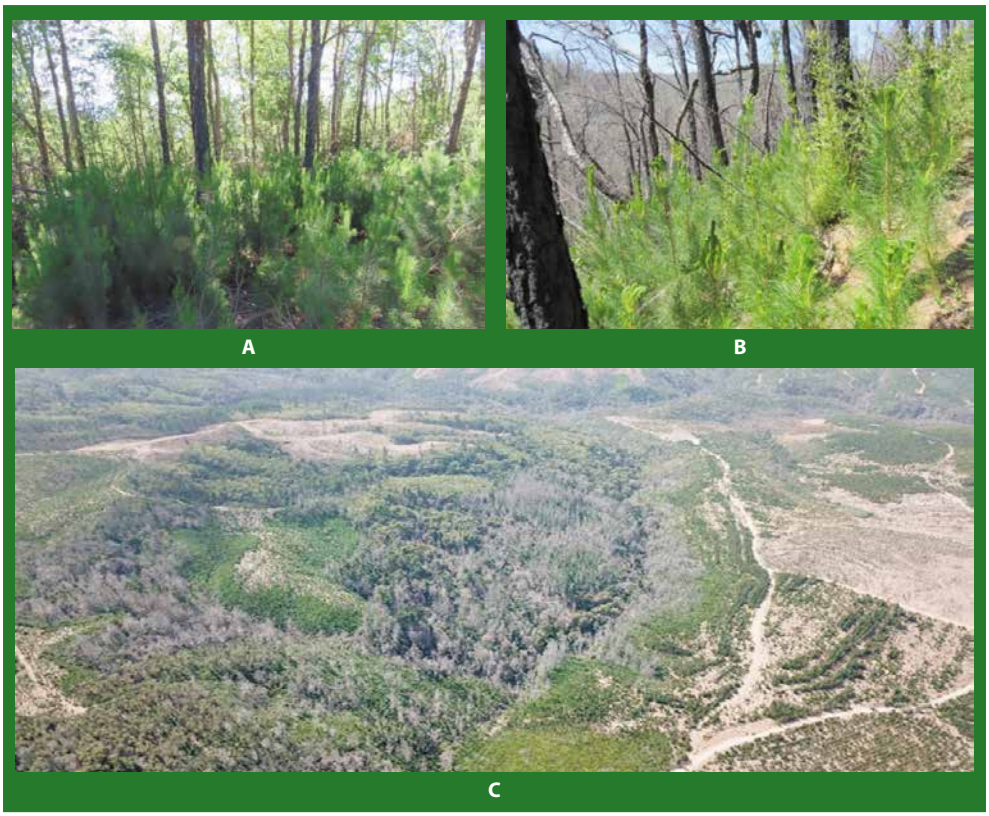


Figura 11. (A) Bosque de hualo post incendio invadido por regeneración natural de *Pinus radiata*. (B) Bosque de hualo en ladera y alta regeneración post incendio de pino. (C) Fragmento de bosque roble-hualo con pinos adultos en su interior y regeneración masiva de pino post incendio 2017 en el perímetro (Fotografía de Drone de 2020, cordillera costera región del Maule. P. Garrido).

El 40,1% de los bosques del país muestra evidencias de presencia de ganado (Bahamondez *et al*. 2020) y para el bosque de roble-hualo probablemente este valor sea superior. En la restauración ecológica de bosques de roble-hualo, el ingreso y actividad del ganado vacuno y equino, constituye un problema de difícil manejo. Contribuye a complejizar el problema la costumbre generalizada de los propietarios, de liberar a los animales al bosque aprovechando así pastos y brotes de las especies nativas. Por otro lado, aunque los límites prediales estén delimitados por cercos de alambradas, son cortados facilitando el desplazamiento e el ingreso o circulación del ganado. Este problema de no respetar los cercos afecta también a parcelas demostrativas o iniciativas de restauración, las que no solo deben nuevamente cercarse, sino mantenidas y regularmente reparadas.

En Chile central la temporada estival es uno de los períodos más complejos por las altas temperaturas. Las praderas de áreas abiertas entran en receso por sequía y las zonas bajas e inundadas como vegas, cursos de agua como esteros de quebradas en áreas de secano pierden totalmente el agua. Esta situación impulsa al ganado a ingresar al bosque en busca de agua y alimento con el consecuente ramoneo en la vegetación arbórea, pisoteo, y erosión del suelo y destrucción de plantas reclutadas (Figura 12).

Figura 12. Ganado vacuno en las afueras de un bosque de hualo (izq.). Pareja de vacunos al interior del bosque de hualo (der.).

4.2. Estrategias y Planes para la Restauración

Actualmente la sociedad reconoce que los ecosistemas nativos tienen un valor ecológico, social y económico, además de un valor intrínseco por la biodiversidad, importancia espiritual o estética, y por el flujo de servicios ecosistémicos que proveen. La degradación, el daño y la destrucción disminuyen la biodiversidad, el funcionamiento y la resiliencia, lo que a su vez afecta negativamente la sostenibilidad como sistemas socio-ecológicos (SER, 2004; 2019).

En este contexto, en Chile se han realizados diversos esfuerzos para avanzar en la recuperación de los ecosistemas forestales sumándose a iniciativas internacionales y nacionales. Esta

preocupación, ha generado diversas propuestas de estrategias, planes y políticas públicas vinculados con la restauración, promovidas desde el Ministerio de Agricultura (Corporación Nacional Forestal) y del, Ministerio del Medio Ambiente, entre ellos:

i. Plan Nacional de Restauración de Paisajes 2021-2030.
ii. Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030 y su Plan de Acción.
iii. Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad 2014-2019.
iv. Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales.
v. Política Forestal 2015-2035.
vi. Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022.
vii. Política Nacional de Parques Urbanos.
viii. Programa de Acción Nacional de Lucha Contra la Desertificación, la Degradación de Tierras y la Sequía PANCD-Chile 2016-2030.
ix. Política Nacional de Ordenamiento Territorial (PNOT).
x. Política Nacional de Desarrollo Rural.
xi. Política Nacional de para la Reducción del Riesgo de Desastres 2019-2030.
xii. Actualización Estrategia Climática de Largo Plazo (ECLP).
xiii. Contribución Nacional Determinada (NDC) 2020.

No obstante, a pesar de los diversos compromisos nacionales e internacionales, los resultados obtenidos en respuesta a dichos compromisos son discutibles, ya que no se ha logrado materializarlos en acciones con impacto suficiente como para revertir los acelerados procesos de cambios de uso de suelo, así como la degradación y destrucción de los ecosistemas como el Tipo Forestal Roble-Hualo, observándose aún deterioro y disminución de la superficie, ya sea por incendios forestales, invasión de especies exóticas y actividades silvícolas no reguladas (extracción de leña sin planes de manejo).

4.3. Métodos de Participación y Aprendizaje en la Restauración

En los últimos años se ha enfatizado la importancia de considerar a las comunidades locales vinculadas a una iniciativa de recuperación de bosques nativos degradados. El argumento para su incorporación es que la restauración ecológica es a largo plazo, ayuda a la biodiversidad y recupera los servicios ambientales que beneficiarán a los propios pobladores rurales que permanecen *in situ*. Además, en su condición de residentes en los sitios a restaurar, los campesinos conocen la historia del bosque y la vegetación, lo que les permite aportar información para fortalecer el proyecto de restauración. El incorporar las

comunidades locales en actividades de restauración ecológica, es reconocerlas como parte del entorno natural, de este modo la restauración toma un carácter socioambiental y socio-ecológico generándose así nuevas complejidades del proceso.

La participación de las comunidades en la restauración requiere considerar variables propias del proceso y otras que derivan de la práctica misma (Moreno-Casasola 2022). La participación debe ser activa, voluntaria y con disposición a un nuevo aprendizaje, pudiendo influir la edad, experiencia previa, conocimientos empíricos, percepción de la restauración, alfabetización ecológica, etc. Para la participación efectiva se recomienda utilizar estrategias metodológicas acordes a la comunidad rural específica, de modo que ayuden a la comprensión, la valoración de la restauración y no se observe resistencia a la convocatoria de potenciales miembros de la comunidad, es decir, es iniciar un nuevo proceso educativo-formativo. Para dichas convocatorias se utilizan medios de participación pasivos y activos, los cuales presentan ventajas y desventajas.

4.3.1. Participación y Aprendizaje Pasivo

Un elemento importante en las iniciativas de restauración ecológica promovidas desde el ámbito público y privado es la convocatoria y difusión. Una difusión pasiva de información enfocada en los proyectos, sus objetivos y actividades, así como aspectos técnicos de los mismos como las especies a plantar, los manejos asociados y otros aspectos priorizados por los especialistas, es un elemento importante para la sensibilización de las comunidades locales que habitan los territorios donde se implementará una iniciativa de restauración. En estos casos, la mayor parte de los proyectos incluye o utiliza como herramientas de difusión uno o varios de los siguientes elementos de carácter informativo e inductivo:

- Volante
- Afiches, posters
- Folletos
- Cartillas
- Diario
- Manual práctico
- Radio
- Página Web (Facebook. Instagram etc.)
- Talleres

En consideración a la nómina señalada y sobre la base de la revisión de iniciativas previas de restauración, así como de la experiencia de los autores del presente trabajo, la elección de una u otra herramienta de difusión debe ser adecuada a los diferentes tipos de actores sociales inmersos en territorios rurales, los que además son muy disímiles en niveles socioeconómicos y educacionales.

• Manual Práctico

El manual es un medio con registros ilustrados, ordenados y secuenciados de información relevante, que es tratada con cierto nivel de profundidad y que debe ser consultada constantemente, por lo que presenta instrucciones, datos y pasos que deben seguirse de forma metódica y correlativa con el fin de lograr algún resultado. Pueden tener un formato físico impreso o digital, pero su propósito es el mismo, es decir, exponer información específica para lograr un objetivo particular. En su presentación debe exponerse con claridad el cómo y para qué se utiliza, por lo que, debe ser escrito en un lenguaje sencillo y claro, pues quien lo lea debe entender con facilidad las instrucciones. Adicionalmente, los procedimientos deben ser ordenados y coherentes para facilitar todavía más su comprensión (Figura 13).

La ventaja del manual práctico es que el contenido y actividades se organiza de forma secuencial, cumpliendo un rol facilitador. La información idealmente es impresa y permanentemente al alcance para su consulta, lectura o guía en su aplicación. Como desventaja requiere de experticia en la preparación, selección adecuada y gradualidad en sus contenidos. Su elaboración exige dominio de las materias, como referente contiene información restringida debiendo abrir la posibilidad de consultas a textos, revistas o expertos para profundizar materias de interés.

Figura 13. Ejemplos de portadas de manuales como guías prácticas de restauración de ecosistemas forestales nativos. La disponibilidad de material es variada y amplia en temáticas y propuestas.

• Página Web

Es un medio de divulgación digital utilizado ampliamente por la población en áreas urbanas y con alcance a los medios tecnológicos (en el país aproximadamente el 80% de la población reside en ellas), mientras en las áreas rurales, en las cuales generalmente se efectúan los proyectos de restauración ecológica, la falta de conectividad impide su acceso a un mayor número de beneficiarios. Es una herramienta con diversos contenidos y posibilidades de contactos o links a instancias nacionales y extranjeras. Dada su consulta masiva requiere de rigor en el tratamiento de los temas, así como la necesidad de constante revisión y actualización (Figura 14).

Entre sus ventajas, la página web es visualmente atractiva y por lo general amigable con el usuario, ya que la información se apoya en material audiovisual (videos, fotos), esquemas y figuras, así como dirección y acceso a documentos en formato digital sobre el tema en desarrollo.

Por otra parte, como limitaciones para su utilización, requiere que se cuente con equipos de alto costo, conectividad a internet y capacidad para manejo de elementos tecnológicos que limitan a la población de tercera edad; también exige inmovilización y concentración para la lectura y revisión de material; otra gran limitante es la falta de alfabetización o vocabulario técnico para buen acceso y provecho de la información, así como en la digitalización y manejo de programas.

Figura 14. Imagen de Pagina web como medio de difusión (www.ser.org. y www.restauremoschile.cl/visita 29.03.2023).

• Talleres

Son una herramienta colaborativa utilizada para promover el aprendizaje individual y colectivo a través de la interacción. Se presta para generar información valiosa y espacios de trabajo que potencian la participación activa y equitativa de las personas.

Es una instancia para compartir experiencias y puntos de vista, así como aprender y tomar decisiones en conjunto para buscar soluciones consensuadas. Como proceso participativo, espera involucrar a las personas convocadas prestando atención y valorando la su experiencia y opiniones.

La participación es abierta para aportar experiencias, nuevas ideas, discusiones y consensuar acuerdos, decisiones y discusiones. El taller es una instancia de encuentro con una atmosfera amigable que motiva el interés para participar, así como la apropiación de conceptos, metodologías, actividades y actitudes para el desarrollo local (Figura 15). Los resultados de los talleres, no dependen del capacitador, sino del grupo en su conjunto.

Figura 15: Talleres participativos en sala, como herramienta en la generación de conocimientos, vinculación social y claridad en las técnicas de restauración (MMA - Talca, 2018).

Como ventajas, el taller crea una atmósfera de negociación informada para deliberar y generar acuerdos; facilita la intervención de cada participante y que se sienta beneficiario del conocimiento y corresponsable de los acuerdos. Motiva el aprendizaje y apropiación de conceptos, metodologías y desarrollo de actitudes; permite conocer las ideas y percepciones de los participantes de manera directa. Como contrapartida, el taller exige disponibilidad de tiempo, recursos, insumos, logística e infraestructura adecuada, además de facilitadores empáticos con experiencia, flexibles, que puedan generar un ambiente motivador y participativo, adaptable para transformar las dificultades en oportunidades de aprendizaje. Exige la movilidad de las personas que deben cubrir distancias con demanda de medios de transportes y recursos económicos.

4.3.2. Participación y Aprendizajes Activo

- **Restauración basada en programas gubernamentales**

Los grandes incendios forestales de la temporada estival 2017 y 2023 afectaron severamente a la flora, fauna, comunidades locales y el paisaje de amplias áreas en varias regiones de país. Luego de los incendios, se reconoció ampliamente la necesidad de implementar iniciativas de restauración ecológica, tendientes a favorecer la recuperación/restauración de la cubierta vegetal dañada y de esta forma, otorgar protección a los suelos y fuentes de agua.

Instituciones del Estado como la Corporación Nacional Forestal (CONAF) han asumido un rol activo en el proceso de restaurar áreas quemadas. Entre las acciones están la implementación de diversos proyectos con financiamiento nacional o internacional. Bajo este mismo enfoque, CONAF[1], en conjunto con el Ministerio del Medio Ambiente y con financiamiento de FAO y del Fondo Mundial de Medio Ambiente (GEF), desarrollan el proyecto de "Restauración para mitigar efectos del cambio climático, recuperación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, en zonas silvoagropecuarias y en su entorno natural". Esta iniciativa se desarrolla en las regiones de Coquimbo, Valparaíso, O'Higgins, Maule, Ñuble y Biobío, y se espera que sea uno de los insumos centrales para el Plan Nacional de Restauración de Paisajes con que Chile responderá al compromiso internacional en la recuperación de suelos ante los efectos del cambio climático. El compromiso del país es restaurar un millón de hectáreas al año 2030, aportando, además, a la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV). El proyecto busca establecer unidades piloto y aumentar la resiliencia de los territorios y ecosistemas locales frente el cambio climático y los procesos de degradación de los suelos, pero también mejorar el bienestar y la calidad de vida de los propietarios o comunidades beneficiadas con estas actividades.

Todas estas iniciativas comparten elementos en común, como el anhelo de recuperar ecosistemas boscosos y sus servicios ambientales, especialmente afectados por disturbios antrópicos como incendios forestales, incrementar su resiliencia, priorizar formaciones vegetales críticas y trabajar en terrenos de pequeños propietarios (Fernández *et al*., 2010). Además, los proyectos comparten aspectos técnicos y de manejo, lo que permite potenciar un mejor desarrollo de las actividades.

1 Otra iniciativa impulsada desde el Ministerio del Medio Ambiente con el financiamiento del Gobierno Regional del Biobío, ha sido la Restauración ecológica del ecosistema Cayumanque y sus zonas aledañas (Seremi del Medio Ambiente Región del Biobío, Gobierno Regional del Biobío, 2020).

Una experiencia a pequeña escala coordinada por CONAF y FIA se efectuó en un área de secano interior de la comuna de San Javier, sector llamado Rastrojo, con población rural vulnerable. El área fue afectada por el incendio del verano de 2017. Con convocatoria de los pobladores del sector las actividades consideraron reforestación con especies nativas y medidas preventivas para control de erosión y protección del suelo en quebradas.

A diferencia de los proyectos anteriores, basados solo en la flora y vegetación, esta iniciativa contempló la inclusión del componente fauna silvestre, mediante un diagnóstico del rol de las quebradas como corredores biológicos, además de medidas de manejo de hábitat a escala de sitio para favorecer la recolonización por fauna (Meza *et al.,* 2021).

Figura 16. Plantación individual de especies nativas en área post incendio Cayumanque, región del Biobío (izq.). Plantación en núcleo de especies nativas en área de La Tuna (der.), Florida, región del Biobio. (Seremi del Medio Ambiente y Gobierno Regional del Biobío 2020).

Figura 17 Modelo de restauración activa en núcleo de especies nativas en ladera libre de fuego (izq.) y otra quemada (der.) en el sector El Rastrojo, San Javier, Región del Maule (Meza *et al.*, 2021).

Sin embargo, y luego de pocos años transcurridos desde su implementación, la mayoría de estos proyectos también muestran aspectos limitantes. Estas limitaciones son reconocidas por los diversos actores involucrados y plantean la necesidad de buscar alternativas para intervenir el territorio rural con una visión de largo plazo, con un rol activo de las comunidades y permanente en el tiempo. La incorporación de las comunidades es desde el inicio del problema, para que, en la medida de lo posible, sean incorporados en la gestión hasta bien avanzada la restauración.

Figura 18. Cuadrilla con personal contratado de la comunidad local para actividad de reforestación, sector de Rastrojo, comuna de San Javier, provincia de Linares, región del Maule, 2020.

De acuerdo a la experiencia práctica, una de las ventajas de las iniciativas de restauración ecológica impulsadas desde el ámbito público o estatal, es que cuentan con financiamiento para costear hasta el 100% de las actividades, incluyendo honorarios, materiales e insumos, para al menos los primeros 2 o 3 años. Durante ese tiempo, la mayoría de los proyectos contratan mano de obra local, incorporando de esta forma a actores como dueñas de casa, propietarios, vecinos o integrantes de las organizaciones de base social de los territorios (Figura 18). Sin embargo, dado que los recursos generalmente son limitados y el costo de la restauración es alto, en la mayoría de los casos, las personas contratadas participan en bajo número y se mantienen mientras se disponga de financiamiento. En este sentido, los lugareños pueden involucrarse directamente en los proyectos cuando el financiamiento les otorgue un ingreso económico que les permita sostener a sus familias. Como consecuencia de la limitación y agotamiento de los recursos económicos, ocurre que los participantes de las comunidades locales, agotados los recursos, abandonan la actividad y buscan otros trabajos o retomar las labores productivas domésticas a las que tradicionalmente se dedican.

En las zonas afectadas por incendios forestales, la situación reviste mayor complejidad. Entre los factores que contribuyen a mantener la condición de vulnerabilidad socioeconómica está la pérdida de la fuente laboral. En el incendio de los bosques se extiende el daño, al suelo, a las herramientas de trabajo (vehículos, maquinarias, etc.), animales, por lo que el problema ecológico de la afectación de los recursos naturales, también adquiere el carácter social (Meza *et al.,* 2021).

Por otra parte, una limitación importante que impide abarcar mayor superficie para un manejo de restauración, radica en que muchos pequeños o medianos propietarios no pueden acceder al beneficio de estos proyectos con fondos del Estado a causa de la poca

claridad legal del dominio de la propiedad. La realidad es que, en el medio rural, una porción importante de predios, se encuentran en estado de sucesión familiar y desde el punto de vista jurídico-administrativo los antecedentes de la propiedad carecen de saneamiento legal. De esta forma los campesinos quedan marginados de la postulación para acceder a recursos económicos de programas estatales. Esta situación dificulta también la implementación de planes de manejo de plantaciones forestales (productivos) y de planes de manejo de preservación (conservación), cuando en los predios se encuentran especies arbóreas en categorías de amenaza (En Peligro, En Peligro Crítico y Vulnerable) (CONAF, s/f).

• Reforestación comunitaria - voluntariado

Tal vez uno de los manejos más conocidos de la restauración ecológica y a veces utilizado erróneamente como sinónimo de esta, es la reforestación. La reforestación, en términos simples, se refiere al repoblamiento (generalmente de árboles) de un área que ha sido desprovista de vegetación. Según el criterio de diversos especialistas la actividad de reforestación puede transformarse en una oportunidad para incorporar, de forma práctica, a diferentes estamentos de la comunidad, como es el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema forestal dañado, especialmente, por un incendio forestal (Fernández *et al.,* 2010).

Muchos territorios rurales del secano costero están inmersos en un paisaje dominado por una matriz de plantaciones forestales donde además casi no permanecen asentamientos humanos. Excepcionalmente pueden encontrarse residencias dispersas con familias donde predomina una población de adultos mayores, a veces solos o acompañados de sus hijos. Sin embargo, estos adultos maduros priorizan su tiempo en actividades rentables con retorno de beneficio económico.

Lo característico de estas poblaciones es la ausencia de adolescentes, jóvenes o adultos jóvenes, quienes migran hacia centros urbanos en búsqueda de mejores expectativas. El mayor incentivo y apoyo para abandonar el sitio lo encuentran en su propia familia, dado que la continuidad en él no les asegura un futuro promisorio. Este despoblamiento de las áreas que aún conservan bosques, limita la participación e involucramiento de la reducida comunidad local en actividades de restauración, por lo que, en muchos casos, es necesario reclutar voluntarios externos provenientes de zonas urbanas o ciudades próximas.

Para la actividad de restauración (normalmente reforestación) es necesario conocer el tipo de voluntariado disponible, ya que puede incluir escolares, estudiantes de enseñanza media o universitarios. En cada caso y en la mayoría de las ocasiones la disponibilidad es fuera de los horarios académicos, es decir, fuera de los horarios de clases, lo que obliga a concentrar las actividades principalmente los fines de semana. Esta modalidad de trabajo necesita de una convocatoria y luego capacitación y supervisión práctica adecuada para antes de ir a terreno disponer de toda la información relevante a través de charlas y medios escritos, como manuales o guías que ayuden a incorporar y reforzar aspectos técnicos relacionados con las actividades de reforestación.

La accesibilidad a los sitios a restaurar generalmente representa una limitante, ya que la mayor parte de los incendios forestales o bosques degradados a reforestar, se encuentran en zonas rurales del territorio, con frecuencia distantes de centros poblados o de áreas urbanas. Esta situación necesita de una organización para asegurar medios de transporte y el desplazamiento de los grupos voluntarios hacia los sitios a restaurar. Asimismo, la seguridad de los voluntarios en terreno, especialmente en bosques incendiados, es un aspecto crítico muchas veces no considerado de manera satisfactoria. En los bosques quemados, especialmente, en sectores de alta severidad de daño por incendios, una proporción importante de los árboles quemados permanece muertos en pie y los que están vivos se encuentran debilitados. Esta situación representa un alto riesgo de caída de árboles, especialmente a la salida del invierno y durante la primavera, temporadas en las que ocurren fuertes vientos en un periodo en que el suelo permanece blando y saturados por las recientes lluvias.

Los voluntarios deben contar con elementos mínimos de seguridad personal, provistos por los proyectos de restauración, previo a las actividades prácticas *in situ*. Entre estos elementos de protección están zapatos adecuados, guantes, antiparras, casco y un chaleco reflectante para ser visto fácilmente en terreno (Figura 19).

Finalmente, dado que se trata de un trabajo físicamente exigente, los proyectos deben considerar la entrega de alimentación (desayunos, almuerzos o cenas) y colaciones de terreno energéticas, rápidas y fáciles de consumir. También se entiende que el trabajo de campo requiere medidas higiénicas adecuadas, como dotación de agua para hidratación y lavado. Debido a que cada uno de estos aspectos representa un costo económico que cada proyecto debe asumir, en muchas ocasiones, no es posible incorporar voluntarios a las actividades de reforestación.

Figura 19. Jóvenes voluntarios en reforestación en Santa Olga (izq.), comuna de Constitución, región del Maule (Fundación Reforestemos 2019). Voluntarios en reforestación en Empedrado (der.), (Proyecto FPA MMA-Univ. de Talca 2019).

5. COMPONENTE SOCIO-ECOLÓGICO EN LA RESTAURACIÓN

5.1. Restauración Ecológica

La implementación del Decreto Ley N° 701 de 1974 estimuló las plantaciones forestales con especies exóticas en vastas áreas del país, dando como resultado coberturas continuas y masivas en el secano costero de la Región del Maule (Cavieres *et al.,* 1986; Echeverría *et al.,* 2006; Heilmayr *et al.*, 2020) con la consecuente migración de la población rural campesina (Cuadro 1) (CONAF, 2014). Ello contribuyó al despoblamiento humano de los predios (Frëne & Núñez, 2010), generando efectos en la población y el medio ambiente (Cavieres *et al.,* 1986).

La política de adquisición de predios por la industria forestal, impactó en la población rural local, la cual debió abandonar los predios adquiridos, generándose cambios demográficos (Cavieres *et al.,* 1986). La población rural (campesina), en particular la gente joven, migró a centros poblados urbanos y suburbanos, y aquellos que aún permanecen en su pequeña propiedad adquirida o heredada en la periferia de las plantaciones, son de edad avanzada con limitaciones físicas, reducida capacidad para el trabajo y cuyo principal ingreso corresponden a subsidios del Estado. Por otro lado, muy pocos descendientes viven en el lugar, con propiedades que presentan limitaciones para la actividad agrícola y crianza de animales, ya sea por pérdida de fertilidad de los suelos o disminución de la disponibilidad de agua. En las zonas de secano no es errado afirmar que la población rural campesina, que en el pasado vivió del bosque, hoy se mantiene alejada y sin vínculos de dependencia con el recurso forestal nativo. La población rural joven, creció en ausencia del bosque nativo, con una visión muy lejana de su valor ecológico, social y económico.

De acuerdo al contexto, no se puede esperar que la población adulta campesina vuelva su mirada y se integre al bosque o a la vegetación nativa, por el contrario, difícilmente acogerá iniciativas o se entusiasmará por invertir tiempo y recursos en actividades relacionadas con este recurso. En cuanto a la población joven, esta tiene carácter flotante, sin apego a las plantaciones o fragmentos de bosques nativos, dado que crecieron sin ellos, lo que se materializa en el desconocimiento de las especies arbóreas o formaciones como el bosque maulino (Tipo Forestal Roble-Hualo) y verificándose su desvinculación con la actividad forestal.

La participación de la comunidad local, como aporte de mano de obra en la restauración, está motivada solo por la retribución económica de su trabajo. Esta condición se ha visto validada por los aportes ya sea de municipalidades o entidades estatales relacionadas con el agro (INDAP y CONAF), generándose una "cultura" basada en aportes externos que, además de reducidos, dificultan la continuidad de la restauración basada en el trabajo local, que espera los recursos para sí y el ecosistema a restaurar.

Las sugerencias de diversos organismos internacionales y nacionales (SER, IUCN, CONAF, MMA, INDAP y otros) indican que es requisito integrar a la población rural (campesinos) en actividades de recuperación del bosque nativo. La participación es ampliamente reconocida como fundamental para el éxito de la actividad de restauración, esperándose un acercamiento que mejora la confianza y credibilidad en un trabajo conjunto. La participación en proyectos de restauración ecológica puede ser transformadora para las comunidades localizadas dentro o cerca de los ecosistemas degradados.

El involucramiento de actores locales como comunidades, propietarios, grupos indígenas, jóvenes, mujeres, representantes de organizaciones, entre otros, pueden aportar componentes de justicia social al proyecto e inclusive, según algunos autores financiación para las actividades que se ejecuten (Echeverría *et al.,* 2021).

En Chile existe una gran diversidad de reportes sobre restauración ecológica (Smith-Ramírez *et al.,* 2015), aunque los proyectos y actividades se encuentran más cercanos a la ecología de la restauración, a causa de los objetivos de las propuestas, tipo y tamaño de la superficie comprometida y contexto de origen, etc. El impulso estatal a la restauración ecológica en Chile se centraliza fundamentalmente en CONAF, en menor medida en el Ministerio del Medio Ambiente y en INFOR a través de sus programas y proyectos de restauración. Sin embargo, termina favoreciendo a la reforestación, con baja convocatoria y bajo nivel de responsabilidades de las comunidades locales. Como observaciones atingentes es necesario reconocer que la restauración ecológica es compleja, multidisciplinaria con énfasis en el manejo o control de variables abióticas o físicas por sobre la plantación. Las posibilidades de avanzar en la restauración ecosocial del ecosistema es limitada por falta de recursos.

La restauración ecológica que se practica en Chile a gran escala es activa, utiliza técnicas como la silvicultura intensiva, migración asistida, nucleación y plantación individual, aunque en la práctica, por problemas de costos y debido a la brevedad en los plazos de los proyectos, se realiza principalmente reforestación con plantación individual, asimilándola a restauración ecológica. Muchas de las actividades han sido apoyadas con financiamiento estatal o de empresas forestales. La modalidad de trabajo más frecuentemente usada es por medio de licitación y contratistas, donde prevalece la superficie intervenida y cantidad de plantas a establecer. Por otro lado, participan también algunas ONG e instituciones con capacidad de convocatoria de voluntarios interesados y motivados por la recuperación del bosque nativo. Estos trabajos de restauración son de reforestación y no de investigación donde la meta es cubrir una determinada superficie con establecimiento en terreno de una determinada cantidad de plantas.

5.2. Limitaciones para la Restauración

La restauración ecológica participativa en el bosque maulino y en gran parte del área de distribución del tipo forestal Roble-Hualo, presenta variadas limitaciones para su implementación y eventual sostenibilidad en el tiempo, entre ellas desatacan limitaciones: sociales y ecológicas, situación que afecta a territorios de similares condiciones

ambientales de carácter restrictivo como las del secano (Roulier *et al*., 2020, Martínez-Garza *et al*., 2022a).

5.2.1. 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.

5.2.2. Limitaciones Ecológicas

Como limitantes ecológicas para la restauración ecológica del bosque nativo maulino y en el tipo forestal Roble-Hualo se pueden indicar:

- Incendios forestales cada vez más recurrentes y agresivos, que afectan el patrimonio forestal, maquinarias, equipos, insumos e infraestructura y provocan la pérdida del reducido número de animales domésticos del campesinado
- 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.

6. LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y LA POBLACIÓN OBJETIVO

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 este marco es válido cuestionarse en términos prácticos y objetivos si ¿las comunidades locales han sido efectivamente un actor relevante de la restauración? y ¿cómo se puede caracterizar el fenómeno social de su participación?

La participación de las comunidades locales en las iniciativas de restauración ecológica puede analizarse desde dos perspectivas: una teórica o conceptual, que señala las ventajas y los beneficios derivados de su inclusión y una perspectiva práctica o real, como la observada en parte territorio rural donde se implementa la restauración ecológica. Desde un enfoque teórico y como se ha podido apreciar en párrafos precedentes, hasta hace pocos años la mayoría de las definiciones de "restauración ecológica" se limitaban a considerar la estructura y función de los ecosistemas, en un sentido físico concreto que reflejaba el paradigma científico (Kimmerer, 2011).

Sin embargo, aunque la restauración ecológica es un esfuerzo profundamente humano, aún se conceptualiza y predomina una visión que excluye a los seres humanos de los sistemas naturales y prioriza la reparación de la estructura y función por encima de la restauración de la relación hombre-naturaleza, aun cuando, una relación rota con la tierra, está en la raíz de la degradación ecológica que la restauración busca reparar (Kimmerer, 2011), por presiones antrópicas históricas o actuales como las señaladas en los puntos anteriormente. Solo en los últimos años se ha promovido la inclusión de las comunidades locales en proyectos de restauración con un enfoque socio-ecológico.

La inclusión de comunidades campesinas locales (principio 1 SER) requiere de una horizontalidad con una focalización en la población rural (SER, 2019), que voluntariamente decide participar. Esto implica que la priorización estaría en la participación activa de la población campesina con el requisito, que sean propietarios, voluntarios e identificados con la recuperación del bosque nativo. Sin embargo, la realidad del mundo rural dista bastante de las recomendaciones sugeridas por organismos tanto internacionales como nacionales

en esta materia, ya que, en la práctica los grupos sociales que mayormente participan en la restauración ecológica en Chile corresponden a grupos ecológicos y/o silvícolas de tipo académico e investigadores con propuestas basadas en aspectos ecológicos (Smith-Ramírez *et al.,* 2015).

Lamentablemente y destacando algunas excepciones, las comunidades locales no se encuentran incluidas ni en la etapa de planificación ni de diseño de los proyectos, menos aún tienen incidencia a nivel de decisiones, contradiciendo el principio 1 de restauración participativa (McDonald *et al.,* 2016; SER, 2019). Esta modalidad se ilustra en la literatura disponible al demostrar que la mayor cantidad de información publicada es científica, superando ampliamente la investigación de tipo socio-ecológico (Roulier *et al.,* 2020). Esta situación se observa en Chile y en otros países iberoamericanos, donde además se constata que la inclusión de las comunidades de campesinos no es una tarea fácil dada las dificultades sociológicas, ecológicas y ambientales de los grupos de pobladores rurales (Martínez-Garza *et al.,* 2022a).

A juicio de los autores, este aspecto tiene una importancia gravitante, especialmente en áreas del territorio como el secano costero e interior, ya que, aún cuando los proyectos de restauración ecológica pudiesen incluir a las comunidades locales desde su diseño y después en su implementación, su participación estaría en muchos casos condicionada a que fuesen beneficiarios de un aporte económico estable, al menos por el período de tiempo en que se extienda el proyecto. De lo contrario, los propietarios y en general los integrantes de la comunidad local, deben priorizar su tiempo y esfuerzo, en satisfacer sus necesidades básicas, entre ellas, la alimentación, el acceso al agua, calefacción para el invierno y un ingreso económico estable (Kukulis y Larraín, s/f; Anabalón, 2019), lo que se vincula estrechamente a las restricciones sociales y ecológicas listadas precedentemente.

En este sentido, la realidad territorial, social y ecológica en la que se inserta gran parte del tipo forestal Roble-Hualo en Chile central, con las regiones de O'Higgins, Maule, Ñuble y Biobío, es diferente a la realidad de países tropicales, que tienen una vinculación más estrecha con una agricultura local favorecida por el clima, o con un acervo cultural y étnico muy arraigado. Es también distinta a la realidad de Norteamérica o Europa, en donde gran parte de las necesidades primordiales de la población rural están cubiertas. Se hace mención a estas diferencias debido a que gran parte de la literatura sobre restauración ecológica y en consecuencia recomendaciones y estudios de caso, proviene de países tropicales, europeos o norteamericanos y, por lo tanto, se requiere discriminar que aspectos y enfoques son posibles de incorporar conociendo las ventajas y restricciones de la realidad local.

En Chile central, tanto en las zonas bajas de valles como en el piso intermedio del paisaje en donde aún se mantienen bosques del tipo Roble-Hualo, se ha dado una historia de uso intensivo y de carácter extractivo de los recursos suelo y vegetación (Fuentes y Prenafeta, 1988; Fuentes, 1994; San Martín y Donoso, 1995), con los resultados que hoy se aprecian y que han agravado la condición de estos remanentes boscosos a causa del cambio climático y de la ocurrencia de incendios forestales cada vez más frecuentes (Castillo *et al.,* 2020; Urrutia-Jalabert *et al.,* 2018). De hecho, los cambios de uso de suelo y en consecuencia los procesos

de fragmentación y pérdida de hábitat para la biodiversidad en algunas áreas del territorio, avanzan mucho más rápido que la capacidad de reacción y de adopción de medidas para mitigar esos impactos (Echeverría *et al.,* 2006; Aguayo *et al.,* 2009; Heilmayr *et al.,* 2020Uribe *et al.,* 2020).

En este sentido, las propuestas de restauración ecológica ejecutadas y documentadas en el país, se asemejan más a la ecología de la restauración (Cairns y Heckman, 1996, Smith-Ramírez *et al.,* 2015; López *et al.,* 2017; Lindig, 2017), ciencia que da origen y fundamenta los principios técnicos para guiar la práctica de la restauración de los ecosistemas. Por otro lado, la experiencia de restauración ecológica con participación de comunidades rurales en la mayor parte de los casos es marginal y no ha tenido un desarrollo esperado, ya que muchas veces la población es espectadora de las actividades y solo es considerada como sujetos de capacitación en la conservación de la biodiversidad (Seremi del Medio Ambiente Biobío, 2020) o en la plantación forestal (también (mal) llamada restauración ecológica) (Bannister *et al.,* 2013). Por otro lado, en el país la restauración tiende a limitarse a una actividad de forestación de pequeñas superficies con proyectos de corto plazo.

La práctica de la restauración ha quedado en organizaciones sociales privadas como ONG, fundaciones, y organismos estatales, y en iniciativas de empresas forestales privadas. A pesar de las restricciones y complejidades citadas anteriormente, en el país se están realizando esfuerzos para articular las diferentes iniciativas de restauración como, por ejemplo, al crear a partir de 2014 la Red Chilena de Restauración Ecológica y más tarde en 2017 en el Ministerio del Medio Ambiente crear el Comité Nacional de Restauración Ecológica. Un aporte para conciliar los conceptos teóricos con la práctica ha sido la elaboración de un documento marco para la restauración ecológica (Ministerio del Medio Ambiente y Comité Nacional de Restauración Ecológica, 2018).

Bajo una perspectiva de futuro y considerando los drásticos y continuos cambios en el paisaje que han deteriorado la condición de bosques nativos del tipo Roble-Hualo en zonas sensibles del territorio, la restauración ecológica constituye una herramienta fundamental para co-ayudar en los procesos de recuperación de estos ambientes y sus servicios ecosistémicos para las comunidades locales, pero las intervenciones en el territorio deben necesariamente considerar sus necesidades primordiales, así como incentivos económicos para fortalecer el involucramiento de dichos actores, quienes en la mayoría de los casos, deben luchar por mantenerse en sus tierras, hacer frente a una serie de limitaciones ambientales, ecológicas y económicas y propender a dar un uso sustentable a los recursos forestales nativos que aún mantienen en sus predios.

7. REFERENCIAS

Aguayo, M., A. Pauchard, G. Azócar & Parra, O. (2009). Cambio de uso de suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. Revista Chilena de Historia Natural, N° 82. Pp: 361-374. *https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004*

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., N° 214. Pp: 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*

Allen, C.D., Breshears, D.D. & McDowell, M.G. (2015). Sobre la subestimación de la vulnerabilidad global a la mortalidad de los árboles y la extinción de los bosques por la sequía más caliente en el Antropoceno. Ecosfera 6 (8): art 129. *https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1*

Anabalón, N. (2019). Caracterizando la escasez de agua para consumo humano en zonas rurales del secano, Región de Ñuble: Situación actual y factores explicativos. Tesis Ingeniero Ambiental. Universidad de Concepción.

Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C. & Cross, T. (2020). A world of possibilities: Six restoration strategies to support the United Nation Decade on Ecosystem Restoration. Restoration Ecology, 28(4): 730-736. *https://doi.org/10.1111/rec.13170*

Armesto, J., Villagrán, C. & Donoso, C. (1994). La historia del bosque templado chileno desde la era glacial a la industrial. Ambiente y Desarrollo, X(I): 66-72.

Armesto, J.J., Rozzi, R. & Caspersen, J. (2001). Temperate forest of North and South America. Pp. 223-249. In: Chapin, F.S., Sala, O.E. & Huber-Sannwald, E. (Eds). Global Biodiversity in a Changing Environment. Scenarios for the 21st Century. Springer, New York. USA. *https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0157-8_11*

Bahamondez, C., Sagardía, R. & Rose, J. (2020). El bosque nativo en Chile. Resultados del Inventario Forestal Nacional. Período 2001-2015. Instituto Forestal, Chile. Informe Técnico. 59 p. *https://doi.org/10.52904/20.500.12220/30450*

Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., De Clerck, F., Gardner, T. & Vallejos, M. (2012). Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. *Ecosystem Services*, N° 2. Pp: 56-70. *https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006*

Bannister, J. R., González, M.E., Little, C., 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., Smith-Ramírez, C. & Arellano, P. (2018). Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile central" 007/2013, Fondo de Investigación del Bosque Nativo CONAF. 92 p.

Cairns J. & Heckman, Jr. (1996). Restoration ecology: The state of an emerging field. Annual Review of Energy and the Environment, N° 21. Pp: 167-189. *https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.167*

Camus, P. (2002). Bosques y tierras despejadas en el período de la conquista de Chile. Cap. VI 22 pp. Coord. J. Retamal Estudios Coloniales II Editorial Biblioteca Americana Universidad Andrés Bello, Santiago. 371 p.

Castillo, M., Plaza, A. & Garfias, R. (2020). A recent review of fire behavior and fire effects on native vegetation in Central Chile. Global Ecology and Conservation, 24 (2020) e01210. *https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01210*

Cavieres, A., Martner, G., Molina, R. & Paeile, V. (1986). Especialización productiva forestal, medio ambiente y población. 2° Encuentro Científico Sobre el Medio Ambiente. Talca, 4 al 8 de agosto. Versiones Abreviadas. Tomo I. Pp: 88-94.

Ceccon, E., González, E.J. & Martorell, C. (2016). ¿Es la siembra directa una estrategia biológicamente viable para restaurar los ecosistemas forestales? Evidencias de un meta-análisis. Land Degrad. Develop, N° 27. Pp: 511-520. *https://doi.org/10.1002/ldr.2421*

Colomina, D. & Melero, M. (2016). Recuperando paisajes: un nuevo camino para la restauración. WWF España, Madrid.

CONAF (2014). Plantaciones y pobreza en comunas forestales Forestación y estilo de desarrollo. Corporación Nacional Forestal. Informe Gerencia Forestal. 81 p. En: *www. conaf.cl/wp-content/files_mf/ 81 pp.*

CONAF (s/f). Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal y Reglamentos. Disponible en: *https://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1368741650LibroLey_Bosque_NativoReglamentos.pdf*

CONAF (2017). Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del Catastro de los Recursos Vegetaciones Nativos de la Región de Biobío. Corporación Nacional Forestal. Santiago.

Donoso, C. (1981). Tipos Forestales de Los Bosques Nativos de Chile. CONAF y FAO Investigación y Desarrollo FO: DP/CHI/76/003 Documento de Trabajo N°38. 70 p. + mapas y figuras anexos.

Donoso, C. (1994). Bosques Templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria. Santiago. Chile. 484 p

Duarte, H. & Avella, M.A. (2019). Análisis socio-ecológico de una iniciativa de restauración liderada por autoridades ambientales en Santander (Colombia). Colombia Forestal, 22(1): 68-86.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A. & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. Biological Conservation, N° 130. Pp: 481-494.

Echeverría, C., Gatica, P., Román, S., Bordeu, A. & Espinoza, C. (2021). Restauración ecológica de los bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén. Primera edición Universidad de Concepción. 123 p.

Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M. & Montenegro, G. (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. 149 p.

Frëne, C. & Núñez, M. (2010). Hacia un nuevo modelo forestal en Chile. Revista Bosque Nativo, N° 47. Pp: 25-35.

Fuentes, E. & Prenafeta, J. (1988). Ecología del paisaje en Chile central. Estudios sobre sus espacios montañosos. Santiago, Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile. 125 p.

Fuentes, E. (1994). ¿Qué futuro tienen nuestros bosques? Hacia la gestión sustentable del paisaje del centro y sur de Chile. Editorial de la Universidad Católica de Chile. 290 p.

Gaertner, M., Holmes, P.M. & Richardson, D.M. (2012). Biological invasions, Resilience and Restoration. Pp. 265-279. En: van Andel, J. & Aronson, J. (Eds). Restoration Ecology. The New Frontier. Second edition. Wiley-Blackwell. 381 p. *https://doi.org/10.1002/9781118223130.ch20*

Gómez, P. & Garrido, P. (2018). Regeneración masiva del árbol exótico *Pinus radiata* D. Don luego de un gran incendio en fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (Ruil) en la Región del Maule, Chile Central. Bioinvasiones, N° 1. Pp: 30-38.

Gómez, P., Murúa, M., San Martín, J., Goncalves, E. & Bustamante, R. (2019). Maintaining close canopy cover prevents the invasion of Pinus radiata: Basic ecology to manage native forest invasibility. PLoS ONE, 14(5): e0210849. *https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210849*

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, C. (2009). Estrategias de vida de familias campesinas de cinco comunas de la provincia del Cachapoal. Tesis Departamento de Sociología Facultad de Ciencias Sociales Universidad de Chile. 167 p.

González, M. (2020). El bosque nativo aún impera en el borde costero de la Región de La Araucanía, entre 1866 y 1912: Matices a un Discurso de Destrucción Forestal "Masiva" en el Sur de Chile. Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) revista de la Solcha, 10(2): 227-254 *https://doi.org/10.32991/2237-2717.2020v10i2.p227-254*

Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R. & Lambin, E.F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. Applied Geography. Vol. 75. Pp: 71-82. *https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014*

Heilmayr, R. & Echeverría, C. & Lambin, E.F. (2020). Impactos de los subsidios forestales chilenos sobre la cobertura forestal, carbono y biodiversidad. Nature Sustainability, Nature, 3(9): 701-709. *https://doi.org/10.1038/s41893-020-0547-0*

Higgs, E. (1997). ¿Qué es una buena restauración ecológica? Conservation Biology, *11*(2): 1– 8.

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

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

Kimmerer, R. (2011). Restoration and Reciprocity: The Contributions of Traditional Ecological Knowledge. In: Egan, D. (Ed.). Human Dimensions of Ecological Restoration: Integrating Science, Nature and Culture, The Science and Practice of Ecological Restoration. Island Press. 431 p. *https://doi.org/10.5822/978-1-61091-039-2_18*

Kukulis, M.I. & Larraín, J.P. (s/f). Éxodo y permanencia rural en territorios forestados del secano: Caso de la comuna de Paredones, Región del Libertador Bernardo O'Higgins, Chile (1975-2016). VI Congreso Interoceánico de Estudios Latinoamericanos.

Langdon, B., Pauchard, A. & Bustamante, R.O. (2023). Habitat suitability of five commonly planted non-native trees in Chile: Implications for an invasion process. Forest Ecology and Management, 529 (2023) 120726. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120726*

Lara, A., Echeverria, C., Thiers, O., Huss, E., Escobar, B., Tripp, K. & Zamorano, C. (2008). Restauración ecológica de coníferas longevas: el caso del alerce (*Fitzroya cupressoides*) en el sur de Chile. Páginas 39-56. En: M. Gonzalez-Espinosa, J.M. Tey -Benayas & N. Ramirez (Eds). Restauración de bosques de América Latina. Fundación para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa México, México.

Lara, A., Little, C., Cortes, M., Cruz, E., González, M., Echeverria, C., Suarez, J. *et al.* (2014). Restauración de Ecosistemas Forestales. En: Donoso, C., Gonzalez, M. & Lara, A. (Eds). Ecología Forestal, Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques de Chile. Ediciones UACH. Valdivia, Chile. Pp: 605-672.

Lindig, R. (2017). Ecología de Restauración y Restauración Ambiental. 322 p.

López-Barrera, F., Martínez-Garza, C. & Ceccon, E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. Revista mexicana de biodiversidad, N° 88 (Supl. dic). Pp: 97-112. *https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001*

Maíno, V. (1996). La navegación del Maule: Una vía de conexión con el exterior 1794 - 1898. Edit. Universidad de Talca. Talca, Chile. 273 p.

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*

McDonald, T., Gann, G.D., Jonson, J. & Dixon, K.W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington DC. 50 p. *https://doi.org/10.1111/rec.12359*

Meadows, D. H., Randers, J. y Meadows, D. (2004). Limits to growth: The 30-year update. Londres. Chelsea Green Publishing Company

Meza, A., Arias, B. & Veliz, B. (2021). Restauración post incendios en la localidad de Rastrojos 2017 -2020. Comuna de San Javier de Loncomilla, Provincia de Linares, Región del Maule. Informe de síntesis Proyecto PYT 2017-0733. 88 p.

Ministerio de Agricultura-Corporación Nacional Forestal-Ministerio del Medio Ambiente (2021). Plan Nacional de Restauración de Paisajes 2021 - 2030. Santiago. 83 p.

Ministerio del Medio Ambiente y Comité Nacional de Restauración Ecológica (2018). Documento marco para la restauración ecológica. 40 p.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F. & Lara, A. (2015). Different times, same story: native forest lost and landscape homogenization in three physiographical areas of south central of Chile. Applied Geography, 60(2015): 20-28. *https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.016*

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A. & González, M. (2016). Native forest lost in the Chilean biodiversity hotspot: Revealing the evidence. Regional Environmental Change. *https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7*

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*

Moreno-Casasola, P. (2022). The challenge of participatory restoration in rural areas. Botanical Sciences 100 (Special Issue): S218-S244. *https://www.scielo.org.mx/pdf/bs/v100nspe/2007-4476-bs-100-spe-218.pdf*

Municipalidad de Empedrado (2014-2018). Plan de Desarrollo Comunal PLADECO. Secretaría Comunal de Planificación. 168 p.

Munshower, F.F. (1994). Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation. Lewis Publisher. Boca Ratón, Florida.

Muñoz-Sáez, A., Choe, H., Boynton, R.M., Elsen, P.R. & Thorne, J.H. (2021). Climate exposure shows high risk and few climate refugia for Chilean native vegetation. Science of the Total Environment, 785 (2021) 147399. *https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147399*

Newton, A.C. & Echeverría, C. (2014). Analysis of anthropogenic impacts on forest biodiversity as a contribution to empirical theory. En: Coomes, D.A., Burslem, D.F.R.P. & Simonson, W.D (Eds). Forests and global change. BES Symposium volume. Pp: 417-446. Cambridge University Press, Cambridge. *https://doi.org/10.1017/CBO9781107323506.019*

Otero, L. (2006). La huella ecológica. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Conaf, KFW, GTZ 1, DED, Pehuén (Eds). 71 p.

Ovalle, C. (1994). Características ecológicas y la acción del hombre en el secano interior. En: C. Ovalle & A. del Pozo. (Editores). La agricultura del secano interior. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Quilamapu, campo experimental Cauquenes. Pp: 14-58.

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 Bot., 76(2): 257-262. *https://doi.org/10.4067/S0717-66432019000200257*

Redman, C.H.L., Grove, J.M. y Kuby, L.H. (2004). Integrating social science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7, 161-171. https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z

Reyes, R., Sagardía, R. & Schueftan, A. (2018). Consumo de combustibles derivados de la madera y transición energética en la Región del Maule. En: Informes técnicos BES, Bosques-Energía-Sociedad, Año 4. N°8. Enero 2018. Observatorio de los Combustibles Derivados de la Madera OCDM. Instituto Forestal, Chile. 24 p.

Richardson, D.M., Mac Donald, A.W. & Forsyth, G.G. (1989). Reductions in plant species richness under stands of alien trees and shrubs in the fynbos biome. South African Forestry Journal, N° 149. Pp: 1-8. *https://doi.org/10.1080/00382167.1989.9628986*

Rojas Y. & Barros, S. (Eds). (2012). Análisis de la degradación forestal en el marco REDD+. Instituto Forestal de Chile, Santiago. 152 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*

Salazar-Vidal, V. (2022). Hongos silvestres comestible nativos de Chile. Ediciones Libro Verde. Santiago. 167 p.

San Martín, J. & Donoso, C. (1995). Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. En: Armesto, JJ., Villagrán, C. & Arroyo, M.K. (Eds). Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. Santiago. Pp: 153-167.

San Martín, J. (2005). Vegetación y diversidad florística en la Cordillera de la Costa de Chile central. En: Smith-Ramírez, C., J.J. Armesto, C. Valdovinos (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria. Santiago. Pp: 178-189.

SER Society for Ecological Restoration, International Science & Policy Working Group. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 16 p.

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

Seremi del Medio Ambiente Región del Biobio. (2020). Restauración del ecosistema Cayumanque: una experiencia de restauración a escala de paisaje desde la institucionalidad pública. Chile. 155 p.

Silva, E., Naji, W., Salvaneschi, P., Climent, E., Martínez, E., Aledo, A., Bonet, A., Derak, M., López, G. y Cortina, J. (2018). Una nueva herramienta para la identificación de zonas prioritarias para la restauración de paisajes mediterráneos. Libro de resúmenes de la IV Reunión conjunta SECF-AEET 2018: 53.

Silva, O. (1986). Los promaucaes y la frontera meridional incásica en Chile. Departamento de Ciencias Histórica Universidad de Chile Cuadernos de Historia, N° 6. Pp: 1-10.

Simberloff, D., Genovesi, P., Pysěk, P. & Campbell, K. (2011). Recognizing conservation success. Science, 332, 419. *https://doi.org/10.1126/science.332.6028.419-a*

Smith-Ramírez, C., González, M., Echeverría, C. & Lara, A. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectiva y desafíos. Anales Instituto Patagonia (Chile), 43(1): 11-21. *https://doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100002*

Uribe, S. V., Estades, C.F. & Radeloff, V. (2020). Pine plantations and decades of land use change in central Chile. PLoS ONE, 15(3) e0230193. *https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230193*

Urrutia-Jalabert, R., Gonzalez, M.E., Gonzalez-Reyes, A., Lara, A. & Garreaud, R. (2018). Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. Ecosphere, 9(4): e02171. *https://doi.org/10.1002/ecs2.2171*

Valladares C.J. (1979). La hacienda Longaví, 1639-1959. Revista Historia Instituto de Historia PUC, Santiago. Vol. I (14): 1-103.

Vargas, O. (2007). Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. En: Vargas, O. (Ed). Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del bosque alto andino. Grupo de Restauración Ecológica. Pp: 17-29.

White, D.A., Silberstein, R.P., Balocchi-Contreras, F., Quiroga, J.J. & Ramírez de Arellano, P. (2020). Contribution of Advanced Regeneration of Pinus radiata D. Don. to Transpiration by a Fragment of Native Forest in Central Chile Is out of Proportion with the Contribution to Sapwood Area. Forests, 11, 187. *https://doi.org/10.3390/f11020187*

Zorrilla, M. (2007). La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica. En: Sánchez, O., Peters, E., Márquez, R., Vega, E., Portales, G., Valdés, M. & Azuara, D. (Eds). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología. México D.F. Pp: 31-43.

INFOR

www.infor.cl