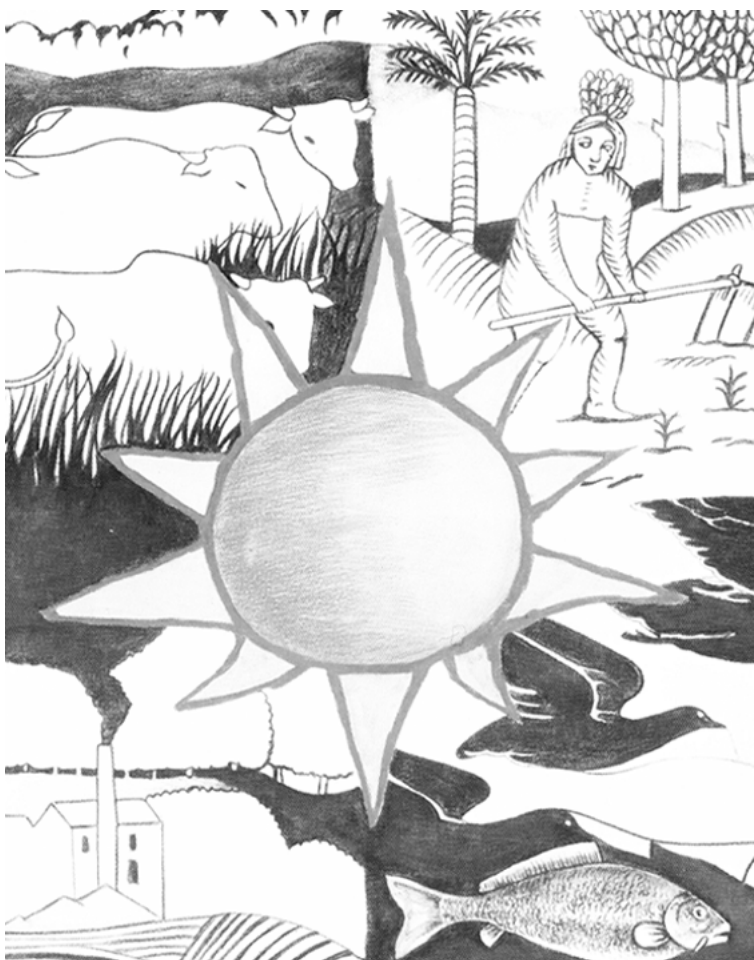


**CONTROL BIOLÓGICO DE ZONAS INVADIDAS POR *ULEX EUROPAEUS* L. (MAGNOLIOPHYTA: FABACEAE) MEDIANTE SUSTITUCIÓN POR VEGETACIÓN NATIVA EN ISLA DEL REY, REGIÓN DE LOS RÍOS, CHILE.**

Biological control of zones invaded by *Ulex europaeus* L. through the substitution by native vegetation in isla del Rey, region de los Rios, Chile.

*Eduardo Muñoz*



Laboratorio de Ecología Aplicada, Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Chile. Correo electrónico: emunope@gmail.com

## RESUMEN

Se propone la implementación de un método de control biológico del espinillo (*Ulex europaeus* L.) mediante la utilización de restauración ecológica en isla del Rey, Valdivia, Chile. Para esto se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica sobre teoría y práctica de la restauración ecológica, características del espinillo y de los árboles que componen la restauración, enfocándose principalmente en las especies de *Nothofagus* que dominan en número. Se describieron mediante bibliografía y trabajo de campo las principales asociaciones vegetales de la isla, concluyendo que la flora de estas está compuesta por especies nativas (cerca un 80 %). Las variables de estado de la restauración fueron altura total, DAP y cobertura de copa de 1252 árboles de roble, coihue, ulmo, avellano, olivillo, canelo, tepa y laurel (tal cantidad son todos los árboles del proyecto de restauración que permanecen vivos) obteniendo que hasta el año 2008 los *Nothofagus* en conjunto con el avellano (*Gevuina avellana* Mol.) poseen los más altos valores de las variables nombradas. Las mediciones de estructura vegetal de espinillo tomadas tanto en la restauración como fuera de esta y a distintos periodos de tiempo, sugieren una plasticidad fenotípica que se expresa principalmente en la variación en el número de tallos por m<sup>2</sup> y altura máxima detectada, sobre todo en los matorrales que compiten con los árboles de la restauración. Se proponen métodos para dirigir la trayectoria sucesional de la restauración hacia su automantenimiento, la cual al mismo tiempo generará la capacidad de realizar un control biológico sobre el espinillo mediante un aumento en la heterogeneidad estructural de esta misma.

Palabras claves: espinillo, restauración ecológica, invasor, variación fisionómica, control.

## ABSTRACT

It has been developed a proposal of biological control of the espinillo (*Ulex europaeus* L.) through the use of a 10 year-old ecological restoration on isla del Rey, Valdivia, Chile. For this, it was carried out an exhaustive bibliographical revision about the theory and practice of the ecological restoration, characteristics of the espinillo and of the trees that compose the restoration, being focused mainly in *Nothofagus* species that dominate in number (close to 80%). The variables of state of the restoration were total height, DAP and canopy covering of 1252 trees of roble, coihue, ulmo, avellano, olivillo, canelo, tepa (such a quantity is all the trees of the restoration project that remain alive) determining that until the year 2008 *Nothofagus* species together with the avellano (*Gevuina avellana* Mol.) dominates in growth. The mensurations of structure vegetal of espinillo made inside the restoration as well as out form it and in different periods of time, suggest a phenotypic plasticity that is expressed mainly in the variation in the number of stems by m<sup>2</sup> and maximum height detected, mainly in the shrubs that compete with trees of the restoration. Methods are proposed to guide the

successional trajectory of the restoration toward their self-organization which at the same time will generate the capacity to carry out a biological control on the espinillo through an increase in the structural heterogeneity of the restoration.

Key words: espinillo, ecological restoration, invasor, fisionomic variation, control.

## INTRODUCCIÓN

Las invasiones de plantas son un serio problema para los ecosistemas naturales y seminaturales del mundo (Mgidi et al. 2007), Pauchard & Alaback (2002) afirman que las invasiones biológicas que están ocurriendo en la actualidad se diferencian en una alta tasa de introducción y rupturas de barreras geográficas para la dispersión.

Dentro de los conceptos adecuados a las características ecológicas de plantas invasoras se encuentran según Krcmar-Nozic et al. (2000): «invasivas», «exóticas», «foráneas», «inmigrantes», «introducidas», «no indígenas», «alien» y «no nativas». Estas definiciones están basadas en la ecología de las especies, y reconoce la importancia de las actividades humanas en el movimiento de éstas. De éstas, la definición de Richardson et al. (2000) y Serra (2006) esclarecen las dudas en torno al concepto de invasión de plantas exóticas: «las plantas invasoras son plantas naturalizadas que producen descendencia numerosa, a considerables distancias de sus padres, o sea se requiere que las plantas produzcan vástagos reproductores en áreas lejanas a los sitios de introducción».

En Chile se ha documentado la presencia de más de 690 especies introducidas (Arroyo et al. 2000), sin embargo, no se ha estimado cuántas de estas especies, muchas de ellas naturalizadas en los ecosistemas locales, se

han convertido en invasoras. Dentro de la familia de las fabáceas se identifica todo un arsenal reproductivo que les permite una gran agresividad y persistencia en las praderas (Ruiz 1996), donde el género *Ulex*, con sólo una especie dentro de Chile, se considera una de las especies invasoras de más difícil erradicación en el centro-sur de Chile. En este territorio, el espinillo (*Ulex europaeus*) se ha convertido en la más importante maleza en la industria silvicultural y en tierras de cultivo (Norambuena et al. 2000).

Como características principales en relación a su potencial de invasión en un área pueden mencionarse las siguientes (Hill et al. 2000, Scott 2005, Davies et al. 2006, Mgidi et al. 2007): vida promedio de 30 años, crece por sobre los tres m en condiciones optimas, compite fuertemente con la vegetación nativa, ciclo fenológico plástico, sus semillas presentan un potencial de establecimiento y una tasa de sobrevivencia alta en suelos degradados, eficiente fijador de nitrógeno en estos suelos y posee un gran sistema radicular el cual puede alterar el suelo como unidad ecosistémica modificando el ciclo del nitrógeno.

El espinillo ha tenido una considerable expansión particularmente en isla del Rey, ubicada a unos 10 km al sur de la ciudad de Valdivia, región de los Ríos. El matorral dominante en la isla está conformado principalmente por especies de muy difícil erradicación que limitan el uso de los suelos

fuertemente empobrecidos y que además restan valor fisionómico al paisaje (Hauenstein et al. 2001). Estos paisajes están compuestos por zarzamora y espinillo, donde éste último representa el 10% de la superficie total de la isla. Los lugares de la isla en los cuales domina el espinillo, se tornan inútiles para el hombre, desarrollándose persistentemente sobre praderas antropogénicas degradadas, de la asociación *Acaeno-Agrostidetum* la que ya no permite la regeneración del bosque original (Ramírez et al. 1988).

Este estudio se apoya en una primera instancia en el programa de «Restauración del Bosque Valdiviano Costero» llevado a cabo por el Centro de Estudios Agrarios y Ambientales (CEA), en cual planteó en 1997, como meta inicial, restaurar 10 ha de bosque nativo original en la isla, y así reconstruir el bosque nativo con un criterio fitosociológico. Once años después existen algunas áreas en la isla en donde el proceso de restauración ecológica ha traído buenos resultados, utilizando especies nativas. En relación a estos resultados se realizó un estudio de la estructura fisionómica de este matorral, el crecimiento de las especies que conforman la restauración y su efecto como controlador biológico con el fin de proponer un plan de control del espinillo en la experiencia de restauración.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Recopilación de información*

Se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica sobre restauración ecológica, *Ulex europaeus*, control biológico y la vegetación nativa utilizada en la restauración, enfocándose en las comunidades boscosas identificadas por Hauenstein & González (1996) para isla del Rey, considerando principalmente coihue

(*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) y roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.). La restauración ecológica se encuentra ubicada en la zona centro de la isla, sector Coloradas, dentro de la parcela Altamira, donde se llevaron a cabo las mediciones de la restauración y de los matorrales de espinillo (Fig. 1).

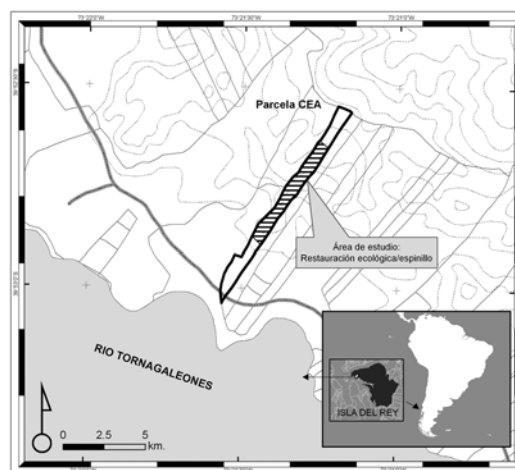


FIGURA 1. ÁREA DE ESTUDIO EN ISLA DEL REY, COMUNA DE CORRAL, AL SUR DE VALDIVIA.

Study area in isla del Rey, Corral, southern of Valdivia.

### *Estructura y composición vegetacional*

La composición florística se basó en la información de Hauenstein & González (1996), en estudios sincrónicos a éste y observaciones de campo realizadas tanto en la restauración como a las afueras de ésta. En el catastro florístico ocupado se identificó la especie, familia, nombre común y origen fitogeográfico, en cuatro ambientes de isla del Rey. Se realizó un análisis estructural de datos históricos de la restauración ecológica entre el periodo 1997-2008, mediante una base de datos generada a partir de las mediciones realizadas

por el CEA entre los años 1997-2007, más una base de datos generada en el estudio, realizada en el verano del 2008. Las especies que fueron medidas y que están presentes en la restauración son: roble, coihue, ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.), tepa (*Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde.), olivillo (*Aextoxicon punctatum* Ruiz et Pav.), laurel (*Laurelia sempervirens* (Ruiz et Pav.) Tul), avellano (*Gevuina avellana* Mol.), y canelo (*Drimys winteri* J. R. et G. Forster.). La base de datos considera dentro de la restauración: a) especie: para cada árbol se anotó su especie identificada en terreno, b) diámetro a la altura del pecho (DAP): se midieron en cm, con forcípula, todos los diámetros a 1,30 metros de altura, c) altura total en metros (Ht) y d) cobertura máxima se midieron con huinchas métricas y varas graduadas en metros. Para esta última se consideró la medición de la cobertura máxima de cada especie en metros.

#### *Análisis de la información de la restauración ecológica*

El análisis de la estructura histórica de la restauración ecológica, se realizó a través de los siguientes parámetros: (a) la descripción y comparación de las variables altura, cobertura y DAP por cada especie en relación a los años de crecimiento, (b) para la determinación de la variación del número de árboles, se determinó mediante la comparación de la mortalidad periódica anual, para cada una de las especies y del total. Estas tasas de mortalidad fueron determinadas con la expresión (Pincheira 1993):

$$t = (n (Nf/Ni) - 1) \times 100$$

La expresión de la tasa de mortalidad en porcentaje ( $t$ ), involucra: el periodo en años ( $n$ ), número de árboles al inicio del periodo ( $Ni$ ) y el número de árboles al final del periodo ( $Nf$ ). Y por último ( $c$ ) se propuso para las dos especies más abundantes de la restauración ecológica, coihue y roble, la utilización de un modelo predictivo propuesto por Chauchard et al. (1999) para bosques mixtos de *Nothofagus*, derivados de los Diagramas de Manejo de la Densidad (DMD). Estos DMD se componen de dos relaciones lineales básicas denominadas: a) límite de referencia superior o densidad máxima promedio y b) límite de referencia inferior o de inicio de competencia, el primero se refiere a la densidad máxima promedio que puede alcanzar el rodal medido, en el cual el crecimiento del mismo sólo puede ocurrir a expensas de la muerte de una proporción de sus individuos y el segundo indica un límite en la relación tamaño-densidad del rodal, por encima del cual los individuos del mismo empiezan a competir, por lo que también es llamado límite de inicio de la competencia. Para estos análisis se trabajó con la siguiente expresión para el límite de referencia inferior:

$$Ac = 0,00785 (aDAP^b)^2$$

La expresión del área máxima de copa en  $m^2$  ( $Ac$ ) involucra: el diámetro a la altura del pecho ( $DAP$ ), los coeficientes ( $a$  y  $b$ ) de ajuste lineal (derivadas de la función potencial,  $DC = a \times DAP^b$ , donde  $Dc$ : diámetro promedio de las proyecciones de copa). Finalmente el número de árboles en la hectárea que se encuentran en una situación límite, la cual superada se iniciará el proceso de competencia, se determinó como:

$$N = 100 / Ac$$

Esta expresión permitió determinar para cada clase diamétrica el número máximo de

árboles que tienen acomodadas sus copas de manera que, sin entrar en competencia, no dejan espacios libres (claros) (Chauchard et al. 1999).

#### *Caracterización fisionómica de Ulex europaeus*

Se consideró el método propuesto por Lee et al. (1986). Los matorrales se midieron en parcelas de un m, cada cuatro o cinco m, y las variables consideradas fueron: (a) número de tallos mayores a 0,5 cm (a 10 cm del suelo), (b) altura total y (c) cobertura máxima y perpendicular. Se midieron tres áreas: bajo una cobertura de roble y coihue en la restauración, un área invadida completamente por este matorral (sin cobertura arbórea) aledaña a la restauración y un área de matorrales jóvenes que habían sido quemados hace aproximadamente tres a cinco meses. El volumen (m<sup>3</sup>) se calculó a través de las variables medidas para cada área. Para este cálculo se utilizó lo propuesto por Baeza (2001) el cual trabajó con aspectos ecológicos de *Ulex parviflorus* Pourr., proponiendo para el cálculo del volumen de esta especie la siguiente expresión:

$$V = (D/2 \times d/2) \times (\pi) \times (h)$$

Donde, V: volumen en metros cúbicos (m<sup>3</sup>), D: longitud de máxima cobertura, d: longitud perpendicular a la anterior; h: altura máxima del individuo. Se consideró esta expresión por la similitud fisionómica y ecológicas entre las dos especies de *Ulex*.

Este método propuesto en conjunto a las variables de estado de la restauración fueron los criterios por los cuales se observaron los cambios en la estructura vegetacional de las poblaciones de espinillo.

#### *Propuesta de restauración ecológica*

La propuesta consideró los resultados de variabilidad estructural del espinillo frente al crecimiento de 11 años de la restauración. Tales resultados fueron la base para el planteamiento de una propuesta de restauración ecológica como controlador del espinillo, donde se detallan aspectos tales como: a) especies nativas a utilizar, b) manejos silvícolas posibles de realizar considerando técnicas adecuadas para enfocar el crecimiento de la restauración a un control más efectivo y c) controles anexos que debieran ser considerados hacia el enfoque de control biológico.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### *Descripción florística general del área de estudio*

La descripción florística refleja la dominancia de los bosques higrófilos templados, ocupando preferentemente quebradas de exposición sur, lugares en donde la humedad permite una fuerte presencia de estas especies en la isla. Mientras se avanza hacia el sur de la isla el grado de presión por parcelas se hace menor y comienzan a aflorar fragmentos de renoval de bosque nativo. Dentro de la parcela y junto a la restauración se encuentran laurel y olivillo como especies dominantes. Bajo el sotobosque, el matorral de *Ulex europaeus* domina junto con *Chusquea quila* (quila) y maqui. Acompañan en este mismo bosque arbustos nativos como *Ugni molinae* (murta), *Rhaphithamnus spinosus* (arrayán macho), *Fuchsia magellanica* (chilco) y mirtáceas tales como *Amomyrtus luma* (luma) y arrayán. En el estrato herbáceo es posible observar a *Blechnum magellanicum* (costillas de vaca), *B. hastatum* (palmilla), *Lobelia* sp. (tupas),

*Digitalis purpurea* (dedalera), *Uncinia phleoides* (clin-clin), *Acaena* spp (trunes), *Lotus uliginosus* (alfalfa chilota), *Agrostis capillaris* (chépica) y *Euphorbia* sp. Por último también se encontraron los voquis típicos de estos bosques tales como *Boquila trifoliolata*, *Cissus striata* y *Lapageria rosea* (coihue). En el remanente de bosque nativo de coihue-ulmo junto a la restauración, el espinillo domina junto con quila, maqui, murta, arrayán macho, chilco y mirtáceas tales como luma, arrayán y murta. Según Hauenstein & González (1996) y Hauenstein et al. (2001), en este bosque el coihue pasa a ser una especie colonizadora destacando la asociación de helechos epífitos *Grammitis magellanica* A.N Desv. y *Polypodium feuillei* Bert. Para otras zonas de la isla, en esta asociación boscosa, el ulmo se hace muchos más difuso (en abundancia) comparado con coihue, según Hauenstein op. cit. (2001) posiblemente diezmado por su valor dendroenergético y corta selectiva.

Bajo la restauración de coihue, ubicada en la ladera sur de la parcela, y en el sustrato herbáceo no se observaron especies establecidas ni regeneración de éstas. Se observaron algunas especies herbáceas en temprano crecimiento como *Pseudopanax valdiviensis* (sauco), *Digitalis purpurea* y enredaderas como *Cissus striata*. Destaca la presencia de plántulas de mañío de hojas largas, regenerando en el piso del bosque como pequeñas plántulas aisladas. Las plantas introducidas dominantes en la restauración son el espinillo y la zarzamora, ambas se encuentran bajo el dosel de la restauración y sobre todo en las zonas de mayor luminosidad, como lo son pequeños claros entre las copas de los árboles y a orillas de camino. Aquí el espinillo puede llegar a tomar alturas similares a algunos árboles. Sólo dos especies de árboles nativos se vieron como plántulas bajo la restauración: avellano y mañío de hojas largas, el primero con más plántulas observadas.

#### Descripción estructural restauración ecológica

Las mediciones se realizaron durante el mes de febrero del año 2008, con un total de 1252 árboles medidos, de los cuales 26 fueron canelos (2,07%), 116 avellanos (9,26%), 26 laureles (2,07%), 35 olivillos (2,79%), 20 tepas (1,59%), 231 ulmos (18,45%), 415 coihues (33,14%) y 383 robles (30,59%). Las alturas por especie se ajustaron a 10 clases, cada una con un rango de 100 cm entre clase, obteniéndose una tabla de frecuencia por clases de altura para cada especie. Para la cobertura de copa se han ajustado nueve clases, cada una con rangos de 50 cm. Por último para el DAP, se han ajustado cuatro clases diamétricas, con rangos de 10 cm. En la Tabla 1 se indican las variables de las especies medidas en la restauración.

Dentro de las especies pertenecientes a la restauración ecológica, y en los 11 años de crecimiento, las especies con altura mayor promedio, hasta este periodo de medición, corresponden al coihue (6,82 m.), seguido del ulmo (4,69 m.), avellano (4,52 m.) y roble (4,32 m). Las demás especies están bajo los cuatro metros de altura. Las alturas promedio en coihue y roble tienen relación con las registradas en otros estudios (e.g. INFOR-CONAF 1997a, 1997b). Donoso et al. (1984) determinaron que la mayor potencialidad de crecimiento en renovales de estas especies se encuentra en la clase de edad 10-20 años de edad y a 10-15 cm de DAP. En algunas plantaciones, a los 13 años se han registrado DAP de 21,74 cm, con un promedio de 12,34 cm con un promedio de 13,65 m de altura (Donoso op. cit.). Donoso & Cortés (1987) identificaron mediciones de coihue en plantaciones de cuatro años, señalando valores de altura promedio de 89,31 cm a 1,5 X 1,5 m para coihue puro y de 92,56 cm a 2 X 2 m. Para plantaciones de coihue puro, Maureira

	Roble			Coihue			Ulmo		
	Altura	Copa	DAP	Altura	Copa	DAP	Altura	Copa	DAP
N° Arboles medidos	383	383	383	415	415	415	231	231	231
% de val. Min (cm)	0,26	0,26	0,26	0,24	0,72	0,24	0,43	0,43	0,43
Mínimo (cm)	40	26	0,20	160	80	2,10	108	10	0,50
Máximo (cm)	1090	520	24	1100	700	28	830	330	20,60
Media (cm)	432	198	6,85	682	305	13,87	469	155	7
	Tepa			Olivillo			Laurel		
	Altura	Copa	DAP	Altura	Copa	DAP	Altura	Copa	DAP
N° Arboles medidos	20	20	20	35	35	35	26	26	26
% de val. Min (cm)	10	5	5	2,86	2,86	2,86	3,85	7,69	3,85
Mínimo (cm)	180	72	1,70	65	37	0,80	200	80	1,50
Máximo (cm)	650	325	8	770	180	11,20	760	250	13
Media (cm)	366	170	4,70	218	95,57	3,25	409	159	6,11
	Avellano			Canelo					
	Altura	Copa	DAP	Altura	Copa	DAP			
N° Arboles medidos	116	116	116	26	26	26			
% de val. Min (cm)	1,72	0,86	0,86	3,85	3,85	3,85			
Mínimo (cm)	70	20	1	75	35	1,60			
Máximo (cm)	700	420	30	740	250	18,70			
Media (cm)	452	239	12	400	137	7			

TABLA 1. MEDICIONES REALIZADAS PARA LAS OCHO ESPECIES QUE CONFORMAN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, PERIODO 2008.

Mensurations carried out for the eight species that conform the ecological restoration, period 2008.

(1995) obtuvo en la provincia de Valdivia que la altura de esta plantación, a un espaciamiento de 2 X 3 m, llegó a los 18 años de edad a 19,10 m. Según los estudios analizados mayores alturas se observan a mayores espaciamientos entre plantas. De acuerdo a estos datos, el crecimiento de la restauración de coihue

tendría un crecimiento adecuado a un distanciamiento de 2 X 2 m.

Con respecto a las coberturas de copa, las mayores coberturas promedio fueron las de coihue (3,05 m), avellano (2,39 m) y roble (1,98 m). Dentro de las coberturas máximas se encuentran estas mismas especies con 7 m.,



5,20 m y 4,20 m, respectivamente. Para el coihue, el 67,4% de los árboles poseen coberturas entre los dos y cuatro m. Para roble, el 42,82% de los árboles están entre uno y dos m, y para avellano, el 41,38% de las demás especies árboles están entre los dos y tres m, sólo el 1,72% supera los cuatro m. Respecto a esta característica, en plantaciones mixtas con estas dos especies de *Nothofagus*, Grosse (1988) concluye que el roble presenta mejores posibilidades de sobrevivencia y crecimiento en situaciones a luz completa que bajo dosel protector. La competencia por dosel del roble pudo ser un factor que explicaría las menores coberturas de copa que el coihue. Aguilera & Fehlandt (1981) señalan la conveniencia de realizar plantaciones mixtas con coihue, pues el rápido crecimiento de esta especie crearía las condiciones de semisombra adecuadas, obteniéndose mejores resultados. Aunque Donoso et al. (1998) menciona que como el coihue es una especie de hoja perenne, al mezclarse con especies de hoja caduca, como el roble, el primero tendería a dominar la plantación, pudiendo el roble ser suprimido en crecimiento en poco tiempo.

Los DAP medidos muestran que en promedio el coihue y el avellano poseen mayor diámetro, con 13,87 y 12,53 cm respectivamente. Las demás especies poseen diámetros menores a siete cm. Para la mayoría de las especies la clase diamétrica 1 (entre 1 a 5 cm), fue la más frecuente, sobre todo en la tepa (65%), olivillo (88,57%), las demás especies presentan sobre un 30% de los árboles en esta clase, a excepción del avellano (11,21%). Coihue y avellano obtuvieron más frecuencia de árboles para la clase diamétrica 3 (10 a 20 cm), con un 69,88% y 61,21% de los árboles respectivamente. En relación a las variables altura, DAP y cobertura de copa existe una dominancia de las especies roble y coihue. Grosse & Quiroz (1998) mencionan que las plantaciones de estas dos especies de

*Nothofagus* tienen como característica el ser pioneras en ocupar el estrato superior por su rápido crecimiento inicial en altura. Dentro de la isla, desde el punto de vista fitosociológico, se encuentran los bosques de olivillo, coihue - ulmo, de roble-laurel-lingue y de temo-pitra y desde el tipo forestal estos corresponden a dos tipos: roble-raulí-coihue, subtipo coihue, y siempreverde con dos subtipos, renoval de canelo y siempreverde (Hauenstein et al. 2001). Así, en la isla existirían las condiciones adecuadas para el crecimiento de especies higrófilas (temperaturas medias y altas precipitaciones), lo cual favorece el crecimiento de los *Nothofagus* en la restauración.

#### *Variación del número de árboles de la restauración, periodo 1997-2008*

Para el primer y tercer periodo (Fig 2.) se observan las mortalidades más importantes, a partir del quinto periodo las mortalidades de todas las especies de la restauración bajan considerablemente y se mantienen constantes, observándose un 0,31% para el periodo cuatro y un 3,17% para el periodo 10. Las mortalidades más altas se registran en tepa con un 77%, seguida por olivillo (68%) y luego roble (61%), las demás especies registraron mortalidades bajo el 50%.

#### *Aplicación modelo de coberturas límites en coihue y roble*

En la Fig. 3 se muestran los promedios de las áreas de copa máximas por año medidas en la restauración y las áreas de copa máximas calculadas por el modelo (límite de referencia inferior). La relación del DAP frente a la cobertura de copa, indica que el coihue supera al roble entre los DAP 1 a 10 cm. Tal diferencia

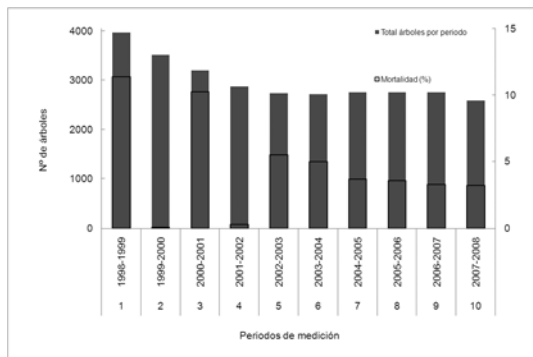


FIGURA 2. CANTIDAD DE ARBOLES MEDIDOS EN LA RESTAURACION Y MORTALIDAD CALCULA POR PERIODO DE TIEMPO.

Quantity of trees measured in the restoration and mortality calculates for period of time.

cambia desde los 10 cm de DAP en adelante. En este punto, según los datos del modelo, el roble superaría en área de copa máxima al coihue, estas diferencias se incrementan a razón de aproximadamente 0,11 m<sup>2</sup> entre cada clase de DAP.

Como resultado del cálculo del número de árboles por hectárea que se encuentran en una situación de competencia límite, se obtuvo que mientras los valores de DAP aumentan, el número de árboles en situación límite disminuye en las dos especies (Tabla 2). Desde un DAP de uno a nueve cm se observa que el roble posee más árboles por hectárea en situación de competencia límite de sus copas con respecto a los coihues, o sea los árboles de roble poseen menos espacios con entrada de luz difusa hacia el piso de la restauración según el modelo.

En el coihue, el cierre del dosel es anterior al roble. Ya cercano a los ocho cm de DAP el coihue cubre 3,87 m<sup>2</sup> aumentando a 4,40 m<sup>2</sup> a los nueve cm de DAP. Entre estos diámetros el número de árboles en esta situación varía entre 22 y 25 por hectárea, mientras que el roble posee una pequeña diferencia en situación de competencia a estos diámetros (23 a 26 árboles/ha).

Es interesante observar que por año de crecimiento y ajustando el modelo por cada

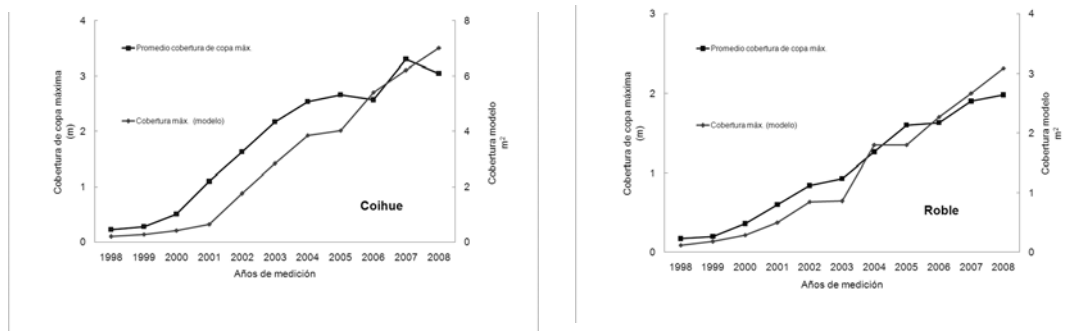


FIGURA 3. RELACIÓN ENTRE EL PROMEDIO DE COBERTURA MÁXIMA (M) Y LA COBERTURA CALCULADA POR MODELO (M<sup>2</sup>) PARA COIHUE Y ROBLE EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA.

Relationship between the average of maximum cover (m) and the cover calculated by the model (m<sup>2</sup>) for coihue and roble in the ecological restoration.

DAP	Coihue	Roble	Diferencia
	Árboles/ha	Árboles/ha	(Co-Ro)
1	244,8	341,6	-96,8
2	115,7	146,0	-30,3
3	74,6	88,8	-14,2
4	54,7	62,4	-7,7
5	42,9	47,5	-4,5
6	35,3	38,0	-2,7
7	29,8	31,4	-1,6
8	25,8	26,7	-0,8
9	22,7	23,1	-0,3
10	20,3	20,3	0
11	18,3	18,0	+0,3
12	16,7	16,2	+0,4
13	15,3	14,7	+0,6
14	14,1	13,4	+0,7
15	13,1	12,3	+0,8

TABLA 2. NÚMERO DE ÁRBOLES POR HA DE COIHUE Y ROBLE EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA QUE SE ENCUENTRAN EN UNA SITUACIÓN DE COMPETENCIA LÍMITE ENTRE SUS COPAS.

Number of trees per ha of coihue and roble in the ecological restoration that find in a situation of competition limit among their cups.

año (desde 1998 hasta el 2008) el área de cobertura máxima (en límite de competencia) es mayor en coihue que en roble, estimando un cierre del primero (no en la totalidad de los árboles) en el año 2005, mientras que en este mismo año en el roble aún no existiría un cierre de dosel, cierre que se relaciona con la estructura vegetacional del espinillo analizada posteriormente.

La diferencia entre las dos especies según el modelo utilizado radica en los tiempos y

número de árboles que alcanzan la situación límite de competencia. El coihue alcanza una cobertura adecuada que cubre los espacios entre cada árbol (dos m de distanciamiento entre los arboles de la restauración), más pronto que el roble, pero como se muestra en la Fig. 4, ocurre en un menor número de árboles por hectárea hasta los 10 cm de DAP, en donde se observa prácticamente el mismo número de árboles para cada especie.

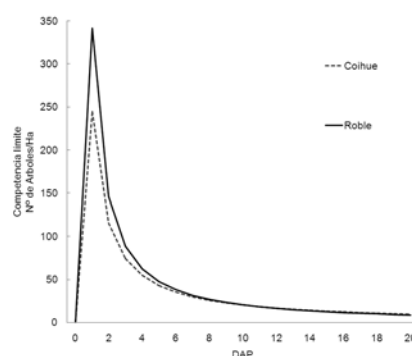


FIGURA 4. RELACIÓN ENTRE EL DAP (CM) Y EL NÚMERO DE ÁRBOLES POR HECTÁREA EN SITUACIÓN LÍMITE DE COMPETENCIA DE COPA EN COIHUE Y ROBLE.

Relationship between DAP (cm) and the number of trees per ha in situation limit of cup competition in coihue and roble.

Ahora considerando que la aplicación de este segundo modelo (Nº de árboles/ha en situación límite de competencia de copas) no incorpora el distanciamiento entre árboles, los datos del número de árboles en competencia en un DAP específico pueden tener ciertos sesgos. Para estimar el número de árboles en competencia fue necesario observar en que DAP específico se alcanzó la amplitud de copa cercana al espaciamiento de 2 X 2 m. Esta distancia se representó entre los 8 a 10 cm de DAP, lo cual significa, según el cálculo de número de

árboles en situación límite, que a este diámetro se encuentran entre 20 a 25 árboles/ha en tal situación, este número disminuye mientras el DAP aumenta en el tiempo, haciéndose igual al de roble a los 10 cm de DAP o sea aproximadamente en el año 2005-2006. Para roble el cierre del dosel (considerando áreas de copa máximas) según el modelo aún no se generaría, pues hasta el año 2008 éste predice un área máxima de 3,08 m<sup>2</sup>, con un promedio de 1,98 m de cobertura máxima. Por otra parte observando las tablas de frecuencia de cobertura máxima medidas en terreno en este año, en roble sólo un 15% de los árboles poseen coberturas máximas sobre los cuatro m, mientras que en coihue más del 50% de los árboles poseen coberturas máximas sobre los cuatro m, o sea, que en esta última especie los

claros que podrían permitir mayores crecimientos de espinillo son menores,

#### *Caracterización estructural de Ulex europaeus*

En total fueron medidas 102 parcelas, de las cuales 26 se midieron inmediatamente bajo la cobertura arbórea de la restauración ecológica (específicamente las mediciones se realizaron bajo árboles de coihue y roble), 54 parcelas de dos años de edad medidas por exposición norte y este (fuera de la restauración) y 22 de cinco meses de edad, estos últimos matorrales habían sido quemados dentro de la parcela en el tiempo señalado. En la Tabla 3 se muestra un resumen de las características medidas.

Área	Estadístico	Altura (cm)	Nº tallos/ m <sup>2</sup>	Cobertura máx.(cm)	C. perpendicular (cm)	Volumen (m <sup>3</sup> )
Restauración N=26	Mínimo	210	5	70	55	0,380
	Máximo	400	27	230	215	4,860
	Media	322,38	10,54	175,04	150,81	2,350
	C.V.	0,15	0,41	0,24	0,28	0,510
Matorral 2 años N=54	Mínimo	60	0	110	96	0,200
	Máximo	300	60	280	250	5,110
	Media	185,20	10,70	177,44	150,61	1,490
	C.V.	0,27	1,26	0,26	0,26	0,716
Matorral 3-5 meses N=22	Mínimo	49	0	71	51	0,050
	Máximo	145	253	260	190	1,750
	Media	93,59	89,73	152,73	124,64	0,530
	C.V.	0,30	0,94	0,27	0,25	0,746

TABLA 3. RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DEL ESPINILLO POR ÁREA MEDIDAS EN LA PARCELA ALTAMIRA, ISLA DEL REY, CHILE. C.V= Coeficiente de variación.

They summarize of the structural characteristics of espinillo for area measured in the parcel, isla del Rey, Chile. C.V= Variation coefficient.

Dentro de la variabilidad estructural se observó que los matorrales entre 3-5 meses poseían los coeficientes de variación más altos calculados en relación a la altura, número de tallos, cobertura máxima y volumen. En todas las variables, excepto en cobertura perpendicular, los matorrales medidos dentro de la restauración fueron más homogéneos en relación a sus características estructurales, denotando un cierto grado de estabilización estructural. En el periodo de crecimiento que va desde los 3-5 meses de edad hasta los dos años, los cambios fisionómicos se concentraron principalmente en altura, con un aumento del 97,88%, una disminución del 88,07% en el número de tallos por matorral, y para el volumen se detectó una variación del 182,18%. Para los matorrales de dos años medidos fuera y dentro de la restauración, se registraron altas diferencias en altura y volumen con un aumento en altura y volumen de 74,07% y 57,99%, respectivamente, de los matorrales dentro la restauración. Se registró a la vez una leve variación en los cambios de los dos tipos de coberturas, con pérdidas de un 1,35% en la cobertura máxima y un aumento de 0,20% en cobertura perpendicular en relación a los matorrales de dos años frente a los de la restauración. Para el volumen vegetal calculado, la variación que más destaca es el aumento entre los matorrales de 3-5 meses frente a los de dos años con variaciones de un 180%, mientras que los matorrales de la restauración poseen un 58% más de volumen que los de dos años sin cobertura arbórea. En la Fig. 5, se observa la variación del volumen calculado en los matorrales de espinillo de acuerdo al área en donde se realizaron las medidas.

El proceso de cambio estructural fue claramente observable en esta especie donde se detectó una disminución y estabilización de la mayoría de los caracteres fisionómicos. Desde los dos meses de edad hasta los dos

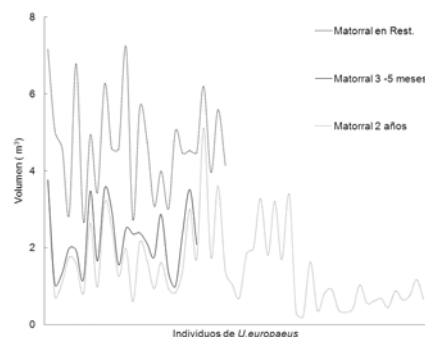


FIGURA 5. VARIACIÓN DEL VOLUMEN CALCULADO DEL ESPINILLO EN RELACIÓN A LAS TRES ÁREAS DE MEDICIÓN.

Variation of the calculated volume of espinillo in relation to the three mensuration areas.

años, el espinillo redujo en un 88% el número de tallos mayores a 0,5 cm por m<sup>2</sup>, mientras que en altura se observó un aumento cercano al 100%, y el volumen aumentó notablemente en un 190%, en donde este valor puede ser explicado mayoritariamente por el aumento en altura, pues en relación a las coberturas medias la variación fue mínima. Los coeficientes de variabilidad indican cierta estabilidad en las características mencionados en las plantas de dos años. Wilson & Lee (1988) reconocieron que poblaciones de esta especie se ajustaban a la ley de autoraleo de los 3/2, la cual se identifica cuando se ha llegado a la etapa de plena ocupación del espacio de crecimiento, y la relación aumento de tamaño-disminución de individuos se hace constante. Esto indica que las poblaciones de espinillo en la parcela de estudio responden a un proceso dinámico de disminución del número de plantas, debido a los procesos de competencia y posterior aumento del tamaño o volumen de los individuos que han podido sobrevivir a este proceso a través del tiempo y el espacio,

competencia asociada al control por parte de las especies arbóreas nativas, específicamente por la velocidad de cierre de dosel de los *Nothofagus*.

En la Tabla 4 se muestran los resultados por variable dentro de las áreas medidas. Tomando en cuenta que el número de individuos por variable se considera pequeño por motivos de accesibilidad de datos en terreno, se pretende generar una aproximación comparativa entre las variables.

Los matorrales medidos en roble son mayores que en coihue en relación a todas las

características fisionómicas, excepto en cobertura máxima, con aumentos entre 2% (en altura) y 19% (en volumen). Los matorrales ubicados en exposición norte fueron más altos y con un mayor volumen promedio (aumento de un cerca de un 30% para ambas características) que los de exposición este. Mientras que para los matorrales de más corta edad se registraron altos aumentos (en dos meses de crecimiento) en altura, cobertura máxima y volumen (60%, 197% y 105% respectivamente) y una notable disminución del número de tallos mayores a 0,5 cm (50%).

Área	Estadístico	Altura (cm)	Nº tallos/ m <sup>2</sup>	Cobertura máx. (cm)	C. perpendicular (cm)	Volumen (m <sup>3</sup> )
Roble N=16	Mínimo	210	5	70	55	0,377
	Máximo	400	27	230	215	4,855
	Media	325,75	11,06	174,44	160,38	2,549
	C.V	0,15	0,47	0,271	0,29	0,52
Coihue N=10	Mínimo	240	6	120	90	1,018
	Máximo	390	15	220	180	4,043
	Media	317	9,70	176	135,5	2,044
	C.V	0,15	0,288	0,211	0,22	0,450
Expo. N N=26	Mínimo	160	0	110	100	0,605
	Máximo	300	0	270	250	5,105
Expo. E N=28	Mínimo	60	0	110	100	0,199
	Máximo	255	60	280	250	3,390
Matorral 3 meses edad N=6	Mínimo	70	0	95	80	0,170
	Máximo	145	247	260	190	1,750
	Media	106,50	187	160,62	127	0,630
	C.V	0,19	1,19	0,26	0,24	0,658
Matorral 5 meses edad N=16	Mínimo	49	131	71	51	0,050
	Máximo	79	253	15	147	0,350
	Media	59	120	131	118	0,260
	C.V	0,17	0,24	0,24	0,29	0,437

TABLA 4. RESUMEN DE CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DEL ESPINILLO POR VARIABLE. C.V= coeficiente de variación.

They summarize of characteristic structural of espinillo per variable. C.V= variation coefficient.

Se registraron los valores más altos de altura y con una cobertura máxima en los matorrales que crecen junto a las especies de la restauración, tamaños similares a los matorrales de dos años sin árboles como competidores por luz u otros recursos, aunque a diferencia de estos últimos los de la restauración presentan una gran cantidad de su fitomasa necrosada, sobre todo en la fracción de la planta que se encuentra bajo el dosel arbóreo. La propagación de esta planta depende de masas de matorral iniciales, esto gracias a sus sistema de propagación vegetativa mediante rizomas (DAMA 2000), lo cual genera un crecimiento continuo de matorrales a partir de un conjunto de plantas madres. Esta característica se transforma en una ventaja a la hora de establecer alguna medida de control, pues su crecimiento se concentra en los bordes con un centro-madre de matorral muerto.

Las aproximaciones en torno a la generación de claros dentro de la restauración que genera el modelo para años anteriores pueden indicar la persistencia del espinillo dentro de la restauración. Considerando que un 33% de los arboles de roble frente a un 90% de coihues, por sobre un DAP de ocho cm, presentan un cierre en el dosel, es acertado afirmar que las altas dominancias de los caracteres fisionómicos en el espinillo se explican a través a la cantidad de espacios que aún no son ocupados por el área de copa en roble. La mayor altura de estos matorrales puede ser explicada a través de la competencia por luz que ejerce el espinillo a través de la cobertura arbórea de las especies de *Nothofagus*.

Cabe destacar que siendo los matorrales, bajo la cobertura de ambos *Nothofagus*, de igual edad, existe una notoria diferencia en sus fisionomías, lo cual aclara la plasticidad fenotípica de esta especie, detallada para esta y otras especies invasoras como uno de los

rasgos de mayor importancia en el éxito de invasión y competencia en un ambiente (Ramírez 1975, Zabkiewicz & Gaskin 1977, Moraga 1983, Beckdorf 1985, CRC 2003, GOERT 2003, Buhk et al. 2007,). Otras ventajas están asociadas a su variación fenológica, moldeada por la temperatura del ambiente (Beckdorf op cit.), lignotuber robusto y eficiente productor de propágulos post-perturbación natural o antropogénica (Buhk op. cit, Canadell & López-Soria 1998, Ramírez op cit.).

Los matorrales de dos años se consideran aún jóvenes, bajo lo propuesto por Lee et al. (1986), tanto dentro como fuera de la restauración. Se prevé que la dinámica estructural del espinillo está en pleno desarrollo, sobre todo en los matorrales medidos en las exposiciones norte y este, los cuales se encuentran sin cobertura arbórea. Se esperarían variaciones importantes entorno al número de tallos por m<sup>2</sup>, un incremento en altura, aumento del diámetro de los tallos y disminución de la cobertura, y en los matorrales de la restauración un aumento de su fitomasa muerta.

#### *La restauración ecológica: control biológico y propuestas*

El concepto de controlador biológico de una restauración ecológica con la capacidad de poder autorecuperarse y automantenerse de perturbaciones tanto naturales como antrópicas, donde lo importante será la diversidad biológica que se genere, la cual va de la mano con un efectivo control biológico (Siebert 1998).

La restauración ecológica como el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema el cual ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004, Thom et al. 2005, Gann & Lamb 2006), con el objetivo de llevar a este a un

estado natural, equivalente al original previo a las alteraciones ocurridas (normalmente, introducidas por el hombre), según Machado (2001) será en sentido estricto el mecanismo ecológico, equivalente al original, mediante el cual la intervención de perturbaciones naturales o antropogénicas será limitada. La presencia de elementos estructurales del ecosistema boscoso, tales como hojarasca, suelo orgánico y material leñoso (árboles muertos en pie y caídos) puede contribuir a reducir el impacto negativo de la intervención sobre los procesos ecosistémicos (Arroyo et al. 1998), como lo es por ejemplo el proceso de invasión del espinillo. Algunos antecedentes indican que una restauración ecológica bien estructurada tendrá la capacidad de reducir el proceso invasión (Shea & Chesson 2002, Bakker & Wilson 2004, Davies et al. 2005), recalcando que la variedad de especies que conformen la restauración tendrán efectos específicos sobre un invasor en particular.

Según Donoso et al. (1998) las plantaciones mixtas pueden tener mejores rendimientos en crecimiento en comparación a plantaciones puras. Algunas especies presentes en las comunidades boscosas de isla del Rey, tales como el laurel, lingue, avellano, tepa u olivillo, pueden ser ocupadas para el repoblamiento de una cantidad establecida de claros dentro de zonas específicas de la restauración ecológica creando claros de tamaños y formas específicas, características que para los bosques tienen relación con el carácter de automantenimiento en el tiempo. A modo de ejemplo, Jiménez (2002) menciona que claros de tamaños pequeños y medianos permiten una alta regeneración de olivillo y tepa en el sector predio Rucamanque, región de la Araucanía.

Se proponen de esta forma, siguiendo a Keltly et al. (1992) y a Siebert (1998), medidas de manejo de la restauración ecológica enfocadas no tan sólo a la aceleración de la trayectoria sucesional natural hacia el bosque

modelo, sino también integrar a estas medidas el control biológico hacia el espinillo: a) Elección de un método de corta apropiado como clareo o corta de selección; el clareo deberá ser utilizado tanto para la plantación de árboles semitolerantes recomendándose el control periódico de tales claros para evitar posibles incorporaciones de individuos de espinillo, b) Fomentar la regeneración natural mediante claros con especies codominantes semitolerantes y tolerantes de las asociaciones boscosas representativas de la isla (para las especies tolerantes como el laurel, olivillo y tepa es necesario un desarrollo bajo el dosel protector de *Nothofagus* en sus etapas juveniles), en caso de usar una plantación con espaciamientos establecidos, la función de ésta será complementar la regeneración natural para fomentar la sucesión hacia el bosque modelo, c) Impedir la entrada de ganado a la restauración que evite el crecimiento y la calidad de plántulas emergentes o del dosel superior (el ramoneo de *Nothofagus* a temprana edad ocasiona un mal estado sanitario en renovales y bosques futuros). Se recomienda a la vez que el crecimiento de la restauración siga su curso sin intervención hasta que la selección de árboles, generación de claros y otros métodos para el aumento de la heterogeneidad estructural sean parte de evaluaciones periódicas tanto de la restauración como del espinillo.

Paralelamente, se proponen (siguiendo a DAMA 2000, CRC 2003 y GOERT 2003) un conjunto de métodos de control enfocados a disminuir la dispersión, floración y crecimiento del espinillo, tanto dentro como fuera de la restauración:

a) Control mecánico: eliminación manual de pequeñas áreas, o sea arrancando las plantas más pequeñas y plantas jóvenes (sobre los 1,5 m de altura) en lo posible removiendo las raíces para evitar su posterior regeneración, el corte estará enfocado hacia partes cercanas



del suelo para reducir la alteración de este, así la estimulación de la germinación de las semillas es menor,

b) Quema y herbivoría: Estos dos métodos sin un control adecuado en su aplicación podrían, en el caso de la quema, inducir a la regeneración del banco de semillas en la restauración y a la vez provocar la generación de incendios dentro de ésta, y en el caso de la herbivoría, podría poner en peligro la regeneración de plántulas nativas y la calidad de éstas dentro de la restauración, resultando en el crecimiento inadecuado de árboles.

El consumo de matorrales de espinillo por ovejas es considerada, en este caso fuera de la restauración, en algunos sectores como moderadamente efectivo. Las cabras son excelentes para el control de estadíos más jóvenes de la planta, en donde consumen las ramas más jóvenes, preferentemente sobre otros pastos. Las gallinas podrían ser efectivas para reducir el banco de semillas, pues éstas son digeridas y destruidas por ellas. En Chile, esta especie también invade granjas productoras de carne altamente productivas y muchos agricultores han recurrido al pastoreo de ovejas, donde de otra manera habría pastoreado el ganado (Norambuena et al. 2000). Con respecto a la quema, en países en donde se utiliza como un método de control, se recomienda aplicar quema en conjunto con el roce por herbivoría. El método de herbivoría en conjunto con la quema es provechoso en zonas en donde se quiera comenzar un proyecto de restauración.

#### LITERATURA CITADA

AGUILERAL & AFEHTLANDT (1981) Desarrollo inicial de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Bl. y *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Bl. bajo tres grados de sombra. Tesis Facultad de Ciencias

Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

ARROYO M, J ARMESTO, R ROZZI & A PEÑALOSA (1998) Bases de la sustentabilidad ecológica y sus implicaciones para el manejo y conservación del bosque nativo en Chile. En: Donoso C & A Lara (eds) Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. 421 pp.

ARROYO M, C MARTICORENA, O MATTHEI & L CAVIERES (2000) Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. In: Mooney H & Hobbs R (eds) Impact of Global Change on Invasive Species.

BAEZA M (2001) Aspectos ecológicos y técnicas de control del combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio dominados por *Ulex parviflorus* (Pourr.). Ph.D. thesis, Universidad de Alicante. 236 pp.

BAKKER J & S WILSON (2004) Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology* 41: 1058-1064.

BECKDORF VON LOEBENSTEIN F (1985) Aspectos biológicos de *Ulex europaeus* L. y de su antagonista *Apion ulicis* Forest. Tesis Licenciatura en Agronomía Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. 95 pp.

BUHK C, A MEYN & A JENTSCH (2007) The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecology* 192:1-19. CANADELL J & L LÓPEZ-SORIA (1998) Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology* 12: 31-38.

CRC (2003) Weeds of National Significance. Weed Management Guide, Gorse, *Ulex europaeus*. Australian Weed Management and the Commonwealth Department of the Environment and Heritage. 6 pp.

CHAUCHARD L, R SBRANCIA, M GONZÁLEZ-PEÑALBA, L MARESCA, A RABINO & M MAZZUCHELLI. (1999) Aplicación de leyes fundamentales de la densidad a bosques de *Nothofagus*: Línea de inicio de competencia y diagramas de manejo de la densidad.

- Asentamiento Universitario San Martín de los Andes, Universidad Nacional del Comahue. Delegación Regional Patagonia, Administración de Parques Nacionales-Estación Experimental Bariloche, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina. 10 pp.
- DEPARTAMENTO TÉCNICO ADMINISTRATIVO DEL MEDIO AMBIENTE (2000) Infestación de retamo espinoso (*Ulex europaeus*). Protocolo Distrital de Restauración Ecológica: Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas naturales de Santa Fe de Bogotá, Bogotá. 198-200 pp.
- DAVIES J, J IRESON & GALLEN (2005) The impact of gorse thrips, ryegrass competition, and simulated grazing on gorse seedling performance in a controlled environment. *Biological Control* 32: 280-286.
- DAVIES J, J IRESON & G ALLENA (2006) The impact of the gorse spider mite, *Tetranychus lintearius*, on the growth and development of gorse, *Ulex europaeus*. *Biological Control* 40: 199-219.
- DONOSO C, R GREZ, B ESCOBAR & P REAL (1984) Estructura y dinámica de bosques del tipo forestal siempreverde en un sector de Chiloé insular. *Bosque* 5: 82-104.
- DONOSO C & M CORTÉS (1987) Germinación de semillas y técnicas de vivero para las especies nativas de los tipos forestales de la X región. Proyecto CONAF X región. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Valdivia, Chile. 51 pp.
- DONOSO P, M GONZÁLEZ, B ESCOBAR, I BASSO & L OTERO (1998) Viverización y plantación de raulí, roble y coihue en Chile. En: Donoso C & A Lara (eds.) *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. 421 pp.
- GANN G & DLAMB (2006) Ecological Restoration: a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. A call to action by the ecological restoration joint working group of SER International and the IUCN Commission on Ecosystem Management. Society for Ecological Restoration International SER. 6 pp.
- GARRY OAK ECOSYSTEMS RECOVERY TEAM (2003) Invasive species in Garry Oak and associated Ecosystem in British Columbia. Garry Oak Ecosystems Recovery Team, Victoria, BC. 8 pp.
- GROSSE H (1988) Crecimiento de plantaciones con raulí y roble bajo dosel en dependencia del grado de luminosidad y fertilización. *Ciencia e Investigación Forestal* 2: 13-30.
- GROSSE H & I QUIROZ (1998) Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de roble, raulí, coihue en la región centro sur de Chile. En: Donoso C & A Lara (eds) *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. 421 pp.
- HAUENSTEIN E & M GONZÁLEZ (1996) Determinación de la flora y vegetación boscosa original de Isla del Rey, Valdivia. Informe de proyecto «Restauración del bosque valdiviano costero». 12 pp.
- HAUENSTEIN E, P RUTHERFORD & M GONZÁLEZ (2001) Determinación de la vegetación boscosa original y uso de suelo de isla del Rey (Valdivia, Chile). *Gestión Ambiental* 7: 49-63.
- HILL R, A GOURLAY & S FOWLER (2000) The Biological Control Program Against Gorse in New Zealand. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, Montana State University, Bozeman, Montana, USA: 909-917.
- INSTITUTO FORESTAL DE CHILE-CORPORACION NACIONAL FORESTAL (1997a) Monografía de Coihue. Potencialidad de especies y sitios para una diversificación silvícola nacional. 112 pp.
- INSTITUTO FORESTAL DE CHILE-CORPORACION NACIONAL FORESTAL (1997b) Monografía de Roble. Potencialidad de especies y sitios para una diversificación silvícola nacional. 88 pp.
- JIMÉNEZ R (2002) Dinámica de la regeneración de especies tolerantes, en claros naturales, al interior del bosque mixto y renovales de roble del predio Rucamanque, comuna de Temuco, IX región. Tesis para optar al título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales. Universidad Católica de Temuco.
- KELTY M, B LARSON & CH OLIVER (1992) The ecology and silviculture of mixed-species forests. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 287 pp.

- KRCMAR-NOZIC E, B WILSON & L ARTHUR (2000) The potential impacts of exotic forest pests in North America: a synthesis of research. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service- Pacific Forestry Centre. 33 pp.
- LEE W, R ALLEN & P JOHNSON (1986) Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District South Island, New Zealand. New Zealand Journal of Botany 24: 279-292.
- MACHADO A (2001) Restauración ecológica: una introducción al concepto (I). Medio Ambiente Canarias 21: 31-34.
- MGIDI T, A MAITRE, L DSCHONEGEVELA, J NELA, M ROUGETB & M RICHARDSON (2007) Alien plant invasions incorporating emerging invaders in regional prioritization: A pragmatic approach for Southern Africa. Journal of Environmental Management 84: 173-187.
- MAUREIRA J (1995) Caracterización y evaluación del crecimiento de tres plantaciones de coihue común, ubicadas en la provincia de Valdivia, Valdivia, Chile. Tesis de Ingeniería Forestal, Universidad Austral de Chile. 66 pp.
- MORAGA M (1983) Estudios florísticos y edáficos comparativos en tres asociaciones vegetales nativas y secundarias en Valdivia Chile. Tesis Escuela de Graduados Universidad Austral de Valdivia. 149 pp.
- NORAMBUENA H, S ESCOBAR & F RODRÍGUEZ (2000) Biocontrol of Gorse, *Ulex europaeus*, in Chile: A Progress Report. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, Montana State University, Bozeman, Montana, USA: 955-961 pp.
- PAUCHARDA & PALABACK (2002) La amenaza de plantas invasoras. Chile Forestal 289: 13-15.
- PINCHEIRA M (1993) Evaluación de raleos aplicados en un renoval de roble (*Nothofagus obliqua*) y raulí (*Nothofagus alpina*) ubicado en el Fundo Jauja, provincia de Malleco, Novena Región. Tesis Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 68 pp.
- RAMÍREZ C (1975) Desarrollo de malezas leñosas sobre suelos de origen volcánico en cultivos puros y mixtos de gramíneas. Agro Sur 1: 32-42.
- RAMÍREZ C, J BARRERA, D CONTRERAS & J SANMARTÍN (1988) Estructura y regeneración del matorral de *Ulex europaeus* en Valdivia, Chile. Medio Ambiente 1: 143-149.
- RICHARDSON D, M PISEK, M REJMANER, D BARBOUR, C PANETTA & C WEST (2000) Naturalization and invasion plant: Concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93-107.
- RUIZ I (1996) Praderas para Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias-INIA. Ministerio de Agricultura. 733 pp.
- SCOTT B (2005) The Temporal Effects of *Ulex europaeus* on Soil Properties, and Modeling Impact of Invasive Species with Respect to Time. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science, University of Washington. 56 pp.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (2004) SER Society for ecological restoration international. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. 15 pp.
- SERRA M (2006) Árboles y arbustos introducidos en Chile: Criterios para estimar el carácter de planta invasora y/o naturalizada. Revista de Extensión Ambiente Forestal, Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile 1: 31-41.
- SHEA K & P CHESSON (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution 17: 170-176.
- SIEBERT H (1998) La Silvicultura Alternativa: un concepto silvícola para el bosque nativo chileno. En: Donoso C & A Lara (eds) Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. 421 pp.
- THOM R, G WILLIAMS & H DIEFENDERFER (2005) Balancing the need to develop coastal areas with the desire for an ecologically functioning coastal environment: is net ecosystem improvement possible? Restoration Ecology 13: 193-203.
- WILSON J & W LEE (1988) The 3/2 law applied to some gorse communities, with consideration of line fitting. New Zealand Journal of Botany 26: 193-196.

ZABKIEWICZ J & R GASKIN (1977) Seasonal variation of Gorse (*Ulex europaeus* L.) surface wax and trichomes. *New Phytology* 81: 367-373.

Recibido 23/05/2008; aceptado 10/06/2009