



Regeneración de *Austrocedrus chilensis*

Adriana E. Rovere¹, Miriam E. Gobbi¹ y María A. Relva^{1y2}

Resumen

En el presente trabajo se describen diversos aspectos de la biología de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera), los requerimientos ambientales en las primeras etapas de su establecimiento y desarrollo, y finalmente, su relación con los principales disturbios antrópicos presentes en la región norpatagónica.

Austrocedrus chilensis es una conífera dioica (Brión *et al.*, 1993; Castor *et al.*, 1996) que se reproduce principalmente por vía sexual. Su período de floración se extiende desde septiembre hasta mediados de noviembre y luego de una polinización anemófila los conos femeninos comienzan su desarrollo. Cada cono femenino desarrolla 4 semillas aladas que son dispersadas por el viento entre abril y agosto, a muy corta distancia de los árboles madres. El banco de semillas de esta especie está asociado a la hojarasca y es de mayor tamaño en los bosques puros y densos que en los bosques mixtos o puros y ralos (marginales). La sobrevivencia de plántulas al verano en los bosques densos se asocia a condiciones de moderada a alta luminosidad, baja cobertura de hojarasca de *A. chilensis*, a la presencia de hierbas, musgos y hojarasca de latifoliadas, mientras que la sobrevivencia al invierno se asocia con la presencia de arbustos. Las condiciones del nicho regenerativo en los bosques puros densos varía con la estación y el modo regenerativo está relacionado a bordes o a pequeños claros.

Disturbios de distinto tipo afectan la regeneración de *A. chilensis*. Los incendios dificultan la regeneración en los primeros años, principalmente debido a la reducción en el tamaño del banco de semillas y al aumento del estrés hídrico en las plántulas. El efecto de las prácticas forestales depende de las condiciones del sitio y del tipo de tratamiento. La mayor presión del ganado doméstico y de los ciervos exóticos está asociada a rodales de *A. chilensis* con baja cobertura arbórea y a claros del bosque, sitios donde precisamente regenera la especie. *A. chilensis* constituye una porción importante en la dieta de los ciervos exóticos, en particular durante el invierno. Si bien *A. chilensis* es resistente al ramoneo, cuando este es

intenso produce la pérdida de la yema apical, y la proliferación de las yemas laterales les confiere un aspecto achaparrado.

Futuros estudios deberán profundizar el conocimiento sobre las relaciones entre la calidad del sitio y la biología y ecofisiología de *A. chilensis*, en el marco de los diversos disturbios naturales y antrópicos presentes, como el fuego, la herbivoría y el manejo silvícola. Estos estudios deberán tener una aproximación experimental de mediano a largo plazo, de manera de permitir predecir las respuestas ante diversos escenarios de crecimiento.

Abstract

This work describes different aspects of *Austrocedrus chilensis* biology, the environment requested in first stages of its establishment, development and its relation with main anthropic disturbances in the northern Patagonia region. *A. chilensis* is a dioecious conifer whose major reproduction mode is sexual. Flowering extends between September and November, and then after of anemophilous pollination begin the development of fruit. Each fruit develops 4 wing seeds, which are dispersed by wind between April and August at short distance from the female trees. The seed bank is associated to litter and it is biggest in pure and dense *A. chilensis* forests. During summer in dense forests, seedling survival is associated to moderate-to-high light environments, soil cover with low *A. chilensis* litter, and high moss cover, presence of herbs and broadleaf litter. In winter, seedling survival is associated to shrubs.

Different disturbances like fire, browsing and deforestation affect *A. chilensis* regeneration. Fire difficult regeneration during the first years, mainly due to seed size bank reduction and to increase of seedling water stress. Logging impact depends on site conditions and type of management. Other disturbances that affect natural regeneration of *A. chilensis* is ungulate browsing, which is intense in forest gaps and stands

with low basal area. *A. chilensis* constitute a very important portion in exotic deer diet, particularly during winter. Intense browsing occurs upon saplings of intermediate heights, reducing height growth and producing dwarf trees.

Future studies should go deeply the knowledge about relation between site quality, biology and ecophysiology of *A. chilensis*, in the frame of different natural and anthropic disturbances like fire, browsing and management. These studies should include experimental approach in a long-time term, to allow predict responses below diverse growth scenarios.

Introducción

Austrocedrus chilensis (D. Don) Florin et Boutleje (Cupressaceae) es una conífera endémica de los bosques andino-patagónicos que forma extensos bosques entre los 39° 30' y 43° 35' S (Seibert, 1982; Veblen et al., 1995a). Esta región se caracteriza por una abrupta disminución de la precipitación, debido al efecto orográfico de los Andes, declina de >3000 mm/año al oeste a 200 mm/año al este (De Fina, 1972). Este gradiente ambiental se refleja en una sucesión de distintas formaciones vegetales: bosques lluviosos, bosques puros de *Nothofagus dombeyi*, bosques mixtos de *Nothofagus-A. chilensis*, bosques puros de *A. chilensis* (Fig. 1) y un bosque puro pero menos denso de *A. chilensis* al este, en la estepa patagónica (bosque marginal sensu Dezzotti y Sancholuz, 1991).

La estrategia regenerativa de *A. chilensis* ha sido ampliamente documentada, particularmente en relación con los regímenes de disturbios a gran escala de la región, como lo son el fuego, el viento y los sismos (Veblen y Lorenz, 1987; Veblen et al., 1992; Kitzberger, 1994; Dezzotti, 1996; Veblen et al., 1995b). *Austrocedrus chilensis* presenta algunas de las características típicas de las especies arbóreas que regeneran después de disturbios (Pickett y White, 1985), como son la temprana madurez sexual que le permite aportar en corto tiempo semillas en el área y poseer semillas livianas de dispersión anemófila. Acorde a su relativa intolerancia a la sombra su modo de

regeneración (sensu Veblen et al., 1989) puede definirse como dependiente de los claros en el dosel arbóreo, sin embargo, ésta estrategia varía según el tipo de bosque. En bosques mixtos con *N. dombeyi*, ambas especies regeneran luego de incendios, formando ambas especies rodales coetáneos y de estructura diamétrica bimodal, dada la menor tasa de crecimiento de *A. chilensis* (Veblen et al., 1995a). Con el desarrollo del rodal, aproximadamente con más de 150 años, se producen claros en el dosel generándose condiciones propicias para el reclutamiento de plántulas de *A. chilensis* y *N. dombeyi*. En los rodales puros y mésicos también *A. chilensis* regenera masivamente luego de ocurrido un disturbio, formando densos rodales de edad uniforme. El reclutamiento cesa cuando se cierra el dosel, reiniciándose en claros de pequeña escala. Por el contrario, en sitios más xéricos la regeneración es esporádica formando bosquetes multietáneos, y se halla condicionada por el fuego (de baja intensidad y más frecuentes que en los sitios mésicos) y por las variaciones climáticas entre años (Kitzberger et al., 2000) En los últimos años se han realizado estudios referidos a la autoecología de la especie en distintas condiciones microambientales y a los efectos de los disturbios asociados a las actividades humanas, los cuales se describen a continuación.

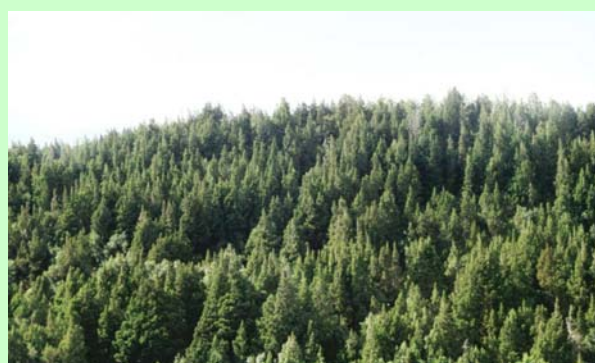


Fig. 1. Vista general de un Bosque puro y denso de ciprés.

Aspectos de su biología reproductiva

Austrocedrus chilensis se reproduce principalmente por vía sexual y la propagación vegetativa es considerada rara. Este último modo de propagación ha sido observado en poblaciones

marginales del norte de Chile ([Le Quesne et al.](#), 1994) y de la estepa patagónica argentina ([Pastorino y Gallo](#), 1997), en ambos estudios es señalada como una estrategia que despliega la especie cuando está limitada su capacidad de reproducción sexual. En estos sitios *A. chilensis* forma agrupamientos de aproximadamente quince troncos conectados por extensiones basales. [Pastorino y Gallo](#) (1997) detectaron clones en algunas de estas poblaciones y en otras el genotipo de los individuos fue diferente.

El ciclo reproductivo de *A. chilensis*, comprendido desde la formación de los primordios florales hasta la caída de las semillas maduras, dura aproximadamente un año ([Brión et al.](#), 1993; [Donoso](#), 1993). Los árboles femeninos y masculinos de *A. chilensis*, alcanzan su madurez sexual aproximadamente a los 20 años de edad ([Rovere](#), 2000 b). El período de floración se extiende desde principios de septiembre hasta mediados de noviembre, la polinización es anemófila y la proporción de polen abortado aumenta con la edad y el tamaño del árbol ([Aizen y Rovere](#), 1995). La maduración de los frutos comienza a mediados de noviembre y se extiende hasta mediados de mayo ([Krebs](#), 1959). Cuando los conos están maduros se abren con facilidad y comienza la dispersión anemófila de sus semillas ([Krebs](#), 1959; [Lucero](#), 1996). La producción de semillas de *A. chilensis* es muy variable entre los distintos tipos de bosques a lo largo del gradiente de precipitación: la producción de semillas totales (viables y no viables) disminuyen desde los bosques puros densos hacia los bosques puros ralos y es menor en los bosques mixtos ([Rovere](#), 1991; [Lucero](#), 1996) (Fig. 2). Sin embargo, debido a una depredación diferencial de las semillas, la producción de semillas viables decae desde los bosques puros densos a mixtos, siendo el bosque puro ralo el tipo forestal que presenta menor cantidad de semillas viables ([Rovere y Sancholuz](#), 1991; [Lucero](#), 1996). La mayor parte de las semillas son atacadas por insectos cuando aún están en los conos, antes de que ocurra la maduración de los frutos y la dispersión de las mismas ([Rovere y](#)

[Sancholuz](#), 1991). Existe una gran variedad de artrópodos asociados a los frutos de *A. chilensis*, en su mayoría son larvas de lepidópteros que perforan el fruto y sus semillas ([Gentili](#), 1987, 1988).

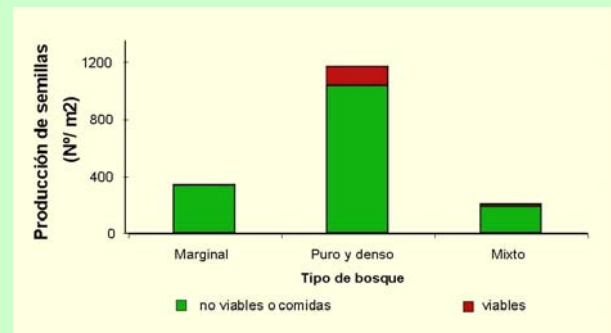


Fig. 2: Producción de semillas viables y no viables (n°/m²) según el tipo de bosque: marginal o bosque puro ralo, bosque puro denso y bosque mixto.

La dispersión de semillas está influenciada por la dirección de los vientos pero se ve acotada a la proximidad de las hembras ([Gobbi](#), 1992; [Schmaltz](#), 1992). Aún en condiciones óptimas de dispersión (árboles hembras aislados) la presencia de semillas en el suelo disminuye bruscamente a pocos metros del árbol, excepto en la dirección predominante de los vientos donde, de cualquier manera, no supera en distancia la proyección de la copa del árbol (Fig. 3).

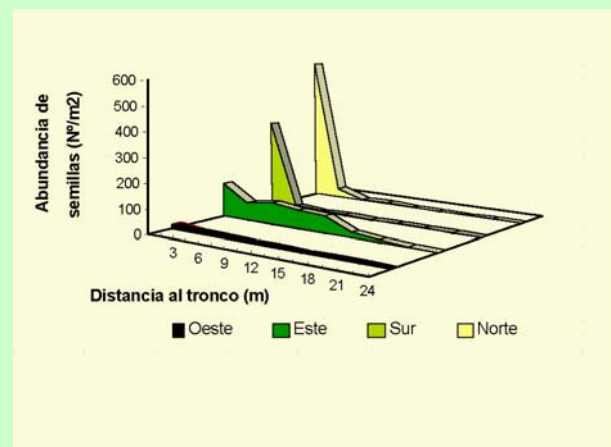


Fig. 3. Abundancia de semillas sobre el suelo, a partir de un árbol hembra y en función de la distancia y de la orientación.

Luego de la dispersión de las semillas durante el otoño, éstas permanecen todo el invierno en el piso del bosque, período en que están expuestas a bajas temperaturas y alta humedad previo a la germinación. La emergencia de plántulas comienza a mediados de

primavera y se prolonga hasta mediados del verano (Rovere, 1991; Gobbi y Schlichter, 1998). La germinación es de tipo epigea donde la parte aérea de la plántula emerge envuelta en los cotiledones. Luego de la profundización y consolidación de la radícula continúa el desarrollo del hipocótilo, con la liberación de los cotiledones y la aparición de las hojas primordiales, posteriormente aparecen las hojas secundarias o diferenciadas (Urrutia 1986) (Fig. 4). Las hojas primarias son lineares y se encuentran dispuestas en verticilos, mientras que las hojas diferenciadas son escumiformes como en el árbol adulto. La humedad es condicionante, aún en el extremo más húmedo, debido a que en Patagonia los veranos son particularmente secos. Experimentos de germinación de *A. chilensis* en laboratorio y en vivero muestran la importancia de la estratificación húmeda y fría (Donoso et al., 1980; Rovere, 1991, Gobbi y Sancholuz, 1992; Rovere, 1996). La luz no afecta la germinación, pero su efecto desecante indirecto afecta la supervivencia inmediata de las plántulas. En laboratorio se obtuvo el 70% de germinación, mientras que en vivero fue de 30% (Rovere, 1991).



Fig. 4. Plántula de *Austrocedrus chilensis*

En el piso del bosque, la abundancia de semillas en condiciones de germinar depende del sustrato presente, de la época del año y del tipo de bosque. La mayoría de las semillas viables se encontraron en la hojarasca (98%) y no en el suelo mineral, siendo el banco de semillas de esta especie transitorio, altamente variable entre años y más abundante en los bosques puros y densos

que en los marginales y mixtos (53:1:1 respectivamente) (Raffaele y Gobbi, 1996; Urretavizcaya y Defossé, 2004).

El marcado gradiente de precipitación en el área de distribución de la especie, condiciona el crecimiento y supervivencia de las plántulas. En el extremo más xérico (al este) el efecto nodriza de los arbustos condiciona la sobrevivencia de las plántulas al verano, debido a que los arbustos reducen la radiación, la evaporación del agua y la temperatura estival del suelo; a la vez que aportan materia orgánica que incrementa la retención de agua (Lebedeff, 1942; Constantino, 1949; Kitzberger, 1994; Veblen et al., 1995b). La asociación con arbustos puede deberse a que éstos actúen como trampas de semilla, protección contra grandes herbívoros o heladas y por asociaciones micorrízicas preexistentes (Kitzberger, 1994). En bosques más húmedos y cerrados la supervivencia de las plántulas al primer verano puede ser alta (más de un 60 %), y está asociada a bordes de claros o a doseles abiertos, alta cobertura de musgos y de hierbas sobre el suelo y baja cantidad de hojarasca de la misma especie. La sequía y la depredación constituyen las principales causas de mortalidad. La supervivencia al primer invierno alcanza valores similares y está asociada a la presencia de arbustos, que en estos casos reducen el efecto de las heladas y minimizan el descalce por hielo (Gobbi y Schlichter, 1998). Las plántulas con emergencia tardía tienen una tasa de supervivencia más alta, principalmente debido a una menor mortalidad por depredación de insectos (Gobbi, 2000).

Los antecedentes mencionados confieren a la disposición espacial de los árboles hembras, al tipo de sustrato y a la presencia de arbustos una gran importancia en la regeneración de esta especie. El efecto de la baja dispersión de las semillas y la asociación con los arbustos se refleja aún en los primeros estadios de renovales (< 50 cm de altura). Damascos (1998) considera a los renovales de *A. chilensis* como generalistas, con mayor crecimiento y

una leve tendencia a aumentar la frecuencia bajo dosel arbóreo que bajo claros, en particular son más frecuentes bajo adultos de la misma especie que bajo otras especies (Arturi et al., 2001). La densidad de renovales resulta mayor bajo árboles hembras que bajo árboles machos o en claros (0,36:0:0,01 ind./m² respectivamente) (Gobbi, 1992), (Fig. 5). Al igual que las plántulas, la presencia de juveniles esta asociada a cobertura del sotobosque alta o intermedia (Rovere, 2000a) llegando a valores casi 10 veces mayores bajo arbustos que fuera de ellos. Los arbustos facilitan el crecimiento de los renovales en años con estación de crecimiento seca, independientemente del tamaño de éstos, pero en años húmedos compiten con los renovales de mayor tamaño (Letourneau et al., 2004; Gobbi, 1992, 2000) (Fig. 6).



Fig. 5. Ejemplar hembra de *Austrocedrus chilensis*, rodeado por juveniles de la misma especie en Paso Córdoba

Los requerimientos lumínicos cambian en los individuos de mayor tamaño (juveniles). La abundancia de juveniles presenta una asociación negativa con el área basal del rodal (Relva y Veblen, 1998) y con la cobertura arbórea de la misma especie (Arturi et al., 2001). El tamaño de estos individuos depende más de las condiciones de crecimiento que de la edad (Arturi et al., 2001) y se ha verificado liberación del crecimiento diamétrico cuando sobrepasan la altura del sotobosque alto (Veblen et al., 1995b). El tiempo que tarda en superar esa altura, puede variar entre 6 y 30 años, dependiendo de otras condiciones del sitio (Veblen y Lorenz, 1987, Goya com. pers., Ferrando com. pers.).

Estas características son esperables en una especie de relativa intolerancia a la sombra (Donoso, 1990). *Austrocedrus chilensis* cambia de requerimientos en sus diferentes etapas de crecimiento, necesitando protección durante los primeros años y condiciones más expuestas a medida que crece (Rovere, 2000a). La especie con frecuencia desarrolla un abundante banco de juveniles, que solo se liberan ante perturbaciones que impliquen abertura del dosel arbóreo, sin embargo, en muchos casos cuando esto ocurre la morfometría de dichos individuos les impide sobrevivir a las nuevas condiciones (acumulación de nieve y mayor exposición a vientos) (Rey com. pers.).

Perturbaciones que afectan la regeneración de *A. chilensis*

Distintos tipos de disturbios naturales o antrópicos afectan los rodales de *A. chilensis* en el noroeste de la Patagonia. Entre los más importantes cabe mencionar el fuego, la herbivoría por ungulados exóticos y las prácticas forestales (Veblen et al., 1992). Debido a que los principales asentamientos humanos en la región se superponen con el área de distribución de los bosques puros y densos de *A. chilensis*, son uno de los tipos de bosques más vinculados a disturbios antrópicos anteriormente mencionados.



Fig. 6. Juveniles de *Austrocedrus chilensis* creciendo debajo de arbustos.

Efecto del fuego sobre la regeneración

Una serie de condiciones hacen a los bosques de *A. chilensis* particularmente susceptibles al fuego: (i) la frecuencia de incendios de la región andinopatagónica,

asociados principalmente a las actividades humanas, (ii) las zonas de distribución de los bosques puros de esta especie son particularmente secas en verano, (iii) los troncos tienen una corteza relativamente delgada y alto contenido de resinas y (iv) su baja capacidad de reproducirse vegetativamente después de un incendio (Veblen et al., 1995b). En los bosques de *A. chilensis* mixtos y puros los incendios son devastadores e infrecuentes, mientras que en los bosques abiertos son de menor intensidad y más frecuentes (Veblen et al., 1995b). Los aspectos referidos a la historia del fuego en estos bosques, en particular la frecuencia, intensidad y dinámica regenerativa, están ampliamente documentados (Veblen y Lorenz, 1987; Veblen et al., 1992; Kitzberger, 1994; Dezzotti, 1996; Veblen et al., 1996). En consecuencia, a continuación se describirá brevemente el efecto del fuego sobre los estados tempranos de la regeneración de *A. chilensis*, en relación a las condiciones de micrositio generadas por dicho evento.

El establecimiento de *A. chilensis* con posterioridad a los incendios se inicia en las proximidades de individuos hembras remanentes, principalmente en las zonas de borde, donde la intensidad del fuego es menor (Gobbi y Sancholuz, 1992). El fuego elimina la hojarasca, y por lo tanto el banco de semillas de la especie, e indirectamente afecta la probabilidad de instalación de las plántulas, al menos hasta que el sotobosque se recupere y pueda ejercer un efecto nodriza (Gobbi, 1994; Kitzberger, 1994). De esta manera la recolonización de las áreas incendiadas se inicia sobre una matriz de matorrales o asociada a la presencia de arbustos aislados y está condicionada por la presencia de árboles hembras fértiles que sobrevivieron al fuego.

Herbivoría por grandes mamíferos

Los bosques del noroeste de la Patagonia se hallan pastoreados y ramoneados por distintas especies de ungulados autóctonos e introducidos. Los herbívoros ramoneadores nativos comprenden dos especies de cérvidos, *Pudu pudu* (*pudu*) e *Hippocamelus bisulcus*

(huemul), y un camélido, *Lama guanicoe* (guanaco). Probablemente, debido a la modificación del hábitat natural y a la presión de caza ejercida sobre ellos en el pasado, en la actualidad su presencia en los bosques de *A. chilensis* es rara (Serret, 1992). Por el contrario, las poblaciones de ungulados exóticos (ganado bovino y ciervo colorado (*Cervus elaphus*) principalmente), han tenido y tienen actualmente un impacto importante sobre diferentes comunidades boscosas de la región (Veblen et al., 1995b). La actividad ganadera se realiza en la región norpatagónica desde principios del siglo pasado, es decir previamente a la creación de los Parques Nacionales, lo cual, entre otros factores, ha hecho y hace dificultosa su erradicación. La carga del ganado doméstico en el Parque Nacional Nahuel Huapi (PNNH), descendió de 4000 unidades a 2842 en el período 1940-1992 (Lauría y Romero, 1999). Sin embargo, desde 1992 hasta 1998 la carga animal ascendió a 4462 unidades, correspondiendo 63% a ganado bovino, 23% a ovinos, 10% a caballo y 4% a caprinos. Cabe hacer notar que estas cifras están subvaluadas, dado que no contemplan el ganado presente en las propiedades privadas situadas en el Parque, además de desconocerse el número de animales que se han asilvestrado. Según Martín et al. (1987), el 35% de los bosques puros de *A. chilensis* en el PNNH están pastoreados. Por otro lado, las poblaciones de ciervo colorado en la región norpatagónica están en expansión hacia el este en la estepa y hacia el oeste en Chile (Flueck et al., 1993). Estas poblaciones tienen una marcada preferencia por ocupar las zonas ecotonales entre el bosque y la estepa (Ramilo, 1984), precisamente donde se extienden los bosques puros de *A. chilensis*. Estudios realizados en distintas comunidades de los bosques norpatagónicos señalan la disminución de la cobertura arbórea y arbustiva (Gallopín, 1978; Martín et al., 1985; Raffaele y Veblen, 1998), la proliferación de hierbas exóticas (Daciuk 1973, Seibert 1982) y la inhibición de la regeneración arbórea (Lebedeff, 1942; Veblen et al., 1989, 1992)

como consecuencia del intenso ramoneo. En particular para los bosques méxicos de *A. chilensis*, [Relva y Veblen \(1998\)](#) determinaron que el ramoneo tiene influencia en términos de reducir el crecimiento en altura, más que en la abundancia de los juveniles. En

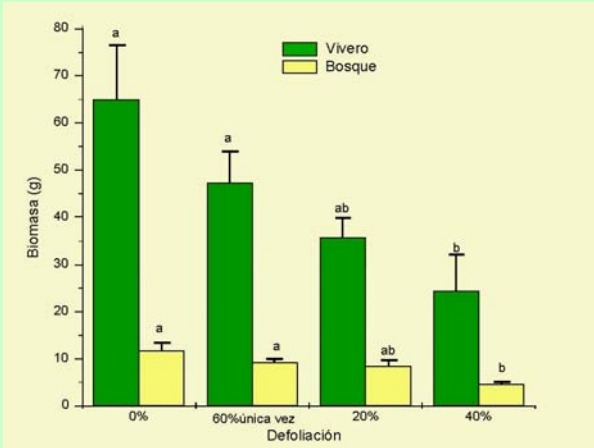


Fig. 7. Biomasa final promedio (SE) en juveniles de *Austrocedrus chilensis* en dos sitios (con y sin estrés hídrico) luego de cuatro años de ramoneo simulado.

sitios con intenso ramoneo la densidad de juveniles puede ser alta, pero el desarrollo de algunos de estos individuos es severamente inhibido por el ramoneo. El intenso y/o repetido ramoneo provoca la pérdida de la dominancia apical y la proliferación de las ramas laterales les confiere un aspecto achaparrado. La relación altura/diámetro, tomada como indicadora de la deformación por ramoneo ([Relva, 1999](#)), fue 30% menor en los juveniles ramoneados (n= 782) respecto a los no ramoneados (n= 235). A nivel individual y sin discriminar por especie de herbívoro, el ramoneo más intenso ocurre en los juveniles de altura 0.5-1m, mientras que por debajo de 0.3 m y por encima de 1 m de altura el daño es leve a moderado ([Relva y Veblen, 1998](#)). Además, se ha observado en los tallos de los juveniles de *A. chilensis*, daño por raspado de astas, que los ciervos ejercen para ayudar a la caída de la cornamenta, para remover la felpa que las recubre y/o para la demarcación del territorio durante la brama. Los individuos de *A. chilensis* de 4 cm de dap (diámetro a la altura del pecho) fueron los más afectados por este tipo de daño, el cual en muchos casos es letal ([Relva y Kitzberger, 2000](#)). El impacto de la herbivoría en los bosques xéricos de *A. chilensis* se conoce escasamente,

sin embargo hay algunos registros que señalan la inhibición del crecimiento en altura de los juveniles de hasta 1.5 m por el ramoneo del ganado vacuno ([Schmaltz, 1992](#)). [Relva y Sancholuz \(2000\)](#), simulando el ramoneo en juveniles de *A. chilensis* mediante distintos tipos e intensidades de poda y mantenidos en dos condiciones hídricas contrastantes, encontraron que el mismo produce una reducción en biomasa de 44%, significativa sólo para los niveles intensos de ramoneo. Las diferencias en la biomasa final ([Fig. 7](#)) y/o incremento en volumen detectadas en los juveniles creciendo en sitios con y sin estrés hídrico, ocurrieron en términos de magnitud pero no en el tipo de respuesta al ramoneo.

La mayor incidencia de ramoneo (número juveniles ramoneados/ número juveniles totales) en los

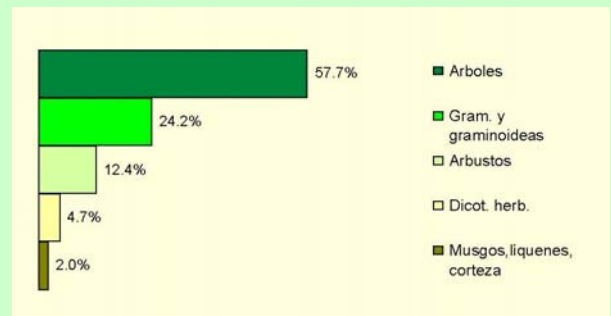


Fig. 8. Frecuencias relativas (promedio anual) de los ítems alimentarios presentes en la dieta de ciervos exóticos en Isla Victoria, Parque Nacional Nahuel Huapi.

bosques méxicos de *A. chilensis*, de acuerdo a [Relva y Veblen \(1998\)](#) se registró en bosques con presencia de cabras (*Capra hircus*) y ovejas (*Ovis aries*). En estos bosques el sotobosque está dominado por especies leñosas no palatables (*Berberis buxifolia* y *Lomatia hirsuta*), *A. chilensis* y gramíneas. Aunque no existen estudios específicos sobre las preferencias alimentarias de los grandes mamíferos de la región, las vacas, por sus características anatómicas y fisiológicas, tienen una dieta más pastoreadora que los ciervos y un ramoneo más uniforme sobre toda la vegetación, consumiendo mayormente entre las especies leñosas *Maytenus boaria*, *Aristolelia chilensis* y *Schinus patagonicus* ([Veblen et al., 1992](#); [Relva y Veblen, 1998](#)).

Hourdequin (1999), en un experimento que realizó en claros originados por tala rasa de plantaciones en Isla Victoria y consistente en plantar igual número de juveniles de *A. chilensis*, *N. dombeyi* y *Lomatia hirsuta*, demuestra que si bien *A. chilensis* no es la especie más ramoneada, es la más vulnerable en términos de crecimiento en altura. Estudios basados en el análisis de heces ([Bahamonde](#), 1984; [Galende y Grigera](#), 1998; [Relva y Caldiz](#), 1998) y en relevamientos sobre la vegetación ([Lebedeff](#), 1942; [Anziano](#), 1962; [Daciuk](#), 1973; [Veblen et al.](#), 1989; 1992; [Relva y Veblen](#), 1998) permiten afirmar que *A. chilensis* constituye una parte importante en la



Fig. 9. Bosque de *Austrocedrus chilensis* con decaimiento en Isla Victoria (PN Nahuel Huapi). Ejemplares de *Aristotelia chilensis* creciendo entre los troncos caídos.

dieta del ciervo colorado. [Relva y Caldiz](#) (1998) determinaron la dieta estacional del ciervo colorado y el ciervo dama (*Dama dama*) en Isla Victoria (PNNH) y encontraron que las especies arbóreas constituyen aproximadamente el 60% de la misma (Fig. 8). En particular para *A. chilensis*, la frecuencia relativa en la dieta de ciervos exóticos es similar durante el otoño (18%), invierno (22%) y primavera (16%) descendiendo a 8% en el verano. En este período se observa un mayor consumo de ítems de *dicotiledóneas herbáceas* y

gramíneas-graminoideas, coincidente con su mayor disponibilidad en el ambiente. Aún en las zonas más secas, donde *A. chilensis* forma bosquetes aislados en una matriz esteparia, su aporte a la dieta del ciervo colorado es importante, en particular durante la primavera cuando constituye el 33% de la dieta de estos herbívoros ([Galende y Grigera](#), 1998).

Mediante el recuento estacional de las heces, también efectuado en Isla Victoria, [Ramilo](#) (com. pers) y [Relva](#) (1999), señalan que los ciervos exóticos utilizan relativamente más el bosque maduro de *A. chilensis* durante el otoño y el invierno respecto a la primavera y verano. Esto se debería a la protección térmica al frío y a la nieve que brinda su dosel cerrado respecto a las grandes áreas abiertas (pampas o bosques abiertos), así como el forraje alternativo presente en los claros. Precisamente, el ramoneo más intenso se ha registrado en los claros del dosel ([Veblen et al.](#), 1989, [Relva y Veblen](#), 1998), sitios que, dado el modo regenerativo de la especie, presentan alta densidad de juveniles de *A. chilensis*. No obstante, grandes áreas de bosques de *A. chilensis* recientemente disturbados, principalmente por el fuego, también pueden tener alto impacto de ramoneo por ungulados, debido a la mayor diversidad y disponibilidad de forraje que presentan años después del disturbio. [Raffaele y Veblen](#) (2001) encontraron, en un matorral con individuos dispersos de *Maytenus boaria* y *A. chilensis*, quemado y pastoreado levemente por vacas, una disminución de la riqueza específica y de la cobertura de algunos arbustos (*Berberis buxifolia*, *Ribes magellanicum*, *Fabiana imbricata*) y árboles (*M. boaria*). Aunque tres años después de ocurrido el fuego no hubo regeneración de *A. chilensis*, el efecto negativo del ganado sobre esta especie podría ocurrir de modo indirecto a través de la reducción o eliminación de los arbustos nodriza (ej. *Maytenus boaria*) ([Raffaele y Veblen](#), 1998) necesarios para el establecimiento de *A. chilensis* en años climáticamente subóptimos ([Kitzberger et al.](#), 2000). En rodales méxicos de *A. chilensis* en Isla Victoria,

afectados por un decaimiento masivo de los árboles del dosel conocido como "mal del ciprés" ([Filip y Rosso, 1999](#)), [Relva y Kitzberger](#) (2001) registraron bajo uso de ciervos en aquellos rodales con decaimiento más reciente (aproximadamente 10-20 años). Sin embargo, acorde aumenta la edad del disturbio, el uso animal se incrementa debido a la disminución de los troncos en el suelo y a la mayor disponibilidad de vegetación (Fig. 9). En aquellos rodales donde el decaimiento fue masivo (muerte del 70-80% del área basal de *A. chilensis*) no se registraron juveniles de la especie, y sólo se encontraron plántulas en los más antiguos (aproximadamente 30 años). Cuando el decaimiento ocurre de manera no masiva (muerte del 50% del área basal del bosque) permite el establecimiento abundante de plántulas de *A. chilensis* y/o la liberación del crecimiento de la regeneración avanzada. Sin embargo esta última es intensamente ramoneada por los ciervos, lo cual según se ha demostrado retarda su incorporación al dosel superior ([Veblen et al., 1989](#)). Históricamente, el manejo que se efectúa de estos rodales con decaimiento, está limitado a la extracción total de los individuos moribundos y muertos (Fig. 10), aunque existen recomendaciones recientes de efectuar una extracción paulatina con el fin de favorecer el establecimiento de las plántulas de *A. chilensis* ([Loguercio et al., 1998](#)). Asimismo, se recomienda también el cercado de estos rodales, para evitar el pastoreo del ganado. En rodales afectados por el mencionado decaimiento y en presencia de ciervos, se ha señalado recientemente (Relva com. pers.) que la remoción del material muerto caído afecta negativamente a la regeneración de modo indirecto, dado que permite el acceso de estos grandes herbívoros, los cuales ramonean las plantas jóvenes.



Fig. 10. Operaciones forestales en el bosque de *Austrocedrus chilensis* con decaimiento.

Si bien la actividad ganadera en los bosques de *A. chilensis* persiste, existe una política oficial de erradicación, especialmente en las áreas protegidas de la región. Sin embargo no sucede lo mismo con el ciervo colorado, ya que la expansión de sus poblaciones, su preferencia por habitar las zonas ecotonales y la falta de políticas de control, lo constituyen en un factor importante capaz de alterar la estructura y composición de los bosques de la región.

Efecto del manejo forestal sobre la regeneración

Principalmente, tres tipos de explotaciones forestales se han desarrollado en áreas de *A. chilensis*: la tala rasa, el reemplazo por plantaciones de coníferas exóticas y el manejo de la masa forestal. La tala rasa es una práctica descartada en la actualidad, aunque tuvo importancia en épocas pasadas. Al menos hasta que la vegetación arbustiva recolonice el área y permita la instalación de plántulas, la regeneración está fuertemente comprometida bajo este tipo de manejo. En las plantaciones de coníferas exóticas es muy raro observar el ingreso natural de ejemplares de *A. chilensis*, sin embargo es posible encontrar individuos remanentes, instalados previamente a la plantación con distinto grado de desarrollo, según el manejo de la plantación; el pino ponderosa puede cumplir un rol facilitador durante el primer año de plantiles de ciprés ([Dalla Salda et al., 2001](#)). Los raleos reducen la cantidad de árboles semilleros y tienen implicancias a nivel de micrositios, creando nuevas condiciones o modificando la frecuencia de las mismas (Figs. 11 y 12). El número

y la disposición espacial de las hembras remanentes al raleo puede ser un condicionante de la cantidad y distribución de las semillas. Respecto a las condiciones de micrositos, aperturas leves del dosel y aumento de cobertura del sotobosque resultan apropiadas para la regeneración de la especie, pero las reducciones en la cobertura de musgos sobre el suelo podrían afectar la sobrevivencia al verano (Gobbi y Schlichter, 1998). Los raleos provocan incrementos en la abundancia de plántulas menores de un año sólo en los sitios con alta regeneración, mientras la abundancia se reduce en los sitios de pobre regeneración (Gobbi, 1999). La abundancia de plántulas mayores de un año es independiente de los raleos, indicando que otros factores condicionan la sobrevivencia en esta etapa.



Fig. 11. Aspecto de un bosque puro de *Austrocedrus chilensis* no manejado.

Los antecedentes de plantaciones de *A. chilensis* de edad avanzada son escasos, se conocen dos ensayos realizados en Isla Victoria, con resultados negativos debido a la gran mortalidad por efectos de sequía (Kouche, 1943). En los últimos años se han realizado estudios de producción de plantines con resultados interesantes, tanto por el tamaño como por la calidad de los mismos (Enricci y Massone, 2003). Ensayos de instalación a campo, en áreas con incendios de pocos años, han obtenido importantes tasas de sobrevivencia, con valores que oscilan entre 45 y 96 % dependiendo de la cobertura vegetal, condiciones de humedad de la estación de crecimiento y características del sitio (Urretavizcaya, 2002; Oudkerk, 2003; Urretavizcaya, 2004). La remoción de arbustos como estrategia de manejo para incrementar el crecimiento

podría ser implementada en renovales de mayor tamaño aunque algunos efectos negativos podrían esperarse en condiciones sequía (Letourneau *et al.*, 2004).

Consideraciones finales

Los conocimientos actuales sobre biología y ecología de la regeneración de *A. chilensis* perfilan una serie de interrogantes, cuyas respuestas contribuirían a un mejor conocimiento de la especie y facilitarían el manejo, tanto en lo que respecta a la conservación como al uso de estos bosques. A continuación se enumeran algunos de ellos:



Fig. 12. Aspecto de un bosque puro de *Austrocedrus chilensis* manejado.

- futuros estudios deberían continuar considerando el marcado gradiente ambiental sobre el que se distribuye la especie, poniendo particular énfasis en la respuesta ecofisiológica asociada;
- el abastecimiento adecuado de semillas está fuertemente condicionado por los daños causados por insectos y se desconocen resultados sobre ciclo de vida y dinámica de estas poblaciones;

- los estudios sobre fertilidad de suelos en los bosques Andino-patagónicos son escasos y no existen registros de la producción y calidad de semillas de *A. chilensis* en función de un gradiente de fertilidad, así como tampoco de las tasas de crecimiento de plántulas y renovales en diferentes condiciones de fertilidad química del suelo;
- son aún escasas las experiencias en plantaciones con *A. chilensis*; un seguimiento de las plantaciones a nivel masivo permitiría aportar importante información tanto sobre los requerimientos nutricionales como ambientales, que permitan optimizar el manejo de la especie para la producción y para la restauración de áreas degradadas. Se hace necesario monitorear plantaciones en distintas condiciones ambientales, diferentes historias de sitio y asociaciones con otras especies nativas y exóticas,
- estudios de regeneración de la especie en áreas afectadas con el "mal del ciprés" permitirían predecir la sucesión en dichas áreas y establecer estrategias de manejo;
- son escasos los estudios que cuantifican el impacto del ganado y de los ciervos exóticos sobre la regeneración de los bosques de *A. chilensis*. En particular debería promoverse a aquellos que consideran la presencia animal en el contexto de los disturbios presentes en los bosques, como el fuego, el decaimiento masivo y el manejo silvícola.

Los bosques de *A. chilensis* presentan un potencial importante por los múltiples bienes y servicios que ofrecen (conservación de la biodiversidad, protección de cuencas, valor paisajístico, maderable, turístico y recreativo, entre los más importantes); el conocimiento de la biología y de la ecología reproductiva de la especie es

fundamental para analizar e interpretar la dinámica regenerativa de estos bosques.

Agradecimientos

Los proyectos de investigación sobre ecología de *Austrocedrus chilensis* han sido financiados por la Universidad Nacional del Comahue y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Agradecemos a P. Mathiasen y a S. Hermann por las fotografías de su autoría incluidas en este trabajo.

Bibliografía

- AIZEN, M y A. ROVERE. 1995. Does pollen viability decrease with aging? A cross-population examination in *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae). *International Journal of Plant Science*, 156 : 227-231.
- ANZIANO, A.F. 1962. Acción de los animales sobre la flora. *Anales de Parques Nacionales*, 9: 107-112.
- ARTURI, M.F.; J.J. FERRANDO; J.F. GOYA; P.F. YAPURA y J.L. FRANGI. 2001. Tendencias espaciales de la regeneración de *Austrocedrus chilensis* en relación con el dosel arbóreo. *Ecología Austral* 11: 31-38.
- BAHAMONDE, N. 1984. Dieta primaveral y estival de guanaco, ciervo colorado y ovino en un área precordillerana patagónica. Trabajo de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, 44 p.
- BRION, C.; GRIGERA, D. y P. ROSSO. 1993. The reproduction of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Florin et Boutleje. *CR Acad. Sci. Paris* 316: 721-724.
- CASTOR, C.; CUEVAS, J.G.; KALIN ARROYO, M.T.; RAFH, Z.; DODD,R.; y A. PEÑALOZA. 1996. *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic.- Ser. Et. Bizz (Cupressaceae) from Chile and Argentina: monoecious or dioecious?. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 89-95.
- CONSTANTINO, I. 1949. Parcelas experimentales permanentes. Estudios de crecimiento y regeneración natural. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Publicación técnica N°13, 112 p.
- DACIUK, J. 1973. Notas faunísticas y bioecológicas de Península Valdez y Patagonia. VII. Estudio de la coacción del ganado en la cuenca del Río Manso Superior, (P.N. Nahuel Huapi, Río Negro, Argentina). *Physis* 32: 383-402.
- DALLA SALDA, G; SCHLICHTER, T.; FERNANDEZ, M.E. y J.E. GYENGE. 2001. Efecto nodriza de pino ponderosa sobre plantines de ciprés de la cordillera. 1° Reunión Binacional de Ecología. Pp 89.
- DAMASCOS, M. 1998. Morfología de las plantas de claros y áreas sombreadas del bosque de *Austrocedrus chilensis*, Argentina. *Ecología Austral* 8: 13-22.
- DE FINA, A. 1972. El clima de la región de los bosques andino-patagónicos argentinos. In Dimitri (ed). *La región de los bosques andino-patagónicos. Sinopsis general*, pp 35-58. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.
- DEZZOTTI, A. 1996. *Austrocedrus chilensis* and *Nothofagus dombeyi* stand development during secondary succession, in northwestern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 89: 125-137.
- DEZZOTTI, A. y L.A. SANCHOLUZ. 1991. Los Bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. *Bosque* 12: 43-52.
- DONOSO, C. 1990. *Ecología Forestal. El bosque y su medio ambiente*, 2da Edición, Editorial Universitaria, Universidad Austral de Chile, Santiago de Chile.
- DONOSO, C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Colección Nueva Técnica, Santiago de Chile.
- DONOSO, C.; CORTES, M. y L. SOTO. 1980. Antecedentes sobre semillas y germinación de alerce, ciprés de las guaytecas, ciprés de la cordillera y tino. *Bosque* 3 : 96-100.
- ENRICCI, J.A. y D.S. MASSONE. 2003. Producción de plantines plug+0 de *Austrocedrus chilensis* en Patagonia Argentina. XII Congreso Mundial Forestal. Québec, Canadá. <http://www.fao.org/DOCREP/ARTICLE//WFC/XII/0241-B3.HTM>
- FILIP, G.M. y P.H. ROSSO. 1999. Cypress mortality (mal de cipres) in the Patagonian Andes: comparison with similar forest diseases and declines in North America. *European Journal of Forest Pathology* 29: 89-96.
- FLUECK, W.T.; SMITH-FLUECK, J.M y K.A. RUEGG 1993. On the introduced red deer in Argentina: distribution and tendencies. First International Wildlife Management Congress, San José, Costa Rica.

- GALENDE, G.I y D. GRIGERA. 1998. Relaciones alimentarias de *Lagidium viscacia* con herbívoros introducidos en el Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. *Iheringia* 84: 3-10.
- GALLOPÍN, G. 1978. Estudio ecológico integrado de la cuenca superior de Río Manso (Río Negro, Argentina). I. Descripción general de la cuenca. *Anales de Parques Nacionales* 14: 161-230.
- GENTILI, M. 1987. Informe sobre el resultado del estudio de la fauna de artrópodos que atacan frutos del ciprés, *Austrocedrus chilensis* (Don) Florin et Boutl.. Manuscrito. 12 p.
- GENTILI, M. 1988. Fauna de artrópodos que atacan frutos del ciprés, *Austrocedrus chilensis* (Don) Florin et Boutl. Informe temporada 1987/88, Manuscrito, 11 p.
- GOBBI, M. 1992. Condiciones para la regeneración natural del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en áreas incendiadas. Resúmenes del II Congreso Latinoamericano de Ecología. Brasil.
- GOBBI, M.E. 1994. Regeneración post-incendio del sotobosque de cipresales. *Medio Ambiente*, 12: 9-15.
- GOBBI, M.E. 1999. *Austrocedrus chilensis* management: effects on microsites and regeneration. *Int. J. of Ecol. and Env. Sci* 25:71-83.
- GOBBI, M.E. 2000. Aspectos ecológicos del manejo productivos de bosques puros y densos de *Austrocedrus chilensis*. Trabajo de Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue. 204 pp.
- GOBBI, M.E. y L. SANCHOLUZ. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. *Bosque*, 13: 25-32.
- GOBBI, M.E. y T. SCHLICHTER. 1998. Survival of *Austrocedrus chilensis* seedlings in relation to microsite conditions and forest thinning. *Forest Ecology and Management* 111: 137-146.
- HOURDEQUIN, M. 1999. Ecological restoration after removal of exotic conifer plantations in Argentine Patagonia's Nahuel Huapi National Park. MsC Thesis, University of Montana, 106 p.
- KITZBERGER, T. 1994. Fire regime variation along a northern patagonian forest-steppe gradient: stand and landscape response. PhD Thesis, University of Colorado at Boulder, 203 p.
- KITZBERGER, T.; STEINAKER, D. y VEBLEN, T.T. 2000. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. *Ecology* 81: 1914-1924.
- KOUCHE, V. 1943. Informe sobre plantación experimental de ciprés. Expediente N° 1466. Dirección de Parques Nacionales, Manuscrito, 11 p.
- KREBS, C. 1959. Observaciones fenológicas sobre plantas indígenas del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Anales Parques Nacionales* 8: 127-133.
- LAURÍA, R.M. y C. ROMERO. 1999. La ganadería doméstica de los pobladores con permiso de ocupación y pastaje (p.p.o.p) en tierras fiscales del Parque Nacional Nahuel Huapi. Administración de Parques Nacionales, Intendencia Parque Nacional Nahuel Huapi, S.C. de Bariloche.
- LEBEDEFF, N. 1942. Rejuvenecimiento del Ciprés e influencia de la ganadería. *Boletín Forestal*, Dirección General de Parques Nacionales, Buenos Aires, 125-158 p.
- LE QUESNE, C.; ARAVENA, J.C.; JIMENEZ, H. Y L.F. HINOJOSA. 1994. Dendroecología de una población relicta de *A. chilensis* (D.Don) Pic. Ser. et Bizz. en la Reserva Nacional Río Clarillo. Resúmenes del VI Congreso Latinoamericano de Botánica. Mar del Plata, Argentina.
- LETOURNEAU, F.J., E. ANDENMATTEN y T. SCHLICHTER. 2004. Effect of climatic conditions and tree size on *Austrocedrus chilensis*-shrub interactions in northern Patagonia. *Forest Ecology and Management*. 191:29-38.
- LOGUERCIO, G.; URRETAVIZCAYA, F.; REY, M. y E. ANDENMATTEN, 1998. El "mal del ciprés" como condicionante de la silvicultura de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en el norte de la

- patagonia argentina. Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile.
- LUCERO, M. 1996. Regeneración temprana del bosque de ciprés de la cordillera. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue. 46 p.
- MARTIN, C; MERMOZ, M y G. GALLOPIN. 1985. Impacto de la ganadería en la cuenca del Río Manso Superior. Parte I: Bosque de ñire con laura. Manuscrito, Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, 39 p.
- MARTIN, C.; MERMOZ, M. y E. RAMILO. 1987. Valor ecológico y situación actual del parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi. Curso taller Latinoamericano para Administradores de Parques Nacionales, Buenos Aires, 36 p.
- OUDKERK, L., M. PASTORINO y L. GALLO. 2003. Siete años de experiencia en la restauración postincendio de un bosques de Ciprés de la Cordillera. *Patagonia Forestal* 2:4-7.
- PASTORINO, M. y L. GALLO. 1997. Natural vegetative propagation of *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae) in marginal populations. Programs and Abstracts, II Southern Connection Congress, Valdivia, Chile.
- PICKETT, S. y P. WHITE, 1985. The ecology of Natural Disturbance and patch dynamics. Academic press, INC. 472 p.
- RAFFAELE, E. y M. GOBBI. 1996. Seed bank composition variability in *Austrocedrus chilensis* sites in Patagonia, Argentina. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 22: 59-72.
- RAFFAELE, E. y T.T. VEBLEN, 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 9: 693-698.
- RAFFAELE, E. y T.T. VEBLEN, 2001. Effects of cattle grazing on early postfire regeneration of matorral in northwest Patagonia, Argentina. *Natural Areas Journal* 21 : 243-249.
- RAMILO, E. 1984. Situación y manejo del ciervo colorado en los Parques Nacionales Lanín y Nahuel Huapi. Manuscrito Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, 16p.
- RELVA, M.A. 1999. Efectos del ramoneo sobre la regeneración de los bosques de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Trabajo de Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue. 128 p.
- RELVA, M.A. y M. S. CALDIZ. 1998. Composición estacional de la dieta de ciervos exóticos en Isla Victoria, P. N. Nahuel Huapi, Argentina. *Gayana Zoológica* 62 : 101-108.
- RELVA , M.A. y T.T. VEBLEN. 1998. Impacts of large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108: 27-40.
- RELVA, M.A. y L.A. SANCHOLUZ, L.A. 2000. Effects of simulated browsing on the growth of *Austrocedrus chilensis* saplings. *Plant Ecology* 151: 121-127.
- RELVA, M.A. y KITZBERGER, T. 2000. A tree ring based reconstruction of fraying and bark stripping damage by exotic deer in northern Patagonia, Argentina. *International Conference on Dendrochronology for the Third Millennium*. Mendoza, Argentina.
- RELVA, M.A. & KITZBERGER, T. 2001. Historia de decaimiento de *Austrocedrus chilensis* y su relación con la regeneración y el uso por ciervos. Reunión Binacional de Ecología (XX Reunión Argentina de Ecología y X Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile), S.C. de Bariloche.
- ROVERE, A. 1991. Estudio experimental de germinación y desarrollo temprano del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue. 79 p.
- ROVERE, A. 1996. Técnicas de vivero para el ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). *Revista Patagonia Silvestre* N° 3, Sociedad Naturalista Andino Patagónica. 34p.

- ROVERE, A. 2000 a. Condiciones ambientales de la regeneración del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). *Bosque* 21: 57-64.
- ROVERE, A. 2000 b. Razón de sexos y crecimiento diferencial del ciprés de la cordillera *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae), a lo largo de un gradiente de precipitación. Trabajo de Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue. 155 p.
- ROVERE, A. y L. SANCHOLUZ. 1991. Relación entre lluvia, banco de semillas y regeneración del ciprés de la Cordillera *Austrocedrus chilensis*. XVI Reunión Argentina de Ecología, Rosario, Argentina.
- SCHMALTZ, J. 1992. La reconquista de la estepa por el bosque de ciprés. Descripción de un caso estudiado. Primer informe. Publicación Técnica 11, CIEFAP, Esquel. 7 p.
- SEIBERT, P. 1982. Carta de vegetación de la región de "El Bolsón", Río Negro y su aplicación a la planificación del uso de la tierra. *Documenta Phytosociológica* 2: 120 p.
- SERRET, A. 1992. Distribución actual del huemul en la República Argentina. *Boletín Técnico* N° 1, Fundación Vida Silvestre. 20 p.
- URRETAVIZCAYA, M.F. y G. DEFOSSÉ. 2004. Soil seed bank of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizarri related to different degrees of fire disturbance in two sites of southern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 187:361-372.
- URRETAVIZCAYA, M.F. Y G. DEFOSSÉ. 2002. Restauración ecológica postincendio en bosques de ciprés de la cordillera. *Patagonia Forestal* 2:2-5.
- URRETAVIZCAYA, M.F.;G. DEFOSSÉ, H.E. GONDA y L. TALADRIZ. 2004. Restauración ecológica de bosques quemados de cirprés (*Austrocedrus chilensis*): efecto de la cobertura sobre la siembra y plantación. II Reunión Binacional de Ecología (XX Rae / XI RSECH). Mendoza.
- URRUTIA, J. 1986. Análisis bibliográfico y pictórico de semillas y sus procesos germinativos para 32 especies forestales nativas. Tesis de Ingeniería forestal. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile. 150 p.
- VEBLEN, T.T y D. LORENZ. 1987. Postfire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in northern patagonia. *Vegetatio* 71: 113-126.
- VEBLEN, T.; MERMOZ, M.; MARTIN, C. y E. RAMILO. 1989. Effects of exotic deer on forest composition in northern patagonia. *Journal of Applied Ecology* 26: 711-724.
- VEBLEN, T.T.; MERMOZ; M.; MARTIN, C. y T. KITZBERGER. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6: 71-83.
- VEBLEN, T.T., B. R. BURNS, T. KITZBERGER, A. LARA y R. VILLALBA, 1995 a. The ecology of the conifers of souther South America. Pages 120-155 in N. J. Enright y R. S. Hill (ed.). *Ecology of Southern Conifers*. Melbourne University Press, Melbourne.
- VEBLEN, T.T; KITZBERGER, T; BURNS, B.R. y A. REBERTUS. 1995 b. Perturbaciones y dinámica de regeneración en Bosques Andinos del sur de Chile y Argentina. En: Armesto, J.J., Villagrán C. y M.T. Kalin Arroyo (eds.) *Ecología de los Bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 169-198 p.