



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Forestales - Programa de Doctorado

Efecto de la cobertura arbórea sobre la producción pratense en un sistema silvopastoral con Estepa de *Acacia caven* (Mol.) Mol. (Espinal), en el secano interior de la Provincia de Cauquenes

Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Forestales

**ALEJANDRO AGUSTIN LUCERO IGNAMARCA
CONCEPCION-CHILE
2019**

Profesor Guía: Fernando Muñoz Sáez
Dpto. de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Concepción

Efecto de la cobertura arbórea sobre la producción pratense en un sistema silvopastoral con estepa de *Acacia caven* (Mol.) Mol. (Espinal), en el secano interior de la Provincia de Cauquenes.

Comisión Evaluadora:

Fernando Edgardo Muñoz Sáez
(Profesor Guía)
Ingeniero Forestal, Dr.

Jorge Orlando Cancino Cancino
(Profesor co-guía)
Ingeniero Forestal, Dr.

Alvaro Antonio Sotomayor Garretón
(Comisión evaluación)
Ingeniero Forestal, Dr.

Francis Dube
(Comisión evaluación)
Ingeniero Forestal, Dr.

Directora de Postgrado:

Darcy Ríos Leal
Profesora de Biología y Química, Dr.

Decano Facultad de Ciencias Forestales:

Manuel Sánchez O.
Ingeniero Forestal. Dr.

“El mejor momento para plantar un árbol fue hace 20 años atrás.

El segundo mejor momento es ahora”

Anónimo

A mi amada Yasna, mi eterno amor y compañera de toda la vida, a mis queridos hijos

Christian y Camila, mis adorados padres Heriberto y Anita, y a mi Lucas.

AGRADECIMIENTOS

No es fácil agradecer a quienes han hecho posible todo esto, porque son tantas las personas que me han acompañado en este proceso que espero no se me olvide ninguna.

En primer lugar, deseo agradecer a mi esposa Yasna Castillo Orellana, por su amor, comprensión, constante apoyo y su infinita paciencia por tantos momentos familiares perdidos y mi estrés permanente, sin ella este desafío personal no hubiera sido posible. A mis hijos, por apoyarme, por entender mi momentánea ausencia y siempre estar interesados en cómo iban mis avances. A mis padres, Heriberto y Anita, por entregarme su incondicional amor y valores que atesoro en mi corazón y que guían siempre mi forma de enfrentar la vida.

Agradecer a mi profesor guía, Dr. Fernando Muñoz, quien desde un principio me apoyó en mi temática agroforestal y principalmente por transmitirme su vasta experiencia, aconsejarme y ayudarme permanentemente en todo el proceso. A los miembros de mi Comisión, Doctores Jorge Cancino, Alvaro Sotomayor y Francis Dube, por su constante interés, preocupación y dedicación en todos estos años y ayudarme a superarme cada día más. A la Dra. Katia Sáez, por su buena disposición e invaluable ayuda profesional en todos los temas estadísticos de esta investigación, y por entender y dar respuesta a mis constantes e interminables consultas y solicitudes.

A Don Marco Antonio Bejar, por permitir desarrollar mi investigación doctoral en su predio “San Adolfo” de Cauquenes y por no dudar ni un momento en abrirme sus puertas y entregarme su apoyo. Infinitas gracias por eso.

A Don Jorge Arellano, permanente cuidador de nuestras instalaciones de investigación y por su dedicado trabajo en las actividades que desarrollamos en terreno.

A CONICYT, por apoyarme financieramente en gran parte de mis estudios, sin lo cual no hubiera sido posible continuar con mi investigación y postgrado.

Finalmente, y no por eso menos importante, agradezco al Instituto Forestal (INFOR), mi querida institución que me ha amparado por más de 20 años, y que me brindó todas las facilidades para iniciar, desarrollar y concluir mis estudios de postgrado. Mi especial agradecimiento a todos y todas mis colegas de la Sede Biobío de los distintos estamentos, quienes me ayudaron con su profesionalismo, amistad, trabajo en distintas etapas de mi investigación y por entregarme consejos y fuerzas para continuar. Sería una lista interminable el nombrarlos uno por uno, por eso solo me queda entregarles mi sincero reconocimiento y eterna gratitud.

INDICE GENERAL

RESUMEN GENERAL	1
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	2
HIPÓTESIS.....	3
OBJETIVO GENERAL	3
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
ESTRUCTURA DE LA TESIS	4
1. EI ESPINAL Y SU IMPORTANCIA PARA SU USO EN SISTEMAS SILVOPASTORALES.....	6
1.1. Los sistemas agroforestales.....	6
1.2. Sistemas agroforestales en el mundo	10
1.2.1. La Dehesa española y El Montado portugués.....	10
1.2.2. Las sabanas.....	12
1.2.3. Los espinales en América del Sur.....	14

1.3.	Sistema silvopastoral con <i>Acacia caven</i> en Chile	16
1.3.1.	Antecedentes generales.....	16
1.3.2.	Descripción del efecto de la componente arbórea sobre las otras componentes de un sistema silvopastoral con espino	20
1.3.2.1.	Efecto sobre la componente herbácea	20
1.3.2.2.	... Efecto sobre la componente animal.....	22
1.3.3.	Silvicultura y manejo de <i>Acacia caven</i>	23
1.3.4.	Usos productivos de <i>Acacia caven</i>	24

2 BIOMASS FUNCTION FOR ACACIA CAVEN (MOL.) MOL. DISTRIBUTED IN THE DRY LAND AREAS OF SOUTH CENTRAL CHILE 26

2.1	Summary.....	26
2.2	Resumen.....	27
2.3	Introduction	28
2.4	Material and Method	32
2.4.1	Location and description of the study area.....	32
2.4.2	Methodology for inventory and biomass measurements	32
2.4.3	Adjustment and selection of biomass function (BF)	36
2.5	Results	38
2.6	Discussion.....	44
2.7	Conclusions.....	48
2.8	Acknowledgements	49

3 EFECTO DE LA COBERTURA ARBÓREA Y EL DIÁMETRO A LA ALTURA DEL CUELLO (DAC) SOBRE LA CAPACIDAD DE REBROTE DE ACACIA CAVEN (MOL) MOL. EN UN SISTEMA SILVOPASTORAL..... 50

3.1	Resumen.....	50
3.2	Introducción.....	51
3.3	Material y método.....	55
3.3.1	Ubicación	55
3.3.2	Metodología	56
3.3.3	Análisis estadístico.....	59
3.4	Resultados y Discusión.....	59
3.4.1	Capacidad de rebrotación	59
3.4.2	Calidad de la rebrotación en relación al origen biológico de los rebrotes.....	64
3.4.3	Daño en rebrotes	66
3.4.4	Ubicación de los nodos	69
3.5	Conclusiones.....	71

4. EFECTO DE LA COBERTURA ARBÓREA DEL ESPINO SOBRE LA PRODUCTIVIDAD Y CALIDAD DE LA PRADERA Y SOBRE VARIABLES MICROCLIMÁTICAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DE CHILE CENTRAL..... 72

4.1	Resumen.....	72
-----	--------------	----

4.2	Abstract	74
4.3	Introducción.....	75
4.4	Objetivo	78
4.5	Material y método.....	79
4.6	Resultados	86
4.7	Discusión.....	95
4.7.1	Efecto de la cobertura arbórea sobre la productividad de la pradera (PP) y valor pastoral (VP)	95
4.7.2	Efecto de la cobertura arbórea sobre variables microclimáticas	99
4.7.3	Efecto de la cobertura arbórea y variables microclimáticas sobre PP..	102
4.8	Conclusiones.....	103
4.9	Reconocimientos.....	104
5.	DISCUSIÓN GENERAL	106
6	CONCLUSIÓN GENERAL	115
7	REFERENCIAS	117

INDICE DE TABLAS

Table 2.1: Range of state variables for the trees used in the destructive analysis and calculation of rsv. Minimum, maximum and standard deviation values are given according to growth habit.....	40
Table 2.3: Qualification and pre-selection of models listed according to lowest total qualification conforming to four statistics.....	41
Table 2.2: Dry weight / green weight ratio per growth habit, per component and total. (value \pm standard deviation).....	42
Table 2.4: Selection of models according to statistics	42
Tabla 3.3: Resumen de análisis de cada variable categórica de interés en relación a rebrote de a. Caven.....	62
Tabla 3.4: Determinación de medidas de tendencia central y dispersión asociados al n° de nodos por clase de cobertura/dac.....	63
Tabla 3.5: Distribución del tipo de daño observado en cada rebrote y por clase de cobertura/dac.	68

Tabla 3.6: Frecuencia de nodos por clase de cobertura de acuerdo a ubicación geográfica en relación a posición en el tocón (ne, no, se y so).	70
Tabla 3.7: Frecuencia de nodos por clase de dac de acuerdo a ubicación geográfica en relación a posición en el tocón (ne, no, se y so).	70
Tabla 4.1: Tratamientos de cobertura arbórea	85
Tabla 4.2: Productividad de pradera (PP) por cobertura arbórea en dos temporadas.....	88
Tabla 4.3: Valor pastoral (VP) de la pradera por cobertura arbórea en dos temporadas.....	89
Tabla 4.4: Resultado análisis de efectos mixtos para variables microclimáticas..	89
Tabla 4.5: Resultado análisis de contrastes para interacción entre tratamiento y tiempo para la variable temperatura del suelo.	90
Tabla 4.6: Variables microclimáticas promedio por año, mes y por tratamientos de cobertura arbórea.	94

Tabla 4.7: Coeficientes de determinación y significancia individual para efectos lineales (x) o cuadráticos (x²) en relación con productividad de la pradera para cuatro variables microclimáticas en niveles mínimo, máximo y promedio y por tratamiento de cobertura arbórea.
Promedio a nivel de UE. 95

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Esquema de sistemas agroforestales	8
Figura 1.2: Distribución de estepa de acacia caven en chile	17
Figure 2.2: Observed frequency according to root collar diameter (RCD) <i>a. Caven</i> multi-stem.....	34
Figure 2.3: Comparative analysis of model precision for components of <i>a. Caven</i> . (a) stem-branches, (b) twigs, (c) total weight.....	43
Figure 2.4: Studentized residue dispersion of the models selected by component of <i>a. Caven</i> . (a) stem-branches, (b) twigs, (c) total weight.	43
Figura 3.1: Mapa de ubicación y área de estudio predio “San Adolfo”.....	55
Figura 3.2: Representación tridimensional de los árboles presentes en una parcela de 30x30m.	57
Figura 3.3: Pantalla de salida de simulación de sombra acumulada (shademotion 3.0).....	58
Figura 3.4: Distribución de tipos de rebrotes por clase de cobertura/dac. Nivel de significancia $\alpha=0,05$	65
Figura 3.5: Distribución de tipos de daño por clase de cobertura/dac. Nivel de significancia $\alpha=0,05$	69

Figura 4.1: Variación de variables microclimáticas por tratamiento en un período de 24 meses. (a) temperatura ambiente (°C), (b) humedad relativa (%).	91
Figura 4.2: variación de variables microclimáticas por tratamiento en un período de 24 meses. (a) temperatura del suelo (°C). (b) humedad del suelo (m^3/m^3 VWC).	92
Figura 4.3: Resultado análisis de contraste para observar el efecto de los tratamientos de cobertura arbórea sobre la temperatura del suelo por año y mes.	93

RESUMEN GENERAL

Los sistemas silvopastorales son aquellos que contemplan el manejo de más de una componente en un mismo sitio, como son las componentes forestal, pratense y pecuaria, generando claras ventajas asociadas a las sinergias entre ellos. Esto significa que la combinación de estas componentes del sistema silvopastoral deben ser gestionadas tratando de alcanzar óptimos productivos, sociales y ambientales.

En este marco, la presente Tesis busca generar antecedentes para la correcta combinación de las componentes del sistema silvopastoral con la especie *Acacia caven* (espino). La mayoría de la investigación asociada se ha centrado en la componente pratense, pero poca investigación sobre el impacto y respuesta del recurso arbóreo, como tampoco su interacción con las otras componentes del sistema. De allí que el objetivo general de la Tesis sea determinar el efecto de la cobertura arbórea de un sistema silvopastoral con *Acacia caven* en la cantidad, composición y calidad de la pradera natural, variables microclimáticas y rebrotación de la componente arbórea. Complementariamente, se generó una función para estimar la biomasa de *Acacia caven* existente en un rodal, para su posterior uso para leña y carbón.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La especie nativa *Acacia caven* (espino) es importante para el desarrollo de las personas que habitan el secano interior de la zona central de Chile, porque es el principal recurso arbóreo presente en la gran mayoría de las unidades productivas de pequeños y medianos propietarios. Es una especie de uso múltiple y si es usada bajo un sistema silvopastoral genera sinergias positivas con las demás componentes, especialmente con la pratense. Al usar esta especie en un sistema silvopastoral, es necesario considerar que para alcanzar altos niveles de productividad, se requiere determinar la combinación correcta entre sus componentes.

Cada una de las componentes del sistema silvopastoral con *A. caven* y su interacción aportan a su productividad. La componente arbórea aporta sombra, que favorece el crecimiento de la pradera y el bienestar de los animales; aporta nitrógeno al suelo, favoreciendo el crecimiento de la pradera (*A. caven* es una especie leguminosa) y materia orgánica; además protege contra procesos erosivos y genera productos madereros como leña y carbón de reconocida calidad. La componente pratense protege el suelo y genera alimento para los animales, los que a su vez aportan carne, leche, cueros y otros productos al sistema productivo.

Poco se ha estudiado sobre la interacción entre la componente arbórea y la componente pratense. De allí que la presente Tesis busca ser un aporte para la mejor comprensión de un sistema silvopastoral con *A. caven*, a través de la determinación del efecto de la cobertura arbórea sobre la productividad pratense, variables microclimáticas y capacidad de rebrotación del espino, buscando con ello identificar interrelaciones entre sus componentes, resultados que pueden ser de utilidad para delinear esquemas de manejo de la componente arbórea.

HIPÓTESIS

La modificación de la cobertura arbórea por medio de la corta selectiva de árboles o vástagos de espino bajo un esquema de producción silvopastoral, permite aumentar la productividad y mejorar la calidad de la pradera natural en comparación con la pradera que se desarrolla en sectores donde se eliminan totalmente los espinos.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el efecto del grado de cobertura arbórea de un sistema silvopastoral con *Acacia caven* sobre la cantidad, composición y calidad de la pradera natural, variables micro-climáticas y rebrotación de la componente arbórea.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Generar una función local predictora de biomasa para *Acacia caven*.
- Evaluar el efecto de la cobertura arbórea y del diámetro a la altura del cuello (DAC) sobre la rebrotación de los espinos.
- Evaluar el efecto de la cobertura arbórea sobre la productividad y calidad de la pradera natural, y variables microclimáticas.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Este documento consta de cinco capítulos. En el primer capítulo se presenta una revisión bibliográfica de los principales sistemas agroforestales y su importancia ecológica, social y productiva, y específicamente los sistemas silvopastorales asociados a la especie *Acacia caven*.

El segundo capítulo aborda la generación de una función de biomasa para *Acacia caven*. Aunque para esta especie existen funciones de biomasa, éstas fueron ajustadas con datos obtenidos en su distribución norte y se consideró necesario contar con una función ajustada con datos capturados en la zona de estudio. Con esto se espera disponer de estimaciones más exactas de la cantidad de biomasa disponible en estos sistemas antes de ser intervenidos, utilizando para ello variables predictivas de fácil determinación en terreno.

El tercer capítulo trata de la evaluación del efecto de la cobertura arbórea y el diámetro a la altura del cuello (DAC), sobre la cantidad y calidad de rebrote desde tocones luego de un raleo selectivo. Lo anterior es relevante, porque una rebrotación profusa y de calidad es esencial para la sustentabilidad del componente arbóreo.

En el cuarto capítulo se evalúa el efecto de la cobertura arbórea sobre la cantidad, composición y calidad de la pradera acompañante y sobre variables microclimáticas. A través de ello, se espera entender las interrelaciones entre la componente arbórea y praterense y así, sugerir la mejor combinación entre ellas que favorezca el sistema en su conjunto.

El quinto capítulo presenta una discusión general de los resultados obtenidos. En este capítulo se discuten las interrelaciones entre las componentes arbórea y praterense, así como también el efecto de la cobertura arbórea sobre la pradera, variables microclimáticas y la rebrotación a partir de tocón.

El documento finaliza con conclusiones generales y sugerencias emanadas de este estudio.

1. EI ESPINAL Y SU IMPORTANCIA PARA SU USO EN SISTEMAS SILVOPASTORALES

1.1. Los sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales se definen como técnicas de uso del suelo en los cuales especies leñosas (árboles, arbustos, etc.) se utilizan deliberadamente bajo un mismo esquema productivo o de manejo, asociadas a cultivos agrícolas y/o producción animal, que permite mejorar la productividad silvoagropecuaria de unidades prediales rurales (Sotomayor y Lucero, 2011; Russo, 2015; Peri *et al.*, 2016; Jose *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2019).

Para que una práctica de uso del suelo sea considerada sistema agroforestal, tiene que satisfacer cuatro criterios (Garrett *et al.*, 2000): a) *intencional*, es decir que las combinaciones de árboles, cultivos y/o animales sean diseñadas, establecidas y/o manejadas bajo este concepto; b) *intensiva*, que las prácticas involucren operaciones como labranza, fertilización, irrigación, poda y/o raleo; c) *integrada*, que las componentes sean estructuralmente y funcionalmente combinados en una sola unidad de manejo, integrados horizontal o verticalmente (aérea o subterránea); y d) *interactiva*, que utilice activamente las interacciones biofísicas entre sus componentes.

En este marco, los sistemas agroforestales consideran la potencialidad o vocación productiva de los suelos, así como también la diversidad productiva que

normalmente desarrollan los propietarios rurales. Por todo lo anterior, estos sistemas se presentan como una alternativa viable para mejorar la rentabilidad de las unidades prediales de pequeños y medianos propietarios, y darles sustentabilidad, es decir que sean social, cultural y económicamente aceptables, para maximizar el producto total con determinados niveles de insumos, minimizando daños al ambiente. Todo esto finalmente se traduce en mejora de la calidad de vida del habitante rural (Peñaloza y Balocchi, 2002).

Los sistemas agroforestales están ganando popularidad en los habitantes rurales de las regiones tropicales y templadas del mundo, y también en zonas áridas y semiáridas, ya que se ven como sistemas que diversifican la producción, generando servicios y beneficios económicos y ambientales (Jose *et al.*, 2019; Krishnamurthy *et al.*, 2019) y mejorar la calidad y salud del suelo (Dollinger y Jose, 2018). Sin embargo, su adopción generalizada se ha visto obstaculizada por varias razones, siendo una de las más importantes la falta de políticas públicas que permitan su adecuado fomento y establecimiento (Simelton *et al.*, 2017). Adicionalmente, la gestión de las especies componentes de los sistemas agroforestales para optimizar los resultados económicos y del medio ambiente sigue siendo un reto, debido a la complejidad que existe en las diferentes interrelaciones que se producen entre sus componentes (Jose, 2011).

Dentro de los sistemas agroforestales, existen diferentes modelos que se clasifican de acuerdo a la combinación de las componentes productivas (Figura 1.1). Es así que dentro de los más frecuentemente utilizados figuran los sistemas

agrosilviculturales, agrosilvopastorales, silvopastorales y otros sistemas forestales, dentro de los cuales se incluyen los bosques puros, cortinas cortavientos, y protección de fajas riparianas (Sotomayor, 2009, Peri *et al.*, 2016; Jose *et al.*, 2019).

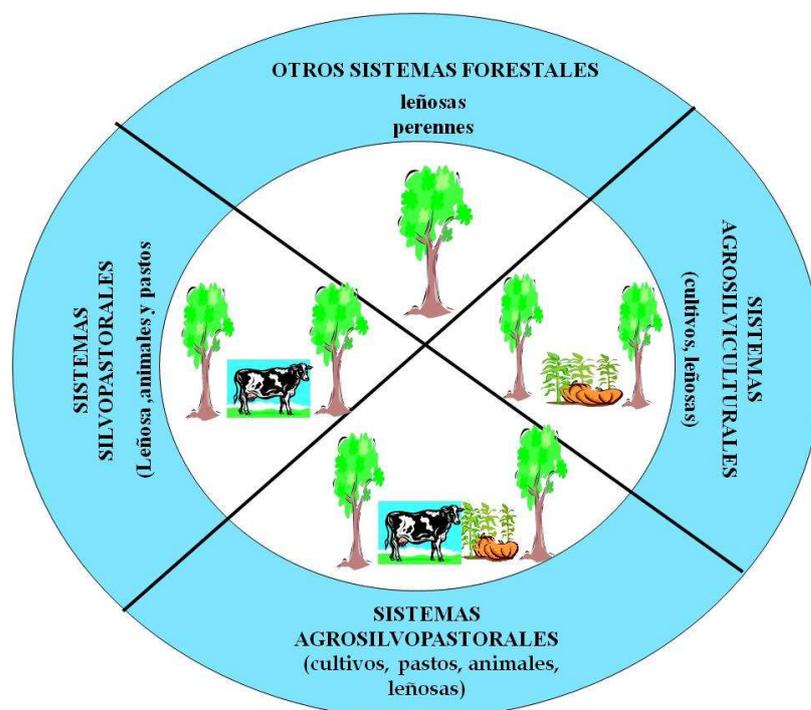


Figura 1.1: Esquema de sistemas agroforestales
Fuente: Sotomayor y Lucero (2011)

El **sistema silvopastoral**, el más difundido y conocido en las localidades rurales, consiste en esquemas donde árboles y praderas para pastoreo son establecidos o manejados en forma conjunta en el mismo sitio, de manera temporal o durante toda su rotación (Sotomayor, 1990; Jose y Dollinger, 2019), generando múltiples productos y beneficios, como la producción de biomasa

arbórea; protección y recuperación del suelo; protección al ganado; retención de agua; regulación del microclima; alimento para el ganado; supresión del crecimiento de malezas; carne; lanas y pieles; y abono natural (Sotomayor y García, 2004; Jose *et al.*, 2019).

El establecimiento de un sistema silvopastoral puede iniciarse en un terreno con pradera natural o artificial, incorporándole la componente arbórea. También puede establecerse a partir de un bosque artificial o nativo, al que se le reduce la densidad inicial, se le incorpora especies forrajeras o se maneja la pradera existente. En cualquier caso, el bosque deberá ser manejado de manera que permita el desarrollo de los pastos para la producción de forraje a través de podas y raleos, reduciendo la competencia entre estas componentes y permitiendo la entrada de la radiación (Sotomayor, 1990; Sotomayor y García, 2004; Jose *et al.*, 2019). El sistema silvopastoral basa su éxito en la correcta programación de las actividades que en él se realicen, con objetivos muy bien definidos para las componentes ganadera y forestal, y en el logro de altos índices productivos en ambas componentes (Gómez de Freitas, 1998). Sin embargo, estos altos índices productivos no dejan de ser una situación compleja de lograr, debido a que se generan interrelaciones entre suelo, estrato herbáceo, arbustivo o arbóreo y pecuario (Olivares, 2006; Jose *et al.*, 2019).

1.2. Sistemas agroforestales en el mundo

Los sistemas agroforestales poseen la ventaja de adecuarse a distintos requerimientos productivos, sociales y ambientales. Esta flexibilidad ha posibilitado su presencia en un amplio rango de distribución geográfica en el mundo, destacándose los sistemas agroforestales asociados a La Dehesa española, El Montado portugués, las Sabanas en África y los espinales de América Latina.

1.2.1. La Dehesa española y El Montado portugués

La Dehesa española y El Montado portugués son sistemas agroforestales donde predominan *Quercus ilex* (encino) y *Quercus suber* (alcornoque) respectivamente, distribuidas en un mosaico de árboles dispersos, ampliamente espaciados, en combinación con cultivos, pastos o arbustos (Joffre *et al.*, 1999; Moreno *et al.*, 2007). Este tipo de distribución es la resultante principalmente de la acción humana, aunque en la actualidad pareciera ser controlada más por la disponibilidad de los recursos edáficos y climáticos (Joffre *et al.*, 1999).

En las dehesas de la región española de Extremadura, el suroeste de España, se determinó que los sistemas productivos mixtos bovino-ovino-porcino ibérico son los más sostenibles en términos generales, en comparación con sistemas productivos solo con ovinos y bovinos, debido a que tienen una

producción altamente diversificada, un aprovechamiento óptimo de los recursos del sistema y una baja dependencia de los subsidios que entrega el Estado (Gaspar *et al.*, 2009).

El Montado portugués, que cubre la mayor parte de la región del sur de Portugal, es un sistema productivo muy similar a La Dehesa española. La especie arbórea característica es el alcornoque (*Quercus suber*) y por ello este sistema es reconocido principalmente por la producción de corcho, aunque también lo es por su característica de Sabana abierta y la posibilidad de generar otros productos y servicios eco-sistémicos. La sostenibilidad económica del sistema se basa en esta diversidad de productos, incluidos corcho, ganado y productos complementarios como madera y carbón vegetal (Pinto-Correia *et al.*, 2011).

Las dehesas no están exentas de problemas de sustentabilidad, ya que se ha determinado una disminución gradual del encino (*Quercus ilex*). Mediante análisis de teledetección, que ha permitido el seguimiento histórico de encinos individuales, se ha confirmado la disminución producto principalmente de un aumento de la mortalidad y la insuficiente regeneración de la especie (Plieninger y Schaar, 2008). Estos mismos autores señalan que el corte deliberado del encino se ha detenido en los últimos años, pero que el problema de la falta de regeneración todavía sigue sin resolverse.

Plieninger *et al.* (2003) ya habían señalado la gran necesidad de gestionar las dehesas para mejorar la regeneración del encino, y para que este ecosistema siga ofreciendo beneficios a la sociedad. La comprensión de los factores

determinantes de la regeneración y de la dinámica de las dehesas de encino puede guiar las decisiones políticas relativas a la conservación biológica, la repoblación y la ordenación de pastizales. Las restricciones sociales, económicas y la propiedad tienen que ser considerados con el fin de llegar a una solución al problema de los usos agrícolas y de pastoreo que dificultan la regeneración de los árboles en este sistema, proponiendo la rotación en el uso de estos sistemas entre 20 y 30 años.

El Montado tiene amenazas similares a La Dehesa. Por un lado, está la sobre explotación de la cubierta forestal, debido a la cosecha del corcho y a la poda para la producción de carbón vegetal; por otro lado están el pastoreo excesivo y la labranza mecanizada que dificultan la regeneración de árboles, además de compactar el suelo y aumentar los riesgos de erosión. Los sistemas de cultivo mecanizado y arado profundo también afectan el sistema radicular y debilitan los árboles (Pinto-Correia *et al.*, 2011).

1.2.2. Las sabanas

El término sabana es bastante amplio, debido a la variabilidad física y biológica de las componentes de estos sistemas biológicos. Estos sistemas son comunidades vegetales o paisajes con extensas zonas cubiertas con especies herbáceas y con la presencia esporádica o no de árboles y/o arbustos (Solbrig y Young, 1992; Scholes y Archer, 1997; Ludwig, 2001; Sankaran *et al.*, 2005), lo

cual permite considerarlas como un sistema silvopastoral. Se ubican como extensas zonas geográficas de regiones tropicales y templadas, principalmente entre las zonas de bosques densos y los desiertos. Ocupan una octava parte de la superficie terrestre (Ludwing, 2001), es decir, unos 1.850 millones de hectáreas, aunque Sankaran *et al.* (2005) señalan que las sabanas cubren una quinta parte de la superficie terrestre, es decir 2.960 millones de hectáreas.

En cuanto a su composición, dentro de las sabanas se pueden distinguir las sabanas gramíneas, es decir aquellas sin presencia o con muy pocos árboles, y las sabanas arboladas, las cuales tienen una presencia importante de árboles y arbustos (Quintanilla, 1977).

También se las puede clasificar en relación a su ubicación geográfica, destacándose la sabana tropical y subtropical, la sabana templada, la sabana montañosa y la sabana mediterránea (Scholes y Archer, 1997). La sabana tropical es la más importante y también la más característica, ya que representan el 87% de la superficie total de las sabanas en el mundo. Cubre más del 50% de la superficie de África y Australia, el 45% de América del Sur, y el 10% de la India y el sudeste de Asia. Por su parte, la sabana templada, también conocida como pradera y presente en América del Norte y Sur, ocupa más de 55 millones de hectáreas, un 3% de la superficie total de las sabanas (Scholes y Archer, 1997).

El patrón espacial y la abundancia relativa de las hierbas y plantas leñosas presentes en este sistema, se relacionan con interrelaciones complejas y dinámicas entre el clima (precipitaciones y duración de la estación seca),

características topográficas y del suelo, densidad de los árboles, y riqueza de fauna y microorganismos. Esta alta variabilidad también condiciona los tipos de ocupación humana y del uso de la tierra que se hace en torno a las sabanas (Solbrig y Young, 1992; Scholes y Archer, 1997), hecho que es relevante si se considera que contienen gran y creciente proporción de la población humana del mundo y la mayoría de las tierras de pastoreo y ganado. Representan escenarios donde los factores naturales y antropogénicos interactúan, por lo que es difícil de identificar, aislar y cuantificar cuáles son los principales y qué determina la estructura de las sabanas (Scholes y Archer, 1997).

1.2.3. Los espinales en América del Sur

Los espinales, uno de los varios sistemas agroforestales presentes en diferentes partes del mundo, tienen especial importancia para Latinoamérica. Son sabanas de tipo mediterráneas, las cuales se observan en Argentina, Bolivia, Uruguay, Paraguay, Brasil y Chile (Rodríguez *et al.*, 1983; Aronson, 1992; FAO, 1997; Serra, 1997).

En Argentina, están constituidos principalmente por especies nativas arbóreas de la familia de las leguminosas, siendo *Prosopis* el género más importante, con las especies *Prosopis affinis* (ñandubay), *Prosopis alba* (algarrobo blanco) y *Prosopis nigra* (algarrobo negro) y también *Acacia caven* (espino) (Pérego, 2002).

En los espinales presentes en Chile, la especie nativa arbórea dominante es *Acacia caven* (espino), la cual se mezcla con otras especies arbóreas o arbustivas siempreverdes y con un sotobosque de pastos y hierbas (Donoso, 1982; Cabello y Donoso, 2006). Tanto en Chile como en Argentina, las especies arbóreas principales son leguminosas fijadoras de N atmosférico; son también de follaje caduco que, al caer al suelo, restituye nutrientes, especialmente N, a las especies herbáceas presentes en el sotobosque (Ovalle *et al.*, 2015). También aportan a la alimentación del ganado a través de su follaje y por el consumo directo de los frutos (vainas) en la época de fructificación, situación que se da principalmente en las diferentes variedades de *Prosopis* (Pérego, 2002).

Una de las principales características de los espinales es su uso como sistema silvopastoral. Así se ha planteado la opción de manejar el espinal como monte medio abierto, es decir, mantener dos estratos de árboles, uno de origen vegetativo que permita la producción de frutos y sombra para el ganado, y otro de origen de semilla para la producción de leña y carbón, y que a su vez estos estratos influyan favorablemente en la productividad de la pradera (Vita, 1989; Cabello y Donoso, 2006).

En el secano central de Chile, el espinal es la formación vegetacional nativa más importante y está presente en casi todas las explotaciones agrícolas. De allí que se deba prestar especial atención a la interrelación entre los árboles, las praderas y la carga animal presente en el sistema (Fernández *et al.*, 2002). Ovalle *et al.* (1990) señalan que, con suficiente investigación y desarrollo, los sistemas

productivos basados en espinales podrían ser comparables a los sistemas silvopastorales de La Dehesa y El Montado descritos anteriormente, u otros sistemas silvopastorales asociados a árboles leguminosos, como por ejemplo *Acacia mangium*, *Albizia saman* o *Calliandra calothyrsus* (Bethancourt *et al.*, 2016).

1.3. Sistema silvopastoral con *Acacia caven* en Chile

1.3.1. Antecedentes generales

La estepa de *Acacia caven* está presente en la zona central de Chile abarcando una superficie aproximada de 957 mil hectáreas¹. Es una formación vegetacional nativa cuya principal especie leñosa es *Acacia caven* (Mol.) Mol, que es la única del género *Acacia* que crece naturalmente en Chile (Cabello y Donoso, 2006). Se le clasifica dentro del Tipo Forestal Esclerófilo, sub tipo espinal y se extiende desde la Región de Coquimbo por el norte hasta la Región del Biobío por el sur (Figura 1.2).

A lo largo de su distribución, el espinal puede presentarse en formaciones puras de espino o asociada a otras especies arbóreas como quillay (*Quillaja saponaria*), litre (*Lithraea caustica*), maitén (*Maytenus boaria*), huingán (*Schinus polygamus*), entre otras (Rodríguez *et al.*, 1983; Cabello y Donoso, 2006). El

¹ Superficie estimada por INFOR Sede Biobío, en base a información actualizada Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile 2015, administrada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

espinal es una formación vegetal compleja, con una estrata leñosa de coberturas de copas y alturas variables y con una estrata herbácea dominada esencialmente por especies anuales (Ovalle y Squella, 1988; Ovalle *et al.*, 2015).

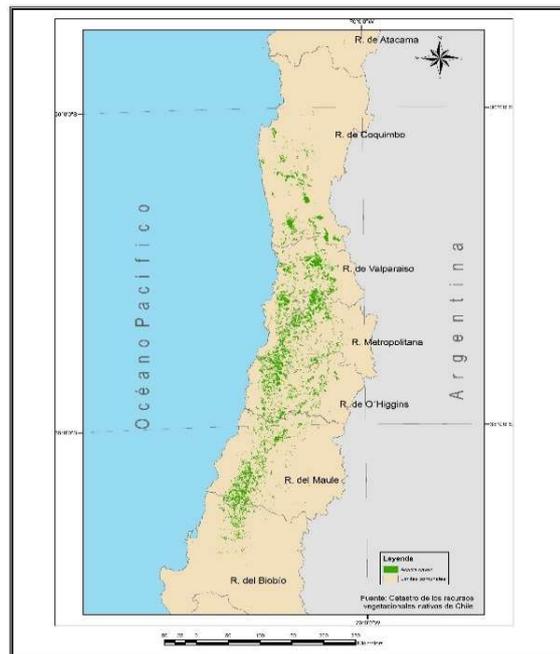


Figura 1.2: Distribución de Estepa de *Acacia caven* en Chile²

La composición y estructura actual del espinal, al igual que muchas de las sabanas en el mundo, son resultado directo de la intervención humana que ha transformado la mayor parte de esta formación vegetal en áreas de cultivo

² Plano elaborado por INFOR Sede Biobío, en base a la información actualizada del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile 2015, administrado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

y ganadería (Donoso, 1982; Sotomayor y Soto, 2011; Ovalle *et al.*, 2015). Así, el espinal resultante es más abierto, con árboles de poco desarrollo y principalmente de origen vegetativo. De acuerdo a Olivares (2006), esta degradación en el tiempo se debe a que el uso de la tierra se realiza bajo esquemas de monocultivos, sin preocuparse de la presencia de otros recursos y de las posibles interrelaciones positivas que se pueden generar entre ellos. En sitios donde no se ha alterado mayormente la vegetación, los espinales son más densos, con árboles o arbustos de hasta 6 m de altura, aunque a veces pueden alcanzar alturas de 10 m, dependiendo de las condiciones de clima y suelo en que habitan, con copas que alcanzan 5 a 6 m de diámetro (Donoso, 1982; Cabello y Donoso, 2006) y coberturas que pueden variar entre 60 y 90%.

La disminución de los espinales se debe a prácticas de eliminación y quema, además de la corta para la producción de leña y carbón. Estas prácticas se han hecho aún más agudas en la actualidad, en particular en el valle central de las regiones de Valparaíso y del Libertador Bernardo O'Higgins, debido en gran medida al desarrollo de viñas y olivares (INFOR, 2012; Ovalle *et al.*, 2015), situación que se ha extendido también a la zona del secano interior de la Región del Maule, principalmente con el establecimiento de viñas con riego tecnificado.

En relación a sus requerimientos agroecológicos, *Acacia caven* se adapta bien en suelos erosionados, aunque su crecimiento es lento y no alcanza grandes tamaños. Crece bajo clima del tipo mediterráneo, caracterizado por la concentración de lluvias en invierno, con precipitaciones que varían de 28 a 1.338

mm anuales, con veranos secos y temperaturas extremas moderadas. Crece también en suelos profundos, con bajo contenido de materia orgánica, de textura franco arenosa, y tanto en condiciones de anegamiento invernal como bien drenados. Su mejor crecimiento lo obtiene en suelos planos de origen aluvial, con profundidad media a profunda. (FAO, 1997; INFOR, 2012).

Acacia caven es considerada como una especie de uso múltiple. Por un lado, además de proveer biomasa, forraje y productos comestibles complementarios para animales, provenientes de la producción de harinas de sus frutos, también es posible generar productos destinados a uso humano, como café de semillas tostadas, usos cosméticos y productos medicinales, (Cabello y Donoso, 2006; Palomeque, 2009; INFOR, 2012). Por otro lado, además de un uso ornamental, también genera otros servicios ambientales, como la fijación de nitrógeno atmosférico, regula las condiciones microclimáticas y favorece la vegetación que crece bajo su influencia; incrementa la materia orgánica en el suelo; mejora la retención del agua del suelo, aumentando su permanencia y disponibilidad; aporta al ciclo de los nutrientes; y evita o disminuye la erosión del suelo (FAO, 1997; Olivares, 2006; Palomeque, 2009; INFOR, 2012; Ovalle *et al.*, 2015),

1.3.2. Descripción del efecto de la componente arbórea sobre las otras componentes de un sistema silvopastoral con espino

1.3.2.1. Efecto sobre la componente herbácea

Los efectos de los árboles sobre la pradera dependerán de varios factores y de cómo éstos se interrelacionan. Se conoce que la componente arbórea de los espinales mejora la diversidad, el desarrollo, la calidad y la productividad de la pradera herbácea que crece bajo el área de influencia de la copa (FAO, 1997; Fernández *et al.*, 2002; Pérego, 2002, Cabello y Donoso, 2006; Ovalle *et al.*, 2015).

Algunos autores señalan que existe una relación positiva entre la producción de materia seca (MS) y la cobertura arbórea, y que además esta cobertura influye en la composición botánica de la pradera (Ovalle y Avendaño, 1984a; Fernández *et al.*, 2002; Olivares, 2006). Fernández *et al.* (2004) señalan que, en sectores planos con espinos manejados, la productividad de forraje alcanza valores de entre 2.500 y 4.500 kg de MS ha⁻¹ año⁻¹, dependiendo de la densidad de los espinos. La mayor producción se obtiene con cobertura arbórea alta, sobre un 80%.

También se ha determinado que la composición botánica de la pradera cambia por efecto de la cobertura arbórea, incrementándose la presencia de gramíneas forrajeras, en detrimento de las especies leguminosas presentes en

la pradera, aumentando con ello la calidad forrajera de la pradera (Ovalle y Avendaño, 1984a; Ovalle, 1986).

También la cobertura arbórea del espinal tiene efecto en el ciclo de crecimiento y de desarrollo de la pradera. Olivares (2006) determinó diferencias significativas en la senescencia total de la pradera que crece bajo diferentes niveles de cobertura, siendo más tardía cuando crece con cobertura. Este hecho es de gran importancia ya que influye en la calidad y disponibilidad de forraje para los animales, debido probablemente a que la humedad en el suelo, bajo la proyección de la copa, está disponible para la pradera por más tiempo.

El efecto de la sombra de los árboles sobre la pradera a lo largo del día fue estudiado por Ramírez (2011). Realizó un estudio donde determinó la composición botánica y la materia seca de la pradera según el sombreado parcial de tres tipos de espinos: a) espinos grandes de alturas de 3,7 a 4,2 m y radios de copa de entre 3,5 y 5,0 m; b) espinos de tamaño mediano, con alturas de entre 2,6 y 3,0 m y radios de copa entre 2,5 y 3,5 m; y c) espinos de tamaño pequeño, con alturas de entre 1,6 y 2,0 m y radios de copa entre 1,6 y 2,5 m. Para ello y utilizando una maqueta a escala, determinó manualmente la acumulación de sombra proyectada del espino durante el día y la correlacionó con la composición botánica y materia seca de la pradera. Concluyó que existen diferencias en la productividad de la pradera entre tipos de espinos. Bajo condiciones de sombra la materia seca aumenta en un 13% en espinos pequeños

y 29% en espinos medianos y grandes. No encontró, según tipo de espino, diferencias en la composición botánica de la pradera.

1.3.2.2. Efecto sobre la componente animal

El espino brinda protección al ganado contra los efectos del sol y de las heladas en zonas más húmedas y/o frías, influyendo positivamente en el ahorro de energía de los animales aumentando la sobrevivencia y los rendimientos de la masa ganadera del sistema (FAO, 1997; Pérego, 2002; Cabello y Donoso, 2006; Olivares, 2006), también genera ahorro significativo de agua de bebida, elemento que en la mayoría de los terrenos de pastoreo es escaso (Cabello y Donoso, 2006; Olivares, 2006).

Es necesario considerar que la carga elevada de animales o sobretalajeo, puede tener un efecto sobre la pradera, ya que puede modificar su composición y con ello su calidad (Ovalle, 1986), por lo tanto, el manejo eficiente de la componente animal dentro del sistema es clave para su sustentabilidad, por lo que se debe utilizar una carga animal que permita, por un lado, buen desarrollo de la masa ganadera y por otro lado, mantener la producción y perdurabilidad de la pradera en el tiempo (Fernández *et al.*, 2002).

Otro aspecto relevante a considerar en la interrelación árbol-animal, es el hecho que *A. caven* es un árbol que puede ser utilizado como especie forrajera complementaria. Sus flores, hojas verdes, frutos maduros y semillas son fuente

de alimentación para el ganado, constituyéndose en una fuente de reserva de forraje en años secos, cuando la pradera es estéril y está en su más bajo nivel nutritivo. Se ha determinado niveles de 23,9% de proteína en hojas verdes, clasificándola como una especie de palatabilidad media (FAO, 1997; Cabello y Donoso, 2006; Olivares, 2006; INFOR, 2012).

1.3.3. Silvicultura y manejo de *Acacia caven*

Diversos autores han investigado la respuesta de los espinos a diferentes intervenciones silviculturales, tales como su propagación y establecimiento artificial, sistemas de plantación y manejo de formaciones naturales (INFOR, 2012)

En un estudio realizado en la Región Metropolitana en la década de los '60, se compararon distintos métodos para la regeneración artificial de los espinales. Se determinó que el método de forestación o reforestación por siembra directa, previo tratamiento pregerminativo de las semillas, presenta ventajas en cuanto a sobrevivencia y crecimiento en relación a otros métodos como plantación a raíz desnuda y en maceta (Navarro, 1995). El tratamiento pregerminativo de la semilla frecuentemente consiste en sumergir la semilla en agua a temperaturas entre 60 y 100°C por algunos minutos y dejar enfriar para que la semilla se embeba de agua y se active la germinación una vez sembrada. Otro tratamiento es la escarificación ácida, el cual consiste en sumergir la semilla en ácido sulfúrico por

unos 120 minutos, lo cual permite que la semilla solo germine en condiciones favorables de humedad, asegurando un buen prendimiento y sobrevivencia posterior (FAO, 1997; INFOR, 2012).

Estudios de plantación realizados en la década del 70 en la IV Región, indican que a pesar que se obtuvieron buenos prendimientos, el crecimiento posterior de las plantaciones fue bajo, con valores que no superaron en promedio 1 cm/año y en muchos de ellos el crecimiento fue nulo (VITA, 1977). Francke (1999) señala como experiencia exitosa la plantación con espino en las regiones IV y Metropolitana para fines de uso múltiple, aunque no indica el parámetro utilizado para catalogarlas de exitosas. Especifica que las técnicas utilizadas fueron de silvicultura intensiva, incorporando buena preparación de suelo, casillas de plantación, incorporación de sustrato mejorado y plantación con tres plantas por casilla.

Estudios de poda y raleo asociado a *A. caven* indican mejora sustancial del recurso, permitiendo regularizar y rejuvenecer la estructura aérea, mejorar la sanidad y favorecer el crecimiento juvenil y la producción del espinal (Díaz, 2004; Donoso *et al.*, 2009).

1.3.4. Usos productivos de *Acacia caven*

Es conocido que el principal producto maderero del espino es leña y carbón, aunque este uso no está exento de algunas complicaciones, ya que se ha

indicado que puede deteriorar paulatinamente el recurso. Es apreciado su uso como carbón por corresponder a un combustible renovable, liviano, fácil de manipular, con valores caloríficos comparables con el carbón mineral (Pacheco, 2005), y con un rendimiento de producción de 20,3% (FAO, 1997), que quiere decir que por cada 10 kg de leña se obtienen 2,03 kg de carbón. A pesar de lo anterior, el proceso de producción tradicionalmente utilizado (hornos de barro) influye negativamente en la calidad del producto obtenido, debido a la baja temperatura que presentan durante el proceso de carbonización, que no supera los 320°C (Pacheco, 2005), siendo el ideal alcanzar temperaturas mayores a 500°C para obtener una mayor proporción de carbón fijo en relación a los materiales volátiles (FAO, 1983).

Otro uso del espino es para la recuperación y conservación de suelos, gracias a su profundo sistema radicular (FAO, 1997); y la utilización de sus frutos, semillas y vainas para la producción de harinas, así como también para usos cosméticos, ornamentales y medicinales (INFOR, 2012).

2 BIOMASS FUNCTION FOR ACACIA CAVEN (MOL.) MOL. DISTRIBUTED IN THE DRY LAND AREAS OF SOUTH CENTRAL CHILE^{3 4} FUNCIÓN DE BIOMASA PARA ACACIA CAVEN (MOL.) MOL. DISTRIBUIDA EN ÁREAS DEL SECANO DEL CENTRO SUR DE CHILE

2.1 Summary

Acacia caven is a key native species in the dry land region of south-central Chile. It is a species of high social and productive interest to landowners. Therefore, this study proposes a biomass function for *A. caven*, which involves incorporating predictor variables that are easily obtainable in the field and less complex than those used in already existing functions for the species. Due to the multi-purpose nature of the species and its potential for silvopastoral systems, these functions typify important planning tools to improve the management of this plant resource. To generate the biomass function, the methodology of destructive analysis of components was used on a total of 71 trees. These trees were selected, cut and weighed in the field to generate and test different models and combinations of variables. Statistical analysis function were used and root collar diameter, diameter at breast height and total height served as predictor variables,

³ Artículo aceptado en la Revista de la FCA UNCUYO. 2018. 50(2): 187-201. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665.

http://revista.fca.uncu.edu.ar/images/stories/pdfs/2018-02/Cp_15_Lucero_Ignamarca.pdf

⁴ En la versión original de este paper las citas se indican con números, lo que se ha modificado al mismo formato de los otros capítulos para poder unificar todas las referencias de esta Tesis.

resulting in a good adjustment of the functions (R^2 adjusted the 0,97 for stem-branches, 0,90 for stems and 0,96 for total biomass), with high correlations between estimated and real values. These functions may be used safely in plant formations of *A. caven* located in the same distribution area and within the range of the used variables. In the future, however, they require validation with new measurements in other sectors than the area considered to increase geographical representativeness.

Key words: Espino; steppe; semi-arid regions of Chile; silvopastoral systems.

2.2 Resumen

Acacia caven es una de las principales especies nativas presentes en el secano interior de la zona central de Chile. Es una especie que tiene un alto interés social y productivo para los propietarios de este recurso. En este sentido, el objetivo de este estudio es proponer una función de biomasa validada para *A. caven*, y que incorpore variables predictoras de fácil obtención en terreno y de menor complejidad que las consideradas en funciones ya conocidas para la especie. Dadas las características de especie multipropósito y su potencial para su uso en sistemas silvopastorales, estas funciones son importantes herramientas de planificación para mejorar la gestión y manejo de este recurso vegetal. Para la generación de la función de biomasa, se utilizó una

metodología de análisis destructivo por componentes de 71 árboles, los cuales fueron seleccionados, volteados y pesados en terreno, para posteriormente generar y probar diferentes modelos y combinaciones de variables. A través de análisis estadísticos se seleccionaron funciones que utilizan como variables predictoras el diámetro a la altura del cuello, diámetro a la altura del pecho y altura total. Los resultados muestran un buen ajuste de las funciones (R^2 Ajust. de 0,97 para Fuste-ramas, 0,90 para Ramillas y 0,96 para biomasa Total), lo que indica un alto nivel de correlación entre valores estimados y valores reales. Estas funciones se pueden utilizar con seguridad en formaciones vegetacionales de *A. caven* que se ubiquen en la misma zona distribucional del recurso y dentro de los rangos de las variables utilizadas, siendo conveniente en el futuro validarlas con nuevas mediciones de sectores distintos al área considerada para nuestros análisis, aumentando su representatividad geográfica.

Palabras claves: Espino, estepa, zona semiárida de Chile, sistemas silvopastorales.

2.3 Introduction

The steppe or savanna formations, where *Acacia caven* (Mol.) Mol. (“espino”) represents the dominant and co-dominant species, cover approximately 957.000 hectares in Chile (INFOR, 2012), especially between the

Coquimbo Region in the north and the Biobío Region in the south. Espino can be found in both pure formations and in association with tree species such as quillay (*Quillaja saponaria*), litre (*Lithraea caustica*), maitén (*Maytenus boaria*), huingán (*Schinus polygamus*) and others (Rodríguez *et al*, 1983).

A. caven provides multiple benefits and so counts as multi-purpose species. It serves as firewood, for charcoal production, or atmospheric nitrogen sequestration (being a leguminous species). Its ecological use in erosion control, increase of organic matter and retention of soil humidity, nutrient recycling and the creation of a favorable micro-climate for the growth of vegetation under its influence, raise its importance further (Ovalle y Avendaño, 1984b; Olivares, 2006; INFOR, 2012).

From a productive and ecological viewpoint, *A. caven* is among the main species present in the dry land area in south-central Chile and in countries such as Argentina, Bolivia, Uruguay, Paraguay and Brazil (INFOR, 2012).

However, mainly as a result of human pressure, it is being degraded, inducing loss of economic value of soil and vegetation (Donoso, 1982; INFOR, 2012). Despite such degeneration of *A. caven* formations, their restoration has been envisaged (Quintanilla, 1977) by applying silvopastoral systems as a sustainable production alternative (Ovalle y Avendaño, 1984a; Ovalle, 1986; Ovalle *et al.*, 1990; Mahecha, 2002).

In line with their appearance, espinal formations are complex with a woody stratum of varying cover and height, dominated almost exclusively by *A. caven*

(Ovalle y Squella, 1988). Currently existing formations correspond to an environmental unit of mainly secondary origin (Quintanilla, 1977; Gajardo, 1983; INFOR, 2012); composition and structure developed as consequence of human intervention. Land preparation for agricultural use altered this resource decisively predominantly for the production of wheat and cattle, albeit later being abandoned due to market fluctuations and low productivity. Espinal cover of the resulting formations is less dense, formed by smaller individuals mainly from stump sprouts; on rare occasions, where vegetation remained free of incisive alteration, denser formations can be found (Donoso, 1982).

In order to allow for a sustainable use of *A. caven* and considering that it mainly provides firewood and charcoal, it is necessary to count on predictor functions that make it possible to estimate the biomass this resource potentially generates. Estimations, however, remain challenging due to the high variability of the species.

Functions make it possible to estimate biomass through predictor variables which can easily be measured in the field, such as the diameter at breast height (DBH) and total height (H), or crown diameter and length, basal diameter and length of branches, producing generic (for various species) or specific (for one only) functions (Cancino, 2006; Pajtik *et al.*, 2008; Gonzalez-Benecke *et al.*, 2014).

Various studies have produced biomass functions for *A. caven* in the north-central part of its natural distribution in Chile (Gajardo y Verdugo, 1979; Oyarzún

y Palavicino, 1984; Aguirre e Infante, 1988; Prado *et al.*, 1988). These functions, nevertheless, lose precision when applied to other regions with different conditions than those of the study area, and different ranges and parameters than the original resource (Aguirre e Infante, 1988; Prado *et al.*, 1988; Djomo *et al.*, 2010; Manuri *et al.*, 2014). Predictor variables used in these functions, and for other tree species, are mainly DBH, root collar diameter (RCD), number of commercial branches, crown diameter, trunk height, commercial height, medium crown diameter, height of maximum foliage, number of stems (Gajardo y Verdugo, 1979; Oyarzún y Palavicino, 1984; Aguirre e Infante, 1988; Prado *et al.*, 1988; Del Fierro, 2001; Parra, 2001; Blujdea *et al.*, 2012).

This study aims to develop a biomass function for *A. caven* present in the southern part of its geographical distribution area. The function is validated for the dry inland area of the Maule Region (Chile), considering predictor variables that are easily obtainable in the field, with less complexity than those considered in already existing functions, making them a key tool for improving the sustainable management of this native plant species.

2.4 Material and Method

2.4.1 Location and description of the study area

The study area covers a surface of 2.4 hectares of adult *A. caven*, with the coordinates latitude -35.892695° and longitude -72.145677° , within farm “San Adolfo”, km 48 of “Los Conquistadores” Road, Cauquenes community, Maule Region.

2.4.2 Methodology for inventory and biomass measurements

The predictor function was generated using the method of direct biomass determination or destructive analysis (Cancino, 2006). This required a previous enumeration in the study area, during which each tree got classified as mono- or pluri-fustal (2 or more stems) according to growth habit, RCD and DBH variables and H of each shank or stem. These variables were measured on a total of 3,367 single- and multi-stem *A. caven* trees distributed across the study area.

In order to select the sample trees for the destructive analysis, the observed frequency (OF) of the resource was determined first by using the root collar diameter variable, as it represents the most common variable in native forests with characteristics like that of *A. caven* and is also recommended by Gajardo & Verdugo (1979).

Furthermore, OF was determined differentially according to root collar diameter due to the existence of single- and multi-stem individuals, and to increase representativeness of the diameter classes to be sampled (Figures 2.1 & 2.2).

After determining the OF according to growth habits, a minimum of 20 trees was selected (Segura y Andrade, 2008) which were distributed proportionally to diameters, with the restriction that at least one individual for each diameter class (if existing) was sampled.

In total, 71 trees (single- and multi-stem) were cut for the destructive analysis. The material extracted from these trees was classified into stem-branches – including the woody material with minimum diameter of 3 cm - and twigs - woody material with diameter below 3 cm (including leaves and fruits) (Gajardo y Verdugo, 1979). Both categories were weighed in the field using a metallic support device designed specifically for this purpose and scales with a maximum capacity of 200 kg \pm 0,1 kg, thus obtaining the green weight of each component for each tree.

To determine the relation between dry weight and green weight and thus estimate the dry weight of the components for the generation of the biomass function, three random samples of each component were taken from five randomly selected trees, both single- and multi-stem, of the 71 cut trees.

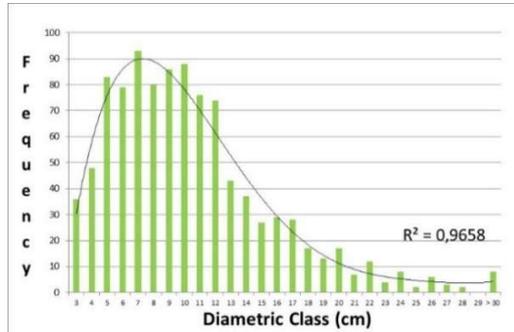


Figure 2.1: Observed frequency according to root collar diameter (RCD) *A. cavendishii* single-stem.

Figura 2.1: Frecuencia observada según diámetro a la altura del cuello (DAC) de árboles monofustales de *A. cavendishii*.

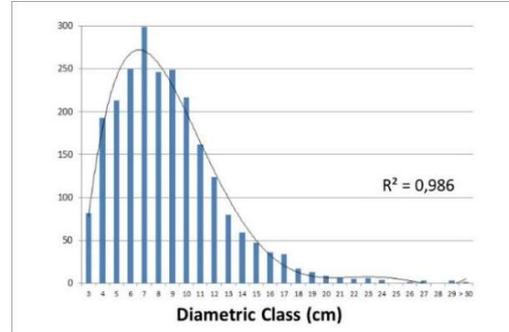


Figure 2.2: Observed frequency according to root collar diameter (RCD) *A. cavendishii* multi-stem.

Figura 2.2: Frecuencia observada según diámetro a la altura del cuello (DAC) de árboles plurifustales de *A. cavendishii*.

These samples were first weighed in the field (green weight) and then put into bags and labeled for dispatch to the laboratory of the Forestry Institute in Concepción. The dry weight was obtained after drying the material in an Yih Der oven, DK-600DT model (Taiwan), with forced ventilation at $103^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, until obtaining steady weight between measurements every 2 or 4 hours (INN, 1984). With the dry, green and total weight data the dry weight ratio (r_{sv}) per component according to growth habit (single- or multi-stem) and in total was determined, using equation 2.1 (Cancino, 2006; Muñoz *et al.*, 2018). The extant literature for *A. cavendishii* reports dry weight ratio values (r_{sv}) for stem-branches of 0.62 and for twigs 0.68 (Prado *et al.*, 1988), so we expected similar values for this study.

$$r_{sv} = \frac{\sum_{i=1}^n W_{s_i}}{\sum_{i=1}^n W_{v_i}} \quad [2.1]$$

where: r_{sv} = dry weight ratio
 W_{s_i} = dry weight of sample unit i
 W_{v_i} = green weight of sample unit i
 n = size of selected sample ($n \geq 1$)

The information obtained in the field and described above was then systematized and processed for generating the biomass function (BF).

On specific occasions when the stem below 1.3 m split into two or more sub-stems thus generating more than one DBH, the medium DBH (DBH_m) and equivalent DBH (DBH_e) (Cancino, 2006) were calculated according to equations 2.2 and 2.3 respectively, and these variables were included as part of the predictor variables to determine the biomass function. Importantly, in those trees with only one DBH (one stem) both, DBH_m and DBH_e equal DBH.

$$DBH_m = \left(\frac{\sum_{i=1}^n DBH_i}{n} \right) \quad [2.2]$$

where: DBH_m = medium diameter at breast height in cm.
 DBH_i = diameter at breast height of sub-stem i in cm
 n = number of sub-stems

$$DBH_e = \sqrt{\sum_{i=1}^n (DBH_i)^2} \quad [2.3]$$

where: DBH_e = equivalent diameter at breast height in cm.
 DBH_i = diameter at breast height of sub-stem i in cm
 n = number of sub-stems with DBH

2.4.3 Adjustment and selection of Biomass Function (BF)

One of the objectives when selecting the models was to acquire simpler functions than the existing ones for the species (northern part of its natural distribution area). Therefore, analyzed functions contemplated only variables that are easily measurable in the field. In the process of selecting the predictor functions, DBH_e and DBH_m were considered and analyzed independently, as was assumed that one of these variables related better to the DBH variable when contemplating more than one value, because no tested model has considered these variables in conjunction. Indeed, existing models contemplate these variables only independently in relation to other variables such as H, RCD, or crown starting height and radius (upper and lower crown diameter).

When analyzing the relation between DBH and H to evaluate the coherence of the in-field data, generally the expected correlation of higher H with higher DBH

was maintained. In accordance with the information from the field, the expected relation of higher diameter class related to higher biomass was confirmed. This initial analysis gave information on the reliability of the in-field data, validating it for subsequent use for determining the biomass functions.

For the generation of the dry biomass function per components and in total, simple and multiple regression models were adapted, using 12 models as a guideline (Parresol, 2001; Segura y Andrade, 2008; Djomo *et al.*, 2010; Gonzalez-Benecke *et al.*, 2014) for the variable type used and for each component (stem-branches, twigs & total). Moreover, 12 additional trial models were obtained through the Step-Wise method. In total 147 functions with different combinations of variables were tested, considering the modification of variables, namely the use of variables as measured in the field, their squared and cubed value, transformed into natural logarithm and the combinations between them.

Selection of the final functions rested on their compliance with the distributional and qualification assumptions of each model in relation to the adjusted statistic, the Mean Squared Error (MSE), the Prediction Error Sum of Squares (PRESS) and the Furnival Index (FI). The latter enables comparing models using transformed variables with models of non-transformed variables (Segura y Andrade, 2008; Rodríguez-Toro *et al.*, 2016; Murillo-Brito *et al.*, 2017). Also, only models using variables with p- value < 0.05 were considered. For all analyses SPSS 21.0 software (New York, USA) was used.

2.5 Results

Table 2.1 shows the maximum, minimum and standard deviation range of the state variables of the 71 trees cut (36 single-stem and 35 multi-stem) for the destructive analysis to be carried out according to the selection methodology described in section 2. In addition, the rank of the state variables of the subsample of randomly selected trees is included to calculate r_{sv} .

Table 2.2 shows r_{sv} values for each component and in total, subsequently used to determine the dry weight of each of the 71 trees evaluated in the field to specify dry biomass models.

For the selection of the best functions for the components among already proven models, a total of 18 functions complying with the distributional assumptions were selected. These functions were then qualified according to the statistics calculated for each of them in order to be able to compare them, with value 1 given to the best function according to the mentioned criteria. (For example, value 1 was assigned to the function with the best value for adjusted R^2 , etc.) Eventually, the best function selected turned out the one with the lowest total accumulated qualification (Table 2.3).

Table 2.4 shows the function selected for each component and total. Given this particular situation, the functions selected were linearized applying the natural logarithm function, correction factor F_c was applied according to equation 2.4

below (Sprugel, 1983; Fonseca *et al.*, 2009; Blujdea *et al.*, 2012; Gonzalez-Benecke *et al.*, 2014; Manuri *et al.*, 2014):

$$F_c = e^{MSE/} \quad [2.4]$$

where: F_c = correction factor
MSE = mean squared error
 e = base natural logarithm

Table 2.1: Range of state variables for the trees used in the destructive analysis and calculation of R_{sv} . Minimum, maximum and standard deviation values are given according to growth habit.

Tabla 2.1: Rango de variables de estado de los árboles utilizados para análisis destructivo y cálculo de R_{sv} . Se muestran los valores mínimos, máximos y desviación estándar por hábito de crecimiento.

Growth habit	Evaluated trees	RCD			DBH _m			DBH _e			H		
		(cm)			(cm)			(cm)			(m)		
		MIN	MAX	SD	MIN	MAX	SD	MIN	MAX	SD	MIN	MAX	SD
Single-stem	36	3.1	26.4	± 6.6	1.4	24.2	± 5.2	1.4	24.2	± 6.5	1.8	6.6	± 1.4
Multi-stem	35	3.4	24.3	± 4.9	2.2	13.2	± 3.0	2.2	18.8	± 4.1	2.0	6.2	± 0.9
Sub-sample (*)													
Single-stem	5	14.5	23.2	± 3.6	7.5	12.5	± 1.8	12.5	17.5	± 1.9	3.3	4.5	± 0.8
Multi-stem	5	10.9	19.2	± 4.1	9.1	12.3	± 1.2	10.0	17.6	± 3.2	4.0	5.8	± 0.8

(*) Sub sample of "espino" trees for the calculation and determination of dry weight ratio (R_{sv})

(*) Sub muestra de árboles de espino para el cálculo de la relación peso seco/peso verde (R_{sv})

RCD= root collar diameter; DBH_m= medium diameter at breast height; DBH_e= equivalent diameter at breast height and H= total tree height.

DAC= diámetro a la altura del cuello; DAP_m= diámetro medio a la altura del pecho; DAP_e= diámetro equivalente a la altura del pecho y H= altura total del árbol.

Table 2.3: Qualification and pre-selection of models listed according to lowest total qualification conforming to four statistics.

Tabla 2.3: Calificación de modelos preseleccionados ordenados de acuerdo a la menor calificación total según cuatro estadígrafos.

PRE-SELECTION MODELS	R ² Ajust		MSE		FI		PRESS		Total Rating
	Value	Rating	Value	Rating	Value	Rating	Value	Rating	
STEM-BRANCHES									
Ln PFs= -3.6637 + 1.55606*Ln(RCD) + 0.72712*Ln(H) + 0.73537*Ln(DBHe)	0.9651	1	0.0731	1	3.19	1	5.82	1	4
Ln PFs= -4.10952 + 0.44530*Ln(DBHm) + 0.94757*Ln(RCD ² *H)	0.9588	2	0.0865	3	3.47	2	6.35	2	9
Ln PFs= -4.03081 + 1.92693*Ln(RCD) + 0.75686*Ln(H) + 0.90835*Ln(DBHm)	0.9588	3	0.0864	2	3.47	3	6.50	3	11
Ln PFs= -3.08736 + 1.44161*Ln(RCD) + 1.08477*Ln(DBHe)	0.9558	4	0.0926	4	3.59	4	7.20	5	17
Ln PFs= -4.37264 + 2.25891*Ln(RCD) + 1.1436*Ln(H)	0.9538	5	0.0969	5	3.67	5	7.14	4	19
Ln PFs= -3.5558 + 1.84973*Ln(RCD) + 0.90835*Ln(DBHm)	0.9507	6	0.1033	6	3.80	6	7.62	6	24
Ln PFs= -3.8551 + 2.7332*Ln(RCD)	0.9217	7	0.1643	7	4.79	7	11.93	7	28
TWIGS									
Ln PRs= -2.70498 + 1.25095*Ln(RCD) + 0.89194*Ln(DBHe)	0.9012	1	0.1685	1	2.95	1	12.78	1	4
Ln PRs= -3.06626 + 0.75053*Ln(RCD ² *H) + 0.04753*RCD	0.8965	2	0.1765	2	3.02	2	13.37	2	8
Ln PRs= -3.7002 + 1.9894*Ln(RCD) + 0.78738*Ln(H)	0.8912	3	0.1855	3	3.10	3	13.86	3	12
Ln PRs= -3.20838 + 1.90242*Ln(RCD) + 0.42735*Ln(DBHm)	0.8800	4	0.2046	4	3.25	4	15.49	4	16
Ln PRs= -3.37762 + 2.3293*Ln(RCD)	0.8735	5	0.2157	5	3.34	5	15.97	5	20
TOTAL									
Ln PTs= -2.70917 + 1.50054*Ln(RCD) + 0.54516*Ln(H) + 0.70596*Ln(DBHe)	0.9607	1	0.0782	1	5.24	1	6.03	1	4
Ln PTs= -2.28471 + 1.41346*Ln(RCD) + 0.97263*Ln(DBHe)	0.9555	2	0.0886	2	5.57	2	6.76	2	8
Ln PTs= -3.40828 + 2.17836*Ln(RCD) + 0.95212*Ln(H)	0.9498	3	0.0998	3	5.91	3	7.38	3	12
Ln PTs= -2.75118 + 1.91584*Ln(RCD) + 0.67426*Ln(DBHm)	0.9432	4	0.1129	4	6.29	4	8.40	4	16
Ln PTs= -3.01821 + 2.58938*Ln(RCD)	0.9264	5	0.1463	5	7.16	5	10.75	5	20
Ln PTs= -1.08914 + 1.98658*Ln(DBHe)	0.9189	6	0.1613	6	7.52	6	12.22	6	24

RCD= root collar diameter (cm); DBH_m= medium diameter at breast height (cm); DBH_e= equivalent diameter at breast height (cm); H= total tree height (m); PFs= dry weight of Stem-branches (kg); PRs= dry weight of Twigs (kg); PTs= total dry weight (kg); R² Ajust= adjusted determination coefficient; MSE= mean squared error; FI= Furnival Index; PRESS= Prediction Error Sum of Squares. Value p < 0.05.

DAC= diámetro a la altura del cuello (cm); DAP_m= diámetro a la altura del pecho medio (cm); DAP_e= diámetro a la altura del pecho equivalente (cm); H= altura total del árbol (m); PFs= peso seco del Fuste-Ramas (kg); PRs= peso seco de las Ramillas (kg); PTs=peso seco total (kg); R² Ajust= coeficiente de determinación ajustado; CME= cuadrado medio del error; IF= Índice de Furnival; PRESS= suma de los cuadrados de los predichos. Valor p < 0,05.

Table 2.2: Dry weight / green weight ratio per growth habit, per component and total. (value \pm standard deviation)

Tabla 2.2: Razón peso seco - peso verde por hábito de crecimiento, por componentes y total. (valor \pm desviación estándar)

Type weight (Kg)	Single stem		Multi stem		Total	
	Stem-branches	Twigs	Stem-branches	Twigs	Stem-branches	Twigs
Dry weight	6.79 \pm 0.46	5.16 \pm 0.05	5.95 \pm 0.41	5.71 \pm 0.05	12.74 \pm 0.43	10.87 \pm 0.05
Green weight	11.46 \pm 0.76	8.92 \pm 0.10	10.25 \pm 0.71	8.93 \pm 0.04	21.70 \pm 0.72	17.85 \pm 0.08
r_{sv}	0.59	0.58	0.58	0.64	0.59	0.61

r_{sv} = Ratio dry weight / green weight.

r_{sv} = Razón peso seco-peso verde.

Table 2.4: Selection of models according to statistics

Tabla 2.4: Selección de modelos de acuerdo a estadígrafos

SELECTION MODEL (*)	F_c
STEM-BRANCHES	
$\ln \mathbf{PFs} = -3.6637 + 1.55606 \cdot \ln(\mathbf{RCD}) + 0.72712 \cdot \ln(\mathbf{H}) + 0.73537 \cdot \ln(\mathbf{DBHe})$	1,037
TWIGS	
$\ln \mathbf{PRs} = -2.70498 + 1.25095 \cdot \ln(\mathbf{RCD}) + 0.89194 \cdot \ln(\mathbf{DBHe})$	1,088
TOTAL	
$\ln \mathbf{PTs} = -2.70917 + 1.50054 \cdot \ln(\mathbf{RCD}) + 0.54516 \cdot \ln(\mathbf{H}) + 0.70596 \cdot \ln(\mathbf{DBHe})$	1,040

(*) Corresponding F_c has been applied to each of these models and calculated according to equation 2.4.

(*) A cada uno de estos modelos se le ha aplicado el F_c correspondiente y calculado de acuerdo a Fórmula 2.4

Subsequently, these functions were submitted to a comparative analysis charting the dry weight values of observed (real) biomass in relation to the dry

weight of estimated biomass (Figure 2.3) to determine whether the selected models under- or overestimate tree biomass (Rodríguez *et al.*, 1983; Fonseca *et al.*, 2009). If the models measure adequately, the charted dots should run along or near line $y = x$.

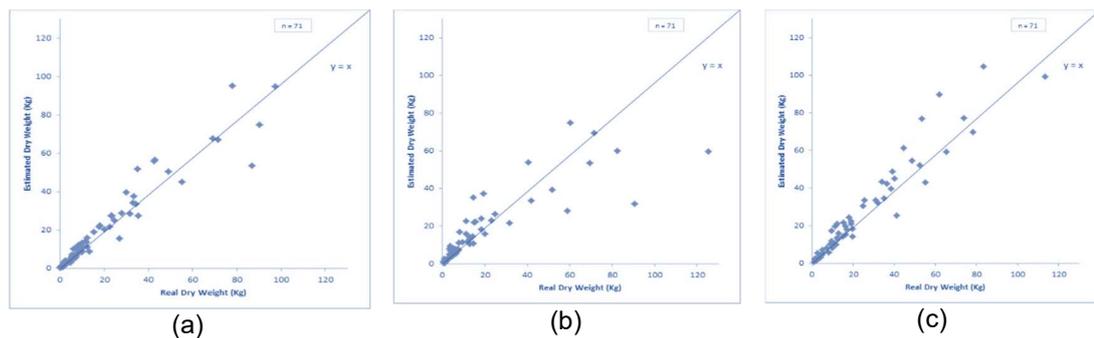


Figure 2.3: Comparative analysis of model precision for components of *A. cavendishii*. (a) Stem-branches, (b) Twigs, (c) Total weight.

Figura 2.3: Análisis comparativo de la precisión de los modelos seleccionados por componente de *A. cavendishii*. (a) Fuste-Ramas, (b) Ramillas y (c) Peso Total.

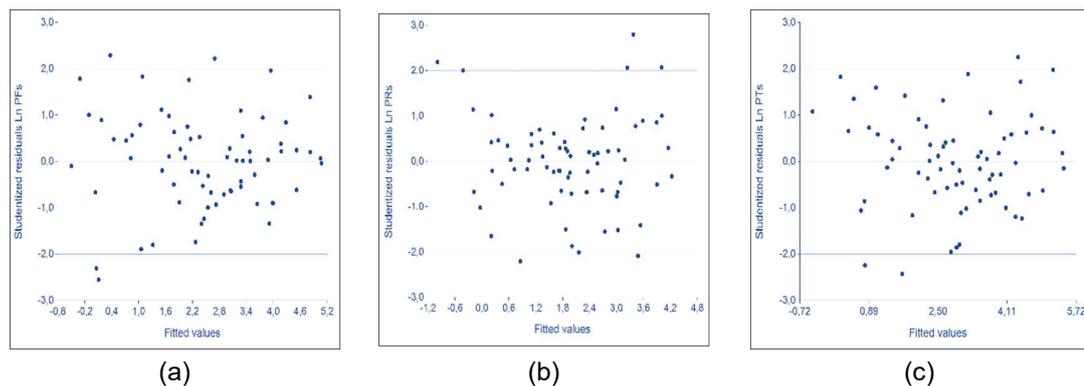


Figure 2.4: Studentized residue dispersion of the models selected by component of *A. cavendishii*. (a) Stem-branches, (b) Twigs, (c) Total weight.

Figura 2.4: Dispersión de residuos estudentizados de los modelos seleccionados por componente de *A. cavendishii*. (a) Fuste-Ramas, (b) Ramillas y (c) Peso Total.

2.6 Discussion

The enumeration carried out at the beginning helped proving the high variability of this species. Although in general the expected growth tendencies were confirmed, e.g., a higher RCD equals more biomass, this did not always hold, because mechanical damage (broken branches, rot, signs of decay etc.) of some individuals affected their normal production and consequent biomass. The use of the observed frequency criterion according to the RCD variable, following Gajardo & Verdugo (1979), for the selection of trees to be cut guaranteed high reliability of the model selection during the sampling process.

Regarding the easy measurement of the variables used in the models, it should be noted that e.g., Gonzalez-Benecke *et al.* (2014) indicate that in order to obtain estimations that are more precise and representative models, other variables, like age, wood density and/or productivity, should be included. In our opinion, however, these variables complicate the actual applicability of the models in the field, and make in-field measurements difficult, considering in particular the great diversity of the species. Thus we preferred sticking to variables which can be applied easily.

Combining the information obtained in the field with database analysis facilitated the generation of more than 147 preliminary models, based on the most commonly reported models found in the literature (Segura y Andrade, 2008; Parresol, 2001; Djomo *et al.*, 2010; Gonzalez-Benecke *et al.*, 2014). It also reinforced our confidence in the methodology proposed by Segura & Andrade

(2008) utilizing the models selected for each component, and determine which one best adapts to the production of aerial biomass of *A. caven* in this particular region.

Out of these models, 18 with values of adjusted R^2 between 87% and 97% ($p < 0.05$) were pre-selected, resulting in good to very good data adjustment (Table 2.3). Also, the selected functions consider the use of easy-to-use regression variables such as RCD, DBH_e and H which can be obtained effortlessly in the field (Table 2.4) (Fonseca *et al.*, 2009). They also strengthen the models' reliability and usability, making it superior to other models, which consider variables such as RCD, medium DBH of sprouts, height of maximum foliage, upper and lower crown diameter and total height (INFOR, 2012).

The proposed models (Table 2.4) do not differentiate between single- or multi-stem individuals, although initially the sampling methodology had considered this differentiation.

The models obtained consider each sapling as an individual, no matter if several are part of one stump (multi-stem). This kind of model makes it necessary to measure the total height of each existing sapling, which may imply more measuring work, but also leads to higher representativeness than the in-field estimation of medium height of multi-stem individuals.

Moreover, with the existing technology of dasometric instruments, and as conducted in this study, the variable can be measured quickly, allowing the use of H as estimator for the two growth habit categories.

Also in Table 2.4, the lower values of adjusted R^2 correspond to the models related to the twigs component with values between 0.87 and 0.90, which was expected considering the difficulty of finding a model for the crown biomass with state variables such as RCD and DBH_e , and the high variability of the resource in the field. The higher adjusted R^2 values are found in the stem-branches and total components, which indicates that biomass estimations of these components relate better to the state variables of the trees, confirming Segura & Andrade's (2008) finding in relation to biomass model determination. They point out that a high correlation of the models for stem and branches with variables such as DBH is expected, but not so with leaves and twigs.

Regarding precision of the models it turns out that the models for stem-branches and total components are more precise (Figures 2.3a and Figure 2.3c), although some over- and underestimations occur as biomass production increases. This has also been discussed by Segura & Andrade (2008).

In the case of the twigs component (Figure 2.3b), the model is acceptable for lower values, but tends to underestimate biomass for higher values. We believe that this tendency may prove significant in relation to the obtained frequency for individuals with RCD longer than 20 cm (on average one individual per diameter class), although this almost never occurs. This makes it more difficult to elaborate a model for these diameter classes compared to individuals with a lower RCD, which were well represented in the in-field sampling process, again confirmed via the three models' perfectly acceptable precision level, both for lower and medium biomass production. Additionally, the studentized residue dispersion graphs

(Figure 2.4) show that the dot clouds have a random behaviour around 0, which indicates that the data fit properly to the models.

It should be noted that the selected models by design do not comply with additivity property, although for Dieguez *et al.* (2003) this counts as one of the most important properties models should comply with. Yet, since the selected models are log-linearized, Cancino's (2006) argument holds, stating that the summed-up biomass of the estimated components for this type of model does not equal total estimated biomass, so they cannot be harmonized, and the additivity concept is not admissible in these particular situations.

In relation to the better adjusted variables (RCD, DBH_e & H), it was rightly expected that RCD adjusts well, as this variable has been representative for characterizing these plant formations (Gajardo y Verdugo, 1979). DBH_e variable adjusted better than DBH_m in all selected models, pointing to higher representativeness than real DBH, as it produces better ponderation of the different DBH measured in the field than their simple measurement (Eqs. 2.1 and 2.2). In the case of H it was also to be expected to rely on this variable in the stem-branches and total models, as this variable normally associates directly to biomass production - higher H equaling more biomass production.

A literature review on the determination of biomass in *Peumus boldus* (Djomo *et al.*, 2010; INFOR, 2011; Gonzalez-Benecke, 2014) reveals that the state variables that best explain biomass production of the different species analyzed here can be multiple, but they also affirm that easily measurable variables such as RCD, DBH and H are more characteristic and representative.

In the selected models the coefficient of determination adjusted R^2 is high, showing values of 0.97 for stem-branches, 0.90 for twigs and leaves, and 0.96 for total biomass, indicating a high level of correlation between estimated and real values. These values are similar to the R^2 values presented by Aguirre & Infante (1988), Prado *et al.* (1988) and INFOR (2012) for the stem-branches (between 0.93 and 0.97), twigs (0.92) and total (between 0.96 and 0.98) components.

2.7 Conclusions

The initial characterization of the resource (enumeration) produced good information regarding distribution according to diameter classes, which substantially improved the sampling of the trees to be cut and their representativeness in what followed. Although methodology of biomass analysis with the destructive sampling process involves high costs, it still serves well to obtain this type of functions, which becomes clear considering the good adjustment level obtained in the selected models.

These functions, with the used methodology and adjustments, can reliably be used in formations of *A. caven* in the distribution area of the dry inland region between the Cauquenes (VII Region) and Chillán (VIII Region) communities within the range of the state variables used in this study (Table 2.1). However, it is recommended to validate and adjust them with new measurements of trees from other regions, too, to get a higher level of geographical representativeness and reliability.

These new biomass functions with a high correlation level are a new tool for the forestry and agricultural sectors helping to better plan and manage this important resource in the dry land regions of south-central Chile.

The potential of *A. caven* formations for the application of silvopastoral systems is well known, partly because it is a multi-purpose species that facilitates interactions between trees, grassland and livestock. In this context the new functions generated and proposed in this study allow for a more adequate and reliable assessment of the tree component before commencing silvopastoral management, and may also support new research to optimize these systems and the interrelations between their components.

2.8 Acknowledgements

The authors thank the Forestry Institute of Chile (INFOR) for the direct support in the realization and funding of this study; Mr. Marco Antonio Bejar Vega, owner of “San Adolfo” compound where this research took place; to the National Scientific and Technological Research Commission (CONICYT), and the professional and technical staff of the Biobío office of the Forestry Institute of Chile, namely Mauricio Navarrete, Jorge Acevedo, Hernán Soto, Patricio Chung, Juan Carlos Muñoz, Alberto Avila, Juan Carlos Pinilla, Hans Grosse and Luis Vásquez, who contributed with their experience and knowledge to the implementation of this study in the different stages in the field and laboratory.

3 EFECTO DE LA COBERTURA ARBÓREA Y EL DIÁMETRO A LA ALTURA DEL CUELLO (DAC) SOBRE LA CAPACIDAD DE REBROTE DE ACACIA CAVEN (MOL) MOL. EN UN SISTEMA SILVOPASTORAL.

3.1 Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la capacidad de rebrotación de *Acacia caven* en tocones remanentes, después de la implementación de un raleo en un sistema silvopastoral. Se evaluó el efecto que tuvo la cobertura arbórea del bosque remanente y el diámetro a la altura del cuello (DAC) sobre la rebrotación de los tocones, además, se determinó la influencia de estas variables (cobertura y DAC) sobre la calidad del rebrote, su ubicación espacial en el tocón y también se evaluó si el daño que presentaban los rebrotes se relacionaba con estas variables. Metodológicamente, a cada tocón evaluado se le contabilizó el número de nodos y rebrotes, se les registró su ubicación en el tocón, y a cada rebrote se le midió el diámetro en su base, altura, tipo de daño y origen biológico. Los resultados corroboraron que la especie presentó una excelente capacidad para rebrotar y que este rebrote es mayoritariamente del tipo epicórnico, que es un rebrote de mejor calidad. Además, se determinó que la rebrotación en general no depende de la cobertura generada por los árboles remanentes ni del DAC de los tocones. De lo anterior se concluyó que esta especie tiene un gran potencial para ser usada en sistemas silvopastorales, dado que la sustentabilidad arbórea se puede asegurar a través de esta capacidad para rebrotar de la especie.

3.2 Introducción

Rebrotación o retoñación se define como la capacidad que poseen preferentemente especies latifoliadas y algunas coníferas para volver a generar sus órganos vegetativos (Vita, 1996), siendo esta una propiedad muy característica y reconocida en el espino. La estrategia de rebrotar contribuye fuertemente a la supervivencia de las especies leñosas bajo condiciones de estrés y disturbios, como pueden ser limitaciones hídricas, fuego, ramoneo (Barchuk *et al.*, 2006), intensidad de luz, daños mecánicos o cortas por cosecha (Toledo, 2005). Esta capacidad para rebrotar varía notablemente entre individuos de diferentes especies, e incluso esta capacidad puede variar notoriamente entre individuos de una misma especie (variabilidad intraespecífica), siendo los factores más importantes que influyen el estado de la planta previo a la perturbación, es decir, tamaño y recursos almacenados, así como también la eficiencia del tocón para adquirir recursos para la sobrevivencia posterior (Moreira *et al.*, 2012).

La rebrotación es importante para la recuperación de las especies ante situaciones extremas, como períodos de estrés o ante daños mecánicos producto del ramoneo o incendios, contribuyendo a su resiliencia, y permitiendo conservar el material genético que mejor se ha adaptado a las condiciones locales. Además, al usar las reservas energéticas almacenadas en las raíces o lignotuber, el crecimiento de los rebrotes es más rápido que las plántulas originadas de semilla; rejuvenecen el material vegetal senil y son más eficientes en la obtención de

humedad del suelo y nutrientes (James, 1984; Barchuk *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2013).

En general, se conocen tres tipos diferentes de rebrotes. Dependiendo de dónde se originen y cuál es su material original, los rebrotes se clasifican como epicórmicos, adventicios o lignotuber.

Rebrotes epicórmicos: surgen de yemas preformadas, latentes o durmientes, que se ubican alrededor de la superficie perimetral del tocón, son de origen endógeno y están conectadas con el xilema primario y se mueven hacia afuera en la medida que el árbol crece en radio. Estas yemas generan una gran cantidad de rebrotes, conformando así un nudo epicórmico. Estos rebrotes suelen ser de mejor calidad, en cuanto a desarrollo y sobrevivencia (Del Fierro, 2001), ya que son más vigorosos y están mejor unidos al tocón (planta madre), en posición vertical (González, 2000; Ríos-Saucedo *et al.*, 2016), más resistentes al viento y de mayor abundancia que otros tipos de rebrote (Toledo, 2005).

Rebrotes adventicios: Son aquellos rebrotes que surgen de la corona del tocón y en posición horizontal, y se forman de yemas adventicias, desnudas y accesorias; y de cicatrización, son oportunistas y de rápida aparición, evolucionando a rebrotes tan pronto han sido activadas (Toledo, 2005; Ríos-Saucedo *et al.*, 2016). Se producen como resultado de una herida o corte, y no presentan continuidad en toda su extensión hacia la médula (Vita, 1996).

Rebrotes lignotuber: Este tipo de rebrote es uno de los modos de reproducción post-perturbación más significativos, y que nace a partir de la base hinchada del cuello de la raíz denominado lignotuber, el cual es un órgano de

almacenamiento de yemas latentes protegidas, que a la vez sería un sitio de almacenamiento de carbohidratos y nutrientes minerales, recursos que facilitan el rápido crecimiento de este tipo de rebrote (James, 1984).

Existen varios factores que influyen en la cantidad y vigor de la retoñación de los espinos. Uno de ellos es el diámetro del tocón al momento del corte, obteniéndose la máxima capacidad de retoñación a partir de tocones de diámetro mediano (10 - 20 cm), preferentemente cuando los árboles cortados están en etapa de latizal. Otro factor es la época del año en que se realiza la intervención, siendo la mejor época de corta el período de receso vegetativo. También influye la altura del tocón remanente y el tipo y forma del corte (Vita, 1996).

Otros factores que influyen en la rebrotación, son el hábito de crecimiento de la especie, es decir si es mono o plurifustal, y el diámetro del tocón remanente, factores que podrían interactuar, dado que Del Fierro (2001) indica que en individuos monofustales, existe una tendencia general a disminuir la supervivencia y el número de nodos y brotes en la medida que aumenta el diámetro basal, aunque González (2000) señala que este último factor no presentó relación directa con la rebrotación.

El factor intensidad de corte, para el caso de individuos plurifustales, muestra que cuando la intensidad de corte es total, es decir la eliminación de todos los vástagos, se alcanza producción de nodos, brotes y área basal notablemente superior en comparación con la obtenida con intensidad de corte parcial (eliminación del 50% de los vástagos), mostrando también mayor desarrollo en diámetro y longitud de los brotes (González, 2000; Del Fierro, 2001),

lo cual puede explicarse por la nula competencia al no existir vástagos remanentes (Navarro,1995). Se conoce también, que la estimulación de la rebrotación puede estar determinada por cambios en las condiciones ambientales (como el acceso a la luz), lo cual variará en la medida que los árboles crecen (Von Takach *et al.*, 2018), lo cual puede ser significativo en un sistema silvopastoral como el estudiado.

Respecto al tipo de rebrote después de aplicado un raleo, tanto en ejemplares mono y plurifustales, González (2000) y Del Fierro (2001), concuerdan en que los rebrotes epicórmicos fueron los que más contribuyeron a la formación de nuevos vástagos, seguidos por los adventicios y lignotuber. Del Fierro (2001) especifica que los porcentajes de participación de estos tres tipos de rebrotes fueron respectivamente de 93.8; 4.5 y 1.7%. Este mismo autor encontró que en cortes aplicados a baja altura hubo daño al rebrote, consistente en el descortezamiento y corte de brotes, causado por la acción de pequeños mamíferos.

El objetivo de este estudio es evaluar la capacidad de rebrotación del espino en los tocones remanentes, después de un año de la implementación de un raleo para bajar la cobertura inicial en un manejo silvopastoral, considerando otros factores que pudieran tener efecto sobre la rebrotación, como la cobertura arbórea del bosque remanente y el diámetro a la altura del cuello (DAC). De igual forma, se determinan si existen relaciones de estas variables (cobertura y DAC), con el tipo de rebrote, ubicación en el tocón y daño en el rebrote.

3.3 Material y método

3.3.1 Ubicación

La evaluación de los rebrotes se realizó en tocones remanentes después de la aplicación de un raleo en un espinal adulto, localizado en el Predio “San Adolfo” Hijuela 5 Sector Caliboro km 48 de la Ruta “Los Conquistadores”, Comuna de Cauquenes, Región del Maule (Figura 3.1).

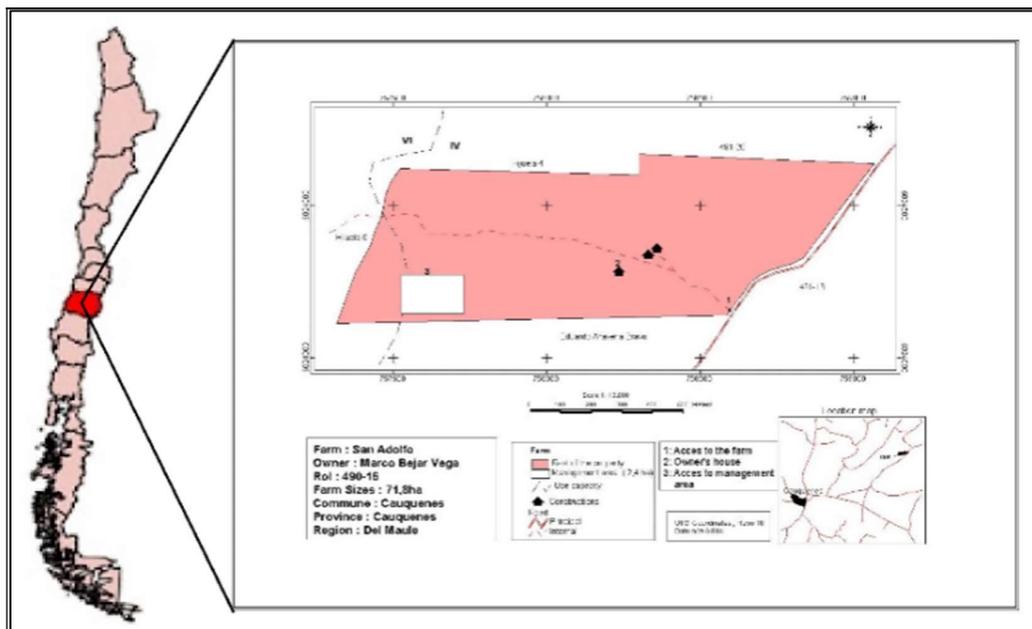


Figura 3.1: Mapa de ubicación y área de estudio Predio “San Adolfo”.

3.3.2 Metodología

La selección de los tocones a evaluar, de acuerdo a los criterios de cobertura arbórea y DAC indicados en la Tabla 3.1, se basó en el censo realizado en el año 2013 previo a la aplicación del raleo. Este censo entregó datos dasométricos de la componente arbórea (DAC, DAP, altura, estructura de la copa) y la ubicación espacial de cada uno de los árboles presentes en la unidad de investigación. Esta información fue sistematizada e ingresada al software ShadeMotion 3.0 (Quesada *et al.*, 2005), para generar una representación digital en 3D del espinal (Figura 3.2), que permite simular la sombra acumulada durante un año, entregando una representación gráfica de sombras acumuladas (Figura 3.3). Con esta información se tuvo certeza de la selección de los tocones, según los criterios propuestos para este estudio. Se contempló la selección de un máximo de 12 tocones para cada rango de cobertura y DAC, tomando como referencia lo realizado por González (2000).

En cada tocón seleccionado se contabilizó el número de nodos, su ubicación en relación a 4 cuadrantes geográficos (NE, SE, NE y NO), el número de rebrotes por nodo, y su origen biológico (adventicios, epicórmicos o lignotuber). A cada rebrote se le midió su respectivo diámetro en la base y altura, y se observó si presentaba algún tipo de daño (ramoneo, biselado o daño de corteza).

Para los análisis posteriores, el origen biológico o tipo de rebrote se categorizó considerando si estos eran epicórmicos o no (Tabla 3.3), con el fin de

analizar si este tipo de rebrote mostraba alguna diferencia significativa que permitiera tener antecedentes en relación a la calidad de la rebrotación observada, dado que este tipo de rebrotes aseguran un mejor desarrollo de la nueva estructura aérea de la especie (González, 2000; Del Fierro, 2001; Toledo, 2005; Ríos-Saucedo *et al.*, 2016).



Figura 3.2: Representación tridimensional de los árboles presentes en una parcela de 30x30m.
(a) Perfil de planta, (b) Perfil horizontal. Generada por ShadeMotion 3.0.

En cuanto a los tocones evaluados para cada clase de rango de cobertura-DAC (Tabla 3.1), se debe señalar que no se encontraron individuos de DAC mayores a 20 cm (D3) para ningún rango de cobertura. De igual forma, en algunas categorías no se llegó al número máximo de tocones definidos inicialmente, al no existir tocones que cumplieran con los requisitos correspondientes.

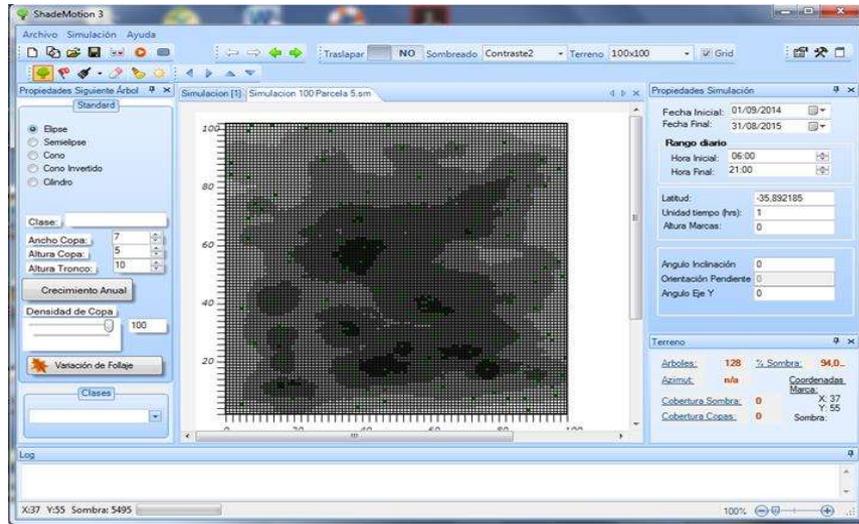


Figura 3.3: Pantalla de salida de simulación de sombra acumulada (ShadeMotion 3.0).

En la figura se observa una parcela de 30x30 m, y donde se aprecia la sombra acumulada para cada coordenada (x,y). Las áreas más oscuras indican mayor % de acumulación de sombra.

Tabla 3.1: Criterios de selección de tocones a evaluar (Teórico) y efectivamente evaluados (Real) según categoría de cobertura y diámetro altura del cuello (DAC).

Cobertura (%)	DAC (cm)					
	D1: 3 - 10		D2: 10,1 – 20		D3: >20	
	Teórico	Real	Teórico	Real	Teórico	Real
C1: 0 – 25	12	11	12	8	12	0
C2: 25,1 – 45	12	8	12	12	12	0
C3: 45,1 – 65	12	11	12	12	12	0
C4: > 65	12	12	12	2	12	0
TOTAL	48	42	48	34	48	0

3.3.3 Análisis estadístico

El coeficiente de correlación de Spearman se obtuvo con la finalidad de evaluar la relación entre el DAC, la cobertura y el número de nodos. Para la comparación de dos grupos se utilizó el test U de Mann-Whitney y para más de dos grupos el test de Kruskal-Wallis. Para analizar la relación entre variables categóricas se utilizó el test Chi-cuadrado (caso de dos variables) y modelos log-lineales (para más de dos variables categóricas). Específicamente se utilizó el modelo log-lineal para determinar si las categorías de DAC (dos niveles), categoría de cobertura (cuatro niveles) y la presencia o no de rebrotes eran independientes. Las variables numéricas fueron representadas por medidas de tendencia central (media y mediana) y de dispersión (desviación estándar), las categóricas por la frecuencia y por el porcentaje de cada una de sus clases. Para todos estos análisis se utilizó el paquete estadístico R y con $\alpha = 5\%$.

3.4 Resultados y Discusión

3.4.1 Capacidad de rebrotación

Al analizar el efecto de la cobertura arbórea sobre la capacidad de rebrotación, este análisis mostró que solo existía una relación significativa entre el N° de nodos y DAC (Tabla 3.2; $p=0,0017$). El coeficiente de correlación de Spearman indica que esta relación es directa y positiva, lo que implica que al

aumentar el DAC el N° de nodos también aumenta, lo que se condice con lo reportado por Vita (1996). No se determinaron correlaciones significativas entre el N° de nodos y la cobertura arbórea ($p=0,1065$).

Tabla 3.2: Resultados de evaluación inicial de determinación de tipos de relaciones entre N° de nodos, cobertura y DAC.

Variable Dependiente	Variable Explicatoria	Valor - p	Coefficiente de Spearman
N° nodos	Cobertura	0,1065	-0,19
	DAC	0,0017	0,35
Cobertura	N° nodos	0,1065	-0,19
	DAC	0,0987	-0,19
DAC	N° nodos	0,0017	0,35
	Cobertura	0,0987	-0,19

El porcentaje de rebrotación observado en este estudio es alto. En promedio, de los 76 tocones evaluados, rebrotó un 92,2%, con un rango que varía entre 83,3% y 100% para las diferentes categorías (Tabla 3.3). Esto indica que esta especie tiene alta capacidad para rebrotar, confirmando lo señalado por Navarro (1995), González (2000), Del Fierro (2001) y Cornejo (2008).

Además, el espino produjo una alta cantidad de rebrotes, ya que se midió el diámetro en la base y longitud de 1.705 rebrotes en este estudio. Sin embargo, esta alta cantidad de rebrotes puede afectar negativamente la estructura del bosque futuro, por lo que necesariamente se debe considerar el manejo de los mismos (Jones *et al.*, 2015). En general, el espino presenta buena rebrotación,

alto vigor y sobrevivencia de rebrotes luego de un año de aplicado el raleo. Esto podría deberse, según Moreira (2012), a un buen estado previo de los fustes cortados y buena capacidad de la cepa para ser eficientes en la obtención de recursos (agua y nutrientes).

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, la retoñación no depende de la cobertura arbórea ni del DAC de manera independiente, como tampoco de la interacción entre estas variables (Tabla 3.3). Estos resultados no concuerdan con lo planteado por Vita (1996), que señala que la máxima retoñación se obtiene en individuos de espino de DAC entre 10 y 20 cm, pero si concuerdan con lo indicado por González (2000) y Del Fierro (2001), que indican que la variable DAC en general no influiría en la cantidad de rebrotes que se generan en el espino.

En relación al número de nodos contabilizado para cada categoría Cobertura/DAC (Tabla 3.4), el análisis de varianza no paramétrico solo detectó efectos significativos del DAC sobre las medianas ($p= 0,0379$), y que el número de nodos es mayor en los DAC de 10,1 a 20 cm en relación a los de 3 a 10 cm, ratificando lo indicado por el coeficiente de correlación de Spearman (Tabla 3.2) y por Vita (1996). Esta tendencia también se ha observado en *Eucalyptus nitens* (Muñoz *et al.*, 2003) y *Eucalyptus globulus* (Pinilla *et al.*, 2017).

Tabla 3.3: Resumen de análisis de cada variable categórica de interés en relación a rebrote de *A. caven*. Se muestra % tocones que presentaron rebrotes; % del tipo de rebrote que son epicórmicos y % de rebrote que presentaron daño (D: rango de DAC, C: rango de cobertura).

Variable Categórica	D1				D2				DAC		Cobertura				Total (%)
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	D1	D2	C1	C2	C3	C4	
Con Rebrote (%)	90,9	100,0	83,3	100,0	87,5	91,7	91,7	100,0	93,0	91,2	89,5	95,0	87,5	100,0	
N° tocones	11	8	11	12	8	12	12	2	42	34	19	20	23	14	92,2
Valor – p	0,5637								0,7645		0,7041				
Tipo Epicórmico (%)	69,9	87,8	66,7	82,4	49,6	58,1	48,8	96,5	76,0	56,8	59,3	66,7	55,9	86,7	
N° rebrotes	209	148	189	199	228	363	283	86	745	960	437	511	472	285	65,2
Valor – p	< 0,0001								0,0434		< 0,0001				
Con Daño (%)	88,0	94,6	91,1	79,5	77,7	91,6	89,8	44,4	87,8	83,4	82,7	92,5	90,3	68,6	
N° rebrotes	209	148	189	199	228	363	283	86	745	960	437	511	472	285	85,4
Valor – p	0,0052								< 0,0001		< 0,0001				

Nota: Cada variable categórica fue analizada de manera independiente. La evaluación considera 76 tocones y 1.705 rebrotes.

El porcentaje de cobertura arbórea no tendría incidencia en la cantidad de nodos generados después de una corta o raleo ($p= 0,2661$; Tabla 3.4), ni en la cantidad de rebrotes que se generan a partir de éstos. Esto último, es un dato relevante para asegurar la sustentabilidad arbórea que se debe considerar para estos sistemas silvopastorales, sustentabilidad que se produciría a través de sucesivos raleos y un buen manejo de la retoñación que se genere de los tocones remanentes (Salinas *et al.*, 2017). Además, se rejuvenece y da mayor vitalidad a la nueva cobertura que se genera a partir de estos rebrotes, mejorando condiciones sanitarias y aumentando la velocidad de crecimiento y acumulación de biomasa (Del Fierro, 2001; Cornejo, 2008).

Tabla 3.4: Determinación de medidas de tendencia central y dispersión asociados al N° de nodos por clase de cobertura/DAC. Se muestra por clase el N° de árboles, media, mediana, desviación estándar, número mínimo y máximo.

Cobertura (%)	DAC (cm)	N° de árboles	Media	Mediana	D.S.	Mín	Máx
C1: 0 – 25	D1	11	3,9	4,0	1,9	0	6
	D2	8	5,9	6,0	4,6	0	12
C2: 25,1 – 45	D1	8	4,6	4,0	2,5	2	9
	D2	12	5,9	6,0	4,2	0	16
C3: 45,1 – 65	D1	12	3,8	3,0	3,2	0	11
	D2	12	4,1	4,0	2,5	0	9
C4: >65	D1	12	2,8	2,5	1,3	1	5
	D2	2	8,5	8,5	3,5	6	11

Nota: Valores p en relación a la mediana: Cobertura= 0,2661; DAC= 0,0379.

3.4.2 Calidad de la rebrotación en relación al origen biológico de los rebrotes

Del total de rebrotes evaluados para los distintos niveles de cobertura y DAC, el 65,2% corresponden a epicórmicos (Tabla 3.3), 29,6% a adventicios y un 5.2% del tipo lignotuber, proporciones similares a las reportadas por González (2000) y Del Fierro (2001).

Al analizar la calidad de la rebrotación, asociando la mejor calidad al tipo epicórmico, se determinó que existe interacción entre el DAC y la Cobertura (Tabla 3.3, $p < 0,0001$). Al analizar esta interacción, los porcentajes de epicórmicos en las clases de coberturas (4 niveles), para las coberturas C1, C2 y C3 hay un mayor porcentaje de epicórmicos en D1, con porcentajes de 69,9; 87,8 y 66,7% respectivamente, pero para C4 el mayor porcentaje se concentra en D2, con un 96,5%. Al analizar los porcentajes en las clases de DAC (2 niveles), para D1 la mayor concentración de epicórmicos se concentra en C2 con un 87,8% y para D2 se concentra en C4 con un 96,5% (Figura 3.4).

Al observar cómo la cobertura estaría incidiendo en la calidad de la rebrotación (mayor presencia de epicórmicos), existe una tendencia a que la presencia de cobertura estaría favoreciendo un mayor porcentaje de epicórmicos, especialmente en las coberturas C2 y C4. Para las coberturas C1 y C3, se observan porcentajes similares de epicórmicos.

Respecto de si el DAC influye en la calidad del rebrote, se observa una tendencia de que a DAC menores hay mayor proporción de rebrotes epicórmicos (Figura 3.4), resultados que corroboran lo obtenido por González (2000) y Del Fierro (2001), quienes señalan que se observó una disminución de la cantidad de rebrotes epicórmicos en la medida que aumentó la clase de DAC.

En relación a los rebrotes adventicios, la mayor concentración se encuentra en D2, con un porcentaje ponderado de 40,5%, mientras que para D1 solo llega al 17,4%. Del Fierro (2001) también indicó en sus reportes que existía una mayor abundancia de rebrotes adventicios en DAC mayores.

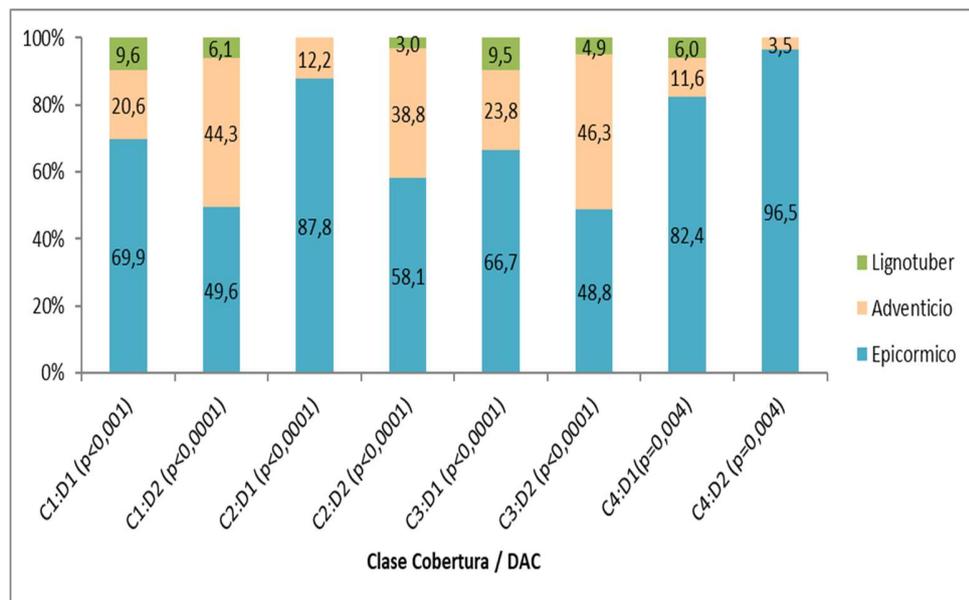


Figura 3.4: Distribución de tipos de rebrotes por clase de Cobertura/DAC. Nivel de significancia $\alpha=0,05$. Cada barra equivale al 100% de los rebrotes evaluados por clase y en relación a su origen biológico.

Los rebrotes del tipo lignotuber fueron los menos abundantes, llegando a porcentajes ponderados de 6,7% en D1 y de 4,5% en D2. Esta baja abundancia no está fuera de lo esperado, principalmente porque este tipo de rebrotes está más suprimido por la aparición de los otros tipos de rebrote, por lo que los lignotuber son más frecuentes en situaciones de intervención extrema, como por ejemplo el fuego, y donde los otros tipos de rebrotes no prosperan (James, 1984; Del Fierro, 2001).

En relación a los porcentajes de rebrotes del tipo lignotuber (Figura 3.4), estos fueron mayores a los reportados por González (2000) y Del Fierro (2001). Estos autores analizaron la rebrotación del espino a distintas alturas de corte, y alcanzaron porcentajes globales de rebrotes del tipo lignotuber del orden del 1,0 y 1,7%. Este menor porcentaje puede ser producto de la mayor capacidad de los otros tipos de rebrotes a prosperar a mayores alturas de corte, mejorando con ello su proporción global en detrimento de la proporción de los lignotuber, situación que no ocurriría en este estudio en el cual solo se aplicó un corte a baja altura (10 cm aprox.).

3.4.3 Daño en rebrotes

De los rebrotes analizados en este estudio, más del 85% en promedio reportaron algún tipo de daño producto del ataque de principalmente lagomorfos y roedores pequeños (Tabla 3.5). Se analizó si esta presencia de daño tenía

alguna relación con las diferentes clases Cobertura/DAC. Este análisis mostró que existe interacción entre estas variables por lo que sus comportamientos son diferentes en al menos un nivel (Tabla 3.3, $P=0,0052$). Al analizar en detalle esta situación, no existen diferencias significativas de estos ataques en relación a los diferentes niveles de cobertura, por lo que la cobertura no influiría en la ocurrencia de estos ataques. En relación al DAC, se observó diferencias significativas en D1 pero no en D2, aunque para ambos diámetros los porcentajes de ataque fueron bastante altos, 87,8% para D1 y 83,4% para D2 (Tabla 3.3).

En cuanto al tipo de daño, del total de rebrotes reportados con daño, el principal daño fue la biselación con 95,1%. Daños en la corteza se reportó en el otro 4,9% de los rebrotes. Ambos tipos de daño fueron por mamíferos menores como lagomorfos y roedores.

Al analizar por los tipos de daños a nivel de los niveles de cobertura, en C1 se observaron diferencias significativas en los ataques, y donde se reportan los mayores daños del tipo biselación y para ambos niveles de DAC (D1 y D2). En la cobertura C4, el tipo de daño presentó diferencias significativas, pero la tendencia del tipo de daño, difiere entre los niveles de DAC. Para D1 el mayor daño fue la biselación de los rebrotes y para D2 el sin daño. Las coberturas C2 y C3, no presentaron diferencias significativas.

Para los dos niveles de DAC, se determinó que existen diferencias significativas. Para D1 el tipo de daño de mayor porcentaje fue para el biselado para todos los niveles de cobertura. Para D2, solo difiere en C4, donde el

porcentaje de daño mayor fue el sin daño. En los otros tres niveles de cobertura se mantuvo la mayor proporción de daño para el biselado.

Tabla 3.5: Distribución del tipo de daño observado en cada rebrote y por clase de cobertura/DAC. Se incluyen aquellos rebrotes que no presentaron daños.

Categoría	Sin daño	Con Daño			Total
		Biselado	Corteza	Sub-Total	
C1:D1	25	170	14	184	209
C1:D2	51	164	13	177	228
C2:D1	8	133	7	140	148
C2:D2	30	313	20	333	363
C3:D1	17	170	2	172	189
C3:D2	29	240	14	254	283
C4:D1	41	157	1	158	199
C4:D2	48	37	1	38	86
Total	249	1.384	72	1.456	1.705
%	14,6	81,2	4,2	85,4	100,0

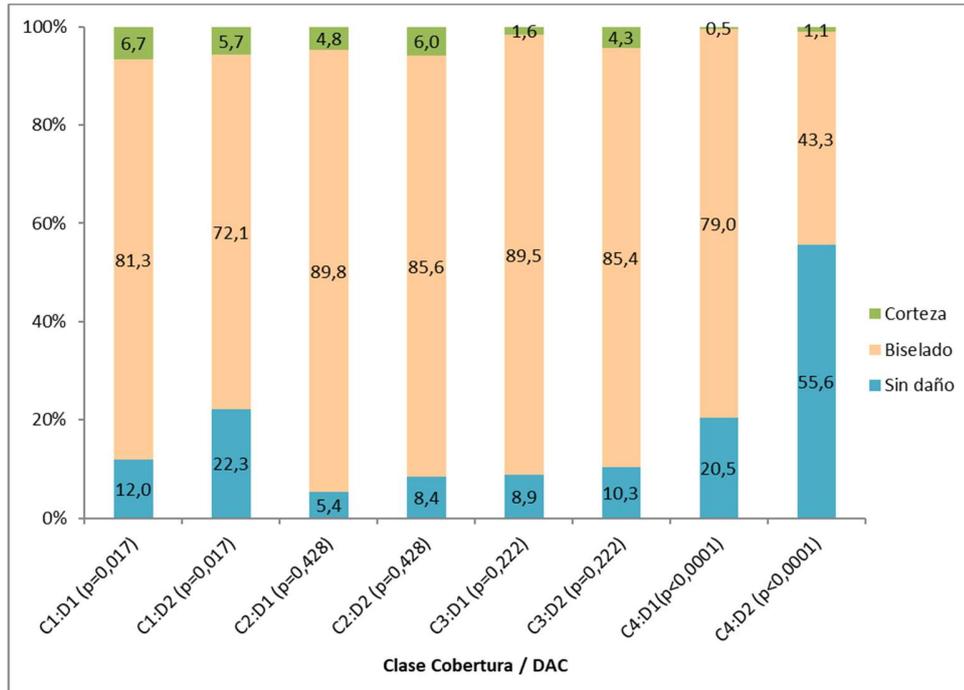


Figura 3.5: Distribución de tipos de daño por clase de Cobertura/DAC. Nivel de significancia $\alpha=0,05$. Cada barra corresponde al 100% de los rebrotes evaluados por clase en relación a tipo de daño observado.

3.4.4 Ubicación de los nodos

En relación a la ubicación de los nodos, se evaluó si esta variable podría estar influenciada por la cobertura o el DAC. Para el caso de cobertura, estos tratamientos no mostraron tener alguna incidencia en la distribución de los nodos dentro del tocón ($p= 0,6481$) (Tabla 3.6). Para el caso del DAC, la situación fue similar, es decir, no hubo evidencia que indicara alguna influencia de esta variable

sobre la ubicación de los nodos ($p= 0,5698$). Por lo anterior, no es posible concluir si estas variables influyen en la ubicación de los nodos, por lo que al parecer los rebrotes se ubicarían de manera aleatoria dentro del tocón remanente, no siguiendo un patrón o tendencia que pueda deberse al menos al efecto de las variables DAC y cobertura evaluadas.

Tabla 3.6: Frecuencia de nodos por clase de cobertura de acuerdo a ubicación geográfica en relación a posición en el tocón (NE, NO, SE y SO).

Cobertura (%)	NE	NO	SE	SO	Total
C1: 0 – 25	25	22	21	22	90
C2: 25,1 – 45	34	23	27	24	108
C3: 45,1 – 65	28	30	23	13	94
C4: > 65	12	13	11	14	50
Total	99	88	82	73	342

Donde: NE=Noreste; NO=Noroeste; SE=Sureste y SO= Suroeste. Valor $p= 0,6481$.

Tabla 3.7: Frecuencia de nodos por clase de DAC de acuerdo a ubicación geográfica en relación a posición en el tocón (NE, NO, SE y SO).

DAC	NE	NO	SE	SO	Total
D1: 3 – 10	46	36	42	34	158
D2: 10,1 – 20	53	52	40	39	184
Total	99	88	82	73	342

Donde: NE=Noreste; NO=Noroeste; SE=Sureste y SO= Suroeste. Valor $p= 0,5698$.

3.5 Conclusiones

Variadas descripciones sobre las características de la especie *Acacia caven* indican que es un árbol nativo con un alto potencial para ser usado en sistemas silvopastorales. Una de esas características es su buena rebrotación, lo cual fue corroborado por este estudio. Además, se determinó que esta capacidad para rebrotar no se ve afectada por la sombra generada por los árboles presentes en un sistema silvopastoral y más aún, que la sombra tendría un efecto positivo en la calidad de los rebrotes al favorecer la aparición de rebrotes del tipo epicórmicos, que son rebrotes de mejor calidad, lo que otorga un buen potencial de desarrollo, mantención de material genético adaptado a las condiciones locales y mejor sanidad de los árboles futuros. Lo anterior permite concluir que la rebrotación, sería una forma de dar sustentabilidad a la componente arbórea de este sistema silvopastoral con *A. caven*.

Producto de los altos niveles de daño que sufren los rebrotes por mamíferos pequeños, es necesario tener especial atención con el cuidado de estos rebrotes, lo cual puede ser a través de la implementación de algún sistema de protección. Esta protección se puede realizar con tutores y malla rachel, o bien con la utilización de ramas provenientes del desecho del raleo. Con ello se debiera disminuir sustancialmente el daño por ramoneo de animales mayores y/o menores, favoreciendo el buen desarrollo del bosque futuro.

4. EFECTO DE LA COBERTURA ARBÓREA DEL ESPINO SOBRE LA PRODUCTIVIDAD Y CALIDAD DE LA PRADERA Y SOBRE VARIABLES MICROCLIMÁTICAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DE CHILE CENTRAL.⁵

4.1 Resumen

El presente estudio tiene como objetivo determinar el efecto de diferentes porcentajes de cobertura arbórea sobre productividad y calidad de la pradera y sobre variables microclimáticas, en un sistema silvopastoril con espino (*Acacia caven*). Para ello se estableció un ensayo con cuatro tratamientos de cobertura arbórea (0, 30 - 40, 50 - 60, > 70%), en un diseño experimental de bloques aleatorizados completos y tres repeticiones. Además de variables relacionadas con la productividad y calidad de la pradera, mediante sensores se realizó la medición permanente de temperatura y humedad de suelo, temperatura ambiente y humedad relativa. El período de análisis incluye dos temporadas de crecimiento de la pradera. Se aplicaron tres análisis estadísticos: i) Un análisis de varianza para determinar el efecto de la cobertura arbórea sobre la

⁵ Modificado del artículo publicado en Revista "Madera y Bosques" (México), Vol. 25, Núm. 2 (2019). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2521811> bajo el título "La cobertura arbórea del espino sobre la calidad de la pradera y microclima en un sistema silvopastoril de Chile central"

productividad y calidad de la pradera; ii) Un análisis de efectos mixtos para determinar el efecto de la cobertura arbórea sobre las variables microclimáticas; y iii) análisis de regresión para determinar tendencias sobre el efecto de los diferentes tratamientos de cobertura y las variables microclimáticas sobre la productividad de la pradera. Los resultados indican que, en la segunda temporada, la mayor productividad praterense se alcanza con el tratamiento sin presencia de árboles (Cobertura 0%). No se detectó efecto de la cobertura arbórea sobre la calidad de la pradera. No se detectó un efecto de la cobertura arbórea sobre las variables microclimáticas temperatura ambiente, humedad relativa y humedad del suelo. Las mayores coberturas evaluadas generaron un impacto significativo sobre la variable temperatura del suelo en los meses de mayor calor durante la primera temporada de evaluación. Las variables microclimáticas que mejor explicarían el desarrollo de la pradera serían la humedad relativa mínima y la temperatura ambiente promedio para todos los tratamientos de cobertura evaluados. Transcurridas dos temporadas de crecimiento de la pradera, no es factible concluir aún cuál tratamiento genera las mejores condiciones para la productividad de la pradera, por lo que se hace necesario continuar con las mediciones.

Palabras claves: agroforestería, espino, estepa de *Acacia caven*, sistema silvopastoril, valor pastoral, variables microclimáticas.

4.2 Abstract

The objective of this study was to determine the effect of different tree covers percentage on the productivity and quality of the pasture and on specific microclimatic variables in an *Acacia caven*-based silvopastoral system. A trial that included four tree-cover treatments (0%, 30 - 40%, 50 - 60% and over 70%) was established in an experimental set-up with complete randomized blocks and three repetitions. In addition to the productivity and quality of the pasture, probes were used for the continuous measurement of soil temperature and moisture at 15 cm depth, ambient temperature and relative humidity. The period of analysis included two prairie growth seasons. Three statistical analyzes were applied: i) An analysis of variance to determine the effect of tree cover on the productivity and quality of the prairie; ii) A mixed effects analysis to determine the effect of tree cover on microclimatic variables; and iii) regression analysis to determine trends on the effect of different coverage treatments and microclimatic variables on prairie productivity. The results indicate that, in the second season, the highest Pratense productivity is achieved with the treatment without the presence of trees (0% coverage). No effect of tree cover on the quality of the meadow was detected. An effect of the tree cover on the microclimatic variables ambient temperature, relative humidity and soil moisture was not detected. The higher coverage evaluated generated a significant impact on the variable soil temperature in the hottest months during the first evaluation season. The microclimatic variables that

best explain the development of the prairie would be the minimum relative humidity and the average ambient temperature for all the coverage treatments evaluated. After two seasons of prairie growth, it is not feasible to conclude yet which treatment generates the best conditions for prairie productivity, so it is necessary to continue with the measurements.

Keywords: Agroforestry, espino, steppe of *Acacia caven*, silvopastoral system, pastoral value, microclimatic variables.

4.3 Introducción

Los sistemas silvopastoriles son frecuentes en distintas zonas geográficas del mundo. En Chile, la estepa de *Acacia caven* (Mol.) Mol, localmente conocida como espinal, posee potencial para ser usada como sistema silvopastoral. Este uso, adecuadamente implementado, permitiría darle mayor sustentabilidad a este recurso (Ovalle, 1986), el cual, históricamente, ha tenido una fuerte intervención antrópica que lo ha degradado (Olivares, 2006).

El espinal está presente en la zona central de Chile, abarcando una superficie aproximada de 950.000 hectáreas (Instituto Forestal INFOR, 2015), desde la Región de Coquimbo (paralelo 30°00'00" S) hasta la del Biobío (paralelo 38°00'00" S). Está clasificado dentro del Tipo Forestal Esclerófilo, Sub-Tipo espinal. La principal especie leñosa de esta formación es *Acacia caven* (espino),

que es un árbol de 2 m a 6 m de altura; es la única especie del género que crece naturalmente en Chile (Cabello y Donoso, 2006).

En los sistemas silvopastoriles con *Acacia caven*, la presencia o ausencia de árboles altera la composición, distribución espacial, calidad pastoral y productividad de las especies que componen la pradera presente en ellos (Ovalle y Squella, 1988). El efecto de los árboles sobre la pradera dependerá de varios factores y de cómo estos se interrelacionan. Scholes y Archer (1997) mencionan cuatro conjuntos de factores: 1) las características ecofisiológicas o los hábitos de crecimiento de los árboles y las hierbas (arquitectura de la copa y las hojas, sistemas radiculares, entre otros); la vía fotosintética utilizada (plantas C3, C4 y CAM); el hábito fotosintético (árboles de hoja perenne o caduca); y los requerimientos específicos de los recursos existentes (luz, agua, nutrientes); 2) la disponibilidad de recursos hídricos (precipitaciones) y edáficos; 3) la existencia de sistemas de pastoreo extensivo y depredación de semillas; 4) la frecuencia, la intensidad, y la zona de impacto de perturbaciones ambientales (por ejemplo: incendios).

En un estudio sobre el comportamiento de la producción de materia seca de la pradera, que consideraba áreas con y sin influencia directa del espino y con diferentes distanciamientos entre copas de los árboles, se pudo comprobar que la cantidad de materia seca de la pradera siempre fue mayor bajo la proyección de copa, fluctuando entre 2900 kg ha⁻¹ y 3575 kg ha⁻¹, y en las áreas sin influencia disminuyó a 1000 kg ha⁻¹ (Olivares, 2006). Ovalle y Avendaño (1984a);

estudiaron los cambios en producción de forraje, en diferentes porcentajes de la cobertura arbórea de espino (30%, 50% y 80%). Como resultado se observó una relación directa entre producción de materia seca (MS) y cobertura arbórea, con valores de 2780 kg, 3274 kg y 3966 kg de materia seca por hectárea por año, para coberturas de 30%, 50% y 80%, respectivamente. Esto es ratificado por Fernández, Squella y Ovalle (2002), quienes indican que el mantener una cobertura alta de espinos implica mayor producción y calidad de forraje.

En cuanto a la composición botánica de la pradera, se ha observado que esta cambia por efecto del árbol. Al aumentar la cobertura arbórea, se incrementa la presencia de gramíneas forrajeras, en detrimento de las especies leguminosas menos forrajeras, aumentando por ello su valor pastoral (VP) (Ovalle y Avendaño, 1984a; Ovalle, 1986; Olivares, 2006).

El efecto positivo de la cobertura de copa sobre el crecimiento y composición botánica de la pradera que crece bajo su influencia, es producto de los mejores niveles de materia orgánica, nitrógeno (N) y humedad disponible en el suelo. Fuera de la proyección de copa, en general, se presentan condiciones con mayor temperatura, menores niveles nutritivos y de humedad, provocando un menor crecimiento de la pradera (Olivares, Cornejo y Gándara, 1983; Ovalle y Avendaño, 1984b).

A. *caven* crea condiciones micro-ambientales que posibilitan una mejor y mayor disponibilidad de materia seca en la pradera (Olivares, 2006). Esto se debe a que disminuye la radiación incidente a nivel del estrato herbáceo, atenuando el

microclima térmico, mejorando los balances hídrico y trófico, conjunto de condiciones que determinan cambios importantes en el funcionamiento del estrato herbáceo (Ovalle, 1986).

A nivel del suelo, los árboles generan condiciones que permiten una mayor disponibilidad hídrica para las plantas, producto de la reducción de la temperatura del suelo y el aumento de la humedad relativa del aire, lo que provoca una disminución en la evapotranspiración de las plantas. El balance final es que las áreas arboladas son más húmedas que las no arboladas, favoreciendo la producción de materia seca de la vegetación que crece bajo su influencia (Ovalle y Avendaño, 1984b).

4.4 Objetivo

Este estudio, realizado en un sistema silvopastoril asociado a la estepa de *Acacia caven* (Mol.) Mol, tiene como objetivo determinar el efecto de la cobertura arbórea sobre la productividad y calidad forrajera de la pradera. También busca dilucidar el efecto de la cobertura sobre algunas variables microclimáticas, i.e. humedad y temperatura del suelo, temperatura ambiente y humedad relativa. Los resultados del estudio permitirán aportar al manejo sustentable de este recurso. La hipótesis del estudio es que la modificación de la cobertura arbórea, por medio de la corta selectiva de árboles o vástagos de espino, bajo un esquema de producción silvopastoril, determina la cantidad y calidad de la pradera natural.

4.5 Material y método

Ubicación: El área de estudio cubre una superficie de 2.4 ha de espinal adulto, las cuales se encontraban con exclusión total de ganado desde enero del 2014. Se ubica en las coordenadas lat. -35.892717° long. -72.145670°, dentro del Predio “San Adolfo” en el km 48 de la Ruta “Los Conquistadores”, Comuna de Cauquenes, Región del Maule, zona central de Chile.

Clima: El clima de la Comuna de Cauquenes es del tipo mediterráneo, con precipitaciones concentradas en el período frío del año y con sequía durante la estación más cálida (Di Castri y Hayek, 1976). Sesenta por ciento de las precipitaciones se concentran durante los meses junio a agosto, con un promedio anual de 696 mm y un período seco de 7 meses. El régimen térmico se caracteriza por temperaturas que varían, en promedio, entre una máxima en enero de 29,0 °C y una mínima en julio de 4,9 °C, con una temperatura media anual de 14,1 °C. El período libre de heladas es de 259 días, que se extiende desde mediados de octubre a mediados de abril y con un promedio de seis heladas por año. La menor influencia oceánica favorece una amplitud térmica mayor que las zonas vecinas, con inviernos relativamente fríos y veranos calurosos (Santibáñez y Uribe, 1993).

Suelo: El área de estudio se encuentra dentro de la Serie Cauquenes (CQ), variación CQ-2, que corresponde a la fase casi plana con pendiente de 1% a 3%,

de la familia fina, caolinítica, isomésica de los Ultic Palexeralfs (Alfisol). Son suelos profundos de más de 100 cm, formados “*in situ*” a partir de rocas graníticas, bien evolucionados, de texturas arcillosas en todo el perfil. Son de drenaje moderado con permeabilidad muy lenta y escurrimiento superficial lento, presentando un nivel freático a 100 cm de profundidad hasta principios de primavera (Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN], 1997; Martínez, 2004).

Componente Arbórea: La caracterización de esta componente en la zona evaluada se inició en junio del 2013, con la ejecución de un censo dentro de toda el área de estudio. Cada árbol, mono y plurifustal, fue codificado con N° de árbol, N° de Vástago y N° de sub-vástago, estos dos últimos para individuos plurifustales. Al inicio, cada árbol o centro de cepa, para el caso de individuos plurifustales, fue ubicado espacialmente dentro de cada unidad experimental (UE) de 30 m × 30 m, a través de puntos cartesianos (x, y), considerándose el punto de origen (0,0) el vértice NE de cada UE. Posteriormente, en cada árbol se capturaron las siguientes variables: especie, calidad (en relación a forma y sanidad), tipo (mono o plurifustal), diámetro a la altura del cuello (DAC), diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total del fuste o de cada vástago, altura de inicio de copa por árbol o cepa, y radios de copa.

Esta última actividad se realiza a través de la determinación de la longitud de la proyección perpendicular al suelo de la copa para cada árbol o cepa en ocho puntos cardinales (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO). Posteriormente se

transforman estos radios vectores en coordenadas (x,y) en cada UE. Esta información es sistematizada y exportada al ambiente ArcMap 9.3, con el cual y a través de herramientas de análisis y superposición de capas, generó perfiles horizontales y determinó el porcentaje de cobertura de copa para cada UE antes de la aplicación de los tratamientos.

Componente pratense: Para la caracterización de la pradera en cuanto a su materia seca, composición botánica y valor pastoral, se instalaron en octubre del 2014 tres jaulas de 0,5 m² de superficie (50 cm x 100 cm), las que se fijaron al suelo al interior de cada UE (Ovalle y Avendaño, 1984a). La pradera sometida a análisis fue cosechada con tijera podadora desde cada jaula, durante dos temporadas, septiembre a diciembre del 2014 y desde septiembre del 2015 a febrero del 2016. Las muestras obtenidas desde las jaulas de exclusión (36 en total) por mes, fueron analizadas por el laboratorio de la Estación Experimental de Cauquenes perteneciente al Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA).

La determinación de la productividad de la pradera (PP) se inició con la clasificación y separación de las especies herbáceas componentes de cada muestra, generando sub-muestras por especie que fueron deshidratadas separadamente en horno de ventilación forzada a 80°C por 48 horas y posteriormente pesadas con una balanza digital (marca Radwag, modelo WTB 2000, USA); determinando el peso seco por sub-muestra, y a través de la suma de estas el peso total para las tres muestras de cada UE (Ovalle, Avendaño, Etienne, Muñoz y Serra, 1981). La productividad pratense en Kg MS ha⁻¹ de cada

UE, se obtuvo del promedio entre las tres muestras, y que es extrapolado a la hectárea, y mediante la Fórmula [4.1].

$$PP_{ijk} (Kg MS \ ha^{-1}) = PS_{ijk}(Kg) * K \quad [4.1]$$

Donde:

PP_{ijk} = Productividad de la pradera como peso seco total tratamiento "i" bloque "j" y mes "k" (kg ha⁻¹)

PS_{ijk} = Peso seco total de la muestra del Tratamiento "i" Bloque "j" y mes "k" (kg)

K = Factor de expansión a la hectárea

Para la determinación del valor pastoral de la pradera (VP), se utilizó la información de la composición de las especies obtenida en el proceso de secado de muestras señalado anteriormente. El VP de la pradera es función de la proporción de peso seco de cada especie presente y su respectivo valor nutritivo (Fórmula 4.2), el cual es representado por un índice específico (IE), que considera palatabilidad, valor nutritivo y recuperación al corte, entre otros. El IE fluctúa entre 0 y 10, según determinó el *Centre d' Études Phytosociologiques et Écologiques* (CEPE), para especies de la pradera mediterránea subhúmeda de Francia, valores que fueron asimilados a las especies nativas y naturalizadas de las praderas de Chile mediterráneo central por Ovalle *et al.* (1981).

$$VP_{ijk} = \sum \frac{PS_{ijkl}}{PST_{ijk}} \times IE_l \quad [4.2]$$

Donde:

VP_{ijk} = Valor Pastoral del Tratamiento “i” Bloque “j” muestra “k”

PS_{ijkl} = Peso seco Tratamiento “i” Bloque “j” muestra “k” especie “l”

PST_{ijk} = Peso seco Tratamiento “i” Bloque “j” muestra “k”

IE_l = Índice específico especie “l”. Valor que fluctúa entre 0 y 10

Sombra acumulada: La sombra acumulada en cada UE se determinó con el *Software ShadeMotion 3.0*⁶. Para cada UE, se sistematizó e ingresó a este *software* la información con las características dasométricas y ubicación espacial de todos los árboles existentes dentro de cada UE, generando una representación digital en 3D de cada UE y posteriormente simular a través de ella, una representación gráfica de la sombra acumulada en toda la superficie de cada UE durante un año, para los tratamientos T2, T3 y T4 y sus repeticiones.

Variables micro-climáticas: El registro de las variables micro-climáticas se realizó mediante una red de sensores permanentes de temperatura y humedad del suelo, modelo 5TM, posicionados a 15 cm de profundidad. También se registró la temperatura ambiental y la humedad relativa, a través de un sensor posicionado a 1,3 metros de altura, modelo VP-3 RH, de acuerdo a la Norma de

⁶ *ShadeMotion* es un software construido para modelar las sombras que proyectan los árboles sobre un terreno plano, horizontal o inclinado. El programa fue pensado como una herramienta de cálculo para investigadores en agroforestería, ciencias forestales, ganadería y otras áreas de la agricultura, en donde el conocimiento de la trayectoria y cantidad de sombra que proyectan un conjunto de árboles puede ser un factor importante a tomarse en cuenta. *ShadeMotion* permite calcular sombras en cualquier lugar del planeta y en cualquier rango de fechas y de horario (Quesada *et al.*, 2005).

la Organización Mundial de Meteorología. Este sensor aéreo se ubica dentro de un abrigo meteorológico para la protección contra la radiación directa y sobre un soporte, para mantener un flujo de aire adecuado que permita que el sensor entre en equilibrio con la temperatura del aire (Castro, 2008).

En cada UE se instaló un sensor subterráneo y uno aéreo. Todos los sensores fueron conectados a registradores de datos análogos (*data-logger*) de cinco puertos, modelo Em50, ubicados en terreno y programados para el registro de variables cada una hora. Tanto los sensores como los registradores utilizados en este estudio son de marca Decagon Devices (Washington, EEUU).

La ubicación de las jaulas y de los sensores correspondió a puntos de acumulación de sombra durante un año determinados a través del *Software ShadeMotion* 3.0 (Quesada, Somarriba y Malek, 2005) dentro de un rango equivalente a los porcentajes de cobertura de cada tratamiento.

Diseño experimental: Para determinar el efecto de la cobertura del espino sobre la cantidad y calidad de la pradera, se implementó un diseño de 3 bloques completamente aleatorizados (DBCA) con cuatro tratamientos (Tabla 4.1). Los tratamientos corresponden a tres niveles de cobertura de copa, más un testigo que no tiene intervención. El objetivo del bloqueo fue controlar la variabilidad que pudiese atribuirse a distintas condiciones de humedad del suelo, debido a un estero temporal localizado un costado del área de estudio. Para el establecimiento de los diferentes bloques, el área de estudio se subdividió en parcelas de 30x30 m, generando una grilla de 22 parcelas en total y dentro de

las cual se ubican los bloques y las 12 UE a evaluar, que corresponden a los cuatro tratamientos distribuidos aleatoriamente dentro de cada uno de los bloques.

Tabla 4.1: Tratamientos de Cobertura Arbórea

Tratamiento	Cobertura Promedio (%)
T1	0
T2	30-40
T3	50-60
T4	>70 (*)

(*) Situación testigo sin intervención

Análisis estadístico: Se plantearon tres análisis. El primero tenía como objetivo analizar el efecto de los tratamientos sobre la productividad (PP) y el valor pastoral de la pradera (VP). El segundo buscaba determinar el efecto de los tratamientos de cobertura sobre las variables microclimáticas medidas (periodo de 24 meses). Dado que para cada variable se tenían medidas repetidas en el tiempo, se aplicó un modelo de efectos mixtos con los bloques como aleatorios. Un tercer análisis se realizó para observar tendencias sobre el efecto de los diferentes tratamientos de cobertura y las variables microclimáticas sobre PP. Para ello, se ajustó de manera independiente un modelo de regresión para cada tratamiento y variable microclimática (Tabla 4.6). Para este análisis, las variables microclimáticas, se tomaron como promedio mensual para días completos por

año, mes y por tratamientos de cobertura arbórea obtenidos a partir de la base completa de datos de los sensores establecidos, y solo para los meses en que se realizaron las mediciones de la productividad de la pradera para las dos temporadas de crecimiento, esto es, desde septiembre a diciembre de 2014, y desde septiembre de 2015 a febrero de 2016 (Tabla 4.5).

4.6 Resultados

En la Tabla 4.2 se observan los datos de productividad de la pradera (PP) para cada uno de los meses evaluados. Para ambos años evaluados se observa que T1 presenta la mayor PP, diferencia que resultó ser significativa en relación a los demás tratamientos solo en la segunda temporada. T2 presenta la segunda mayor PP en comparación a T3 y T4, aunque esta diferencia no es significativa entre estos tratamientos para ambos años evaluados.

En la Tabla 4.3 se muestran los valores pastorales (VP) de la pradera presente en cada tratamiento. Para esta variable se puede observar que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos y para ambos años evaluados.

La Tabla 4.4 muestra los resultados generales del análisis inicial realizado para determinar si los tratamientos de cobertura estaban afectando las variables microclimáticas y en el tiempo. Se puede observar que para las variables Temperatura ambiente, humedad relativa y humedad del suelo no había

interacción entre los tratamientos y el tiempo. Solo se detectó interacción entre los tratamientos y tiempo en la variable temperatura del suelo. La tabla 4.5 muestra los resultados del análisis de contrastes para determinar los efectos de la variable cobertura sobre la temperatura del suelo. En esta tabla se puede observar que existe un efecto sobre los meses de mayor calor y para la primera temporada. Para los demás meses no se encontraron diferencias significativas. Las Figuras 4.1 y 4.2 muestran gráficamente la variación de las distintas variables microclimáticas por tratamiento y para el período octubre de 2014 a septiembre de 2016. La Figura 4.3 muestra un gráfico con los efectos de los distintos tratamientos de cobertura sobre la temperatura del suelo y por mes. Observar que los tratamientos de cobertura mayor (T3 y T4) presentan los menores valores de temperatura en los cuatro meses.

La Tabla 4.6 muestra los valores resumidos de las variables microclimáticas como promedio por año, mes y por tratamiento, y solo para los meses de cosecha de la pradera.

La Tabla 4.6 entrega los coeficientes de determinación y significancia individual con efectos lineales (X) o cuadráticos (X^2), al ajustar un modelo de regresión para cada tratamiento de cobertura y variable microclimática por separado, en relación con la variable respuesta productividad de la pradera y por tratamiento. En ella se puede observar que la variable que mejor explicaría la productividad de la pradera es la humedad relativa mínima y con efectos lineales para todos los tratamientos.

Tabla 4.2: Productividad de pradera (PP) por cobertura arbórea en dos temporadas.

Temporada	Mes	Productividad de la Pradera (kg ha ⁻¹), según mes y Tratamiento.							
		T1: 0%		T2: 30 - 40%		T3: 50 - 60%		T4: > 70%	
2014	9	605,6 ±	226,2	615,3 ±	412,3	595,1 ±	122,2	921,3 ±	137,6
	10	1.054,2 ±	146,7	555,3 ±	52,5	534,2 ±	74,7	446,4 ±	148,2
	11	464,0 ±	164,0	383,3 ±	84,4	335,6 ±	18,2	145,6 ±	47,3
	12	154,9 ±	29,4	219,8 ±	44,3	118,0 ±	8,5	97,8 ±	39,6
	Total	2.278,7 ±	96,5 a	1.773,8 ±	491,6 a	1.582,9 ±	158,1 a	1.611,1 ±	331,3 a
2015 – 2016	9	2.097,1 ±	1.304,7	956,7 ±	767,9	1.035,8 ±	77,8	1.014,2 ±	445,5
	10	562,4 ±	145,3	357,3 ±	32,4	308,4 ±	43,1	219,3 ±	60,5
	11	743,3 ±	53,2	421,1 ±	62,0	403,8 ±	89,1	236,7 ±	109,1
	12	120,7 ±	89,2	242,9 ±	35,0	161,3 ±	87,3	88,7 ±	27,1
	1	41,3 ±	13,8	93,3 ±	66,0	74,2 ±	61,7	36,4 ±	7,3
	2	-	-	17,6 ±	30,4	11,1 ±	19,2	-	-
Total	3.564,9 ±	1.098,4 b	2.088,9 ±	716,5 a	1.994,7 ±	237,1 a	1.595,3 ±	585,3 a	

Nota: Letras iguales indican sin diferencia estadísticamente significativa ($\alpha = 0,05$).

Tabla 4.3: Valor pastoral (VP) de la pradera por cobertura arbórea en dos temporadas.

Temporada	Mes	Valor Pastoral de la pradera x Cobertura Arbórea			
		T1: 0%	T2: 30 - 40%	T3: 50 - 60%	T4: > 70%
2014	9	4,0 ± 0,9	4,1 ± 0,7	4,0 ± 0,7	4,7 ± 0,6
	10	4,5 ± 1,4	4,9 ± 0,8	5,4 ± 0,2	4,8 ± 1,5
	11	4,9 ± 2,1	6,3 ± 0,7	5,4 ± 0,5	4,8 ± 0,9
	12	4,6 ± 2,1	4,8 ± 0,3	3,4 ± 1,4	3,5 ± 2,0
	Total	4,6 ± 1,8 a	4,9 ± 1,6 a	4,8 ± 1,8 a	4,6 ± 1,6 a
2015 – 2016	9	5,0 ± 0,7	4,2 ± 0,4	3,7 ± 1,2	4,4 ± 0,8
	10	3,6 ± 0,8	3,2 ± 0,5	2,9 ± 0,6	3,1 ± 1,0
	11	5,6 ± 1,0	4,5 ± 0,5	5,3 ± 0,3	4,7 ± 0,7
	12	4,4 ± 0,8	4,5 ± 0,5	3,5 ± 0,6	3,6 ± 0,5
	1	3,3 ± 1,6	3,0 ± 0,3	2,7 ± 0,7	3,0 ± 1,1
	2	- -	0,9 ± 1,6	0,8 ± 1,4	- -
	Total	4,9 ± 2,2 a	4,0 ± 1,6 a	3,9 ± 1,9 a	4,2 ± 2,0 a

Nota: Letras iguales indican sin diferencia estadísticamente significativa ($\alpha = 0,05$).

Tabla 4.4: Resultado análisis de efectos mixtos para variables microclimáticas.

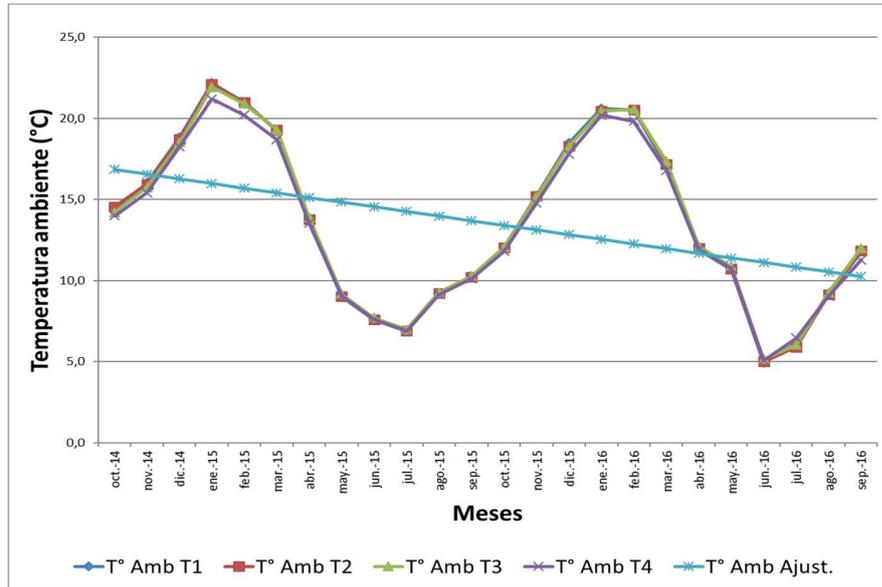
Efecto	Variables Microclimáticas			
	Temperatura ambiente	Temperatura del suelo	Humedad relativa	Humedad del suelo
Tratamiento	0,318	0,3887	0,4418	0,7992
Tiempo	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001
Tratamiento x Tiempo	0,5497	<,0001	0,9996	0,4563

Nota: Se muestran valores de probabilidad calculados. Nivel de significancia $\alpha = 0,05$.

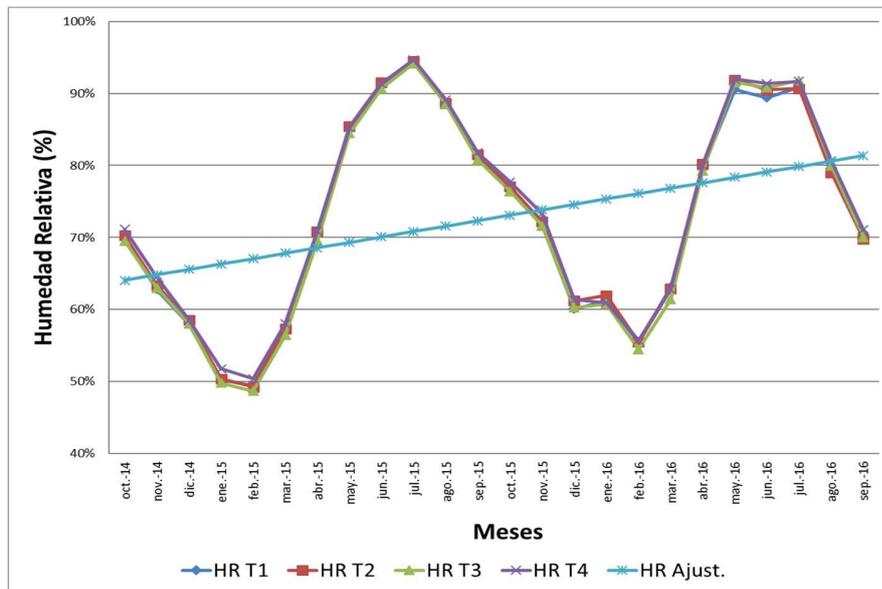
Tabla 4.5: Resultado análisis de contrastes para interacción entre tratamiento y tiempo para la variable temperatura del suelo.

Efecto	Tiempo (Año/mes)	F-Valor	Pr > F
Tratamiento*Tiempo	2014_10	2,48	0,0834
Tratamiento*Tiempo	2014_11	5,64	0,0041 (*)
Tratamiento*Tiempo	2014_12	11,11	<,0001 (*)
Tratamiento*Tiempo	2015_01	12,84	<,0001 (*)
Tratamiento*Tiempo	2015_02	7,24	0,0011 (*)
Tratamiento*Tiempo	2015_03	1,99	0,1398
Tratamiento*Tiempo	2015_04	0,18	0,9081
Tratamiento*Tiempo	2015_05	0,07	0,9740
Tratamiento*Tiempo	2015_06	0,03	0,9938
Tratamiento*Tiempo	2015_07	0,05	0,9830
Tratamiento*Tiempo	2015_08	0,06	0,9806
Tratamiento*Tiempo	2015_09	0,16	0,9218
Tratamiento*Tiempo	2015_10	0,3	0,8274
Tratamiento*Tiempo	2015_11	0,65	0,5880
Tratamiento*Tiempo	2015_12	2,26	0,1053
Tratamiento*Tiempo	2016_01	2,26	0,1047
Tratamiento*Tiempo	2016_02	0,51	0,6773
Tratamiento*Tiempo	2016_03	0,03	0,9923
Tratamiento*Tiempo	2016_04	0,13	0,9394
Tratamiento*Tiempo	2016_05	0,11	0,9532
Tratamiento*Tiempo	2016_06	0,25	0,8605
Tratamiento*Tiempo	2016_07	0,21	0,8859
Tratamiento*Tiempo	2016_08	0,17	0,9189
Tratamiento*Tiempo	2016_09	0,15	0,9273

(*) Indica tiempo (año/mes) con diferencias significativas. $\alpha = 0,05$.

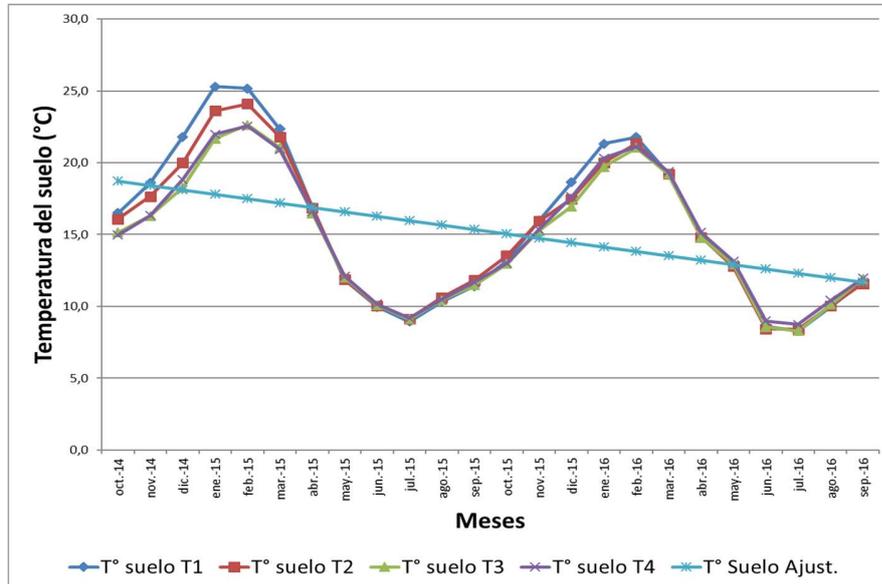


(a)

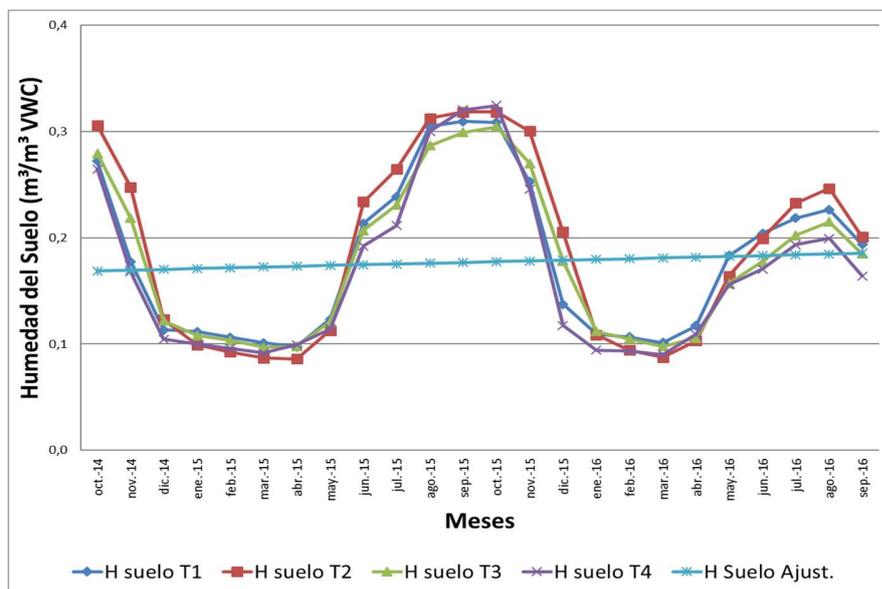


(b)

Figura 4.1: Variación de Variables Microclimáticas por tratamiento en un período de 24 meses. (a) Temperatura ambiente (°C), (b) Humedad relativa (%).
Donde: T1= 0%; T2= 30-40%, T3= 50-60% y T4 ≥ 70%.



(a)



(b)

Figura 4.2: Variación de Variables Microclimáticas por tratamiento en un período de 24 meses. (a) Temperatura del suelo (°C). (b) Humedad del suelo (m³/m³ VWC). Donde: T1= 0%; T2= 30-40%; T3= 50-60% y T4 ≥ 70%.

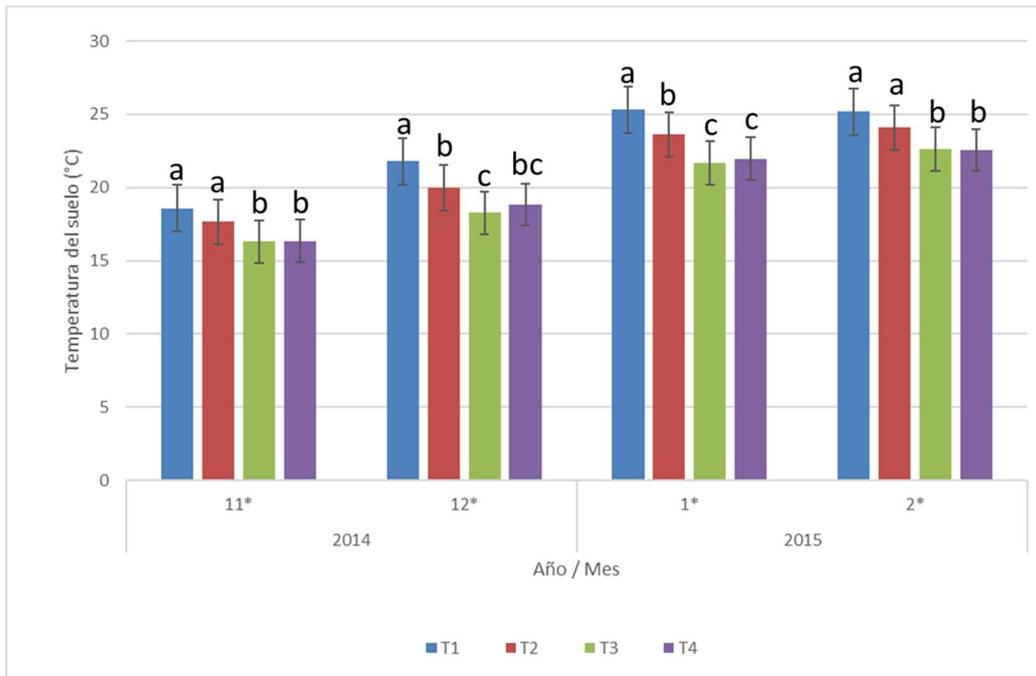


Figura 4.3: Resultado análisis de contraste para observar el efecto de los tratamientos de cobertura arbórea sobre la temperatura del suelo por año y mes.

Nota: Se muestran solo los meses con significancia según Tabla 4.5. Letras iguales indican sin diferencia estadísticamente significativa ($\alpha = 0,05$).

Tabla 4.6: Variables microclimáticas promedio por año, mes y por tratamientos de cobertura arbórea.

AÑO	MES	T1: 0%	T2: 30 - 40%	T3: 50 - 60%	T4: > 70%	T1: 0%	T2: 30 - 40%	T3: 50 - 60%	T4: > 70%
		HUMEDAD RELATIVA (%)				TEMPERATURA AMBIENTAL (°C)			
2014	10	69,938 ± 0,465	70,282 ± 0,452	69,527 ± 0,934	71,096 ± 1,120	14,329 ± 0,087	14,530 ± 0,279	14,224 ± 0,043	14,002 ± 0,363
	11	62,781 ± 0,774	63,352 ± 1,454	63,015 ± 1,431	64,547 ± 1,357	16,037 ± 0,138	15,939 ± 0,306	15,754 ± 0,156	15,398 ± 0,669
	12	57,978 ± 0,444	58,497 ± 1,385	58,047 ± 1,384	58,722 ± 2,330	18,848 ± 0,102	18,718 ± 0,347	18,509 ± 0,219	18,232 ± 0,921
2015	9	81,309 ± 0,806	81,485 ± 0,617	80,773 ± 0,825	81,757 ± 1,005	10,195 ± 0,115	10,207 ± 0,081	10,291 ± 0,079	10,112 ± 0,231
	10	76,646 ± 0,527	77,048 ± 0,435	76,412 ± 0,831	77,705 ± 1,455	12,007 ± 0,112	12,032 ± 0,062	12,056 ± 0,102	11,793 ± 0,394
	11	71,742 ± 0,269	72,164 ± 0,359	71,633 ± 0,630	73,314 ± 2,509	15,231 ± 0,033	15,211 ± 0,078	15,148 ± 0,113	14,781 ± 0,680
2016	12	60,084 ± 0,346	61,216 ± 0,552	60,264 ± 1,151	61,372 ± 1,703	18,482 ± 0,100	18,297 ± 0,170	18,263 ± 0,212	17,802 ± 0,864
	1	61,188 ± 0,270	61,949 ± 0,409	60,776 ± 0,664	61,269 ± 4,103	20,616 ± 0,048	20,460 ± 0,035	20,468 ± 0,169	20,048 ± 1,200
	2	55,425 ± 0,632	55,470 ± 0,814	54,484 ± 0,503	55,677 ± 3,212	20,519 ± 0,112	20,546 ± 0,046	20,571 ± 0,151	19,877 ± 1,151
		HUMEDAD DEL SUELO (m³/m³ VWC)				TEMPERATURA DEL SUELO (°C)			
2014	10	0,272 ± 0,043	0,306 ± 0,018	0,279 ± 0,042	0,265 ± 0,042	16,481 ± 1,016	16,070 ± 0,469	15,116 ± 0,854	14,964 ± 0,650
	11	0,177 ± 0,051	0,247 ± 0,070	0,218 ± 0,072	0,168 ± 0,071	18,583 ± 1,934	17,657 ± 0,997	16,295 ± 0,639	16,329 ± 0,862
	12	0,113 ± 0,020	0,123 ± 0,059	0,122 ± 0,029	0,104 ± 0,062	21,793 ± 2,022	19,985 ± 2,001	18,257 ± 0,903	18,834 ± 0,992
2015	9	0,309 ± 0,015	0,318 ± 0,007	0,299 ± 0,009	0,320 ± 0,047	11,408 ± 0,893	11,810 ± 0,544	11,463 ± 0,081	11,678 ± 0,508
	10	0,309 ± 0,019	0,318 ± 0,004	0,305 ± 0,020	0,325 ± 0,038	13,159 ± 0,936	13,517 ± 0,289	12,953 ± 0,167	13,002 ± 0,632
	11	0,253 ± 0,041	0,300 ± 0,015	0,270 ± 0,064	0,246 ± 0,046	15,964 ± 0,800	15,937 ± 0,484	15,253 ± 0,036	15,345 ± 0,450
2016	12	0,138 ± 0,039	0,205 ± 0,079	0,178 ± 0,068	0,118 ± 0,034	18,637 ± 0,492	17,469 ± 0,930	16,962 ± 0,331	17,638 ± 0,435
	1	0,109 ± 0,018	0,109 ± 0,035	0,112 ± 0,016	0,094 ± 0,043	21,325 ± 0,413	20,011 ± 0,949	19,703 ± 0,652	20,325 ± 0,633
	2	0,107 ± 0,020	0,094 ± 0,027	0,105 ± 0,018	0,093 ± 0,044	21,790 ± 0,789	21,350 ± 0,866	21,044 ± 0,733	21,120 ± 0,861

Tabla 4.7: Coeficientes de determinación y significancia individual para efectos lineales (X) o cuadráticos (X²) en relación con productividad de la pradera para cuatro variables microclimáticas en niveles mínimo, máximo y promedio y por tratamiento de cobertura arbórea. Promedio a nivel de UE.

Variables Microclimáticas	T1: 0%			T2: 30 - 40%			T3: 50 - 60%			T4: > 70%		
	R ²	valor p		R ²	valor p		R ²	valor p		R ²	valor p	
		x	x ²									
Humedad Relativa												
Mínimo	0,66	<0,0001	0,0775	0,69	<0,0001	0,3532	0,84	<0,0001	0,0062	0,72	<0,0001	0,0353
Máximo	0,16	0,1253	0,1819	0,24	0,0116	0,7952	0,28	0,0094	0,2719	0,22	0,0144	0,9797
Promedio	0,52	<0,0001	0,1616	0,56	<0,0001	0,2205	0,65	<0,0001	0,1322	0,47	0,0002	0,3194
Humedad del suelo												
Mínimo	0,43	0,0003	0,5673	0,52	<0,0001	0,7320	0,39	0,0009	0,3448	0,19	0,0294	0,7099
Máximo	0,40	0,0009	0,2016	0,55	<0,0001	0,2487	0,36	0,0012	0,6814	0,17	0,0353	0,8971
Promedio	0,44	0,0003	0,2857	0,56	<0,0001	0,3102	0,42	0,0003	0,6742	0,18	0,0321	0,8716
Temperatura Ambiente												
Mínimo	0,42	0,0014	0,0439	0,57	<0,0001	0,6027	0,61	<0,0001	0,0056	0,53	0,0002	0,0114
Máximo	0,40	0,0005	0,9249	0,56	<0,0001	0,1086	0,56	<0,0001	0,9938	0,49	0,0001	0,7768
Promedio	0,51	0,0001	0,2278	0,67	<0,0001	0,0804	0,71	<0,0001	0,0527	0,55	<0,0001	0,2512
Temperatura del suelo												
Mínimo	0,46	0,0003	0,1527	0,66	<0,0001	0,9169	0,73	<0,0001	0,0028	0,41	0,0008	0,1615
Máximo	0,52	0,0001	0,0351	0,47	0,0001	0,7970	0,69	<0,0001	0,0363	0,36	0,0014	0,4403
Promedio	0,49	0,0002	0,1073	0,56	<0,0001	0,7035	0,70	<0,0001	0,0185	0,38	0,0012	0,2918

4.7 Discusión

4.7.1 Efecto de la cobertura arbórea sobre la productividad de la pradera (PP) y valor pastoral (VP)

Durante el primer año no existieron diferencias significativas en la PP entre tratamientos. Ello hace presumir, que en la primera temporada de crecimiento aún no se manifiesta el efecto de los tratamientos en las condiciones ambientales de la zona de estudio y en la productividad praterense. Si eso es así, el sistema silvopastoral y las zonas sin árboles, independiente de los tratamientos aplicados, mantienen aún una dinámica similar a la tenida previamente bajo un uso de extracción menor y selectiva de árboles para la producción de carbón y además de pastoreo de animales.

En la segunda temporada de crecimiento se observó diferencias significativas entre tratamientos. Solo un tratamiento, que corresponde a T1 (0% de cobertura), generó una mayor PP significativamente mayor a los otros tres tratamientos; entre éstos últimos no hubo diferencias significativas (Tabla 4.1). Es probable que este mejor resultado pueda deberse a que el factor limitante del crecimiento varíe entre tratamientos. En el tratamiento 1, el factor limitante podría ser la humedad del suelo y en los otros la cantidad de radiación recibida y limitada por la cobertura arbórea. Así, en la segunda temporada, la mayor precipitación, según datos de la estación meteorológica del Instituto de Investigaciones

Agropecuarias (INIA) de Cauquenes, favoreció principalmente al tratamiento 1, el tratamiento con mayor disponibilidad de energía lumínica (Ford *et al.*, 2017), más aún si suponemos que la luminosidad en los otros tratamientos se mantuvo constante entre una temporada y la otra.

Por otro lado, Olivares (1989) señala que la capacidad sustentadora de un ecosistema es constante independiente del número y densidad de los estratos presentes, y por ello es que indica que en la medida que disminuye o aumenta el tamaño y dominancia de un estrato, el o los otros estratos presentes aumentan o disminuyen de manera proporcional. En nuestro caso y considerando las interrelaciones en el desarrollo del estrato herbáceo y arbóreo, la eliminación total de este último (T1) provocó un desarrollo mayor del estrato herbáceo, aumentando sustancialmente su productividad, por existir condiciones más favorables de luminosidad, nutrientes y disponibilidad de agua.

Resultados similares a lo indicado anteriormente son reportadas por Silva-Pando, González-Hernández y Rozados-Lorenzo (2002) en relación con la disponibilidad de luz, los cuales determinaron que PP tiene una mayor productividad a niveles de luminosidad sobre 70%, que se puede asimilar a zonas sin o con poca presencia de árboles, y a su vez este desarrollo se mantiene relativamente constante entre los niveles de 40 al 70%, lo que podemos asociarlo a un rango de cobertura arbórea presente en un sistema silvopastoril.

Estos resultados de mayor PP en situación sin presencia de árboles, difieren de lo reportado por Fernández *et al.* (2002) y Ovalle (1986), los cuales

indican que en general, a mayor cobertura de los árboles de espino PP también es mayor. Esta situación de mayor productividad la asocian a una mayor fertilidad del suelo, producto de la condición de especie leguminosa caducifolia del espino, y que le confiere la particularidad de restituir constantemente materia orgánica al sistema e incorporando N al suelo. Lo anterior, podría suponer entonces que los valores de mayor productividad obtenidos inicialmente en este estudio en T1, disminuyan en el futuro producto de una disminución de la fertilidad del suelo por la no presencia del espino (Ovalle y Avendaño, 1984a; Fernández *et al.*, 2002; Fernández *et al.*, 2004).

En relación a la importancia de la fenología del espino, esta especie caducifolia tiene un desarrollo de las hojas posterior al inicio del crecimiento de la pradera y una estructura de copa no muy densa, por lo que la competencia por luz entre estos estratos es menor, favoreciendo un mejor desarrollo de la pradera (Ovalle *et al.*, 2015), situación que no ocurre por ejemplo con especies perennes utilizadas en otros sistemas silvopastoriles (Peñaloza y Balocchi, 2002; Silva-Pando *et al.*, 2002; Jose *et al.*, 2004), donde la competencia por luz es alta, afectando la producción de pradera.

La composición botánica (CB) de la pradera incluye leguminosas, gramíneas, juncáceas y Liláceas. Las leguminosas detectadas fueron *Medicago arabica* y *M. polymorpha*, que en general presentan un valor pastoral alto a muy alto; las gramíneas fue el grupo más variable, con presencia de *Avena barbata*, *Briza spp.*, *Bromus mollis*, *Cynosorus echinatus*, *Danthonia spp.*, *Hordeum*

berteroanum, *Lolium multiflorum* y *Vulpia spp*), especies con valores pastorales de medio a alto; los últimos dos grupos, representados respectivamente por *Juncus spp* y *Linum spp*, ambas de escaso valor pastoral (Ovalle *et al.*, 2015). La CB detectada, considerando tipo y proporción de especies presentes, determina que en general la pradera tenga un VP (Fórmula [4.2]), que fluctúa entre 3.9 y 4.9, situándola con un VP de bajo a medio para las praderas mediterráneas de Chile centro sur (Ovalle *et al.*, 1981).

No se detectó diferencias significativas entre tratamientos de cobertura de copas ni efecto de las variables microclimáticas en el VP de la pradera. El VP varía a lo largo de la temporada de crecimiento, siendo mayor durante los meses de octubre y noviembre en ambas temporadas de medición (Tabla 4.3). En estos mismos meses, también las variables microclimáticas muestran valores que podrían favorecer un mayor crecimiento pratense (Tabla 4.6), especialmente la humedad relativa y temperatura ambiente, principales variables que influyen en la tasa de crecimiento de las praderas (Moscoso y Bravo, 2014), aunque estas variables tampoco muestran diferencias significativas sobre PP.

Otros autores han determinado que el VP bajo cobertura mayores de espino es mejor que en condiciones sin árboles. Esto ocurre debido a que en el tiempo se produce una modificación de las especies pratenses, aumentando su VP en presencia del espino, dado principalmente por el reemplazo con especies con mayor VP, producto de mejores condiciones edafoclimáticas a nivel del micrositio (Ovalle y Avendaño, 1984a; Ramírez, 2011; Ovalle *et al.*, 2015). Este

reemplazo natural de adecuación de las especies, se produce en períodos mayores de análisis a los contemplados en este estudio, y producto de condiciones de luminosidad, temperatura, disponibilidad de agua y nutrientes en estos sistemas silvopastorales. En cuanto al experimento actual, es probable que dos temporadas pueden ser aún insuficientes para que se produzcan modificaciones del VP; por ello, es recomendable continuar con las mediciones de esta variable en el mediano y largo plazo.

4.7.2 Efecto de la cobertura arbórea sobre variables microclimáticas

Los análisis realizados indicaron que la cobertura arbórea no afecta a las variables temperatura ambiente, humedad relativa y humedad del suelo. Para ellas no hubo interacción entre los efectos principales y al evaluar los efectos principales por separado (tratamiento y tiempo), se determinó que la cobertura arbórea no está afectando a estas variables climáticas. Este es un resultado no esperado, debido a que se estimaba que con la presencia de árboles se generaran las condiciones de sombra que permitieran atenuar el microclima de manera significativa (Ford *et al.*, 2017). En relación al factor tiempo, este resultó significativo para todas estas variables, lo cual era esperable por las variaciones estacionales que tienen estas variables durante el año.

Para la variable Temperatura de suelo, se determinó que existía interacción entre los tratamientos y el tiempo, por lo que se aplicó un análisis de

contraste para ver en qué año y mes se generaban las diferencias (Tabla 4.5). Este análisis mostró que existían diferencias significativas en los meses de noviembre y diciembre del 2014 y en los meses de enero y febrero del 2015. La Figura 4.3 muestra gráficamente cómo los tratamientos afectan a esta variable. Se puede observar que las mayores coberturas (T3 y T4) presentan menores valores de temperatura del suelo en comparación con las coberturas de los tratamientos T1 y T2. Este resultado muestra que, para estos meses, la presencia de árboles está cumpliendo una función reguladora de la temperatura medida en el suelo (Ford *et al.*, 2017).

Es probable que para detectar este tipo de efectos atenuadores, y que era esperable para todas las otras variables microclimáticas, se requiera evaluar por un tiempo mayor al considerado en este estudio, por lo que es recomendable continuar la evaluación de este experimento.

La tendencia observada en las variables microclimáticas son similares a las reportadas por otros autores en estudios asociados a la estepa de *Acacia caven* (Olivares *et al.*, 1983; Ovalle y Avendaño, 1984b; Ovalle 1986; Ovalle *et al.*, 2015). En este sentido, la humedad relativa (HR) fue más alta en el tratamiento 4, el de mayor cobertura, lo que puede asociarse al efecto favorable de la presencia de árboles, en comparación al tratamiento 1 sin árboles, que presentó los valores más bajos de HR. La humedad del suelo, en general presentó valores relativamente constantes en todos los tratamientos; aunque los

tratamientos con árboles presentaron mayores valores promedio, éstos no fueron significativamente distintos.

En relación con la temperatura ambiental, esta no presentó diferencias significativas en los distintos tratamientos. Esta variable muestra una tendencia a mostrar menores valores promedio en el tratamiento 4 (15.8°C), siendo el de 0% de cobertura el que presentó mayores valores promedio (16.3°C). La temperatura del suelo presenta una tendencia similar, pero con valores mayores de entre 0.8 y 1.5°C promedio para los tratamientos 4 y 1 respectivamente. Aún no es posible apreciar si estas diferencias en variables microclimáticas generan diferencias significativas sobre PP y VP, situación que debiera seguir evaluándose en el mediano y largo plazo (Ford *et al.*, 2017).

En los tratamientos con presencia de árboles hay una tendencia a generar un efecto regulador en las diferentes variables microclimáticas (Figura 4.1). Se observa una atenuación leve de las temperaturas máximas y mínimas y un aumento de la humedad relativa y del suelo, principalmente entre los meses de octubre y noviembre, período en que la pradera presenta su mayor desarrollo (Moscoso y Bravo, 2014). Lo anterior se condice con lo que señalan Ovalle y Avendaño (1984b) y Dube *et al.* (2013), quienes reportaron que los árboles influyen positivamente en el crecimiento de la pradera, a través de la disminución de la temperatura del suelo y el aumento de la humedad relativa del aire, generando zonas más húmedas y creando un microclima que favorece el desarrollo de la pradera que crece bajo su influencia.

4.7.3 Efecto de la cobertura arbórea y variables microclimáticas sobre PP

A través de este análisis, se esperaba determinar cómo las variables microclimáticas y bajo distintos tratamientos de cobertura podrían explicar la productividad pratense obtenida. En relación a ello, la variable microclimática que mejor explicaría PP es la humedad relativa mínima, la cual tiene efectos lineales sobre PP. Estos modelos presentaron un R^2 de 0.66, 0.69, 0.84 y 0.72 para los tratamientos 1, 2, 3 y 4, respectivamente. La segunda variable climática que también presenta buenos niveles de ajuste y que explicaría adecuadamente PP, es la temperatura ambiente promedio, la cual también tiene efectos lineales sobre PP. Estos modelos presentaron ajustes menores a la humedad relativa mínima, con un R^2 de 0.51, 0.67, 0.71 y 0.55 para los tratamientos 1, 2, 3 y 4, respectivamente (Tabla 4.7).

Esto indicaría que al disminuir la temperatura ambiente bajo cobertura en la temporada de primavera-verano, debiera generarse una menor evapotranspiración, por lo que la pérdida de humedad es menor haciendo que haya una mayor disponibilidad hídrica y por más tiempo para la pradera (Ovalle y Avendaño, 1984b; Silva-Pando *et al.*, 2002; Dube *et al.*, 2013; Jose *et al.*, 2017).

4.8 Conclusiones

Dos temporadas de crecimiento aún son insuficientes para observar el efecto de los tratamientos de cobertura de copa sobre la productividad de la pradera, valor pastoral y variables microclimáticas. Aunque no es significativamente diferente, las zonas con cobertura arbórea presentan pequeñas diferencias en las variables microclimáticas en relación con las zonas sin cobertura, generando variaciones leves en estas variables. Evaluaciones futuras permitirían obtener resultados más concluyentes.

El tratamiento 1, correspondiente a pradera sin cobertura arbórea, presentó mayor productividad praterense que el resto de los tratamientos en la segunda temporada de crecimiento. Esta situación es probable que sea producto de que en la primera temporada el factor limitante para el crecimiento de pradera fue la humedad del suelo, ya que se tuvo una menor precipitación en comparación con la segunda temporada. Esta mayor humedad y la mayor disponibilidad lumínica por la ausencia total de árboles en este tratamiento, favorecieron el alto desarrollo de la pradera. Esta situación no debiera ser sostenible en el largo plazo, especialmente porque otros estudios han demostrado los efectos positivos que el árbol y, especialmente una leguminosa como *Acacia caven*, tiene en el ciclo de los nutrientes, y en el desarrollo de las especies praterenses.

La metodología usada para la caracterización del recurso arbóreo favoreció los análisis de este estudio. Por un lado, facilitó la utilización de herramientas SIG para determinar la cobertura arbórea pre y post tratamientos, y la posterior aplicación del Software ShadeMotion 3.0 para la determinación de sombras acumuladas en las UE. Esta metodología de caracterización, es compleja y costosa, por lo que para fines operacionales o de fomento del manejo de los espinales bajo sistemas silvopastoriles, se hace necesario evaluar otras metodologías, que permitan determinar principalmente la cobertura arbórea de manera más eficiente, sean de fácil ejecución y de menor costo. En este sentido, existen metodologías asociadas al uso de fotografías hemisféricas y/o tecnologías más avanzadas como RPA o drones, y que no fueron evaluadas en este estudio.

4.9 Reconocimientos

Los autores desean agradecer al Sr. Marco Antonio Bejar Vega, propietario del Predio “San Adolfo”, por poner a disposición de esta investigación los espinales de su propiedad y dar todas las facilidades para que este estudio se desarrollara de acuerdo a lo programado. A la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica de Chile (CONICYT), por su apoyo directo al autor principal de este estudio. Al Instituto Forestal de Chile Sede Biobío, por el apoyo entregado para el establecimiento, medición y posterior mantención de

esta unidad de investigación, incorporándola de manera permanente en su Red de Unidades Demostrativas Agroforestales. A Jorge Acevedo, colaborador de INFOR, por su apoyo técnico especializado en todas las actividades de terreno. Agradecemos también a los investigadores del Instituto Forestal Sede Biobío, señores Juan Carlos Pinilla, Patricio Chung, Hernán Soto, Juan Carlos Muñoz y Alberto Ávila, por su apoyo profesional y técnico en diferentes etapas de este estudio.

5. DISCUSIÓN GENERAL

El objetivo general de esta Tesis fue determinar el efecto de diferentes porcentajes o niveles de coberturas arbóreas de un sistema silvopastoral con *Acacia caven* en la cantidad, composición y calidad de la pradera natural, variables micro-climáticas y rebrotación de la componente arbórea. También incluyó la generación de una función local predictora de biomasa para esta especie, que permitiera una mejor caracterización del espino en la zona de estudio.

La Hipótesis de este estudio, indicaba que la modificación de la cobertura arbórea por medio de la corta selectiva de árboles o vástagos de espino bajo un esquema de producción silvopastoral, permite aumentar la productividad y mejorar la calidad de la pradera natural en comparación con la pradera que se desarrolla en sectores donde se eliminan totalmente los espinos. Esta Hipótesis se basó en los reportes de la estepa de *Acacia caven* que señalan que tiene gran potencial para ser usada bajo modelos o sistemas silvopastorales tradicionales (Ovalle, 1986) dado que se generan sinergias entre las componentes arbóreas y pratenses.

Luego de dos años de mediciones aún no es posible corroborar la Hipótesis planteada, dado que los tratamientos no han tenido el efecto esperado. Solo ha sido posible determinar diferencias significativas en la producción pratense, entre zonas con y sin árboles, al segundo año de establecido el ensayo.

Resultados similares han sido reportados en otros estudios, especialmente aquellos relacionados con la conversión de plantaciones adultas a sistemas silvopastorales (Sotomayor, 2009; Ford *et al.*, 2017; Orefice *et al.*, 2019). Aquí puede estar presente lo que se conoce como “efecto assart”, que se explica por una descarga de nutrientes disponibles que comienza dentro de uno o dos años de realizada una tala rasa de un bosque adulto, debido principalmente a los residuos finos incorporados al suelo forestal producto de la cosecha y a un aumento de la actividad microbiana que aceleraría la descomposición, generando un aumento estacional de los nutrientes (Kimmins, 2003). Esta situación más la mayor disponibilidad de humedad del suelo en el segundo año, pueden ser la razón del aumento significativo de la pradera durante el segundo año.

En relación a la variable humedad del suelo, y sobre la cual no se determinó diferencias significativas entre las zonas con árboles y sin árboles en este estudio, se pueden señalar algunas temáticas relevantes. Por un lado, se ha señalado el efecto positivo que tuvo sobre la pradera la mayor precipitación durante el segundo año de mediciones, y en el tratamiento sin árboles, lo que implica mayor disponibilidad de luz y probablemente también más disponibilidad de nutrientes (Olivares, 1989; Peñaloza y Balocchi, 2002; Silva-Pando *et al.*, 2002; Kimmins, 2003; Cabello y Donoso, 2006; Benavides *et al.*, 2009). Por otro lado, en los análisis no se consideró la posible competencia que puede existir por el agua entre la componente arbórea y praterense. Si bien se han reportado para otras *Acacias* que no parece haber competencia entre el árbol y pradera por este

recurso escaso en zonas de secano (Raddad y Luukkanen, 2007), otros estudios si han reportado que esta competencia puede existir en algunos sistemas silvopastorales (van Noordwijk *et al.*, 1996; Itimu, 1997; Lehmann *et al.*, 1998; Imo y Timmer, 2000; Jose *et al.*, 2000; Jose *et al.*, 2006), lo que puede ser un factor limitante cuando el agua es escasa (Peri *et al.*, 2002; Russo, 2015).

Si bien durante el primer año las condiciones de ausencia de árboles y mayor disponibilidad de nutrientes no debió haber variado respecto del segundo año, el estrés hídrico generado por la falta de precipitaciones debe haber sido la limitante principal para que la pradera no tuviera un desarrollo mayor en este periodo (Macedo *et al.*, 2019).

Este efecto inicial de mayor productividad de la pradera, podría llevar a la conclusión errónea de que es más conveniente el eliminar los árboles y con ello tener mayor productividad praterense, sin embargo, este efecto inicial en la pradera no es sostenible en el tiempo, ya que es conocido que una vez terminado el “efecto assart” señalado anteriormente, el crecimiento disminuye drásticamente, incluso a niveles por debajo de los niveles previos a la eliminación de los árboles (Kimmins, 2003).

La fenología del espino juega un rol determinante en la competencia potencial por los recursos ambientales entre el árbol y la pradera. Su copa no es muy densa y es de hoja caduca, generando un mayor aporte de materia orgánica al sistema y una menor competencia por la luz solar, más aún cuando la foliación del espino está desfasada del período de mayor desarrollo de la pradera y está

presente en la temporada de mayor calor (Ovalle y Squella, 1988), otorgando al sistema una diversidad temporal entre sus componentes y sus requerimientos por los recursos, lo que mejora el rendimiento del sistema (Ong y Leakey, 1999; Jose *et al.*, 2019). Esta diversidad estructural y funcional en las componentes de un sistema silvopastoral permite mejorar la eficiencia del uso de los recursos y de la productividad del sistema, favoreciendo las interacciones positivas y minimizando las negativas (Jose *et al.*, 2019).

Por lo anterior, la gestión o manejo del espino bajo estos sistemas es menos compleja que la de sistemas silvopastorales asociados a otras especies de copas densas y de hojas perennes (Jose, 2011), ya que en estas últimas situaciones el manejo de los árboles a través de la poda y raleo con el fin de generar una mejor disponibilidad de luz para la pradera, es mucho más intensivo y relevante, producto de que la competencia por este recurso ocurre durante todo el período de crecimiento de la pradera (Daniel *et al.*, 1982; Jose *et al.*, 2004; Jose, 2011; Jose *et al.*, 2019).

Si bien para este estudio no se determinaron efectos significativos de la cobertura sobre las variables microclimáticas en dos años de evaluación, la presencia del espino muestra una tendencia a influir positivamente sobre las variables microclimáticas temperatura ambiental, humedad relativa, y temperatura y humedad del suelo, favoreciendo el desarrollo pratero (Olivares *et al.*, 1983; Ovalle y Squella, 1988; FAO, 1997; Ong y Leakey, 1999; Pérego, 2002; Olivares, 2006; Jose *et al.*, 2019). En este sentido, las variables

microclimáticas presentaron valores promedios más benignos y favorables ya sea en la época fría como la cálida, y en los tratamientos con árboles que sin ellos, lo cual ha sido reportado también en otros sistemas silvopastorales (Dube *et al.*, 2012; Karki y Goodman, 2015).

Para el caso de la pradera, la presencia de árboles y su efecto sobre variables microclimáticas, permitiría generar condiciones ambientales que favorecen la extensión de su período de crecimiento y senescencia (Kallenbach, 2009), generando una mayor producción y disponibilidad de la pradera por más tiempo.

Es de extrema relevancia el considerar la sustentabilidad arbórea en los sistemas silvopastorales, y la cual dependerá especialmente de la capacidad y forma de regeneración que tenga la especie arbórea utilizada en el sistema (Jose *et al.*, 2019). Un ejemplo de esta situación, son los sistemas silvopastorales asociados a las dehesas españolas y El Montado portugués, los cuales tienen serias dificultades para asegurar la sustentabilidad arbórea, debido principalmente a la insuficiente capacidad de regeneración natural de los árboles por la presencia de animales (Plieninger y Schaar, 2008), por lo que es necesario aplicar otras estrategias de regeneración que den sostenibilidad al sistema (Hansen, 2004; Tejera *et al.*, 2005; Peri *et al.*, 2006; Jose *et al.*, 2019).

En este sentido y para la situación particular de este estudio, se ha corroborado que la continuidad de la componente arbórea de un sistema silvopastoral con espino, se puede asegurar a través de la rebrotación de esta

especie, dado que presenta una excelente capacidad para rebrotar desde tocón después de aplicado un raleo, rebrotación que no se ve afectada por la cobertura de los árboles remanentes, e inclusive esta cobertura influye positivamente en la calidad de la rebrotación. Por lo anterior, el uso del raleo, además de ser una herramienta para el manejo y uso de la componente arbórea, a través de la extracción de biomasa para leña o carbón, y la extracción de individuos suprimidos y/o con problemas sanitarios, debe también considerarse como la vía para asegurar la regeneración de la especie a través de la rebrotación. Lo anterior también permite mejorar la calidad del bosque futuro a través de un rejuvenecimiento de la parte aérea y que se genera a partir de los rebrotes (Navarro, 1995; Cornejo, 2008).

Este tipo de regeneración por rebrote, tiene la ventaja de que la competencia por recursos con la pradera es menor, dado que los tocones a través de sus raíces más profundas son eficientes en la obtención de recursos que obtienen de zonas más bajas del suelo, y que no están al alcance de las raíces de la pradera (Ong y Leakey, 1999).

Para asegurar una buena calidad del bosque futuro es importante proteger los rebrotes, ya que particularmente en el área de investigación de este estudio, hubo un alto nivel de ataque de lagomorfos a los rebrotes, provocando impacto en el crecimiento inicial en altura. Para generar ésta protección, no es necesaria la exclusión total de las zonas intervenidas, ya que existe la opción de la protección individual de los tocones (Bendfeldt *et al.*, 2001; Sharrow, 2001;

Salinas *et al.*, 2017) con algún tipo de protector o bien con ramas provenientes del raleo. Esto último, tiene la ventaja de que las ramas son un elemento de desecho y que quedaría disponible para cumplir la función de protección de los rebrotes, y dándole un mejor uso a este material vegetal.

La capacidad de rebrotar profusamente del espino genera gran cantidad de vástagos en los cuales se distribuye el crecimiento en biomasa y que, a su vez, genera dificultades para su manejo futuro. En este sentido, para mejorar el desarrollo y arquitectura de los árboles, se debe considerar una corta selectiva de rebrotes para concentrar el crecimiento en altura y volumen en los mejores individuos, siendo los más recomendados por su calidad los del tipo epicórmicos (Del Fierro, 2001).

La cantidad de rebrotes a dejar por tocón es algo que no está muy documentado para la especie, por lo que se debieran evaluar algunas propuestas de manejo de rebrotes señaladas para otras especies de buena rebrotación, como las del género *Eucalyptus* o *Nothofagus*, donde se recomienda dejar entre dos o tres rebrotes distribuidos homogéneamente en el tocón y que esta selección se haga cuando el rebrote tenga un desarrollo adecuado (Pinilla *et al.*, 2017; Salinas *et al.*, 2017).

Como se ha señalado precedentemente, el manejo de las componentes de un sistema silvopastoral, es clave para generar interacciones positivas entre ellas. Previamente se debe contar con una buena caracterización del recurso arbóreo, determinando las características del bosque (estructura y composición),

para posteriormente diseñar un plan de intervención y/o manejo de acuerdo con los resultados obtenidos (Ugalde, 2003; Alvis, 2009), lo cual se aplica también al sistema silvopastoral con espino evaluado por este estudio.

El contar con métodos robustos y rentables para estimar la biomasa aérea de los árboles, permite comprender aspectos relacionados con las diferentes oportunidades ambientales y económicas que el recurso puede otorgar, por ejemplo, estimaciones de captura de carbono, mitigaciones del cambio climático, y la comercialización y negocios asociados a los productos madereros (Kuyah y Rosenstock, 2015).

Para la estimación de la biomasa del espino, existen funciones predictoras y que se han orientado principalmente a cuantificar la producción de leña y/o carbón desde la Región de Coquimbo a la del Maule (Gajardo y Verdugo, 1979; Oyarzún y Palavicino, 1984; Aguirre e Infante, 1988; Prado *et al.*, 1988). En este sentido, se estimó que era importante contar con una nueva función predictora de biomasa y de fácil aplicación para el espino y específicamente para la zona de Cauquenes, la cual fue desarrollada por Lucero *et al.* (2018), y que vino a complementar las anteriores funciones que fueron desarrolladas para otras zonas geográficas más al norte dentro de su distribución natural en Chile.

Otro aspecto a considerar para la caracterización del espino, es la determinación de la cobertura arbórea, variable muy relevante a considerar en estos sistemas silvopastorales. Las metodologías usadas para caracterizar esta variable, son normalmente complejas y corresponden, por ejemplo, a mediciones

directas en campo a través de densitómetros esféricos; muestreo de intersección de líneas; proyección de la copa al suelo; estimadores de razón y regresión; o bien la utilización de imágenes satelitales de alta y mediana resolución espacial como Ikonos y QuickBird-2. Todo lo anterior requiere un importante esfuerzo humano y considerables inversiones monetarias y de tiempo, que normalmente están fuera del alcance de quienes requieren la información (Saei y Abkar, 2004; Valdez-Lazalde *et al.*, 2006), por ello es necesario analizar en el futuro otras metodologías que permitan determinar cobertura arbórea y más al alcance de los planificadores y/o propietarios del recurso, como por ejemplo el uso conjunto de herramientas asociadas a tecnologías RPA (Drone) y SIG.

6 CONCLUSIÓN GENERAL

Concluidos los diferentes estudios se ha logrado cumplir con los objetivos específicos planteados inicialmente en esta Tesis. La información generada ha permitido mejorar la comprensión sobre las interrelaciones de las diferentes componentes de un sistema silvopastoral con *Acacia caven*, entendiendo un sistema silvopastoral como el manejo deliberado del recurso arbóreo y praterse bajo este esquema y que considere las sinergias que se producen entre sus componentes, y no aquella práctica tradicional en zonas rurales de permitir el ingreso de animales al bosque para consumir la pradera existente.

La utilización de biomasa de desecho generada por el manejo del espino en estos sistemas silvopastorales, es un tema que se debe considerar. Si bien gran parte de la biomasa que se extrae es utilizada para la producción de leña y carbón, el desecho que se produce consistente en ramas delgadas y ramillas, normalmente queda en el suelo, limitando el crecimiento de la pradera y el desplazamiento de los animales. En este sentido, es interesante la posibilidad de darle un uso a este material como protección de los tocones remanentes para favorecer el rebrote y evitar que sean dañados por animales, permitiendo con ello un buen desarrollo del bosque futuro y un mejor uso del desecho del manejo. Esto requiere ser evaluado para determinar cuál puede ser la mejor forma para su utilización (diseño) y el tiempo que este material genera la protección deseada.

Esta investigación debe continuar incluyendo más años de evaluación para poder concluir de mejor manera con las interrogantes planteadas inicialmente, y además, abordar en el corto, mediano y largo plazo nuevas interrogantes que se han generado, tales como competencia por el agua en estos sistemas e Interrelaciones entre las raíces de las componentes arbórea y pratense; protección y manejo de los rebrotes, así como el desarrollo de éstos y sus efectos sobre la pradera; captura de carbono de la cubierta arbórea y almacenamiento de biomasa en pie; generación de modelos que relacionen distintas variables de interés dentro del sistema, entre otros.

7 REFERENCIAS

Aguirre, S. e Infante, P. 1988. Funciones de Biomasa para boldo (*Peumus boldus*) y espino (*Acacia caven*) de la Zona Central de Chile. Revista Ciencia e Investigación Forestal. Vol. 2(3):45-50.

Alvis, J. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del Municipio de Popayan. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Vol. 7(1): 115-122.

Aronson, J. 1992. Evolutionary biology of *Acacia caven* (Leguminosae, Mimosoideae) infraespecific variation in fruit and seed characters. Annals of Missouri Botanical Garden N°79:958-968.

Barchuk, A.; Iglesias, M. y Oviedo, C. 2006. Rebrote basal de *Aspidosperma quebracho-blanco* en estado de plántula: mecanismo de persistencia en el Chaco Árido. Ecología Austral 16:197-205. Asociación Argentina de Ecología.

Benavides, R.; Douglas, G. and Osoro, K. 2009. Silvopastoralism in New Zealand: review of effects of evergreen and deciduous trees on pasture dynamics. Agroforestry Systems 76: 327-350.

Bendfeldt, E.; Feldhake, C. and Burger, J. 2001. Establishing trees in an Appalachian silvopasturew: response to shelters, grass contro, mulch, and fertilization. *Agroforestry Systems* 53: 291-295.

Bethancourt, H.; Lam, F.; Vanderlinder, D.; Martínez, M.; Pérez, H.; Arthur, J. y Martínez, A. 2016. Establecimiento y uso de sistemas silvopastoriles en República Dominicana. Proyecto Sistemas Silvopastoriles Intensivos para la Reconversión de la Ganadería Dominicana. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). 36p.

Blujdea, V.; Pilli, R.; Dutca, I.; Ciuvat; L. & Abrudan, I. 2012. Allometric biomass equations for young broadleaved trees in plantations in Romania. *Forest Ecology and Management* 264: 172-184.

Cabello, A. y Donoso, C. 2006. *Acacia caven* (Mol.) Mol. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Editor Claudio Donoso Z. Valdivia. Chile. pp. 126-134.

Cancino, J. 2006. Dendrometría Básica. Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Concepción. Chile. Editorial Talleres de Dirección de Docencia. 171p.

Castro, E. 2008. Manual de Procedimientos para las Estaciones Meteorológicas. Departamentos Científico de La Selva y Manejo de Información. Organización para Estudios Tropicales. Sarapiquí. Costa Rica.

CIREN. 1997. Estudio Agrológico VII Región. Descripciones de Suelos. Materiales y Símbolos. Publicación CIREN N°117. Chile.

Cornejo, P. 2008. Efecto de intensidades de corte en el rebrote de *Acacia caven* (Mol.) Mol. Memoria de Título. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas. Escuela de Agronomía. Santiago. Chile. 39p.

Daniel, T.; Helms, J. y Backer, F. 1982. Principios de Silvicultura. Editorial McGraw-Hill. 492p.

Del Fierro, P. 2001. Efecto de tratamientos de corte sobre el rebrote de *Acacia caven* (Mol.) Mol en Auco, IV Región. Memoria para optar a título profesional de Ingeniero Forestal. Departamento de Silvicultura. Escuela de Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. Santiago. Chile. 107p.

Di Castri, F. y Hajek, E. 1976. Bioclimatología de Chile. Universidad Católica de Chile. Chile.

Díaz, K. 2004. Evaluación del rendimiento volumétrico al aplicar un raleo en un espinal de la comuna de San Pedro, Región Metropolitana. Memoria Ingeniero Forestal. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Escuela de Ciencias Forestales. Departamento de Silvicultura. Santiago. Chile. 53p.

Djomo, A.; Ibrahima, A.; Saborowski, J. & Gravenhorst, G. 2010. Allometric equations for biomass estimations in Cameroon and pan moist tropical equations including biomass data from Africa. *Forest Ecology and Management* 260: 1873-1885.

Dollinger, J. and Jose, S. 2018. Agroforestry for soil health. *Agroforestry Systems* 92: 213–219. doi.org/10.1007/s10457-018-0223-9

Donoso, C. 1982. Reseña Ecológica de los Bosques Mediterráneos de Chile. *Bosque* 4 (2): 117-146.

Donoso, S.; Peña-Rojas, K. y Díaz, K. 2009. Rendimiento volumétrico de raleo de un rodal de *Acacia caven* en la Región Metropolitana, Chile. *Revista Ciencia e Investigación Forestal*. Instituto Forestal. Vol 15 (3). 339-353.

Dube, F.; Espinosa, M.; Stolpe, N.; Zagal, E.; Thevathasan, N. & Gordon, A. 2012. Productivity and carbon storage in silvopastoral systems with *Pinus ponderosa* and *Trifolium* spp., plantations and pasture on an Andisol in Patagonia, Chile. *Agroforestry Systems* 86, 113- 128.

Dube, F.; Thevathasan, N.V.; Stolpe, N.B.; Zagal, E.; Gordon, A.M.; Espinosa, M. & Sáez, K. 2013. Selected C fluxes in *Pinus ponderosa*-based silvopastoral systems, exotic plantations and natural pastures on volcanic soil in the Chilean Patagonia. *Agroforestry Systems* 87, 527- 542.

FAO. 1983. Métodos simples para fabricar carbón vegetal. Estudio FAO: Montes 41. 197p.

FAO. 1997. *Acacia caven*. Especies Arbóreas y Arbustivas para las Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina. Serie: Zonas Áridas y Semiáridas N°12. Programa Conjunto FAO/PNUMA de Control de la Desertificación en América Latina y el Caribe. Santiago. Chile. pp. 157-167.

Fernández, F.; Lavin, A.; Sotomayor, J.; González, M. y Tay, J. 2004. Potencialidades de la Agricultura y Ganadería en el Secano Interior. En *Sistemas Productivos Sustentables en el Secano Interior*. Boletín INIA N°125 (pp. 27-50). Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Chillán. Chile.

Fernández, F.; Squella, F. y Ovalle, C. 2002. Sistemas Agroforestales: Una alternativa de uso mixto de un mismo sitio con actividades silvoagropecuarias. Curso Internacional Manejo de microcuencas y prácticas conservacionistas de suelo y agua. Serie de Actas INIA N°22 Capítulo 6. pp. 95-118. Chillán. Chile.

Fonseca, W.; Alice, F. & Rey, J. 2009. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque* 30(1): 36-47.

Ford, M.; Zamora, D.; Current, D.; Magner, J.; Wyatt, G.; Walter, W. & Vaughan, S. 2017. Impact of managed woodland grazing on forage quantity, quality and livestock performance: the potential for silvopasture in Central Minnesota, USA. *Agroforestry System*. doi: 10.1007/s10457-017-0098-1.

Francke, S. 1999. Manejo del suelo posible para el desarrollo forestal del semiárido chileno. Chile Forestal. Documento Técnico N° 127.

Gajardo, M. y Verdugo, R. 1979. Rendimiento en hojas de boldo, (*Peumus boldus* Mol), corteza de quillay (*Quillaja saponaria* Mol), y carbón de espino, (*Acacia caven* Mol), en la V Región. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. Santiago. Chile. 99p.

Gajardo, R. 1983. Sistema básico de clasificación de la vegetación nativa chilena. Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 93p.

Garrett, H.E., Rietveld, W.J. and Fisher, R.F. 2000. North American Agroforestry: an integrated science and practice. Am. Soc. Agron., Madison, USA, 401p.

Gaspar, P.; Mesías, F.; Escribano, M. y Pulido, F. 2009. Sustainability in Spanish Extensive Farms (dehesas): An Economic and Management Indicator-Based Evaluation. Rangeland Ecology and Management. 62 (2). 153-162.

Gómez de Freitas, R. 1998. Consideraciones sobre el manejo Silvopastoril. En: Taller de Manejo Silvopastoril. División Forestal, Montevideo, Uruguay. 108p.

González, M. 2000. Evaluación de la capacidad de rebrote de *Acacia caven* (Mol.) Mol. frente a diferentes opciones de corte en la IV Región de Chile. Memoria para optar al Título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Escuela de Ciencias Forestales. Departamento de Silvicultura. Universidad de Chile. 81p.

Hansen, N. 2004. Uso silvopastoril de ñirantales en el Chubut. EEA INTA Esquel. Argentina. 3p.

Imo, M. and Timmer, V. 2000. Vector competition analysis of a *Leucaena*-maize alley cropping system in western Kenya. *Forest Ecology and Management* 126: 255-268.

INFOR. 2011. Boldo. Rescate de un patrimonio forestal chileno. Manejo sustentable y valorización de sus productos. Benedetti S., Barros S (eds.). Santiago. Chile. 235p.

INFOR. 2012. Monografía del espino. *Acacia caven* (Mol.) Mol. Programa de Investigación de Productos Forestales No Madereros. Benedetti S. (ed.). Santiago. Chile. 71p.

INFOR. 2015. Superficie estimada por el Área de Inventario y Monitoreo de Ecosistemas Forestales, Línea de Inventario Forestal Continuo. Instituto Forestal (INFOR) Sede Biobío, en base a información actualizada del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile al 2015 de la Corporación Nacional Forestal (CONAF). No publicado.

INN. 1984. Norma Chilena Oficial: NCh0176/1.Of84. Madera Parte 1: Determinación de la humedad. Santiago. Chile. 10p.

Itimu, O. 1997. Distribution of *Senna spectabilis*, *Gliricida sepium* and maize (*Zeamays L.*) roots in an alley cropping trial on the Lilongwe Plain, Central Malawi. Ph.D. Thesis Wye College, University of London, Kent, UK.

James, S. 1984. Lignotubers and burls: Their structure, function and ecological significance in Mediterranean Ecosystems. *Botanical Review* 50(3): 225-266.

Joffre, R.; Rambal, S. y Ratte, J. P. 1999. The Dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems* 45: 57–79.

Jones, C.; Duncan, D; Rumpff, L.; Thomas, F. Morris, W. and Vesk, P. 2015. Empirically validating a dense woody regrowth ‘problem’ and thinning ‘solution’ for understory vegetation. *Forest Ecology and Management* 340: 153–162.

Jose, S. 2011. Managing native y non-native plants in agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 83:101-105.

Jose, S. and Dollinger, J. 2019. Silvopasture: a sustainable livestock production system. *Agroforestry Systems* 93:1–9. doi.org/10.1007/s10457-019-00366-8.

Jose, S.; Gillespie A.; Seifert, J.; Mengel D. and Pope, P. 2000. Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the mid-western USA.

Competition for nitrogen and litter decomposition dynamics. *Agroforestry Systems* 48: 41-59.

Jose, S.; Gillespie, A. & Pallardy, S. 2004. Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agroforestry Systems* 61: Issue 1-3. 237–255.

Jose, S.; Walter, D. and Kumar, B. 2019. Ecological considerations in sustainable silvopasture design and management. *Agroforestry Systems* 93: 317–331. doi:10.1007/s10457-016-0065-2.

Jose, S.; Williams, R. and Zamora, D. 2006. Belowground ecological interactions in mixed-species forest plantations. *Forest Ecology and Management* 233: 231-239.

Kallenbach, R. 2009. Integrating silvopastures into current forage-livestock systems. In: *Agroforestry comes of age: putting science into practice. Proceedings of the 11th North American Agroforestry Conference, Columbia, Missouri, USA, 31 May–3 June*, pp 455–461.

Karki, U. and Goodman, M. 2015. Microclimatic differences between mature loblolly-pine silvopasture and open-pasture. *Agroforestry Systems* 89: 319–325.

Kimmins, J. 2003. Biogeochemistry: Cycling of Nutrients in Ecosystems. Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Forest Management and Environmental Ethics in Forestry. Benjamin-Cummings Publishing Company. pp. 71-129.

Krishnamurthy, L.; Krishnamurthy, P.K; Rajagopal, I. and Peralta, A. 2019. Solares Can agroforestry systems thrive in the drylands?. Characteristics of successful agroforestry systems in the arid and semi-arid regions of Latin America. Agroforest Systems 93:503–513. doi.org/10.1007/s10457-017-0143-0.

Kuyah, S. and Rosenstock, T. 2015. Optimal measurement strategies for aboveground tree biomass in agricultural landscapes. Agroforestry Systems 89(1): 125-133.

Lehmann, J.; Peter, I.; Steglich C.; Gebauer, G.; Huwe, B.and Zoch W. 1998. Belowground interactions in dryland agroforestry. Forest Ecology and Management 111: 157-169.

Lucero, A.; Muñoz, F.; Cancino, J.; Sotomayor, A.; Dube, F.; Villarroel, A. y Sáez, K. 2018. Biomass function for *Acacia caven* (Mol.) Mol. distributed in the dry land areas of south central Chile. Revista FCA UNCUYO. 50(2):187-201. Argentina.

Ludwing, F. 2001. Tree – Grass Interactions on an East African Savanna. The effects of facilitation, competition and hydraulic lift. Doctoral Thesis. Wageningen University. 143p.

Macedo, J.; Campos, A.; Bosi, C.; Perondi, P.; Henrique, M.; de Faria, A. and Novita, S. 2019. Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. *Agroforestry Systems* 93: 39–49. DOI:10.1007/s10457-017-0149-7.

Mahecha, L. 2002. El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* Vol. 15, N°2. 6p.

Manuri, S.; Brack, C.; Puji Nugroho, N.; Hergoualc'h, K.; Novita, N.; Dotzauuer, H.; Verchot, L.; Septiadi, Ch. & Widyasari, E. 2014. Tree biomass equations for tropical peat swamp forest ecosystems in Indonesia. *Forest Ecology and Management* 334: 241-253.

Moreira, B.; Tormo, J. & Pausas, J. 2012. To resprout or not to resprout: factors driving intraspecific variability in resprouting. *Oikos* 121(10): 1577-1584.

Moreno, G.; Obrador, J.; García, E.; Cubera, E.; Montero, M.; Pulido, F. y Dupraz, C. 2007. Driving competitive and facilitative interactions in oak dehesas through management practices. *Agroforestry Systems* 70: 25-40.

Moscoso, C. y Bravo, R. 2014. Parámetros Climáticos y su efecto sobre las praderas. *Revista Agrisur* agosto 2014. Chile. 12-13.

Muñoz, F.; Cancino, J.; Rodríguez, R.; Olave, R. 2018. Evaluación de crecimiento, rendimiento y calorimetría de biomasa de *Miscanthus x giganteus* (poaceae) establecido en el centro-sur de Chile. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.* 50(1): 47-60.

Muñoz, F.; Espinosa, M.; Acuña, E. y Lineros, M. 2003. Capacidad de retoñación de *Eucalyptus nitens* a campo abierto y bajo dosel. XII World Forestry Congress. Quebec, Canadá.

Murillo-Brito, Y.; Domínguez-Domínguez, M.; Martínez-Zurimendi, P.; Lagunes-Espinoza, L. del C.; Alderete, A. 2017. Índice de sitio en plantaciones de *Cedrela odorata* en el trópico húmedo de México. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.* 49(1): 15-31.

Navarro, R. 1995. Efecto de Intervenciones Silviculturales sobre el crecimiento y la producción de fitomasa de *Acacia caven* en Melipilla, Región Metropolitana. Memoria para optar a título profesional de Ingeniero Forestal. Departamento de Silvicultura. Escuela de Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. 89p.

Olivares, A. 1989. El Ecosistema silvopastoral. Departamento de Producción Animal. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. Avances en Producción Animal 14 (1-2): 3-14.

Olivares, A. 2006. Relaciones entre el estrato arbóreo, el estrato herbáceo y la conducta animal en el matorral de *Acacia caven* (espinal). Science et changements planétaires/Sécheresse. 17(1-2): 333-334.

Olivares, A.; Cornejo, R. y Gándara, J. 1983. Influencia de la estrata arbustiva (*Acacia caven* (Mol.) ook et Arn. en el crecimiento de la estrata herbácea. Avances en Producción Animal 1983; Vol. 8: 19-28.

Ong, C. and Leakey, R. 1999. Why tree-crop interactions in agroforestry appear at odds with tree-grass interactions in tropical savannahs. Agroforestry Systems 45(1-3): 109-129.

Orefice, J.; Smith, R.; Carroll, J. Asbjornsen, H. and Howard, T. 2019. Forage productivity and profitability in newly-established open pasture, silvopasture, and thinned forest production systems. *Agroforestry Systems* 93: 51–65. doi:10.1007/s10457-016-0052-7.

Ovalle, C. 1986. Etude du système écologique sylvo-pastoral à *Acacia caven* (Mol.) Hook. et Arn: applications à la gestion des ressources renouvelables dans l'aire climatique méditerranéenne humide et sub-humide du Chile. INIA (Chile). Sub-Estación Experimental de Cauquenes. Centre Emberger (Francia) Groupe d'Ecologie des Ressources Renouvelables. Montpellier. France. 224p.

Ovalle, C. y Avendaño, J. 1984a. Utilización Silvopastoral del Espinal. I. Influencia del espino (*Acacia caven* mol.) sobre la Productividad de la Pradera Natural. *Agricultura Técnica (Chile)* 44 (4): 339-345.

Ovalle, C. y Avendaño, J. 1984b. Utilización Silvopastoral del Espinal. II. Influencia del espino (*Acacia caven* Mol.) sobre algunos Elementos del Medio. *Agricultura Técnica (Chile)* 44(4): 353-362.

Ovalle, C. y Squella, F. 1988. Terrenos de pastoreo con praderas anuales en el área de influencia climática mediterránea. Capítulo 20 en *Praderas para Chile*.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Ministerio de Agricultura. Santiago. Chile. Editor Ruiz, I. pp. 369-409

Ovalle, C.; Aronson, J.; Del Pozo, A. y Avendaño, J. 1990. The espinal: agroforestry systems of the mediterranean – type climate region of Chile. State of the art and prospect for improvement. *Agroforestry Systems* 10. 213-239.

Ovalle, C.; Avendaño, j.; Etienne, M.; Muñoz, M. y Serra, R. 1981. Determinación del valor pastoral en praderas naturales de la zona mediterránea subhúmeda. *Agricultura Técnica (Chile)* 4(4):221-231.

Ovalle, C.; Casado, M.; Acosta-Gallo, B.; Castro, I.; Del Pozo, A.; Barahona, V.; Sánchez-Jardón, L.; De Miguel, J.; Aravena, T. y Martín-Forés, I. 2015. El Espinal de la Región Mediterránea de Chile. Colección de Libros INIA N°34. Centro Regional de Investigación La Cruz. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Chile.

Oyarzún, M. y Palavicino, V. 1984. Evaluación de especies leñosa para ser usadas con fines energéticos en la Provincia de Choapa, IV Región. Tesis Ingeniero Forestal. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Santiago, Chile. 159p.

Pacheco, G. 2005. Evaluación del Proceso de Carbonización y Calidad del Carbón de *Acacia caven* (Mol.) Mol. Producido en Hornos de Barro. Memoria para optar a título profesional de Ingeniero Forestal. Departamento de Ingeniería de la Madera. Escuela de Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. 59p.

Pajtik, J.; Konôpka, B. & Lukac, M. 2008. Biomass function and expansion factors in young Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) trees. *Forest Ecology and Management* 256: 1096-1103.

Palomeque, E. 2009. *Sistemas Agroforestales*. Chiapas México. 29p.

Parra, G. 2001. Funciones de biomasa total y por componentes del “espino” (*Acacia caven* Mol.) en Péncahue, VII Región. Tesis Ingeniero Forestal. Escuela de Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Talca. 70p.

Parresol, B. 2001. Additivity of nonlinear biomass equation. *Can. J. For. Res.* 31: 865-878.

Peñaloza, R. y Balocchi, O. 2002. Componentes de los Sistemas Silvopastorales y sus interrelaciones. En N. Gaete (Ed.) *Serie Actas N°20. Tecnologías*

apropiadas para la restauración ambiental integral de los suelos (pp.157-188).
INIA Carillanca. Chile.

Pérego, J. 2002. Sistemas Silvopastoriles en el Centro Sur de la Provincia de Corrientes. Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur Zona Campos. Memorias I.N.T.A. E.E. A. Mercedes. XIX-2002. Corrientes. Argentina. 7p.

Peri, P.; Dube, F. and Costa, A. 2016. Silvopastoral systems in the subtropical and temperate zones of South America: an overview. In: Peri, P; Dube, F. and Costa, A. (eds) Silvopastoral Systems in southern South America. Springer, Gainesville. 270p.

Peri, P.; Mason, E.; Pollock K.; Varella, A.; Mead, D. 2002. Early growth and quality of radiate pine in a silvopastoral system in New Zeland. *Agroforestry Systems* 55:207-219. doi: 10.1023/A:1020588702923

Peri, P.; Monelos, L y Bahamonde, H. 2006. Evaluación de la continuidad del estrato arbóreo en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril con ganado ovino en Patagonia sur, Argentina. *Proceeding of the 4th Latin American Congress of Sustainable Agroforestry*. Varadero. Cuba. 6p.

Pinilla, J.; Luengo, K; Villarroel, A.; García, E.; Navarrete, M. y Aguilera, M. 2017. Antecedentes generales para el manejo de rebrotes en plantaciones de *Eucalyptus globulus*. Manual de terreno. Instituto Forestal. Chile. 32p.

Pinto-Correia, T.; Ribeiro, N. y Sá-Sousa, P. 2011. Introducing the Montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry System* (2011) 82:99–104

Plieninger, T. y Schaar, M. 2008. Modification of land cover in a traditional agroforestry system in Spain: processes of tree expansion and regression. *Ecology and Society* 13(2): 25.

Plieninger, T.; Pulido, F. y Konold, W. 2003. Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation* 30 (1): 61–70.

Prado, J.; Infante, P.; Arriagada, M. y Aguirre, S. 1988. Funciones de biomasa para siete especies arbustivas en la IV Región. Documento de Trabajo N°14. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/83/017: “Investigación y desarrollo de áreas silvestres en Zonas Áridas y Semiáridas de Chile”. Santiago, Chile. 26p.

Quesada, F.; Somarriba, E y Malek, M. 2005. ShadeMotion 3.0: Software para calcular la cantidad de horas de sombra que proyectan un conjunto de árboles sobre un terreno. Tutorial de uso. CATIE – Programa Agroambiental Mesoamericano. Costa Rica. 31p.

Quintanilla, V. 1977. Diccionario de Biogeografía para América Latina. Ediciones Universitarias de Valparaíso. Universidad Católica de Valparaíso. Chile. 268p.

Raddad, E. and Luukkanen, O. 2007. The influence of different *Acacia senegal* agroforestry systems on soil water and crop yields in clay soils of the Blue Nile region, Sudan. *Agricultural Water Management* 87: 61-72.

Ramírez, R. 2011. Efecto de la sombra de *Acacia caven* (Mol.) Mol. en la pradera anual de clima mediterráneo. Memoria de Título. Escuela de Pregrado. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago. Chile. 33p.

Ríos-Saucedo, J.; Acuña-Carmona, E.; Cancino-Cancino, J.; Rubilar-Pons, R.; Corral-Rivas, J. y Rosales-Serna, R. 2016. Dinámica de brotación y densidad básica de la madera en rebrotes de tres especies dendroenergéticas. *Agrociencia* 51:215-227.

Rodríguez, A.; Jiménez, J.; González, M.; Yerena, J.; Cuellar, G. y Mora-olivo, A. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamalipeco, México. *Phyton. Revista Internacional de Botánica Experimental*. Vol 82: 185-191.

Rodríguez, R.; Matthei, O. y Quezada, M. 1983. *Flora Arbórea de Chile*. Editorial de la Universidad de Concepción. Universidad de Concepción. 408p.

Rodríguez-Toro, A.; Rubilar-Pons, R.; Muñoz-Sáez, F.; Cártes-Rodríguez, E.; Acuña-Carmona, E.; Cancino-Cancino, J. 2016. Modelo de ahusamiento para *Eucalyptus nitens*, en suelos de cenizas volcánicas de la Región de La Araucanía (Chile). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina*. 48(1): 101-114.

Russo, R. 2015. Reflexiones sobre los sistemas silvopastoriles. Análisis y comentario. *Rev. Pastos y Forrajes*. Vol. 38, abril-junio: 157-161.

Saei, M. and Abkar, A. 2004. Forest canopy density monitoring using satellite data. In: *Proceedings of the XXth International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS) Congress, Commission 7, Istanbul, Turkey*. (Versión Digital).

Salinas, J.; Peri, P.; Hepp, C. y Acuña, B. 2017. Sistemas Silvopastorales en bosques de Ñirre en la Región de Aysén. Documento Técnico N°43. Instituto Forestal de Chile. 60p.

Sankaran, M. et al., 2005. Determinants of woody cover in African savannas. Nature. Vol 438. pp. 846-849.

Santibáñez, F. y Uribe, J. 1993. Atlas Agroclimático de Chile: Regiones VI y VII. Laboratorio de Agroclimatología, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Scholes, R. y Archer, S. 1997. Tree-Grass Interactions In Savannas. Annual Review of Ecology and Systematics. 1997. Vol. 28:517–544.

Segura, M. y Andrade, H. 2008. ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes?. Agroforestería en las Américas 46: 89-96.

Serra, M. 1997. Chile: *Acacia caven*. En: FAO: Especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina. Serie zonas áridas y semiáridas N°12: pp. 159- 167.

Sharrow, S. 2001. Effects of shelter tubes on hardwood tree establishment in western Oregon silvopastures. *Agroforestry Systems* 53(3): 283-290.

Silva-Pando, F., González-Hernández M. & Rozados-Lorenzo, M. 2002. Pasture production in a silvopastoral system in relation with microclimate variables in the atlantic coast of Spain. *Agroforestry Systems* 56: 203–211.

Simelton, E.; Catacutan, D.; Dao, T.; Dam, D. and Le, T. 2017. Factors constraining and enabling agroforestry adoption in Viet Nam: a multi-level policy analysis. *Agroforestry Systems* 91:51–67. doi: 10.1007/s10457-016-9906-2.

Solbrig, O. and Young, M. 1992. Toward a Sustainable and Equitable Future for Savannas. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 34:3, 6-35. DOI: 10.1080/00139157.1992.9931433

Sotomayor, A. 1990. Sistemas silvopastorales y su manejo. *Chile Agrícola* 157:203-206.

Sotomayor, A. 2009. Manejo silvopastoral con *Pinus contorta* Dougl.ex.Loud. como alternativa productiva sustentable para propietarios ganaderos en la Región de Aysén, Chile. Tesis Doctoral Departamento de Ingeniería Forestal.

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Departamento de Ingeniería Forestal. Universidad de Córdoba. 324 p.

Sotomayor, A. y García, E. 2004. Cartilla Agroforestal N°2: Sistemas Silvopastorales. INFOR. Concepción. Chile. 4p.

Sotomayor, A. y Lucero, A. 2011. Sistemas Agroforestales. Un Sistema Productivo Integrado en Beneficio de la Agricultura. Programa: Sistemas Agroforestales. Herramienta productiva integrada para el desarrollo sustentable de la pequeña propiedad agrícola en Chile. INDAP-INFOR. Concepción. Chile. 12p.

Sotomayor, A. y Soto, H. 2011. Productividad Herbácea en Estepa de Espinales (*Acacia caven* Mol.) Bajo Manejo Silvopastoral. Actas III Seminario "Investigación y Desarrollo Forestal en la Pequeña Propiedad. Avances de la Agroforestería en Chile". 26, 27 y 28 de octubre. Concepción. Chile. Editores Sotomayor, A.; Casanova, K. y Valenzuela, C. Concepción. Chile. pp. 109-116.

Sprugel, D. 1983. Correcting for Bias in Log-Transformed Allometric Equations. *Ecology* 64(1): 209-210.

Tejera, L.; Hansen, N. y Fertig, M. 2005. Efectos de la cobertura arbórea y pastoreo de vacuno sobre el establecimiento de la regeneración de *Nothofagus antártica* (G. Forst) Oerst. III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Corrientes. 7p.

Toledo, L. 2005. Descripción del rebrote en cepas de *Sequoia sempervirens* (D. Don) Endl. Memoria para optar al título profesional de Ingeniero Forestal. Departamento de Silvicultura. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. 81p.

Ugalde, L. 2003. Guía para Establecimiento y Medición de Parcelas para el Monitoreo y Evaluación del Crecimiento de Árboles en Investigación y en Programas de Reforestación con la Metodología del Sistema Mira-Silv. Proyecto Monitoreo y Evaluación de las Plantaciones Forestales del Programa PINFOR en Guatemala. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE. Costa Rica.

Valdez-Lazalde, R.; González-Guillén, M. y de los Santos-Posadas, H. 2006. Estimación de Cobertura Arbórea Mediante Imágenes Satelitales Multi-espectrales de Alta Resolución. *Revista Agrociencia*. Volumen 40(3): 383-394.

van Noordwijk, M.; Lawson, G.; Soumaré, A.; Groot, J. & Hairiah, K. 1996. Root distribution of trees and crops: competition and/or complementarity. In: Ong, C. and Huxley, P. (eds) Tree-crop interactions: a physiological Approach. CAB International, Wallingford, pp 319-364.

Vita, A. 1977. Introducción de Especies Forestales en la Zona Costera de la Región de Coquimbo. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Departamento de Silvicultura. Santiago. Chile. 63p.

Vita, A. 1989. Ecosistemas de bosques y matorrales Mediterráneos y sus tratamientos silviculturales en Chile. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/83/017 de Investigación y Desarrollo de Áreas Silvestres en Zonas Áridas y Semiáridas de Chile. CONAF Santiago. 243p.

Vita, A. 1996. Los Tratamientos Silviculturales. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Escuela de Ciencias Forestales. Departamento de Silvicultura. Santiago. Chile. 150p.

Von Takach, B.; Lindenmayer, D. & Banks, S. 2018. Environmental influences on growth and reproductive maturation of a keystone forest tree: Implications for obligate seeder susceptibility to frequent fire. *Forest Ecology and Management* 411: 108-119.