

UNIVERSIDAD DE GRANADA
Departamento de Fisiología Vegetal



**LAS ÁREAS PASTO-CORTAFUEGOS:
UN SISTEMA SILVOPASTORAL PARA LA
PREVENCIÓN DE INCENDIOS FORESTALES**



Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Jabier Ruiz Mirazo
D.L.: GR 3140-2011
ISBN: 978-84-694-4461-0

Universidad de Granada

Departamento de Fisiología Vegetal

**LAS ÁREAS PASTO-CORTAFUEGOS:
UN SISTEMA SILVOPASTORAL PARA LA
PREVENCIÓN DE INCENDIOS FORESTALES**

Jabier Ruiz Mirazo

Memoria presentada por el Ingeniero de Montes Jabier Ruiz Mirazo para optar al título de Doctor por la Universidad de Granada, con la Mención de Doctorado Internacional.

Granada, abril de 2011.

Autor:

Jabier Ruiz Mirazo

Directora:



Director:

Dra. Ana Belén Robles Cruz

Dr. José Luis González-Rebollar

Grupo de Investigación sobre Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos

*Quan surts per fer el viatge cap a Ítaca,
has de pregar que el camí sigui llarg,
ple d'aventures, ple de coneixences.
Has de pregar que el camí sigui llarg,
que siguin moltes les matinades
que entraràs en un port que els teus ulls ignoraven,
i vagis a ciutats per aprendre dels que saben.*

*Tingues sempre al cor la idea d'Ítaca.
Has d'arribar-hi, és el teu destí,
però no forçis gens la travessia.
És preferible que duri molts anys,
que siguis vell quan fondegis l'illa,
ric de tot el que hauràs guanyat fent el camí,
sense esperar que et doni més riqueses.*

*Ítaca t'ha donat el bell viatge,
sense ella no hauries sortit.
I si la trobes pobre, no és que Ítaca
t'hagi enganyat. Savi, com bé t'has fet,
sabràs el que volen dir les Ítaques.*

*KONSTANTINOS KAVAFIS
adaptado por LLUIS LLACH*

AGRADECIMIENTOS

*A quien nunca me obligó a ninguna cosa,
a quien parecía que no me estaba enseñando nada...*

CARMEN MARTÍN GAITE

A lo largo de los siete años que he dedicado a esta tesis doctoral, he contado siempre con el apoyo incondicional de mis directores José Luis y Ana Belén. Ellos me abrieron las puertas del mundo de la investigación ofreciéndome trabajar en un proyecto apasionante, me transmitieron incansablemente sus conocimientos y saber hacer, y me dieron libertad. Soy consciente de lo importante que todo eso ha sido para mí y para mi desarrollo como joven investigador, por lo que les dedico un agradecimiento especial.

Además, he tenido la suerte de formar parte de un grupo de investigación integrado por personas excepcionales. Los consejos y ayuda de Elsa, Mariu, Nines, Pipo, Noelia, Eduardo y Estanislao han sido fundamentales para que varios de los experimentos pudieran realizarse y que mi tesis doctoral llegara a buen puerto. Asimismo, Miriam, Juan, Carmen, Domingo, Anita y Alicia han colaborado con entusiasmo en el trabajo de campo.

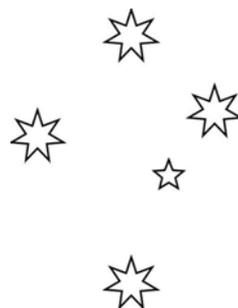
Merecen especial mención Rogelio, Jose, Fidel y Jaime, por haber llevado a cabo y ayudado a mejorar el laborioso seguimiento de la Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía. Gracias también a Álvaro, pastor imprescindible en la zona de estudio piloto.

Cristina, Greg y Dave, y Charly y Lili me acogieron generosamente durante mis estancias en sus centros de investigación, donde colaboramos fructíferamente. José María me simplificó de forma diligente todos los trámites en la Universidad de Granada. Gaëlle, Andere y el equipo de Ideas Need Communicating mejoraron notablemente la calidad de los textos en inglés. Varios editores de revistas y revisores anónimos hicieron sugerencias muy valiosas sobre los trabajos.

La financiación necesaria para desarrollar esta tesis doctoral ha sido aportada por la Junta de Andalucía, a través de dos proyectos de investigación, y por el CSIC, que me concedió una ayuda predoctoral del programa I3P, cofinanciado por el Fondo Social Europeo. En los últimos meses, el INEM ha completado el catálogo de instituciones que han remunerado mi trabajo como investigador. Ante tanta financiación pública, no puedo sino agradecer al conjunto de la sociedad el haberme proporcionado mi sueldo de investigador; suya, vuestra, es esta tesis doctoral.

No quisiera dejar pasar la oportunidad de mostrar mi reconocimiento a la Federación de Jóvenes Investigadores (FJI/Precarios). Gracias a sus constantes reivindicaciones, muchos hemos disfrutado de mejoras ostensibles en las condiciones laborales durante nuestra primera etapa en la carrera investigadora. Además, mediante mi participación en este colectivo adquiriré un gran conocimiento sobre el sistema científico y me “doctoré” en debates, consensos y trabajo colaborativo en una escuela extraordinaria. Espero que el granito de arena que aporté en ratos robados a esta tesis doctoral haya contribuido a esta justa causa.

ÍNDICE



| | |
|--|-----------|
| Resumen | 1 |
| Summary..... | 6 |
| Justificación y Objetivos | 11 |
| 1. Justificación..... | 13 |
| 2. Estructura | 15 |
| 2.1. Estado de publicación de los trabajos..... | 17 |
| 3. Objetivos | 19 |
| Introducción General | 21 |
| 1. Pastoreo y Prevención de Incendios Forestales..... | 23 |
| 1.1. Proliferación y prevención de incendios | 23 |
| 1.2. Viejos usos, nuevas soluciones: la ganadería pastoral | 24 |
| 1.2.1. Las áreas pasto-cortafuegos: una definición..... | 26 |
| 1.3. Capacidad de control de la biomasa por el ganado..... | 26 |
| 1.4. Integración del pastoreo con la selvicultura preventiva | 29 |
| 1.4.1. Planificación del pastoreo | 29 |
| 1.4.2. Actuaciones selvícolas y silvopascícolas | 30 |
| 1.5. Costes del pastoreo para la prevención de incendios | 32 |
| 1.6. Más allá de la prevención de incendios | 33 |
| 2. Programas Gubernamentales de Gestión..... | 34 |
| 2.1. La experiencia del RCC en el sudeste francés | 34 |
| 2.2. Creación y evolución de la RAPCA..... | 37 |
| 2.3. Otras programas análogos en España..... | 41 |
| 2.3.1. Comunitat Valenciana..... | 41 |
| 2.3.2. Aragón | 42 |
| 2.3.3. Cataluña..... | 43 |
| 2.4. Programas para la reducción de las quemas de pastos..... | 43 |
| 2.4.1. Castilla y León..... | 44 |
| Capítulo 1. Evaluación durante dos años de las áreas pasto-cortafuegos en el programa de prevención de incendios de Andalucía | 47 |
| Resumen del Capítulo | 49 |
| Abstract..... | 54 |
| 1. Introduction | 54 |

| | |
|---|----|
| 2. Materials and Methods..... | 56 |
| 2.1. Grazing evaluation..... | 58 |
| 2.1.1. Field parameters and individual fuelbreak classification..... | 58 |
| 2.1.2. Automatic fuelbreak classification and identification of key parameters..... | 61 |
| 2.2. Fuelbreak characterization..... | 62 |
| 3. Results and Discussion..... | 64 |
| 3.1. Grazing evaluation..... | 64 |
| 3.1.1. Field parameters and individual fuelbreak classification..... | 64 |
| 3.1.2. Automatic fuelbreak classification and identification of key parameters..... | 66 |
| 3.2. Fuelbreak characterization..... | 70 |
| 4. Conclusions..... | 74 |

Descripción de la Zona de Estudio. El escenario de una experiencia piloto a escala de finca ____ 77

| | |
|--|----|
| 1. Localización y Orografía..... | 79 |
| 2. Clima..... | 81 |
| 3. Geología y Suelos..... | 81 |
| 4. Flora y Vegetación..... | 83 |
| 4.1. Usos históricos..... | 84 |
| 4.2. Vegetación actual..... | 85 |
| 5. Fauna..... | 86 |
| 6. Actividad Ganadera..... | 86 |
| 7. Pinar y Área Pasto-Cortafuegos..... | 87 |

Capítulo 2. Crecimiento y estructura de una reforestación joven de pino carrasco tras la aplicación de seis regímenes de claros _____ 91

| | |
|--|-----|
| Resumen del Capítulo..... | 93 |
| Abstract..... | 98 |
| 1. Introduction..... | 99 |
| 2. Materials and Methods..... | 101 |
| 2.1. Study site..... | 101 |
| 2.2. Creation of the shaded fuelbreak..... | 102 |
| 2.3. Allometric regression equations..... | 104 |
| 2.4. Tree growth and stand structure..... | 104 |
| 2.4.1. Plot parameters..... | 105 |

| | |
|--|-----|
| 2.4.2. Individual tree parameters | 106 |
| 2.4.3. Statistical analysis | 107 |
| 3. Results | 107 |
| 3.1. Allometric regression equations | 107 |
| 3.2. Tree growth and stand structure | 108 |
| 3.2.1. Plot parameters | 108 |
| 3.2.2. Individual tree parameters | 110 |
| 4. Discussion | 113 |
| 4.1. Conclusions | 117 |

Capítulo 3. Evolución del estrato herbáceo y de encinas jóvenes bajo pastoreo con ganado ovino en un sistema silvopastoral para la prevención de incendios en el sudeste español _____ **119**

| | |
|---|-----|
| Resumen del Capítulo | 121 |
| Abstract | 126 |
| 1. Introduction | 127 |
| 2. Material and Methods | 129 |
| 2.1. Study site | 129 |
| 2.2. Grazing management | 130 |
| 2.3. Firebreak grazing: effect on herbage | 131 |
| 2.4. Fuelbreak grazing: effect on holm oak saplings | 133 |
| 2.5. Statistical analysis | 133 |
| 3. Results | 134 |
| 3.1. Firebreak grazing: effect on herbage | 134 |
| 3.2. Fuelbreak grazing: effect on holm oak saplings | 139 |
| 4. Discussion | 141 |
| 4.1. Firebreak grazing: effect on herbage | 141 |
| 4.2. Fuelbreak grazing: effect on holm oak saplings | 144 |
| 5. Conclusions | 146 |
| Appendix: Plant Catalogue | 147 |

Capítulo 4. Respuesta a corto y medio plazo de *Atriplex halimus* L. al pastoreo estacional repetido en el sudeste español _____ **151**

| | |
|----------------------------|-----|
| Resumen del Capítulo | 153 |
| Abstract | 157 |

| | |
|---|-----|
| 1. Introduction | 158 |
| 2. Material and Methods | 159 |
| 2.1. Shrub growth..... | 161 |
| 2.1.1. Short-term evolution..... | 162 |
| 2.1.2. Medium-term evolution..... | 162 |
| 2.2. Shrub structure..... | 162 |
| 2.2.1. Development of regression equations..... | 162 |
| 2.2.2. Plant compactness, biomass and fodder production | 164 |
| 2.3. Shoot moisture content..... | 164 |
| 3. Results | 165 |
| 3.1. Shrub growth..... | 165 |
| 3.1.1. Short-term evolution..... | 165 |
| 3.1.2. Medium-term evolution..... | 167 |
| 3.2. Shrub structure..... | 169 |
| 3.2.1. Development of regression equations..... | 169 |
| 3.2.2. Plant compactness, biomass and fodder production | 169 |
| 3.3. Shoot moisture content..... | 172 |
| 4. Discussion..... | 172 |
| 4.1. Shrub growth..... | 173 |
| 4.2. Shrub structure..... | 175 |
| 4.3. Shoot moisture content..... | 176 |
| 5. Conclusions and Management Implications..... | 177 |

Capítulo 5. Los incendios por quemas de pastos en el Mediterráneo: análisis de sus conexiones con los patrones de uso del suelo en paisajes manejados _____ **179**

| | |
|---|-----|
| Resumen del Capítulo | 181 |
| Abstract..... | 185 |
| 1. Introduction | 186 |
| 2. Material and Methods | 188 |
| 2.1. Data and analysis scale..... | 189 |
| 2.2. Model construction and evaluation..... | 192 |
| 3. Results | 194 |
| 4. Discussion..... | 198 |
| 5. Conclusions and Management Implications..... | 201 |

Capítulo 6. Control Animal Automatizado: ¿puede modificarse el comportamiento del ganado vacuno en pastoreo con estimulaciones desagradables discontinuas? _____ 203

| | |
|---|------------|
| Resumen del Capítulo | 205 |
| Abstract..... | 209 |
| 1. Introduction | 210 |
| 2. Methods | 212 |
| 2.1. Experimental site..... | 212 |
| 2.2. Monitoring and stimulation devices | 213 |
| 2.3. Preparation of cattle..... | 214 |
| 2.4. Experimental treatment..... | 215 |
| 2.5. Data recorded, processing, and statistical analyses..... | 217 |
| 3. Results | 218 |
| 4. Discussion..... | 222 |
| 5. Implications | 225 |
| Discusión Conjunta _____ | 227 |
| Conclusiones _____ | 235 |
| Conclusions | 239 |
| Bibliografía _____ | 243 |

RESUMEN

La vida campesina es una vida dedicada por entero a la supervivencia. Ésta es tal vez la única característica totalmente compartida por todos los campesinos a lo largo y ancho del mundo.

La palabra superviviente tiene dos significados. Denota a alguien que ha vivido y superado trances muy duros. Y también denota a la persona que ha seguido viviendo cuando otras han desaparecido o perecido. Es en este segundo sentido como yo utilizo el término en relación con el campesinado.

Cuando un campesino se resiste a la introducción de nuevas técnicas o métodos de trabajo, no lo hace porque no vea sus posibles ventajas (su conservadurismo no tiene nada que ver con la ceguera o con la pereza), sino porque cree que esas ventajas, dada la naturaleza de las cosas, no pueden estar garantizadas y si fallaran, él se vería solo, aislado, desgajado de la rutina de la supervivencia.

JOHN BERGER

Puerca tierra

El término áreas pasto-cortafuegos es un neologismo que se emplea para denominar aquellas zonas de baja combustibilidad, ubicadas estratégicamente en los montes, que son gestionadas mediante pastoreo con ganado para contrarrestar el desarrollo natural de la vegetación y así mantenerlas en condiciones adecuadas para la prevención de incendios forestales. El uso de esta práctica silvopastoral está creciendo en la Europa mediterránea, donde es necesario mejorar las estrategias de prevención con las que se afronta la proliferación de incendios registrada en las últimas décadas. De hecho, tal y como se argumenta en la introducción, el declive generalizado del pastoreo del monte ha contribuido a este incremento de incendios; ahora son los propios programas de prevención de incendios forestales quienes incentivan su recuperación, al utilizar el pastoreo como herramienta complementaria para el mantenimiento de áreas cortafuegos.

Andalucía es una de las regiones en las que la gestión silvopastoral de áreas cortafuegos ha comenzado a utilizarse recientemente. Dado el carácter innovador de esta gestión, la Junta de Andalucía solicitó el apoyo científico del grupo de Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos del CSIC para realizar los primeros ensayos y acompañar la puesta en marcha de la denominada Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía (RAPCA). Esta tesis doctoral se ha desarrollado en el marco de esta colaboración, por lo que los trabajos presentados en los distintos capítulos son de carácter aplicado y procuran resolver cuestiones muy concretas, siempre ligadas a la integración del pastoreo en la prevención de incendios forestales.

En el primero de ellos se presenta la metodología de seguimiento que se ha aplicado en la RAPCA con el fin de evaluar la efectividad del pastoreo y corregir las deficiencias detectadas durante sus primeros años. Más concretamente, durante dos años se caracterizaron más de 2.000 ha de áreas pasto-cortafuegos y se evaluó el pastoreo realizado en ellas mediante parámetros de campo, como las tasas de consumo de la vegetación por el ganado y una evaluación global del nivel de pastoreo observado. A partir de estos parámetros se estimó el nivel de cumplimiento de los objetivos de pastoreo en cada área pasto-cortafuegos, tanto individualmente (el primer año) como a través de funciones de clasificación automática (el segundo año), que habían sido elaboradas al efecto y resultaron muy fiables. Además, se discute la posibilidad de simplificar la evaluación del pastoreo en base al análisis de los resultados de estos años. Entre las características de las áreas pasto-cortafuegos, se concluyó que un mayor volumen de matorral afectaba negativamente al éxito del pastoreo, mientras que otros parámetros analizados (como la pendiente, la distancia al aprisco o el tipo de ganado) no ejercieron una influencia destacable sobre la efectividad del pastoreo en la RAPCA.

En los tres siguientes trabajos, la tesis se centra en una finca experimental piloto situada en los altiplanos de Guadix (provincia de Granada), una zona de clima mediterráneo semiárido. En estos trabajos se abordan la apertura de un área cortafuegos en una repoblación, las consecuencias que tiene su manejo con ganado sobre la vegetación, y la respuesta al pastoreo de un arbusto forrajero que podría ser utilizado en áreas pasto-cortafuegos para mejorar la oferta de pastos. En efecto, para la creación de un área cortafuegos en esta zona de estudio se aplicaron dos tipos de clareos, con tres intensidades distintas, sobre una repoblación joven de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). Se establecieron parcelas de seguimiento para estudiar estos tratamientos, que fueron comparados en términos de estructura forestal resultante y crecimiento del arbolado durante los cuatro años siguientes a la intervención. Además de sus implicaciones de cara a la prevención de incendios, en el análisis se incluyen también consideraciones sobre otros objetivos de gestión que podrían alcanzarse paralelamente mediante estos clareos. En este último sentido, resultó ejemplar el clareo intenso con selección de árboles al azar, dado que consiguió desdibujar el patrón regular de plantación del arbolado, y dotar así de mayor naturalidad espacial a la repoblación.

El área cortafuegos creada mediante los clareos rodeaba una faja cortafuegos desarbolada que existía con anterioridad. Toda esta zona comenzó a ser pastada estacionalmente por un rebaño de ganado ovino y, durante tres años, se realizó un seguimiento del efecto del ganado sobre el pastizal de la zona desarbolada y sobre jóvenes encinas (*Quercus rotundifolia* Lam.) situadas en el sotobosque del pinar clareado. Al efecto de poder comparar zonas pastoreadas y excluidas al ganado, se instalaron parcelas de exclusión a lo largo de la faja cortafuegos. En las evaluaciones se emplearon tanto métodos destructivos (cuadrados de corte para evaluar biomasa) como no destructivos (método *point intercept* para estudiar la cobertura del suelo y la composición botánica). El impacto del pastoreo fue destacado en la cobertura del suelo y, particularmente, en el porcentaje de suelo desnudo, que se incrementó con el pastoreo. En cambio, los parámetros ligados a la composición botánica se vieron mucho más afectados por variaciones ambientales entre años, como la pluviometría, que por el pastoreo. Para el estudio del impacto sobre las jóvenes encinas, se comparó la evolución en tamaño de un elevado número de ejemplares que disponían de protectores con la de otros que estaban expuestos al ganado. Al cabo de tres años, las encinas ramoneadas habían mantenido un cierto crecimiento, pero eran significativamente menores en tamaño que las encinas protegidas.

En el tercer trabajo realizado en la finca piloto, se evalúa la respuesta al pastoreo del salado blanco (*Atriplex halimus* L.), un arbusto forrajero autóctono que, al ser poco inflamable,

resulta idóneo para áreas pasto-cortafuegos. Nuevamente, se compararon arbustos excluidos al pastoreo frente a otros que fueron ramoneados estacionalmente por ganado ovino durante tres años consecutivos. Las mediciones periódicas del tamaño de los arbustos mostraron que el pastoreo reducía su volumen notablemente en una zona con buen suelo y acceso a agua, mientras que las diferencias eran mínimas en otra zona próxima, pero que ofrecía peores condiciones para el crecimiento. En todo caso, se observó que el salado blanco siempre rebrotaba vigorosamente tras ser ramoneado. Al final de los tres años, se cortaron y pesaron por fracciones (forraje y leño) una muestra de los arbustos experimentales, lo que permitió detectar que aquellos que habían sido ramoneados se habían compactado y, por tanto, concentraban una mayor biomasa de lo esperado en su menor volumen.

Posteriormente, la tesis retoma la escala regional de Andalucía para analizar un fenómeno ligado al pastoreo y a los incendios forestales: las quemas para la regeneración de pastos, una de las causas más importantes de ignición de incendios en los países mediterráneos. Tomando en consideración que estas quemas se realizan para gestionar los recursos pascícolas disponibles para la ganadería extensiva, planteamos la hipótesis de que una mayor frecuencia de igniciones de incendios por quemas de pastos podía estar asociada a patrones de uso del suelo. El estudio se centró en 24 unidades de paisaje que se correspondían con los parques naturales de Andalucía. La ocurrencia de quemas pastorales se calculó a partir de la base de datos nacional de incendios, mientras que los usos del suelo en esas unidades se obtuvieron a partir de un mapa oficial, se interpretaron desde un punto de vista pastoral y sus patrones se analizaron con el software *Fragstats*. Las relaciones se modelizaron mediante redes neuronales, lo que permitió identificar varios patrones de uso del suelo que estaban significativamente correlacionados con la ocurrencia de incendios por quemas pastorales.

El último tema que se aborda en la tesis es la tecnología conocida como *vallados virtuales*, que combina el posicionamiento animal mediante GPS con estímulos desagradables para modificar el comportamiento del ganado en pastoreo. Aunque aún se encuentra en investigación, en un futuro esta tecnología podría ser útil para concentrar el ganado en áreas pasto-cortafuegos. Una de las limitaciones de los vallados virtuales es que los dispositivos portados por los animales (habitualmente collares) agotan rápidamente la energía de las baterías. En tal sentido, se realizó un estudio de campo replicado para determinar si el sistema mantiene su efectividad cuando los dispositivos se apagan parte del tiempo para ahorrar energía. De acuerdo con el diseño experimental, se comparó el comportamiento animal en dos períodos sucesivos: en el primero, los animales podían utilizar el pastizal sin recibir estimulación alguna; en el segundo, en cambio,

los animales recibían un estímulo desagradable si se internaban en una zona de restricción. La aplicación del estímulo era discontinua, dado que los dispositivos se inactivaban durante intervalos de duración aleatoria que equivalían a un 75% del tiempo total. A pesar de estas discontinuidades, el uso de la zona de restricción se redujo drásticamente entre el primer y el segundo periodo, lo que demostró que la utilización de esta estrategia de ahorro energético no compromete la efectividad del sistema.

SUMMARY

The term *grazed fuelbreaks* refers to those low combustibility areas, located strategically in the forest, which are grazed by livestock to offset vegetation growth and so maintain them in adequate conditions for wildfire prevention purposes. This silvopastoral practice is increasingly used in Mediterranean Europe, where there is a need to improve the prevention strategies set up to face the proliferation of wildfires registered in the last few decades. Indeed, as argued in the introduction, the generalised decline in livestock grazing on range and forestlands has contributed to this increase in wildfires; currently, the wildfire prevention programmes themselves are encouraging its recovery, as they make use of livestock grazing as a complementary tool for the maintenance of fuelbreaks.

Andalusia is one of the regions where the silvopastoral management of fuelbreaks has recently started to be used. This management being innovative, the Government of Andalusia sought the scientific support of the Mediterranean Pastures and Silvopastoral Systems group from the CSIC (Spanish National Research Council) to perform the first experiments and support the creation of the Grazed Fuelbreak Network in Andalusia (RAPCA). This PhD thesis was developed in the frame of this collaboration, so the studies presented in the different chapters are all applied research and aim to answer very specific questions, always linked to the integration of livestock grazing into wildfire prevention.

First of all, we present the monitoring methodology applied in the RAPCA to evaluate the effectiveness of grazing and correct deficiencies detected in the first years of the network. More specifically, over 2,000 hectares of fuelbreaks were characterised in two consecutive years and grazing in them was evaluated using field parameters such as the utilization rate of vegetation by livestock and the general grazing level observed. These parameters were employed to estimate the level of accomplishment of the grazing objectives in each fuelbreak, both through individual assessments (first year) and with automatic classification functions (second year), which had been

specifically calculated and were very reliable. Further, the possibility of simplifying the monitoring methodology is discussed on the basis of the results obtained during these years. Regarding fuelbreak characteristics, larger shrub volumes were found to negatively affect the accomplishment of grazing objectives, whereas other parameters analysed (such as steepness, distance to animal shelter or type of livestock) were not particularly influential on grazing effectiveness in the RAPCA.

Next, the thesis focuses on three experiments performed in the same pilot study area, which is located on the highlands of Guadix (province of Granada, south-eastern Spain), where the climate is semiarid Mediterranean. These studies tackle the creation of a fuelbreak within a planted forest, the consequences of its pastoral management on vegetation, and the response to grazing of a fodder shrub which could be used in grazed fuelbreaks to improve pasture resources. Indeed, two types of thinning at three different intensities were applied in the creation of a fuelbreak within a young Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) planted forest located in this study area. Monitoring plots were established to study these treatments, which were compared in terms of the resulting forest stand structure and tree growth four years following thinning. On top of the implications for wildfire prevention, the analysis also considers other management goals that could be attained through thinning. In this regard, intense thinning with random selection of trees was a particularly remarkable treatment, as it successfully transformed the regular tree plantation pattern into a near-natural spatial distribution of trees.

The fuelbreak created through thinning surrounded a preexisting linear treeless firebreak. All this area started to be grazed seasonally by a sheep flock and, during three years, we monitored the effect of grazing on herbage in the treeless area, and on holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) saplings growing under the thinned pine forest. Livestock enclosures were set up on the firebreak to compare grazed and non-grazed areas. In the evaluation, we used both destructive methods (herbage cutting in quadrats to estimate biomass) and non-destructive ones (*point intercept* method to study soil cover and botanical composition). The impact of grazing was remarkable on soil cover and, particularly, in the percentage of bare soil, which increased with grazing. In contrast, parameters linked to botanical composition were affected to a much greater extent by environmental variations between years, such as rainfall, than by grazing. The impact on holm oaks was studied by comparing the evolution in size of a large number of saplings that were protected, with that of other holm oaks exposed to grazing. At the end of three years, browsed holm oaks had maintained some growth, but were significantly smaller than non-browsed saplings.

In the third experiment performed in the pilot study area, we evaluated the response to grazing of the Mediterranean saltbush (*Atriplex halimus* L.), an autochthonous fodder shrub which, due to its low flammability, is particularly adequate for grazed fuelbreaks. Again, shrubs excluded from grazing were compared to others browsed seasonally by a sheep flock in three consecutive years. The periodical shrub size measurements showed that grazing reduced shrub volume notably in an area with good soil and more water available, whereas differences were minimal in a nearby area with poorer conditions for growth. In all cases, shrubs resprouted vigorously after being browsed. At the end of three years, a sample of the shrubs was cut and its fractions (fodder and wood) weighed, which led to detecting that browsed shrubs had become more compact and, therefore, concentrated more biomass than expected in their smaller volume.

Subsequently, the thesis comes back to the regional scale of Andalusia to analyse a phenomenon linked to livestock grazing and wildfires: the use of fire to regenerate rangelands, a major cause of wildfires in Mediterranean countries. Considering that pastoral fire is used to manage the pasture resources available for grazing livestock, we hypothesised that a higher rate of pastoral wildfire ignitions could be associated with land cover patterns. The study was focused on the landscapes of 24 Nature Parks in Andalusia. Pastoral wildfire occurrence was calculated from the national wildfire database, whereas land cover in those landscapes was obtained from an official map, interpreted from a pastoral perspective and patterns were analysed using the software *Fragstats*. Relationships were modelled with neural networks, which led to identifying several land cover patterns that were significantly correlated with pastoral wildfire occurrence.

The last subject researched in this thesis is the technology called *virtual fencing*, which combines animal positioning through GPS with aversive stimulation to modify livestock grazing behaviour. This technology is still in research, but it could be useful in the future to concentrate livestock in grazed fuelbreaks. One of the limitations of virtual fencing is that animal-borne devices (usually collars) deplete energy in the batteries very fast. Consequently, we performed a replicated field experiment to determine whether the system remains effective when devices are switched off part of the time to save energy. According to the experimental design, we compared animal behaviour in two successive periods: in the first one, animals could use paddocks without receiving any stimulation; in the second period, instead, animals received aversive stimuli if they moved into a restriction zone. The application of stimuli was discontinuous, as the devices were disabled for intervals of random duration that equalled 75% of total time. Despite these discontinuities, the use of the restriction zone was drastically reduced between the first and

second periods, which proved that the use of this strategy to save energy does not compromise the effectiveness of the system.

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

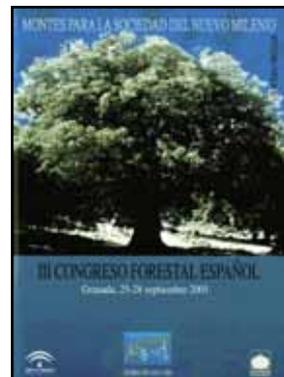
*Las cinco grandes etapas de la humanidad occidental han sido:
la recolectora, que hizo físicamente hombres a los monos,
la cazadora, con que adquirieron la estructura mental humana y la capacidad de conquista,
la pastoril, que nos atañe, y las ulteriores que nos aquejan, es decir,
la agrícola, que inundó el globo de seres humanos,
y la industrial, activamente dedicada a destruirlo.
Ahora mismo tengo la impresión de que esa etapa tan conspicua de la evolución humana
que fue el pastoralismo, creador de imperios, no ha sido objeto de ningún estudio serio.
Merece por lo menos un ensayo.*

JOSÉ ANTONIO VALVERDE

Los lobos de Morla

1. JUSTIFICACIÓN

La oportunidad y el sentido de esta tesis doctoral tienen su origen en el III Congreso Forestal Español, celebrado en Granada en el año 2001. Allí, José Luis González Rebollar impartió una ponencia bajo el título *Reflexiones desde los límites del monte*, en la que abordó la necesidad de superar la artificiosa frontera que separaba la gestión forestal de los usos rurales en los que había estado enmarcada durante siglos, especialmente los usos ganaderos. Como buen ejemplo de los beneficios que se podrían obtener con una gestión silvopastoral integrada, el Dr. González Rebollar expuso en su ponencia las grandes líneas del programa *Réseau Coupures de Combustibles* (RCC, Red de Áreas Cortafuegos), desarrollado en el sudeste francés. En esa región, el pastoreo era una herramienta que se empleaba para la prevención de incendios desde hacía más de diez años, y en su planificación y desarrollo participaban múltiples agentes, desde el propio sector forestal y ganadero hasta las cámaras agrarias y los organismos de investigación. Precisamente había sido durante una estancia postdoctoral, realizada en 1997 por Ana Belén Robles Cruz en el Departamento de Ecodesarrollo del INRA de Avignon, cuando ambos investigadores pudieron conocer de primera mano la gestión silvopastoral que se realizaba en el programa francés RCC. Así se concibió la posibilidad de estudiar su aplicación también en España. Los Dres. González Rebollar y Robles Cruz se convertirían, a la postre, en los directores de esta tesis doctoral.



Entre el público de la sala del III Congreso Forestal Español se encontraban dos personas sin las cuáles esta tesis doctoral tampoco habría tenido lugar: un director general y un estudiante. José Guirado Romero era en aquel momento, y lo fue hasta 2008, Director General de Gestión del Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Tras la ponencia, el Sr. Guirado Romero solicitó al grupo de investigación del CSIC liderado por el Dr. González Rebollar, *Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos*, la redacción de un proyecto orientado a evaluar las posibilidades de aplicación del modelo silvopastoral RCC en Andalucía. Dicho proyecto fue preparado en colaboración con el grupo de investigación forestal del CIFA de Granada (actualmente IFAPA-Centro Camino de Purchil), liderado por Estanislao de Simón Navarrete, doctor ingeniero de montes y, a la sazón, director de dicho centro. El proyecto se denominó *Las áreas pasto-cortafuegos como experiencia de silvicultura preventiva en los espacios forestales y agroforestales mediterráneos*. La Consejería de Medio Ambiente aprobó el proyecto y,

con la financiación aportada, se iniciaron en 2003 los primeros estudios en una finca experimental propiedad de la Junta de Andalucía.

Fruto de los alentadores resultados que enseguida empezaron a mostrar estos primeros trabajos científicos, la Consejería de Medio Ambiente propuso al grupo del CSIC un segundo proyecto en 2006, que se desarrollaría a una escala de gestión más amplia. Así nació el *Estudio y seguimiento de la red de cortafuegos en los parques naturales de Sierra Nevada, Los Alcornocales y Sierra de las Nieves*, que se convertiría en el germen de la actual Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía (RAPCA). Entre los objetivos de este nuevo proyecto se encontraba también la valoración económica del pastoreo en áreas cortafuegos frente a otras alternativas de mantenimiento, tarea que asumiría Elsa Varela Redondo tras incorporarse al grupo de investigación. En 2010, la RAPCA abarcaba ya unas 2.200 hectáreas de áreas cortafuegos pastoreadas con la colaboración de 67 ganaderos, y las previsiones existentes para 2011 indican que se va a producir una importante expansión de la RAPCA por toda la geografía andaluza, con más de 200 ganaderos dispuestos a participar en el programa.

La segunda persona que se encontraba en la sala en aquel III Congreso Forestal Español es el autor de esta tesis doctoral, Jabier Ruiz Mirazo, quien por aquel entonces estudiaba Ingeniería de Montes en la Universidad Politécnica de Madrid. Al escuchar los planteamientos expuestos en la ponencia, le resultó especialmente atrayente la propuesta de integrar el pastoreo con ganado en la gestión forestal, una propuesta que se alejaba de no pocos dogmatismos e incorporaba elementos de sensatez ecológica y social. El futuro doctorando conoció al grupo de *Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos* a través del programa de becas de introducción a la investigación del CSIC, en sus ediciones de 2002 y 2003, y una vez finalizados sus estudios de Ingeniería de Montes, se incorporó al grupo en abril de 2004. A partir de entonces se desarrollarían los diversos trabajos de investigación que se presentan en esta tesis doctoral.

El hilo conductor de la tesis es la integración del pastoreo en la prevención de incendios forestales. Así lo refleja el título de la misma, si bien se emplea un neologismo (área pasto-cortafuegos) brevemente definido para referirse a la forma más habitual en la que se suele producir esta integración. En efecto, el pastoreo de áreas cortafuegos configura un sistema silvopastoral (es decir, una zona donde se combinan usos forestales y pastorales) cuyo objetivo principal es la prevención de incendios.

Debido a su carácter innovador, este sistema silvopastoral ofrece un amplio campo de estudio y muchas preguntas por responder: ¿Cuál es la relación entre la carga ganadera aplicada y la reducción en el riesgo de incendios? ¿Cómo asegurar una carga ganadera suficiente? ¿Es

necesario hacer mejoras de pastos o instalar puntos de agua o comederos? ¿Es posible hacer esas mejoras con siembras de especies autóctonas no agrícolas? ¿Qué consecuencias tiene el pastoreo aplicado sobre la biodiversidad? ¿Qué especie de ganado resulta más efectiva sobre cada tipo de vegetación? ¿Cómo hacer un clareo de la masa forestal para crear o ampliar un área cortafuegos? ¿Puede el ganado tener un impacto negativo sobre el arbolado? ¿Qué hacemos si no se dispone de un pastor? ¿Utilizamos vallados o existen otras alternativas?, etc.

Como es natural, en esta tesis doctoral sólo ha sido posible abordar una pequeña parte de las innumerables preguntas existentes, ya que así lo imponen el grado de precisión y de detalle necesarios para la creación de conocimiento científico. En todo caso, una de las características destacables de esta tesis es que, desde su concepción, ha pretendido ser un apoyo científico para la puesta en marcha de la RAPCA, el antedicho programa de gestión silvopastoral para la prevención de incendios en Andalucía. Por tanto, los trabajos tienen un carácter aplicado muy importante y, en su mayor parte, se han completado en situaciones reales de gestión, con las dificultades y representatividad que ello conlleva. Además, los objetivos y diseño de los trabajos siempre procuran resolver cuestiones muy concretas que afectan a la gestión silvopastoral para la prevención de incendios, y así se presentan y discuten los resultados obtenidos.

2. ESTRUCTURA

Como buen exponente del carácter aplicado de los trabajos, en el Capítulo I de esta tesis doctoral se abordan los seguimientos técnicos realizados en todo el conjunto de la RAPCA en 2008 y 2009, que han permitido monitorizar esta red y corregir las deficiencias detectadas a lo largo de los primeros años de aplicación del pastoreo en áreas cortafuegos en Andalucía. Ello ha implicado un desarrollo metodológico previo, en estrecha colaboración con el personal técnico del programa.

Los trabajos contenidos en los Capítulos 2, 3 y 4, en cambio, se centran en la zona experimental donde se iniciaron los estudios científicos: la finca Cortijo Conejo y Albarrán, situada en el término municipal de Guadix. Una de las primeras acciones del proyecto fue la creación de un área cortafuegos en dicha finca y, más concretamente, en una joven repoblación de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). Para ello se aplicaron seis clareos diferentes sobre la masa forestal, cuyas consecuencias sobre la diversidad estructural de la repoblación y el crecimiento del arbolado se analizan en el Capítulo 2.

Tras la creación del área cortafuegos, la zona empezó a ser pastoreada con un rebaño de ganado ovino. Esta gestión silvopastoral se evalúa en el Capítulo 3, en el que se estudia el impacto del ganado tanto sobre el estrato herbáceo, como sobre jóvenes encinas (*Quercus rotundifolia* Lam.) situadas en el sotobosque del pinar. En el Capítulo 4, por su parte, se estudia la respuesta del salado blanco (*Atriplex halimus* L.) al pastoreo estacional. Este arbusto presenta tanto aptitud forrajera como baja inflamabilidad, por lo que podría emplearse para realizar mejoras de pastos en áreas pasto-cortafuegos, un tipo de actuación silvopastoral también contemplado en el proyecto de investigación.

Los siguientes dos capítulos abordan sendas cuestiones técnicas y sociales ligadas a la figura de los pastores. Si bien los pastores colaboran activamente en la prevención de incendios en programas como la RAPCA, al responsabilizarse del mantenimiento de áreas pasto-cortafuegos, no es menos cierto que el uso tradicional del fuego para la regeneración de pastos es una causa importante de ignición de incendios. En este sentido, en el Capítulo 5 se realiza un estudio comparativo entre varias unidades de paisaje de Andalucía, con el objetivo de determinar si existe alguna relación entre las quemas de pastos registradas y los patrones de uso del suelo existentes en esas unidades. Este trabajo es fruto de una estancia del doctorando en la Universidad de Lleida, realizada entre marzo y mayo de 2007 bajo la supervisión de la Dra. Vega García.

Por otra parte, es conocido el hecho de que la profesión de pastor se encuentra en declive. Sin embargo, existen herramientas tecnológicas modernas de apoyo a la gestión ganadera que podrían aliviar parte del trabajo y hacerlo más atractivo a las jóvenes generaciones. En tal sentido, el Capítulo 6 recoge una investigación sobre los vallados virtuales, una tecnología de Control Animal Automatizado que combina el posicionamiento de animales mediante GPS con una serie de estímulos desagradables que permiten modificar el comportamiento del ganado en pastoreo. Este trabajo se realizó durante una estancia del doctorando en Rockhampton (Queensland, Australia), entre agosto y noviembre de 2008. La investigación se desarrolló en el centro *JM Rendel Laboratory*, perteneciente a la división *Livestock Systems* del CSIRO, bajo la supervisión de los Dres. Bishop-Hurley y Swain.

Como puede observarse, cada uno de los trabajos de investigación aquí recogidos aborda un tema relativamente diferente, por lo que se ha optado por estructurar la tesis doctoral en módulos independientes. Así, cada capítulo contiene todos los elementos propios de un trabajo científico *per se*: introducción, material y métodos, resultados, discusión y conclusiones. Las referencias citadas, en cambio, se han reunido en una única Bibliografía disponible al final de la

tesis doctoral, para evitar así su repetición en distintas secciones del documento. Esta estructuración de la tesis, avalada por la normativa de doctorado de la Universidad de Granada, se adecúa a la publicación de cada una de las investigaciones de forma independiente, si bien hemos procurado asegurar la coherencia y el sentido global de la tesis con contenidos complementarios. A tal efecto, el tema de tesis se presenta de forma amplia en la Introducción General, la zona principal de ensayos se caracteriza en la Descripción de la Zona de Estudio, mientras que los principales resultados obtenidos se contextualizan y destacan en las secciones finales de Discusión Conjunta y Conclusiones.

Dado que los seis capítulos de esta tesis doctoral han sido preparados para su publicación en revistas internacionales (ver detalles en el apartado siguiente), sus contenidos están escritos en inglés, el idioma predominante para la comunicación científica. En todo caso, al inicio de cada capítulo se ofrece un resumen amplio escrito en español para facilitar su lectura. Por último, el resumen y las conclusiones de la tesis se presentan tanto en español como en inglés, pues es un requisito para la obtención de la mención *Doctorado Internacional* en la Universidad de Granada.

2.1. Estado de publicación de los trabajos

Capítulo 1. Evaluación durante dos años de las áreas pasto-cortafuegos en el programa de prevención de incendios de Andalucía.

Título en inglés: *Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain)*

Autores: Jabier Ruiz-Mirazo, Ana Belén Robles y José Luis González-Rebollar

Publicado en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 141, Issue 1-2 (2011): 13-22.



Capítulo 2. Crecimiento y estructura de una reforestación joven de pino carrasco tras la aplicación de seis regímenes de clareos.

Título en inglés: *Growth and structure of a young Aleppo pine planted forest after the application of six thinning regimes*

Autores: Jabier Ruiz-Mirazo y José Luis González-Rebollar

En preparación para su envío a *Annals of Forest Science*.

Capítulo 3. Evolución del estrato herbáceo y de encinas jóvenes bajo pastoreo con ganado ovino en un sistema silvopastoral para la prevención de incendios en el sudeste español.

Título en inglés: *Herbage and holm oak sapling evolution under targeted sheep grazing in a silvopastoral wildfire prevention system in south-eastern Spain*

Autores: Jabier Ruiz-Mirazo y Ana Belén Robles

En preparación para su envío a *Agroforestry Systems*.

Capítulo 4. Respuesta a corto y medio plazo de *Atriplex halimus* L. al pastoreo estacional repetido en el sudeste español.

Título en inglés: *Short- and medium-term response of Atriplex halimus L. to repeated seasonal grazing in south-eastern Spain*

Autores: Jabier Ruiz-Mirazo y Ana Belén Robles

Publicado en *Journal of Arid Environments*, Vol. 75, Issue 6 (junio de 2011): 586-595.



Capítulo 5. Los incendios por quemas de pastos en el Mediterráneo: análisis de sus conexiones con los patrones de uso del suelo en paisajes manejados.

Título en inglés: *Pastoral wildfires in the Mediterranean: understanding their linkages to land cover patterns in managed landscapes*

Autores: Jabier Ruiz-Mirazo, Jesús Martínez-Fernández y Cristina Vega-García

Enviado a *Journal of Environmental Management*. A la espera de contestación.

Capítulo 6. Control Animal Automatizado: ¿puede modificarse el comportamiento del ganado vacuno en pastoreo con estimulaciones desagradables discontinuas?

Título en inglés: *Automated animal control: can discontinuous monitoring and aversive stimulation modify cattle grazing behaviour?*

Autores: Jabier Ruiz-Mirazo, Greg J. Bishop-Hurley y Dave L. Swain

Aceptado para publicación en *Rangeland Ecology and Management*, Vol. 64, Issue 3 (mayo de 2011).



3. OBJETIVOS

El objetivo general de la tesis doctoral es producir conocimiento científico aplicable a la gestión silvopastoral de áreas cortafuegos, con el fin último de contribuir a mejorar la integración del pastoreo en los programas de prevención de incendios.

En los seis trabajos de investigación que forman parte de la tesis, se abordan los siguientes objetivos específicos:

- **Capítulo 1.** En base a los datos recogidos durante dos campañas de seguimiento de la Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía: 1) identificar que características de las áreas pasto-cortafuegos y del ganado fueron factores clave para que el pastoreo fuera efectivo; 2) determinar qué parámetros de campo son los más adecuados para evaluar el nivel de cumplimiento de los objetivos de pastoreo; y 3) presentar un sistema contrastado y proponer una sistema aligerado para el seguimiento y la evaluación, a escala regional, del pastoreo en áreas cortafuegos.
- **Capítulo 2.** Crear un área cortafuegos piloto en una joven repoblación forestal de pino carrasco, y comparar los seis regímenes distintos de clareo aplicados desde un prisma de gestión multifuncional basándose en el tamaño y crecimiento del arbolado en los cuatro años siguientes al clareo, así como en la estructura de la masa forestal (i.e., distribución espacial del arbolado y diversidad-diferenciación de tamaños).
- **Capítulo 3.** Evaluar el pastoreo realizado en el área cortafuegos piloto por un ganadero profesional durante tres años, a fin de: 1) cuantificar el impacto del pastoreo en la biomasa herbácea y la cobertura del suelo; 2) detectar cambios en la composición botánica y diversidad del pastizal; y 3) medir el efecto del pastoreo en el crecimiento de jóvenes encinas.
- **Capítulo 4.** Valorar la respuesta al pastoreo a corto y a medio plazo de *Atriplex halimus*, una especie arbustiva que podría emplearse como recurso forrajero en áreas pasto-cortafuegos, tomando en consideración los siguientes parámetros: el crecimiento de los arbustos, la producción de forraje y leño, la compacidad de los arbustos y el contenido en humedad de los brotes en verano.
- **Capítulo 5.** En vista de la importancia del fenómeno de las quemas para la regeneración de pastos y en base a los registros oficiales de causas de incendios forestales durante un período de trece años, identificar, mediante modelización con redes neuronales artificiales,

qué patrones de uso pastoral del suelo, entre los existentes en los parques naturales andaluces, han estado ligados a una mayor ocurrencia de incendios por quemas de pastos.

- **Capítulo 6.** Determinar si los sistemas de Control Animal Automatizado, una tecnología basada en la localización del ganado por GPS y en la aplicación de estímulos sensoriales desagradables, modifican de forma efectiva el comportamiento del ganado en pastoreo incluso cuando los dispositivos que portan los animales están apagados parte del tiempo para ahorrar energía.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Herbivores, wild or tame, have always played a key role in European nature. A very large proportion of European plants and animals are now dependent for their survival on domesticated herbivores, and are therefore facing a critical situation, since almost all traditional grazing systems are in the process of disappearing.

*URBAN EMANUELSSON
The rural landscapes of Europe*

1. PASTOREO Y PREVENCIÓN DE INCENDIOS FORESTALES

1.1. Proliferación y prevención de incendios

En España, el número de incendios forestales y su impacto territorial iniciaron un crecimiento importante a partir de los años setenta del siglo XX (Fig. 1). Aunque el número de incendios y conatos (incendios menores de 1 ha) sigue siendo muy elevado (entre 10.000 y 25.000 siniestros por año), la continuada mejora de los recursos dedicados a la detección y extinción desde los años noventa ha permitido reducir significativamente la superficie forestal quemada anualmente (Ministerio de Medio Ambiente, 2007, y posteriores informes anuales). Sin embargo, se siguen produciendo ocasionalmente grandes incendios forestales que resultan devastadores y ante los que poco pueden hacer los medios de extinción.

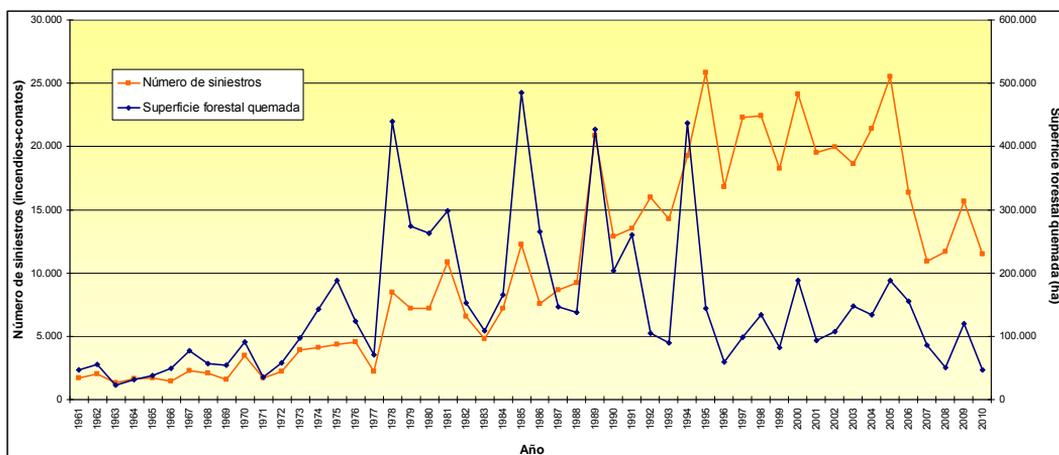


Fig. 1. Evolución del número de siniestros y de la superficie afectada por incendios forestales a lo largo de los últimos 50 años.

Habitualmente, estos grandes incendios suceden en aquellos días de gran riesgo meteorológico (altas temperaturas, baja humedad relativa y fuertes vientos), en los que una fuente de ignición y una elevada carga de combustibles en el monte completan las condiciones óptimas para el incendio. Posiblemente, el propio éxito de los dispositivos de extinción ayuda a que se generen estas condiciones, ya que la ausencia de pequeños incendios permite, a medio y a largo plazo, la acumulación de biomasa de forma homogénea en grandes superficies (Reinhardt *et al.*, 2008). Ante todo ello, diferentes expertos coinciden en señalar que, para continuar reduciendo los riesgos de incendios y que su impacto sobre el territorio sea asumible, es necesario fomentar las actuaciones preventivas (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000; Vélez, 2007).

La prevención de incendios suele tratarse desde dos perspectivas: la prevención social y la selvicultura preventiva. La prevención social trabaja con el elemento humano a través de distintas estrategias (concienciación y participación social, prevención e investigación de causas, vigilancia disuasoria, etc.). Su principal objetivo es la reducción del número de igniciones provocadas por las actividades humanas, que son las causantes del 94% de los incendios en España (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). En el Apartado 2.4 de esta Introducción General se describe un programa ejemplar de prevención social cuyos destinatarios son los ganaderos. Por su parte, la selvicultura preventiva tiene por objetivo el reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales ante los incendios, de tal forma que, caso de producirse, se reduzca su extensión e impacto.

En España, la selvicultura preventiva suele identificarse con las actuaciones ligadas a crear y mantener zonas de baja combustibilidad (que denominaremos de forma genérica áreas cortafuegos) en ubicaciones estratégicas en los montes, tales como su perímetro exterior o a lo largo de pistas forestales. La tipología de áreas cortafuegos es muy variada (desde cortafuegos lineales desprovistos de vegetación hasta zonas más amplias y arboladas), pero siempre son zonas con menor cantidad de biomasa que su entorno, en las que la continuidad de los combustibles forestales se interrumpe localmente para dificultar la propagación del fuego (ver ejemplo en la Fotografía 1). En muchos casos, el objetivo principal de las áreas cortafuegos no es tanto detener los incendios sino facilitar que los equipos de extinción puedan desplazarse rápidamente en el interior de la masa forestal, combatir el incendio en condiciones suficientes de seguridad y tener una mayor probabilidad de éxito (Agee *et al.*, 2000).

Esta estrategia de compartimentar la superficie forestal mediante áreas cortafuegos no está exenta de críticas, ya que se trata de actuaciones de efectividad limitada, que no mejoran la resiliencia del ecosistema ante el fuego y que no imitan ningún tipo de proceso natural o cultural en el paisaje. Por estos motivos, serían ecológicamente preferibles los tratamientos a mayor escala que mitigaran la severidad del daño que produciría un incendio forestal sobre el territorio (Reinhardt *et al.*, 2008).

1.2. Viejos usos, nuevas soluciones: la ganadería pastoral

La reciente proliferación de incendios forestales en España y otros países del sur de Europa está estrechamente vinculada al desarrollo socioeconómico. Así lo atestigua la baja incidencia de los incendios en países del sur y el este de la cuenca mediterránea (Vélez, 2007), cuyas condiciones biogeográficas y dominios de vegetación son comunes a los del resto del mediterráneo. En efecto, las condiciones socioeconómicas ligadas a nuestro desarrollo europeo han fomentado la

migración de la población a zonas urbanas y una fuerte polarización de la producción agraria, que se ha intensificado en las zonas más accesibles y productivas del territorio, mientras que todo el resto se ha ido abandonando progresivamente. En consecuencia, se han dejado de practicar ciertas actividades rurales que tenían gran importancia ecológica y cultural (Izquierdo, 2006; Rey-Benayas *et al.*, 2007), pero que dejaron de ser competitivas en un mercado crecientemente globalizado. Se han perdido así muchos cultivos agrícolas en los montes, el aprovechamiento de las leñas o el uso intensivo de los pastos, que mantenían un paisaje heterogéneo y diversificado, menos propicio a los grandes incendios.



Fotografía 1. Área cortafuegos en el monte Quejigales, provincia de Málaga, constituida por un eje central desarbolado y una zona adyacente más amplia con baja densidad de arbolado.

En efecto, una de las actividades rurales en regresión es la ganadería extensiva o pastoral: aquélla que basa la alimentación del ganado en el aprovechamiento a diente de los pastos. Impulsados por la modernización agraria, muchos ganaderos dejaron de pastorear y optaron por abandonar o intensificar sus explotaciones. Debido a la falta de ganado, muchos pastos se han ido embasteciendo y matorralizando, lo que ha contribuido –junto con otros procesos paralelos– a la pérdida de valor de los recursos forestales, a la acumulación de biomasa en el monte, y a la

homogeneización del paisaje (Moreira *et al.*, 2001; Lasanta *et al.*, 2006); una serie de factores que explican, en gran medida, la reciente proliferación de incendios forestales.

Ante la constatación de estos hechos, la ganadería pastoral se reivindica hoy, entre otros motivos, por ser un uso agrario que permite reducir el riesgo de incendios en los montes (González-Rebollar *et al.*, 1999; Lasanta *et al.*, 2006; Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2009). Para la consecución de este objetivo, el pastoreo suele planificarse de tal forma que el ganado se concentra en áreas cortafuegos y, al consumir intensamente la vegetación, ejerce una labor de mantenimiento de la zona. A diferencia de otras herramientas empleadas con estos mismos fines, el pastoreo con ganado es un proceso plenamente natural en los ecosistemas del Mediterráneo (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009), incluso cuando se aplica con una intensidad alta (Perevolotsky & Seligman, 1998) como la necesaria para reducir de forma notable el riesgo de incendios.

1.2.1. Las áreas pasto-cortafuegos: una definición

A lo largo de esta tesis doctoral, empleamos el término áreas pasto-cortafuegos para referirnos, de forma general, a todas aquellas áreas cortafuegos cuyo mantenimiento está basado en el pastoreo. Por tanto, un área pasto-cortafuegos podría definirse como:

Una zona de baja combustibilidad, ubicada estratégicamente en el monte, que es gestionada mediante pastoreo con ganado para contrarrestar el desarrollo natural de la vegetación y así mantenerla en condiciones adecuadas para la prevención de incendios forestales.

Existen muchos otros elementos que caracterizan a las áreas cortafuegos en general (como su forma, extensión, ubicación idónea, técnicas para su creación, etc.), sobre los que puede encontrarse amplia información en otras fuentes muy completas (Rigolot & Costa, 2000; Vélez, 2009). El elemento a destacar de las áreas pasto-cortafuegos es, precisamente, que son pastoreadas con ganado. Esto convierte un área cortafuegos convencional en un sistema silvopastoral singular, que requerirá una gestión específica para que el control de la vegetación resulte muy efectivo.

1.3. Capacidad de control de la biomasa por el ganado

El ganado en pastoreo siempre va a consumir, en mayor o menor grado, la vegetación que se encuentre a su paso, lo que lo convierte en un valioso aliado para la prevención de incendios forestales. Los sistemas silvopastorales que a este efecto se planifiquen en los montes, no

obstante, deben ser diseñados y gestionados de tal forma que se propicie una reducción de biomasa muy alta, superior a la que se produciría con un pastoreo moderado.

La consecución de este objetivo requiere que se reúnan las condiciones adecuadas en un gran número de factores, relacionados tanto con la gestión pastoral que se realice (época, duración y frecuencia del pastoreo, carga ganadera aplicada, etc.), como con las características de la vegetación, las del ganado y sus interacciones. En efecto, la capacidad de los distintos tipos de ganado para controlar la biomasa ha sido analizada en múltiples estudios científicos, realizados en condiciones ambientales y de gestión muy variadas. Como muestra de ello, a continuación se repasan algunos de estos trabajos, que han sido seleccionados por haberse realizado recientemente en diferentes zonas de España y su entorno inmediato.

En ensayos realizados en Galicia, se ha observado que el sotobosque de zarza (*Rubus* L. spp.) no es consumido por el caballo pero sí, en cambio, por las cabras. Sin embargo, especies como el tojo (*Ulex* L. spp.) son consumidas muy intensamente por ambos tipos de animales, lo que puede favorecer la presencia de especies herbáceas (Rigueiro *et al.*, 2005). A igualdad de condiciones, y siempre que el arbolado tenga edad suficiente como para no ser dañado por la cabra, el ganado caprino resulta económicamente más interesante que el equino, ya que el precio en el mercado de las canales de cabrito supera con creces a las de potro. Por su parte, cuando la vegetación a controlar mediante desbroce biológico (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2009) es principalmente herbácea, son más apropiados el ganado ovino y el vacuno.

En un estudio llevado a cabo en la Cordillera Cantábrica, Jauregui *et al.* (2007) compararon el pastoreo de ovino (raza gallega) con el caprino (raza cachemir y local) sobre tojales que habían sido quemados previamente, empleando para ello parcelas valladas donde se confinaba al ganado. Las parcelas experimentales tenían, inicialmente, un 19% de cobertura de tojo (*Ulex gallii* Planch.) y un 22% de herbáceas. El pastoreo de verano con ganado caprino durante cuatro años mantuvo el porcentaje de cobertura de tojo en un 24% (frente a un 44% en el caso del ovino), mientras que las herbáceas se incrementaron hasta un 35% (frente a una reducción al 19% con el ovino). La efectividad de la cabra en contener el desarrollo del tojo fue especialmente acusada en los dos primeros años del ensayo ya que, posteriormente, los tallos y espinas se habían lignificado en exceso, dificultando su consumo. En otro estudio de características similares pero que incluía controles excluidos al ganado (Jauregui *et al.*, 2009), se observó que el ovino también reducía el crecimiento del matorral, si bien el caprino resultó, nuevamente, más efectivo.

En la finca de la Garcipollera, en el Pirineo central, Casasús *et al.* (2007) estudiaron el efecto del pastoreo de primavera y otoño, aplicado con ganado vacuno y cargas moderadas,

sobre el sotobosque de pinares de laricio (*Pinus nigra* subsp. *nigra* Arn.) durante seis años. En las zonas pastadas, la altura y biomasa del estrato herbáceo se mantuvo en los mismos valores iniciales, mientras que se incrementó notablemente (de 8 a 26 cm y de 500 a 1.730 kg ha⁻¹) en parcelas de exclusión que servían como control. Esa misma tendencia se observó al cabo de los seis años en el estrato arbustivo, cuyo volumen pasó de 1.950 a 5.200 m³ ha⁻¹ en las exclusiones, mientras que apenas creció en las zonas pastadas.

En otro ensayo completado en la misma finca pero con ganado caprino, Valderrábano y Torrano (2000) analizaron la evolución bajo pastoreo de la aulaga (*Genista scorpius* (L.) DC.), una de las principales especies de matorral en el sotobosque de estos pinares. La principal conclusión de este estudio fue que el pastoreo de otoño resultaba mucho más efectivo que el de primavera para reducir la supervivencia y el rebrote de las plantas de esta especie. Según los autores, este hecho se debería a que, tras el pastoreo primaveral, las plantas pudieron reaccionar en verano diferenciando numerosas yemas en los tallos restantes, lo que generó un fuerte rebrote al año siguiente; en cambio, el pastoreo otoñal, particularmente cuando fue intenso, supuso el consumo de la práctica totalidad de las partes verdes de los arbustos, incluyendo las yemas generadas en verano, y esto redujo notablemente su capacidad de respuesta al pastoreo.

En la Comunidad Valenciana se realizó un experimento de dos años de duración, en el que se colocaron parcelas de exclusión en áreas cortafuegos recién desbrozadas (Dopazo *et al.*, 2009). El pastoreo aplicado fue con ganado caprino y dirigido por un pastor que cobraba una prima del programa valenciano de fomento del pastoreo en áreas cortafuegos. El fitovolumen arbustivo medido en las zonas pastadas fue entre una tercera y una sexta parte del observado en las exclusiones, lo que constituyó una reducción muy significativa. Entre las especies dominantes, la coscoja (*Quercus coccifera* L.) y el enebro (*Juniperus oxycedrus* L.) fueron muy consumidas, mientras que el romero (*Rosmarinus officinalis* L.) y el tomillo (*Thymus vulgaris* L.) lo fueron menos, si bien el consumo de este último se incrementó notablemente en un período de intensa sequía.

En el ámbito internacional, por último, Étienne *et al.* (1995) observaron en áreas cortafuegos del sudeste francés que el impacto del pastoreo sobre los arbustos variaba según el tipo de ganado (caprino, ovino y bovino, en orden decreciente de impacto). En todos los casos, las tasas de consumo que observaron fueron consideradas insuficientes para contrarrestar completamente el crecimiento arbustivo, por lo que los autores concluyeron que el pastoreo no sustituiría a otros métodos de mantenimiento de áreas cortafuegos, como los desbroces mecánicos, sino que los complementaría retrasando la necesidad de aplicarlos.

Esta tesis doctoral no aborda específicamente la capacidad de distintos tipos de ganado para controlar la vegetación. No obstante, en el Capítulo 3 se analizan tres años de pastoreo con ganado ovino en un área cortafuegos de carácter herbáceo y con presencia de jóvenes encinas, mientras que en el Capítulo I se comparan los resultados obtenidos con ganado ovino y caprino en el conjunto de la RAPCA.

1.4. Integración del pastoreo con la selvicultura preventiva

1.4.1. Planificación del pastoreo

Habitualmente, el pastoreo ha entrado a formar parte de los programas de prevención de incendios como una herramienta complementaria para el mantenimiento de áreas cortafuegos. No obstante, este manejo silvopastoral tiene una aplicabilidad limitada en fajas cortafuegos estrechas (de menos de unos 25 m de ancho) y con escasa producción de pastos, pues el ganado debe realizar largos recorridos sin apenas satisfacer sus necesidades alimentarias. En cambio, es especialmente adecuado para áreas cortafuegos amplias (a partir de 50 m de ancho), parcialmente arboladas y con vegetación más abundante. De hecho, estos espacios más amplios de actuación constituyen un recurso pastoral más valorado por el ganadero encargado de su mantenimiento, lo que facilita la permanencia de atención e interés en el área pasto-cortafuegos.

Los expertos en extinción de incendios, por su parte, preferirían disponer de áreas cortafuegos muy anchas (de más de 125 m) y con poca cobertura arbórea (menor del 50%) para aumentar las probabilidades de éxito (Rigolot, 2002). El pastoreo con ganado resulta idóneo en áreas cortafuegos de semejantes características, ya que el coste de mantenimiento con medios mecánicos se incrementa debido a su mayor superficie, mientras que el ganado transforma la carga de combustible indeseada en un recurso pascícola valioso.

En las áreas cortafuegos de mayor tamaño, puede ser pertinente hacer una planificación diferenciada del manejo pastoral. En el sudeste francés, por ejemplo, es habitual la subdivisión de estas áreas en dos sectores de características y objetivos diferentes (Thavaud, 2006, y Apartado 2.1 de esta Introducción General). En primer lugar tendríamos una zona clave, habitualmente coincidente con el eje principal del área cortafuegos, que deberá ser pastoreada muy intensamente. En segundo lugar se planifica una zona de apoyo, en la que el pastoreo no necesitará ser tan intenso, pero que colabora a reducir la intensidad y velocidad de propagación del fuego antes de su llegada a la zona clave. Asimismo, y para que el propio uso pastoral sea factible, resulta muy recomendable disponer de otros pastaderos cerca de las áreas cortafuegos,

en los que el ganado pueda complementar su dieta con pastos de calidad. En caso contrario, podría ser necesario aportar piensos u otros concentrados como suplemento alimentario para los animales.

Este tipo de planificación del pastoreo responde a la necesidad de concentrar esfuerzos en ciertos sectores del monte para que el ganado tenga un efecto notable de cara a la prevención de incendios. Potencialmente, un pastoreo intenso y generalizado en zonas amplias del monte también reduciría el riesgo de incendios o, al menos, mitigaría la severidad del daño que se produciría en caso de incendio, lo que lo convertiría en un fenómeno más aceptable (Reinhardt *et al.*, 2008). Sin embargo, sea por los condicionantes socioeconómicos, por el bajo valor pastoral del sotobosque o por otros motivos, en la actualidad muchos montes están sujetos a una carga ganadera relativamente baja que, si se aplicara de forma homogénea en el monte, resultaría muy insuficiente para aminorar el riesgo de incendios. En este contexto, el pastoreo intensificado en áreas cortafuegos cobra pleno sentido para la prevención de incendios, sin perjuicio de que otras zonas del monte sean también pastoreadas.

El hecho de que las áreas pasto-cortafuegos ocupen pequeñas superficies en el monte permite, hasta cierto punto, poder despreocuparse de algunos efectos secundarios negativos que podría tener el pastoreo; tanto más si se considera su función protectora del conjunto del monte. Por ejemplo, puede resultar asumible que el pastoreo intenso genere zonas de suelo desnudo que podrían erosionarse, o que dificulte la regeneración y crecimiento de especies de interés. En el Capítulo 3 se abordan precisamente este tipo de consideraciones. Sin embargo, la prevención de incendios no puede ser un criterio que justifique la aplicación de un pastoreo muy intenso por toda la superficie de un monte. Indudablemente, una buena ordenación silvopastoral deberá atender a múltiples criterios de gestión, lo que con toda probabilidad requerirá la planificación de diferentes intensidades de pastoreo en un mismo monte e, incluso, la exclusión del ganado en algunos sectores.

1.4.2. Actuaciones selvícolas y silvopascícolas

A la hora de establecer áreas pasto-cortafuegos, a menudo es muy conveniente realizar tratamientos de selvicultura preventiva antes de la entrada del ganado (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2009). Los desbroces permiten rejuvenecer el pasto y, junto con las podas, dificultan la transmisión de incendios de suelo a copas. Los claros (o claras, en rodales de mayor edad) se realizan para reducir la densidad del arbolado y, sobre todo, disminuir la cantidad y continuidad del combustible en el dosel arbóreo (Vélez, 2009). Esto puede permitir un mayor desarrollo del

sotobosque gracias a la mayor disponibilidad de agua y luz, por lo que se recomienda que el ganado entre a pastorear inmediatamente después de las actuaciones para que el control sea efectivo.

En un contexto en el que muchas masas forestales de la región mediterránea apenas son gestionadas debido a su baja rentabilidad económica, los clearos con fines de prevención de incendios constituyen una oportunidad para alcanzar, paralelamente, otros objetivos de la gestión. Por ejemplo, los clearos podrían servir para reconducir la artificialidad de muchas repoblaciones forestales, o para diversificar con una intervención local la estructura del conjunto de la masa forestal, lo que repercutiría positivamente sobre el uso recreativo del bosque y sobre los niveles de biodiversidad. Estas cuestiones se analizan en detalle en el Capítulo 2, donde se comparan seis clearos diferentes aplicados para la creación de un área cortafuegos.

Una de las consecuencias inherentes a la utilización del ganado es que su impacto sobre la vegetación es más irregular del que se obtendría mediante el uso de maquinaria. Por ejemplo, si el ganado no pasta por toda la superficie, o hay zonas dominadas por vegetación que los animales no consumen, se pueden generar puntos débiles en un área cortafuegos, lo que pone en peligro su efectividad frente a los incendios (Rigolot & Alexandrian, 2006). El pastoreo podría suplirse por desbroces puntuales allí donde fuera necesario, pero también se pueden prevenir ciertas actuaciones silvopascícolas que fomenten un pastoreo intenso y homogéneo. Por ejemplo, si no se dispone de un pastor que controle al ganado, se podría concentrar los animales en vallados de pequeña superficie que se irían rotando por toda la zona. Como una posible alternativa, en el Capítulo 6 se presentan los vallados virtuales, una tecnología que podría utilizarse en el futuro con el fin de manejar al ganado en pastoreo, si bien se encuentra aún en fase de investigación.

De una manera más indirecta, la ubicación estratégica de puntos de agua o de suplementación puede resultar útil para conseguir que el ganado recorra toda la zona a pastorear. Asimismo, las mejoras de pastos (siembras, enmiendas, fertilizaciones, etc.) pueden emplearse para incrementar la producción y calidad de los pastos (Franca, 2001); estas zonas mejoradas atraen al ganado, lo que permite obtener un mejor control de la vegetación en su entorno (Étienne *et al.*, 1995). En la Toscana italiana, por ejemplo, los caballos que pastaban sobre áreas cortafuegos sembradas con trébol y grama consumieron intensamente este pasto de calidad, y el estrato herbáceo permaneció con poca altura y verde en el verano (Pardini *et al.*, 2007). En este sentido, en el Capítulo 4 de esta tesis se estudia la respuesta al pastoreo estacional

de *Atriplex halimus*, un arbusto de aptitud forrajera y baja combustibilidad que podría emplearse para realizar mejoras de pastos en áreas pasto-cortafuegos.

1.5. Costes del pastoreo para la prevención de incendios

Tal y como se ha expuesto anteriormente, el pastoreo es una herramienta de prevención de incendios que puede sustituir, al menos parcialmente, a otros medios utilizados para el mantenimiento de áreas cortafuegos, como motodesbrozadoras, tractores con apero de desbroce, o *bulldozers*. Su aplicación, por tanto, conlleva un ahorro de costes cuyo principal beneficiario es la entidad encargada del programa de prevención de incendios, quien suele remunerarlo mediante un pago directo o en especie (apriscos, puntos de agua, etc.). Por ejemplo, en el programa de prevención de incendios de Andalucía (descrito en el Apartado 2.2 de esta Introducción General) la remuneración anual por el pastoreo de áreas cortafuegos es de entre 42 y 90 € ha⁻¹. Incluso tomando en consideración este pago a los ganaderos, Varela-Redondo *et al.* (2008) cuantificaron en más de un 70% el ahorro promedio que se lograba utilizando el pastoreo en lugar de las motodesbrozadoras para el mantenimiento de áreas cortafuegos.

En otros programas de gestión análogos, los incentivos anuales para el fomento del pastoreo con fines de prevención de incendios son similares: en la Comunitat Valenciana varían entre 21 y 61 € ha⁻¹, mientras que en Cataluña oscilan entre 61 y 74 € ha⁻¹ (ver detalles en el Apartado 2.3). En un estudio específico realizado en Cataluña, en cambio, se estimó que el coste adicional que suponía el pastoreo de áreas cortafuegos, para una explotación ganadera que se encontrara en las proximidades, era tan sólo de 6 a 30 € ha⁻¹ año⁻¹, dependiendo del tipo de animal y de manejo (Casals *et al.*, 2009).

En general, el pago a los ganaderos se justifica porque el pastoreo de áreas cortafuegos requiere, en muchas ocasiones, que el ganado se desplace a zonas alejadas, frecuentemente pobres en recursos pascícolas y en las que, además, debe concentrarse al ganado para que el pastoreo sea intenso. Todo ello supone un esfuerzo de gestión para el ganadero, quien incurrirá en mayores costes o, posiblemente, en la pérdida de parte del potencial productivo de su ganado. Como ejemplo de esto último, durante uno de los experimentos citados en el Apartado 1.3 se observó que las cabras que pastaban en tojales de la Cordillera Cantábrica no incrementaban su peso, e incluso perdían condición corporal (Osoro *et al.*, 2007). En consecuencia, la duración del período de pastoreo o la carga ganadera aplicable en los tojales eran limitadas, por lo que los autores sugieren que sería deseable la realización de mejoras de pastos en algunas zonas para complementar la dieta. En otro de los trabajos citados anteriormente, Casasús *et al.* (2007)

también subrayan que las vacas gestantes o lactantes no podían alcanzar sus requerimientos nutricionales en base a los pastos del sotobosque de los pinares de laricio del Pirineo Central.

1.6. Más allá de la prevención de incendios

La sociedad y los servicios forestales han empezado a tomar conciencia sobre el importante papel que puede jugar una buena gestión silvopastoral en la prevención de incendios; así lo demuestran los diversos programas gubernamentales que la incentivan (ver Apartado 2 de esta sección). Pero más allá de esta utilidad directa, también debe valorarse que el mantenimiento de la ganadería pastoral en el monte produce otras muchas externalidades sociales y ecológicas positivas para la sociedad (Rey-Benayas *et al.*, 2007).

Por ejemplo, esta actividad mantiene población activa en zonas desfavorecidas y de montaña, en las que se están produciendo fuertes procesos migratorios de despoblación que ponen en peligro la conservación del patrimonio cultural campesino (Izquierdo, 2006). De hecho, la rápida sustitución de usos del suelo y los cambios en la forma de aprovechamiento de los recursos están poniendo en peligro buena parte de la gran diversidad agraria y ecológica que se había desarrollado alrededor de los usos humanos de la naturaleza (Emanuelsson, 2009). Además, en un contexto de cambio global, la ganadería pastoral es un sistema de producción de alimentos local, menos vulnerable que la ganadería intensiva a la limitación o encarecimiento de los insumos externos (Izquierdo, 2006). En consecuencia, es una pieza clave para la soberanía alimentaria y la reducción del impacto ambiental del sistema alimentario globalizado.

Desde un punto de vista ecológico, el ganado juega un importante papel en la conservación de los ecosistemas de nuestro entorno, todos ellos fruto de una larga interacción entre el ser humano y la naturaleza. De hecho, hoy en día ya no contamos con la mayor parte de los grandes herbívoros que han estado históricamente presentes en nuestro entorno (Emanuelsson, 2009) y que han sido responsables de las múltiples adaptaciones al pastoreo que muestra la flora y del mantenimiento de los espacios abiertos necesarios para muchas especies. Es más, algunos autores argumentan que esta dinámica histórica de herbivoría ha sido muy intensa en los ecosistemas mediterráneos (Perevolotsky & Seligman, 1998). Ante esta situación, la ganadería pastoral se muestra como la mejor herramienta de la que disponemos actualmente para mantener esta dinámica activa y, por tanto, constituye un elemento indispensable para la conservación de nuestros ecosistemas. Además, a diferencia de los herbívoros silvestres, el ganado puede gestionarse en función de las necesidades humanas, lo que lo convierte en una

herramienta muy valiosa tanto desde un prisma forestal o ecológico, como social y económico (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009).

2. PROGRAMAS GUBERNAMENTALES DE GESTIÓN

2.1. La experiencia del RCC en el sudeste francés¹

En los años 1980, una oleada de incendios en las regiones mediterráneas francesas llevó a los organismos públicos a impulsar una política de prevención de incendios forestales, para complementar con ella a los dispositivos de extinción del programa DFCI (Defensa Forestal Contra los Incendios). Desde un inicio, la prevención se centró en la compartimentación de las masas forestales mediante áreas cortafuegos, con el objetivo de limitar la posibilidad de que se desarrollaran grandes incendios catastróficos. Mediante una planificación territorial integral, las zonas de cultivos agrícolas y de pastos adyacentes a los bosques formaron parte de la red de áreas cortafuegos (RCC, *Réseau Coupures de Combustible*). Fruto de este planteamiento y de su éxito, el pastoreo ha sido una de las técnicas de mantenimiento de áreas cortafuegos habituales en el RCC.



Hasta 1990, la implantación de medidas que asociaban el pastoreo con la prevención de incendios forestales se hizo bajo la tutela de operaciones de investigación y experimentación. Aunque se constató rápidamente el interés de emplear ganado y el ahorro de costes que suponía frente a otras técnicas de mantenimiento, su aplicación requería ciertas inversiones en infraestructuras pastorales (puntos de agua, vallados, etc.), así como ayudas regulares para su funcionamiento. La financiación para esta actividad se encontró en las líneas de ayudas asociadas al segundo pilar de la Política Agrícola Común (PAC) de la Unión Europea. Las medidas agroambientales impulsaron el pastoreo de áreas cortafuegos hasta su apogeo en el año 2000, en el que 437 explotaciones ganaderas tenían contratos de mantenimiento sobre un total de 18.848 ha de áreas cortafuegos pertenecientes a ocho departamentos de las regiones de Languedoc-Rosellón y Provenza-Alpes-Costa Azul (sudeste francés). Otras medidas complementarias habían permitido extender el programa a la isla de Córcega, lo que llevaría a que, en total, hubiera unas 700 explotaciones ganaderas participando en el mantenimiento de 37.225 ha de áreas

¹ Apartado basado en dos publicaciones del RCC, coordinadas por Thavaud (2006, 2009).

cortafuegos. Posteriormente al año 2000, un aumento de la complejidad burocrática de las ayudas agroambientales y su empleo para otros fines propiciaron un decrecimiento importante de este programa. A pesar de ello, las ayudas agroambientales aún financiaban el pastoreo de 10.000 ha de áreas cortafuegos en el año 2008.

Los sistemas ganaderos involucrados en estos programas han sido muy diversos. Las ganaderías participantes podían ser trashumantes (de invierno), locales (con explotaciones próximas al monte) o, incluso, desplazadas específicamente al lugar para la tarea, si bien en este último caso el coste económico resultaba muy elevado. Se ha facilitado la participación de todas las ganaderías pastorales, al haberse observado que, más allá del tipo de ganado empleado, se cosechaban buenos resultados siempre que la gestión fuera la adecuada. La combinación de la técnica de preparación apropiada (desbroce mecánico, fuego controlado, o incluso siembra de pastos), con un manejo del rebaño acertado (mediante suplementación, pastoreo controlado o cercados móviles) ha permitido alcanzar excelentes niveles de control de la vegetación en áreas cortafuegos y minimizar la frecuencia de aplicación de técnicas de mantenimiento complementarias.

Entre las principales reglas que utilizan para asegurar que la gestión pastoral sea efectiva para la prevención de incendios, se encuentran: 1) realizar un primer pastoreo temprano, en los primeros seis meses posteriores al desbroce del matorral; 2) realizar un pastoreo regular, en el que se consuma, al menos una vez por año, la totalidad del estrato herbáceo; 3) combinar el pastoreo dirigido con la utilización de cercados; 4) utilizar puntos de agua, de suplementación o piedras de sal para fomentar el pastoreo de las zonas menos utilizadas; 5) favorecer que los animales aprendan a consumir el pasto disponible; y 6) suministrar algunos alimentos concentrados para estimular el consumo de las leñosas.

Los contratos establecidos entre los ganaderos y los servicios forestales han estado regulados mediante pliegos de condiciones estrictos, que determinaban distintos objetivos de control del combustible en función de una zonificación estratégica de las áreas cortafuegos (ver ejemplo en la Fig. 2). Por orden decreciente de importancia, esta zonificación discrimina los siguientes sectores:

- **Zonas clave.** Se trata de las zonas centrales de las áreas cortafuegos, en las que servicios de extinción deben poder establecerse con total seguridad para combatir directamente el frente del incendio. El objetivo de pastoreo es muy exigente, ya que se desea obtener un pastizal cespitoso herbáceo raso a principios del verano. En ocasiones, el

pastoreo se complementa con desbroces mecánicos con el objetivo de que el volumen de matorral nunca supere los $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

- **Zonas de apoyo.** Conformadas por el entorno directo de las zonas clave, responden al doble objetivo de reducir la potencia del incendio antes de que llegue a las zonas clave y de minimizar los riesgos de eclosión de focos secundarios. Mediante el pastoreo se pretende que la vegetación leñosa se mantenga con una estructura discontinua, tanto vertical como horizontalmente, sin que su volumen supere los $2.500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.
- **Zonas pastorales de refuerzo.** Son zonas contiguas a las anteriores, o que forman parte de áreas cortafuegos de carácter agropastoral, situadas entre macizos forestales. Aunque el pastoreo con fines de prevención es más difuso en ellas, estas zonas resultan primordiales para el buen funcionamiento global del sistema, ya que ofrecen una superficie de pastos complementaria que permite el mantenimiento del ganado.

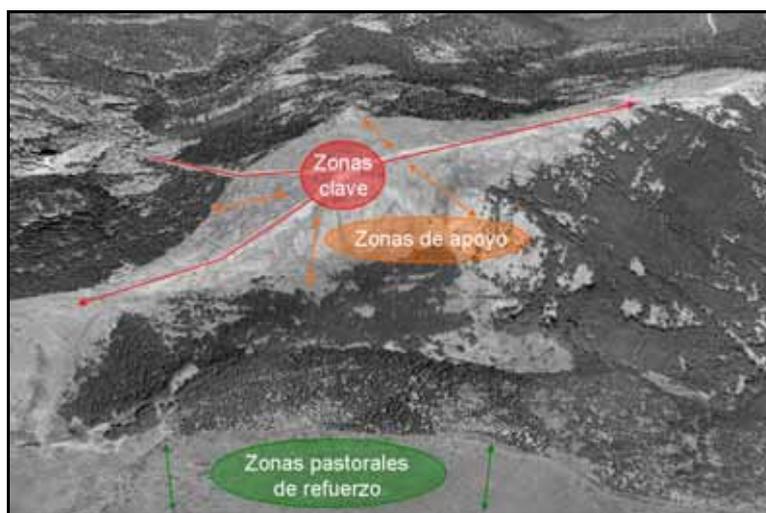


Fig. 2. Ejemplo de zonificación en un área cortafuegos del monte de Aldeire, provincia de Granada.

Debido a las distintas exigencias de pastoreo, la remuneración ofrecida a los ganaderos también respondía a esta zonificación, además de a otros factores (intensidad de la dinámica de matorralización, valor pastoral de las zonas objeto de contrato, etc.). El pago por el servicio de pastoreo pretendía ser un incentivo para que los ganaderos suscribieran los contratos, si bien al menos la mitad de la remuneración cobrada se destinaba a sufragar los sobrecostes o pérdidas de potencial productivo asociados al cumplimiento del pliego de condiciones. A efectos ilustrativos, la prestación global media para los ganaderos contratados en el departamento del Pirineo Oriental rondaba los 6.000 € anuales durante el período 1990-2000.

A lo largo del tiempo, el RCC se ha ido constituyendo en un espacio multidisciplinar de trabajo y coordinación que reúne a pastoralistas, investigadores, forestales, administraciones y otros agentes interesados en la prevención de incendios forestales. El acompañamiento científico que ha tenido durante varios años este programa ha permitido evaluar y ajustar las técnicas pastorales aplicadas, así como ofrecer a los gestores forestales información contrastada acerca de la eficacia técnica y económica del pastoreo de áreas cortafuegos.

Además, la red de trabajo colaborativo RCC ha puesto en valor y difundido su experiencia mediante una docena de publicaciones técnico-científicas (Rigolot & Costa, 2000; Étienne & Rigolot, 2001; Thavaud, 2006; 2009, entre otras) que han abordado distintos temas, como el diseño y el coste de las áreas cortafuegos, el control de la matorralización, o la evaluación *a posteriori* del comportamiento de las áreas cortafuegos ante un incendio. Hoy en día, la colaboración continúa con reuniones periódicas y grupos de trabajo que profundizan en aspectos que consideran necesarios para proseguir mejorando la prevención de incendios forestales.

2.2. Creación y evolución de la RAPCA

La Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía (RAPCA) es un programa de gestión que se creó formalmente en el año 2005, a instancias de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y, en particular, de la Dirección General de Gestión del Medio Natural. Su puesta en marcha se fundamentó en la experiencia científica del grupo de Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos (CSIC), cuyos miembros habían participado en proyectos de investigación y desarrollo del RCC francés en el año 1997. Además, tal y como se describe en la Sección de Justificación y Objetivos, este grupo fue el responsable de desarrollar el primer proyecto de investigación sobre este tema en Andalucía, que se inició en el año 2003 con financiación de esta Dirección General.

Anteriormente, la Junta de Andalucía había contratado una asistencia técnica a la empresa Agroforesta Consultores S. A., para la *Obtención y tabulación de datos sobre pastoreo controlado en labores de prevención de incendios forestales*, que se completó en diciembre de 1996. Este estudio se centró en observar el consumo que distintos ganados (ovino, caprino y vacuno) realizaban sobre las principales especies de matorral y arbolado de varios montes de Sierra Morena y Sierra de Cádiz. Existían igualmente algunas experiencias prácticas de gestión puestas en marcha desde la Delegación de Medio Ambiente de la provincia de Málaga: a lo largo de los años 90, el técnico José B. López Quintanilla introdujo el pastoreo con fines de prevención de incendios en los montes de La Ventilla y El Peñón de Ronda, una experiencia que fue objeto de un cierto

seguimiento técnico a través de varios *Trabajos Profesionales Fin de Carrera* de alumnos de la Universidad de Córdoba.

El punto de inflexión que consigue transformar estas dispersas experiencias científico-técnicas en lo que vendría a llamarse la RAPCA se produce en 2005, cuando la Dirección General de Gestión del Medio Natural decide impulsar un programa más amplio de pastoreo de áreas cortafuegos. Mediante una resolución oficial, se autoriza la entrada de ganado en los montes para fines de prevención de incendios y comienzan a financiarse las pequeñas inversiones de infraestructuras ganaderas que resultan necesarias para ello. Además, se establece la posibilidad de que Egmasa, la empresa pública de la Consejería de Medio Ambiente, llegue a acuerdos económicos con los titulares de los rebaños para la prestación del servicio de pastoreo. El respaldo científico para todo ello lo proporcionan los resultados que comenzaban a obtenerse en el primer proyecto de colaboración con el CSIC. La participación del grupo de Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos en esta segunda fase que daría lugar a la RAPCA se concreta con la firma de un nuevo proyecto.

Desde sus inicios, la RAPCA ha estado vinculada al dispositivo autonómico contra incendios forestales (Plan INFOCA), gestionado por la propia Consejería y por Egmasa. En todo caso, su diseño y desarrollo ha sido un proceso abierto, en el que han participado activamente tanto el equipo científico como los agentes y técnicos forestales de los espacios naturales protegidos concernidos por el estudio y, muy especialmente, el personal contratado específicamente para este programa por Egmasa. En particular, tuvo una gran trascendencia la temprana contratación de Rogelio Jiménez Piano, en julio de 2005, quien con su iniciativa y saber hacer se convertiría rápidamente en el gran dinamizador e impulsor de la RAPCA. Posteriormente, se irían incorporando como personal del mismo programa Fidel Delgado Ferrer, José Caballero Sánchez y Jaime Montes Gómez.

La RAPCA está constituida por todas aquellas áreas cortafuegos de los montes públicos de Andalucía cuyo mantenimiento está basado en el pastoreo con ganado. En la mayor parte de los casos el pastoreo lo realiza un ganadero de la zona, quien utiliza fincas adyacentes o dispone del aprovechamiento de pastos del propio monte. La participación de los ganaderos en el programa no está regulada mediante una convocatoria abierta, sino que se evalúan individualmente los casos propuestos por los técnicos forestales y otras personas interesadas (alcaldes, ganaderos, etc.). El personal de la RAPCA se encarga de poner de acuerdo a las distintas partes implicadas (entidad local, gestor del monte y ganadero, principalmente) y de

identificar las áreas cortafuegos del monte que reúnen las mejores características para su manejo con ganado.

Las áreas cortafuegos seleccionadas son, preferentemente, aquellas que están próximas a puntos de agua y apriscos, que han sido desbrozadas recientemente, o cuyo mantenimiento con otros medios alternativos es más complicado (por su pedregosidad o lejanía a pistas, por ejemplo). La dificultad que presentan estas zonas para el pastoreo se caracteriza mediante tres parámetros (distancia al aprisco, pendiente media y tipo de vegetación) y, desde 2007, se ofrece al ganadero una remuneración económica que puede variar entre 42 y 90 € ha⁻¹ año⁻¹ en función de dicha dificultad (Varela-Redondo *et al.*, 2008). Complementariamente, cada ganadero colaborador recibe 300 € año⁻¹ por participar en el programa, siempre y cuando haya cumplido los mínimos que estipula su contrato.

La consecución de una intensidad de pastoreo muy alta, de forma que resulte efectiva para la prevención de incendios, requiere una gestión muy activa del ganado. Por este motivo, las ganaderías participantes en la RAPCA son, principalmente, de ovino (61%) o caprino (35%) y son careadas por un pastor. De hecho, hasta ahora, el empleo de ganado vacuno es testimonial (4%). La efectividad del pastoreo a la hora de controlar el crecimiento vegetal en las áreas pasto-cortafuegos es evaluado en verano por el personal del programa, siguiendo un protocolo diseñado por el equipo científico y descrito con detalle en el Capítulo I de esta tesis doctoral.

Según los contratos firmados entre Egmasa y cada ganadero, si la evaluación determina que el pastoreo no ha sido suficientemente intenso, la remuneración económica será inferior a la cantidad máxima ofertada, y si ni siquiera se alcanzan unos objetivos mínimos, el pago se anulará. Además de mediante la contratación directa del servicio de pastoreo, estos acuerdos pueden establecerse también en el marco de la concesión del aprovechamiento de pastos, siempre que el monte sea propiedad de la Junta de Andalucía. En estos casos, en el pliego de condiciones se establece que las anualidades del aprovechamiento se verán reducidas en una cuantía igual a la que le correspondería al ganadero por el mantenimiento de las áreas pasto-cortafuegos del monte.

En Andalucía, el pastoreo controlado para la prevención de incendios también se incentiva económicamente en las fincas privadas (BOJA, 2008), que constituyen un 72% de la superficie forestal de la comunidad autónoma. Sin embargo, estas fincas no forman parte integral de la RAPCA, ya que no están sujetas al mismo sistema de evaluación y remuneración que las situadas en montes públicos.

En la RAPCA, la caracterización y seguimiento individualizado realizado por el personal del programa ha ofrecido información muy detallada, lo que ha permitido corregir las deficiencias detectadas en sus primeros años. Además, el contacto frecuente con los pastores y las relaciones de confianza establecidas con ellos han sido el pilar sobre el que se ha sustentado el creciente éxito obtenido. De hecho, el apoyo que ofrece el personal de la RAPCA a los ganaderos, tanto para resolver cuestiones burocráticas como para arreglar un punto de agua o un pequeño cercado, constituyen una valiosa forma de remuneración indirecta y un reconocimiento del valor de su actividad por parte del sector forestal.

La RAPCA se ha ido consolidando a lo largo de cinco años (Tabla 1), si bien su crecimiento ha estado condicionado por la disponibilidad presupuestaria del Plan INFOCA para contratar personal para el proyecto y financiar los acuerdos firmados anualmente con los ganaderos. En todo caso, creemos que el apoyo que recibe este programa desde la Consejería de Medio Ambiente posibilitará una nueva expansión de la RAPCA en el año 2011. Las previsiones actuales indican que se podrían superar los 200 pastores y las 5.000 ha de áreas pasto-cortafuegos en todo el territorio autonómico. En correspondencia con este crecimiento y basándose en la experiencia metodológica de años anteriores, se ha planificado que el personal de la RAPCA realice una evaluación más somera en aquellas áreas pasto-cortafuegos del programa que hayan venido obteniendo buenos resultados.

Tabla 1. Evolución de la Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía.

| Año | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 ¹ |
|--------------------------|-------|-------|-------|--------|--------|-------------------|
| Pastores | 5 | 13 | 19 | 49 | 69 | 67 |
| Cabezas de ganado | 1.930 | 3.626 | 7.565 | 23.033 | 31.990 | 34.005 |
| Superficie (ha) | 520 | 715 | 911 | 1.996 | 2.346 | 2.202 |
| Áreas pasto-cortafuegos | 11 | 19 | 28 | 175 | 227 | 208 |
| Número de contratos | 5 | 9 | 15 | 46 | 59 | 59 |
| - con resultado positivo | 2 | 4 | 13 | 38 | 57 | 57 |
| - con pago anulado | 3 | 5 | 2 | 8 | 2 | 2 |

¹ Los datos de este año no incluyen 14 nuevos contratos (que abarcan 36 áreas pasto-cortafuegos) ya firmados en otoño de 2010.

2.3. Otras programas análogos en España²

2.3.1. *Comunitat Valenciana*

La Generalitat Valenciana fue pionera en España a la hora de incentivar esta gestión silvopastoral con ayudas recogidas en su normativa autonómica oficial. De hecho, en el año 1996 creó ya un programa para el fomento del pastoreo controlado en áreas cortafuegos (DOGV, 1996). Su planificación de la selvicultura preventiva siempre ha considerado la integración de los usos y aprovechamientos que fueran útiles a este fin (zonas recreativas, cultivos, truferas, huertos semilleros, etc.) y, en particular, el pastoreo. La integración de pastores y ganaderos en las actividades de prevención de incendios pretendía servir tanto para controlar la vegetación en áreas cortafuegos como para, indirectamente, reducir el número de incendios generados por quemas de pastos.

El incentivo económico ofrecido a los ganaderos por pastorear áreas cortafuegos se ha mantenido en un mínimo de 21,90 € ha⁻¹, que puede incrementarse según las necesidades de cercados y de suministro de agua hasta 43,00 € ha⁻¹, en el caso del ganado menor, o 61,70 € ha⁻¹ para ganado bovino (DOGV, 1996; DOCV, 2009). La condición para acceder a esta prima es que el ganado pade en las áreas cortafuegos un mínimo de 130 días al año, repartidos en primavera y otoño, en los que la carga ganadera media debe superar las 5 ovejas, 3 cabras o 1 vaca por hectárea. Sin embargo, en este programa no se ha establecido un protocolo de seguimiento específico para evaluar la efectividad del ganado.

La superficie de áreas pasto-cortafuegos se incrementó rápidamente en la Comunitat Valenciana durante los primeros años del programa, y en el año 2000 ya se superaban las 3.000 ha, pastoreadas por más de 60 ganaderos. Desde entonces, las cifras se han mantenido siempre por encima de esos valores, alcanzándose un máximo de 76 ganaderos y 4.480 ha en 2005. En 2010, lamentablemente, las restricciones económicas ligadas a la crisis financiera provocaron que no se convocaran ayudas para ese año, y se desconocen las posibilidades de que el programa se recupere próximamente.

En todo caso, los resultados obtenidos durante la vigencia del programa se han considerado satisfactorios, y es particularmente destacable que el número de incendios

² Este apartado resume sucintamente un documento elaborado por varios autores bajo la coordinación del doctorando, para su publicación como capítulo del libro “Sistemas Agroforestales en España”, actualmente en proceso de edición por la Sociedad Española de Ciencias Forestales.

provocados por quemas descontroladas para la regeneración de pastos ha descendido progresivamente hasta alcanzar valores anecdóticos en la Comunitat Valenciana. La efectividad del ganado en controlar el combustible en varias áreas pasto-cortafuegos del programa ha sido estudiado en detalle en una reciente tesis doctoral (Dopazo, 2008). De ella se desprende que el pastoreo con ganado caprino resulta muy efectivo para retrasar el crecimiento en volumen del matorral. En particular, destaca el elevado consumo de coscoja, una especie de difícil y costoso control en áreas cortafuegos (Dopazo *et al.*, 2009).

2.3.2. Aragón

El Gobierno de Aragón inició en 2005 un Plan Medioambiental de Ganadería Extensiva, diseñado para fomentar que los recursos ganaderos existentes en los terrenos forestales se gestionaran de tal forma que se asegurara su sostenibilidad y pudieran participar en la prevención de incendios forestales. En los primeros años se realizaron varias experiencias piloto para ensayar el pastoreo de áreas cortafuegos en las diferentes comarcas de Aragón, para lo que se contó con la colaboración del grupo de investigación del Dr. Fillat Estaqué, del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE). En 2008 se inició una segunda fase más ambiciosa, cuyo objetivo era la extensión de este sistema silvopastoral a un mayor número de montes.

A diferencia de otros programas gubernamentales, en Aragón no existe una remuneración directa a los ganaderos, sino que el servicio de pastoreo se recompensa con la dotación de infraestructuras ganaderas, como accesos viales, puntos de agua, cerramientos y otros elementos para el manejo del ganado (mangas ganaderas, pasos canadienses, rampas de carga, etc.). En el marco de este programa, en 2008 se establecieron acuerdos con 12 ganaderos, en 2009 con 28, y en 2010 ya se alcanzaron los 42 ganaderos colaboradores distribuidos por 13 comarcas aragonesas. En este último año se llegaron a pastorear 209 km de áreas cortafuegos (unas 2.090 ha), empleándose para ello hasta seis tipos de ganado (ovino, caprino, vacuno, equino, asnal y, anecdóticamente, camélido).

Para asegurar un elevado control de la biomasa, en este programa es habitual el uso de cercados en las áreas pasto-cortafuegos. Es más, los cercados son obligatorios en el caso del ganado mayor, ya que este tipo de ganado generalmente pasta sin la supervisión permanente de un pastor. Entre las singularidades del programa, destaca el hecho de que ha sido el propio Gobierno de Aragón, a través de su Departamento de Medio Ambiente, quien ha asumido la gestión directa de la ganadería asnal que participa en el programa.

2.3.3. Cataluña

La prevención de incendios en Cataluña aborda la reducción del riesgo a distintas escalas de planificación. A escala de macizo forestal se han establecido 31 zonas de alto riesgo de incendios, denominados Perímetros de Protección Prioritaria (PPP) que cubren aproximadamente el 40% de la superficie de Cataluña. A escala más detallada, existen diversas figuras de protección para municipios, fincas forestales y urbanizaciones.

El pastoreo con fines de prevención de incendios está contemplado por el Plan General de Política Forestal actualmente vigente, y ha recibido el respaldo económico del Plan de Desarrollo Rural (PDR) en 2007. En efecto, el PDR ha establecido una medida agroambiental para las explotaciones ganaderas que realizan pastoreo de sotobosque en zonas forestales localizadas en los PPP, que ha quedado integrada en los denominados contratos globales de explotación (DOGC, 2007). La prima económica anual oscila entre 61 € ha⁻¹ y 74 € ha⁻¹, y el ganadero adquiere el compromiso de pastorear un mínimo de 15 ha durante 5 años, con una carga ganadera de 0,6 unidades de ganado mayor (UGM) por hectárea. En 2008, se acogieron a esta medida 71 titulares de explotaciones ganaderas.

Asimismo, el Plan General de Política Forestal también promueve los convenios de colaboración entre la administración catalana, las entidades ganaderas y los propietarios forestales, con la finalidad de crear y mantener zonas abiertas para la prevención de incendios y la conservación de hábitats. En estos casos, para permitir la intervención pública en terrenos de propiedad privada (que suponen un alto porcentaje de la superficie forestal) se ha empleado la figura de Zona de Actuación Urgente. Así se han establecido consorcios con los propietarios y, posteriormente, acuerdos de colaboración entre la administración y los ganaderos.

2.4. Programas para la reducción de las quemadas de pastos

Si bien los ganaderos colaboran activamente en la prevención de incendios al responsabilizarse del mantenimiento de áreas pasto-cortafuegos, también es cierto que el uso tradicional del fuego para la regeneración de pastos es una causa importante de ignición de incendios. De hecho, las quemadas de pastos realizadas por ganaderos que no toman las suficientes precauciones son una de las causas principales de incendios forestales en España (Martínez & Martín, 2004; Ministerio de Medio Ambiente, 2007). Los programas de prevención social de incendios han atendido a este hecho con diversas iniciativas que se han desarrollado principalmente en el noroeste peninsular, por ser la región de España donde los incendios por quemadas pastorales son más frecuentes.

En este sentido, el Ministerio de Medio Ambiente puso en marcha en 1998 los Equipos de Prevención Integral (EPRIF), que trabajan con los propios ganaderos para aminorar el uso incontrolado del fuego en épocas de riesgo. Los EPRIF desarrollan labores de sensibilización que culminan frecuentemente en acuerdos con los ganaderos para la realización de desbroces y quemas prescritas, que se efectúan en invierno y son controladas por equipos especializados (Vélez, 2007). Los 18 equipos EPRIF activos en la campaña 2009-2010 se distribuían por 15 provincias. Con una estrategia similar, varias comunidades autónomas financian la realización de desbroces de matorral en acuerdo con los ganaderos.

2.4.1. Castilla y León

Entre las iniciativas de este tipo que han tenido un mayor éxito y alcance territorial se encuentra el Programa de Desbroces Ganaderos (PDG) desarrollado por la Junta de Castilla y León. En el PDG, iniciado en 2003, han participado hasta el momento cerca de 1.300 explotaciones ganaderas, lo que supone cerca del 10% de los ganaderos de extensivo de Castilla y León. La financiación del programa proviene de fondos europeos (40%), estatales (50%) y autonómicos (10%), ya que ha contado con una medida agroambiental específica, denominada Gestión Integrada de las Explotaciones Ganaderas Extensivas para Actuaciones de Desbroces en Zonas de Prados y Pastizales (BOCyL, 2003, 2010).

La esencia del PDG es la firma de un contrato territorial de explotación (CTE) entre su titular y la administración forestal, con una vigencia de cinco años. La diferencia fundamental con otros CTE es que el ganadero debía elaborar un Plan Silvopastoral de su explotación, suscrito por un técnico competente y en el que se reflejaran todas las parcelas que utilizaba como pastaderos. Además, cada Plan Silvopastoral debía contar con un plan anual de actuaciones o mejoras, que cada ganadero definía libremente de entre un amplio abanico de posibilidades: cerramientos, accesos, abrevaderos, abonados, encalados y, por supuesto, desbroces. La administración ha trabajado de forma directa con los ganaderos en la elaboración de los CTE, implicándolos en las decisiones a tomar sobre la mejora de su explotación y, a menudo, también en la ejecución directa de las obras y en el mantenimiento de los desbroces.

En el marco del PDG se han desbrozado más de 34.000 ha, instalado más de 750 km de cerramientos y se han mejorado o construido 270 abrevaderos. La estrategia de colaboración con los ganaderos ha permitido disminuir sustancialmente las quemas de pastos, particularmente en algunas comarcas conflictivas, donde se han registrado descensos de hasta el 80% en el número medio de incendios.

Atendiendo a la importancia del fenómeno de las quemas de pastos, en el Capítulo 5 de esta tesis doctoral se realiza un estudio comparativo de su incidencia en 24 parques naturales de Andalucía. En particular, se analiza qué patrones de uso del suelo, entre los existentes en esos parques, están más correlacionados con un mayor número de incendios causados por las quemas para la regeneración de pastos.

CAPÍTULO 1. Evaluación durante dos años de las áreas pasto-cortafuegos en el programa de prevención de incendios de Andalucía

Monitoring has not been a glamorous activity in science, in part because it has been perceived as blind data-gathering (which, in some cases, it has been). The kinds of questions that a scientist asks when initiating a research project –about causes and effects, probabilities, interactions, and alternative hypotheses– are not commonly asked by workers initiating a monitoring project.

Perhaps monitoring will be most successful when it is perceived (and actually qualifies) as scientific research and is designed to test specific hypotheses that are relevant to policy and management questions. In this context, monitoring is a necessary link in the “adaptive management” cycle that continuously refines regulations or management practices on the basis of data derived from monitoring.

REED F. NOSS

Indicators for monitoring biodiversity

RESUMEN DEL CAPÍTULO

Tal y como se ha presentado en la Introducción General, el pastoreo de áreas cortafuegos es una práctica silvopastoral cuya utilización ha sido propuesta en varias regiones mediterráneas con el objetivo de mejorar la prevención de incendios. En su mayor parte, estas iniciativas se han quedado en pequeñas experiencias científicas, y sólo unas pocas (como es el caso de Andalucía) han dado lugar a programas de gestión más amplios. La referencia más destacada en este sentido es el programa RCC (*Réseau Coupures de Combustible* – Red de Áreas Cortafuegos), desarrollado desde hace unos 25 años en el sudeste francés (ver Apartado 2.1 de la Introducción General). El manejo silvopastoral de áreas cortafuegos pertenecientes al RCC ha sido objeto de numerosas publicaciones, pero la mayor parte de ellas únicamente se han distribuido en Francia, al ser de carácter técnico y estar dirigidas a los servicios de extensión ganaderos y forestales franceses. En la literatura científica internacional apenas se encuentran datos sobre programas de gestión silvopastoral de áreas cortafuegos, sobre la efectividad que ha tenido el ganado en ellos, o sobre cuáles son los factores clave para que el resultado sea exitoso.

La Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía (RAPCA) es un programa amplio de gestión, descrito en el Apartado 2.2 de la Introducción General, que presenta la particularidad de que ha sido objeto de un seguimiento realizado por el personal técnico del proyecto bajo la supervisión del equipo científico del CSIC. Así, entre los años 2005 y 2007 se puso a punto una metodología de seguimiento, que después fue aplicada de forma sistemática en toda la RAPCA. En efecto, en los años 2008 y 2009, unas 2.000 ha de áreas pasto-cortafuegos fueron caracterizadas y se evaluó el pastoreo realizado en ellas. Los datos recogidos en estas dos campañas han sido utilizados en este trabajo de investigación para alcanzar los siguientes objetivos: 1) identificar qué características de las áreas pasto-cortafuegos y del ganado fueron factores clave para que el pastoreo fuera efectivo; 2) determinar qué parámetros de campo son los más adecuados para evaluar el nivel de cumplimiento de los objetivos de pastoreo; y 3) presentar un sistema contrastado y proponer un sistema aligerado para el seguimiento y la evaluación, a escala regional, del pastoreo en áreas cortafuegos.

En la RAPCA, el servicio de pastoreo intenso necesario para la prevención de incendios se contrata con ganaderos locales. La superficie encomendada a cada uno de ellos se divide en unidades de gestión (denominadas áreas pasto-cortafuegos [APC]), que son relativamente homogéneas en términos de tipo y cantidad de vegetación, pendiente y distancia al aprisco más próximo. La remuneración ofrecida por el servicio de pastoreo (entre 42 y 90 € ha⁻¹ año⁻¹) es

proporcional a la dificultad que presenta el terreno, siendo máxima en zonas de gran pendiente, con matorral muy pujante y alejadas del aprisco. En todo caso, se realiza un seguimiento y evaluación del trabajo de los ganaderos y, si al cabo del año no se alcanzan los objetivos de pastoreo acordados, dicha remuneración puede ser reducida y, en casos graves, incluso anulada.

La metodología de evaluación se ha fundamentado en estimaciones visuales de las tasas de consumo (TC) de la vegetación por parte del ganado (Fotografía 2), empleándose para ello una escala de 0 (ningún signo de pastoreo) a 5 (consumo muy notable de toda la planta o estrato). El consumo del estrato arbustivo en particular se evaluó mediante un mínimo de tres transectos por APC, en los cuales se observaba la TC de 20 individuos y se anotaba la especie a la que pertenecían. Por su parte, la TC del estrato herbáceo se evaluó en su conjunto (sin diferenciar especies) en un mínimo de 20 zonas por APC, si bien no fue evaluada en aquellas APC de carácter netamente arbustivo. Además, se emplearon tres especies (la encina, el espino albar y la rosa) como indicadoras de pastoreo, para las que se anotaban un mínimo de ocho TC, siempre que estuvieran presentes en el APC. Promediando estas observaciones, se obtuvieron las tasas de consumo medias para el estrato arbustivo (TC-a), el estrato herbáceo (TC-h) y las especies indicadoras (TC-encina, -espino o -rosa) en cada APC.



Fotografía 2. Tasa de consumo observada sobre un ejemplar de *Phillyrea angustifolia* L.

Finalmente, en base a las TC, a la palatabilidad de las especies dominantes y a otros indicios de pastoreo (p. ej., abundancia de suelo desnudo o de excrementos), el personal de campo efectuaba una evaluación global (EG) del nivel de pastoreo observado. Se realizaron un mínimo de tres evaluaciones por APC, empleándose una escala de 0 (pastoreo inapreciable) a 4 (pastoreo muy intenso) que se promediaron para obtener la EG media. Además, la EG mínima obtenida en cada APC fue utilizada como indicadora de un pastoreo irregular, que debía ser penalizado por suponer una deficiencia que podía comprometer la funcionalidad del APC.

Estos parámetros de campo fueron empleados para clasificar en gabinete las áreas pasto-cortafuegos en uno de los niveles de cumplimiento de los objetivos de pastoreo: Bajo, Medio, Alto o Muy Alto. En 2008, este proceso se realizó mediante evaluaciones individuales que se apoyaban en umbrales predefinidos: así, se esperaba otorgar la clasificación Muy Alto (y Bajo) a aquellas APC con una EG media superior a 3,5 (inferior a 1,5), TC-a mayor que 3,5 (menor que 2,5) o con TC-h superior a 4 (inferior a 3). Sin embargo, los casos ambiguos fueron frecuentes, por lo que el proceso de clasificación hubo de ser flexible. De hecho, los niveles de clasificación no se diseñaron con la pretensión de respetar estrictamente a tales umbrales, sino para describir las distintas intensidades de pastoreo registradas en la RAPCA en base a parámetros objetivos. En consecuencia, fueron los propios resultados obtenidos en esta primera campaña los que definieron el rango de valores de los parámetros que realmente se ajustaba a cada nivel de clasificación (ver Tabla 1.1). A pesar de su amplitud, estos rangos constituyen una referencia muy útil para futuras campañas de seguimiento en las que se aplique esta metodología.

Los resultados obtenidos en 2008 (125 APC evaluadas y clasificadas) fueron empleados para generar, mediante análisis discriminante, las funciones de clasificación automática descritas en la Tabla 1.2. Estas funciones se aplicaron sobre los datos de campo recogidos en 2009 (208 APC) para obtener el nivel de cumplimiento más probable de las APC sin necesidad de clasificarlas una a una. Posteriormente, se revisaron individualmente algunos casos que presentaban probabilidades similares de clasificación en niveles adyacentes, corrigiéndolos si se estimaba necesario. Esta revisión se basó en indicaciones del personal de campo, en considerar la palatabilidad de la vegetación y en utilizar la TC de las especies indicadoras para comparar distintas APC.

La clasificación predicha por las funciones en 2009 fue considerada correcta en el 86.5% de las APC. En los casos restantes (28 APC), la clasificación finalmente otorgada fue una corrección, mayormente al alza, con respecto a la predicción. De hecho, se observó que la necesidad de esta corrección se debía a que, frecuentemente, la baja palatabilidad de la

vegetación había producido una TC-a relativamente baja, que no se correspondía con los altos valores observados en el resto de los parámetros de campo. En base a este hecho, parece deseable incorporar una corrección por palatabilidad a la TC-a, de tal forma que sea más precisa en la evaluación del pastoreo. Esta tarea, sin embargo, resultaría extremadamente complicada en región con una flora muy diversa, como Andalucía, especialmente si se considera que la palatabilidad de las especies dependerá de la época del año y del tipo de ganado que las consuma.

Una vez finalizado el proceso de clasificación, se unieron las bases de datos de 2008 y 2009, manteniendo por separado las APC arbustivas (sin TC-h) de las APC herbáceas. Para cada grupo, se realizó un análisis discriminante por pasos, con el objetivo de determinar qué parámetros de campo discriminaban mejor entre los distintos niveles de cumplimiento de objetivos. Este análisis mostró que, para las APC arbustivas, las tres variables predictoras (EG media, TC-a y EG mínima, por ese orden) aportaban capacidad discriminante. En cambio, para las APC herbáceas, EG media y TC-h fueron los parámetros más relevantes para la clasificación, mientras que TC-a y EG mínima no la mejoraban significativamente.

En global, la EG media resultó ser el parámetro de campo que mejor capacidad predictora presentaba. De hecho, se observó que las clasificaciones que se habrían obtenido empleando únicamente la EG media, con umbrales predefinidos para separar los niveles, habría resultado en una precisión del 82% en la clasificación (Fig. 1.2). En vista de este resultado, la EG media se muestra como un excelente estimador de la consecución de los objetivos de pastoreo. Sin embargo, esto no implica que la evaluación de campo pueda limitarse a la observación de este parámetro únicamente. De hecho, la EG no es un parámetro medido de forma independiente, sino que toma en consideración el impacto del ganado sobre la vegetación (las TC) y otros indicios de pastoreo para realizar una valoración general del nivel de pastoreo observado. A nuestro entender, la mejor forma de simplificar la metodología de seguimiento sería mediante la eliminación de aquellos parámetros que, a lo largo de estas dos campañas, han tenido una menor relevancia para la evaluación. Así un sistema de evaluación aligerado, pero igualmente fiable, comprendería los siguientes parámetros de campo:

- La tasa de consumo del estrato de vegetación dominante en el área pasto-cortafuegos: TC-a o TC-h.
- La TC-encina, por ser la especie indicadora más frecuente en la RAPCA y, por tanto, la más útil para comparar el pastoreo entre zonas distintas.

- La evaluación global (EG) del nivel de pastoreo observado, como parámetro sintético que integra diversos indicios de pastoreo.

Antes de formar parte de la RAPCA, todas las áreas pasto-cortafuegos habían sido examinadas en campo y caracterizadas en términos de su superficie, pendiente, volumen de matorral, distancia al aprisco y tipo de ganado que las pastaría. La superficie y pendiente se obtuvieron a partir del software cartográfico y de un modelo digital de elevaciones. El volumen de matorral se estimó mediante un mínimo de tres evaluaciones por APC, en las que se anotaba una estimación visual del porcentaje de cobertura del estrato y se medía la altura de diez arbustos representativos. Cada ganadero informó sobre el tipo de ganado (ovino, caprino o vacuno) que pastaría en el APC e indicó el aprisco más próximo que podía utilizar. La distancia desde ese aprisco al punto más alejado del APC se midió sobre el software cartográfico.

La influencia de estas características sobre el cumplimiento de los objetivos de pastoreo se analizó mediante un ANOVA, en el que los niveles de la clasificación eran los factores fijos, seguido del test post-hoc HSD de Tukey. Según los resultados obtenidos (Tabla 1.3), el volumen de matorral fue la característica que mayores diferencias presentaba entre las distintas clasificaciones, siendo tanto más bajo cuanto más alto era el nivel de cumplimiento de objetivos. Las tendencias observadas para otras características, como la superficie y la pendiente, no fueron tan claras: las APC con mejor clasificación tendían a ser las más pequeñas y con menor pendiente, pero existían notables excepciones en otros niveles. Por su parte, las diferencias en distancia al aprisco fueron mínimas entre los distintos niveles.

Aparentemente, las APC pastoreadas con ganado ovino obtuvieron un resultado algo inferior al caprino (Fig. 1.3). Sin embargo, el test de independencia de caracteres de la chi-cuadrado indicó que el tipo de ganado y la clasificación obtenida no estaban estrechamente relacionados. En cambio, al comparar las tasas de consumo obtenidas en las APC en función del tipo de ganado que pastaba, se observó que tanto TC-a como TC-h eran estadísticamente superiores cuando dominaba el ganado caprino (Fig. 1.4). De hecho, las diferencias eran aún mayores para las TC de las especies indicadoras: el ejemplo más claro es la TC-encina, cuyo promedio fue 0,75 puntos superior con ganado caprino que con ovino. En suma, los resultados obtenidos en la RAPCA indican que el pastoreo con fines de prevención de incendios puede ser exitoso tanto con ganado ovino como caprino, si bien este último puede resultar más efectivo en áreas pasto-cortafuegos en las que domine la encina.

Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain)

ABSTRACT

Livestock grazing of fuelbreaks is a silvopastoral practice which is promoted in several Mediterranean regions with the objective of improving wildfire prevention. In the grazed fuelbreak network in Andalusia (Spain), over 2000 hectares of fuelbreaks were characterized and grazing in them was evaluated in 2008 and 2009. The grazing evaluation was based on several visual assessments of the utilization rate of vegetation by livestock and the general grazing level observed. These parameters were employed to classify fuelbreaks into four levels of accomplishment of the grazing objectives, both through individual assessments (2008) and with the aid of an automatic procedure based on discriminant analysis (2009). The accuracy of the automatic classification functions for 2009 reached 86%. This value remained high (82%) when only the parameter with the most discriminatory power (the mean general grazing level) and predefined thresholds were employed. Based on these results, a streamlined monitoring system is proposed to evaluate grazing in fuelbreaks. Regarding fuelbreak characteristics, larger shrub volumes were found to negatively affect the accomplishment of grazing objectives. For fuelbreak surface area, distance to animal shelter and mean steepness, the data were non-conclusive. Both goat and sheep flocks demonstrated their effectiveness in reducing fuel loads.

1. INTRODUCTION

Wildfire events and their associated impacts have dramatically increased in Spain in the last few decades, a trend common to most countries along the northern Mediterranean rim. The growth in the incidence of wildfires is mainly attributed to the recent land-use changes associated with socioeconomic development, although it is recognized that climate change could have also been an influential factor (Pausas, 2004). Development has caused the abandonment of many traditional rural activities that helped to maintain a diverse, fine-grained landscape in the Mediterranean region (Antrop, 1993). This process of rural desertion has resulted in an expansion of homogeneous fire-prone vegetation communities with increased fuel loads (Moreira *et al.*, 2001; Lasanta *et al.*, 2006). As a consequence, widespread forest fires are nowadays publicly perceived as one of the foremost environmental concerns (IESA/CSIC, 2008) and their prevention,

detection and suppression attract a substantial portion of the budget assigned to forest management in Mediterranean countries.

Unlike other regions where fire exclusion policies are being reconsidered due to fuel accumulation and subsequent larger wildfire events (Reinhardt *et al.*, 2008), fast and effective fire suppression is an ongoing objective of forest services in Mediterranean countries (Vélez, 2009). Fuel loads are hardly ever managed at the landscape level and wildfire prevention efforts concentrate on a network of fuelbreaks designed to contain the spread of wildland fires and improve the chances of suppression forces successfully attacking fire (Agee *et al.*, 2000). This widely applied prevention strategy is costly, particularly considering that it does not improve ecosystem resilience or mimic any natural or cultural landscape process (Reinhardt *et al.*, 2008). In an attempt to improve the strategy, it has frequently been proposed that stock grazing should be incorporated into fire prevention programs (e.g., Franca, 2001; Rigueiro *et al.*, 2005; Launchbaugh *et al.*, 2008). Extensive livestock grazing contributes to a more diversified heterogeneous landscape, and it can be locally intensified along fuelbreaks. The capacity of livestock to effectively control shrub growth is supported by scientific evidence (e.g., Magadlela *et al.*, 1995; Torrano & Valderrabano, 2005; Jauregui *et al.*, 2007) so targeted grazing could be expected to successfully reduce fuel loads. The integration of this agricultural practice into an environmental protection program (such as wildfire prevention) is valued not only for being cost-effective and sustainable, but also for a number of associated positive externalities (González-Rebollar *et al.*, 1999; Étienne, 2001).

Over the past 25 years, silvopastoral management of fuelbreaks has been widely applied in south-eastern France (Thavaud, 2006), which, as such, constitutes the most important reference in the region. Other Mediterranean countries have also run trials (Franca, 2001), but only in a few cases has this approach gone on to be adopted in larger management programs; Andalusia, in Spain, is one of them. Overall, data on the progress of these programs, their effectiveness and key factors for success are very scarce in the scientific literature. Exceptionally, the French fuelbreak management program has produced numerous publications, though most of them have only been disseminated nationally.

In the context of the French program, Étienne and Rigolot (2001) described both the thorough (scientific) and the standard (technical) evaluation procedures applied for grazed fuelbreaks. Overall, the impact of grazing on vegetation was found to be greater with goats than with sheep or cattle, although it was never considered enough to fully contain shrub growth (Étienne *et al.*, 1995). When compared to non-grazed controls, however, both sheep and goat

grazing have been reported to produce excellent results in Mediterranean shrubby fuelbreaks (Dopazo *et al.*, 2009; Thavaud, 2009). Regarding the herbaceous stratum, targeted cattle grazing was found to significantly reduce flame length and rate of spread of fires in an experiment conducted in northern Nevada, USA (Diamond *et al.*, 2009). Livestock grazed fuelbreaks have even been reported to be successful in stopping wildfires in France (Lambert *et al.*, 1999) and Israel (Gutman *et al.*, 2001). In post-wildfire analysis, irregular grazing was identified as a weakness that jeopardized the success of the whole fuelbreak, as certain areas had accumulated greater fuel loads (Lambert *et al.*, 1999; Rigolot & Alexandrian, 2006). In order to achieve intense homogeneous grazing, a well distributed water supply (Gutman *et al.*, 2001) and improving pasture quality (Étienne *et al.*, 1995; Franca, 2001) are two frequently proposed strategies.

In the Spanish region of Andalusia, livestock grazing of fuelbreaks started being tested in 2003 and was widely promoted from 2005 onwards, while a program for remuneration of shepherds started in 2007 (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2007). By 2009, the grazed fuelbreak network in Andalusia had reached a total surface area of 2346 ha, grazed with the collaboration of 69 shepherds. Within this network, a methodology for characterizing fuelbreaks and monitoring the effectiveness of grazing was developed and refined between 2005 and 2007. This methodology was then used for the 2008 and 2009 comprehensive evaluation of the network, which enabled standardized data to be collected under real management conditions. The analysis of these data is the basis of the findings that are presented in this paper.

More specifically, the objectives of this research were: 1) to identify which fuelbreak and livestock characteristics were relevant for effective fuelbreak grazing management in Andalusia; 2) to determine which field parameters best indicated the accomplishment of fuelbreak grazing objectives; and 3) to propose a tested and a streamlined monitoring system for grazed fuelbreaks. The results obtained are transferrable to other regions where managers are interested in introducing livestock grazing in wildfire prevention programs and offer valuable guidelines for the setting up of reliable monitoring systems.

2. MATERIALS AND METHODS

Andalusia, one of the self-governed regions in Spain, lies at the far south of the Iberian Peninsula (Fig. 1.1). Its surface area is 87 268 km², 53% of which is covered by forests and rangelands. It has very diverse landscapes, comprising both high mountains (up to 3479 m a.s.l.) and large valley areas. The climate is Mediterranean across the region, but the annual mean rainfall ranges from

under 200 mm on the arid eastern coast to over 2000 mm in the western mountains. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) forests are dominant in the region together with extensive pine plantations (*Pinus* spp. L.). Small ruminant farming is a major agricultural activity in Andalusia (de Rancourt et al., 2006).

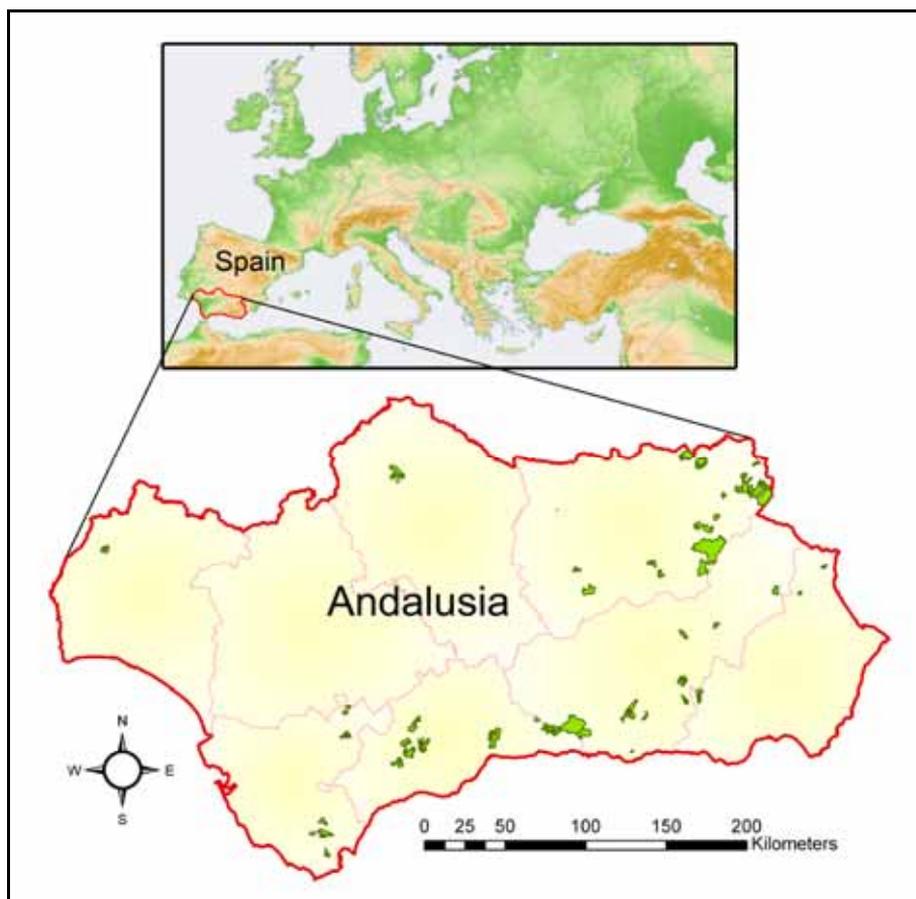


Fig. 1.1. Location of the forest estates in Andalusia (Spain) containing fuelbreaks under grazing management in 2008 and 2009.

Within this regional context, our study area was constituted by the fraction of the fuelbreak network in Andalusia which was under grazing management in 2008 and 2009 (the grazed fuelbreak network, hereafter). Its surface area in those years was 1992 ha and 2346 ha, respectively, which accounted for approximately 5% of the total fuelbreak surface area. The desired intense grazing was commissioned from local shepherds who used rangelands neighboring the forests and could easily access the fuelbreaks to be grazed. The fuelbreak area entrusted to each shepherd was subdivided into management units (fuelbreaks, hereafter) which were relatively homogeneous in terms of type and amount of vegetation, slope and proximity to animal

shelter. Thus, each fuelbreak had a distinct grazing difficulty as a result of the combination of the aforementioned factors; the difficulty was hypothesized to be greatest for steep and distant fuelbreaks with dense shrubby vegetation. The total number of fuelbreaks in the network was 163 in 2008 and 225 in 2009, while the number of shepherds involved was 50 and 69, respectively.

The grazing service contract offered to shepherds usually comprised several fuelbreaks, which were priced from 42 € to 90 € per hectare per year, in proportion to the estimated grazing difficulty, and included a 300 € bonus for taking part in the program. Livestock were not confined in the fuelbreaks by fences but grazed under the surveillance of shepherds. At the end of the 2008 and 2009 grazing seasons, comprehensive field campaigns were completed to evaluate grazing in each fuelbreak. This assessment was used to adjust the *a priori* offered maximum remuneration, making it proportional to the *a posteriori* observed accomplishment of the grazing objectives. This adjustment could even lead to the cancellation of the payment if insufficient or very irregular grazing was detected in the fuelbreaks under contract. Despite its implications, no stage of the work here presented has been influenced by the funding sources nor have the results or their interpretation been biased.

2.1. Grazing evaluation

2.1.1. Field parameters and individual fuelbreak classification

Fuelbreak grazing was evaluated in summer by the same field personnel in the two campaigns (2008 and 2009). The evaluation method was a modification of the procedure Étienne and Rigolot (2001) proposed for south-eastern France, and was based on several field parameters observed on site: the shrub stratum utilization rate (UR), the herb stratum UR, the UR of three indicator species, and a general evaluation of the grazing level observed. UR was defined as the degree to which a plant or stratum had been consumed by grazing animals and was visually assessed using the following descriptors:

| <i>UR</i> | <i>Impact observed on a woody plant (or large bunch grass)</i> |
|-----------|---|
| 0 | No signs of browsing |
| 1 | Several young shoots are browsed |
| 2 | Numerous young shoots are browsed |
| 3 | Browsed young shoots and light consumption (<40%) of other shoots and leaves |
| 4 | Browsed young shoots and moderate consumption (<70%) of other shoots and leaves |
| 5 | Very intense browsing: few leaves or green stems left. |

| <i>UR</i> | <i>Impact observed on the herb stratum</i> |
|-----------|--|
| 0 | No signs of grazing |
| 1 | Grass is lightly trampled and only certain patches of the stratum have been consumed. |
| 2 | The preferred leguminous species have been partly consumed; abundant species have been irregularly grazed; moderate grass trampling. |
| 3 | In general, dominant species have been consumed, except for the less palatable species; generalized grass trampling. |
| 4 | The herb stratum has been consumed intensely; irregular grazing on the less palatable species. |
| 5 | The stratum has been consumed very intensely, and reduced to few centimeters above the ground. Even the less palatable species have been consumed. |

The shrub stratum, which comprised shrubs and small trees less than 1.5 m high, as well as large bunch grasses (e.g., *Stipa tenacissima* L.), was evaluated every five hectares, with a minimum of three assessments per fuelbreak. Each assessment started at a random location in the fuelbreak and consisted in a zigzag transect with 20 vertices situated ten footsteps apart. At every vertex, the nearest species in the stratum and its UR were registered. The mean UR obtained at each assessment was averaged with the other assessments recorded for the same fuelbreak to calculate the fuelbreak shrub stratum utilization rate (Shrub UR, hereafter). The species composition and associated palatability helped interpret the Shrub UR, if required, during the fuelbreak classification described below and in Section 2.1.2.

The holm oak, the rose (*Rosa* sp. L.) and the common hawthorn (*Crataegus monogyna* Jacq.) were employed as indicators for grazing intensity. This selection was based on observations from previous years, which revealed their widespread distribution across the region, high palatability and easily observable UR (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2008). Neither large individuals (beyond the reach of livestock), nor holm oaks sprouting at ground level (totally rejected by livestock) were considered for evaluation. A target of 24 UR records per species was set for each fuelbreak, but this was rarely met due to their unpredictable distribution. Therefore, sets with a minimum of eight UR records were accepted as sufficiently representative to calculate the mean utilization rate of an indicator species in a fuelbreak (Holm oak, Rose or Hawthorn UR).

The herb stratum, which excluded large bunch grasses, was evaluated every half hectare. This stratum was assessed as a whole, without differentiating between individuals or the utilization rate of the different plant species present. A minimum of 20 UR records were collected in each fuelbreak. These utilization rates were averaged to calculate the fuelbreak herb stratum UR (Herb UR). However, this UR was not assessed in shrubby fuelbreaks, as most lacked a regular herbaceous layer.

Finally, a general evaluation of the grazing level (General GL) was carried out every five hectares, with a minimum of three assessments per fuelbreak. This assessment built on the previously noted utilization rates so it was not independent of them. In fact, the General GL was a more global assessment that allowed the field personnel to integrate other observed indicators for grazing intensity (e.g., abundance of bare soil or feces) and to take into account the palatability of the dominant shrubs, which could have affected the Shrub UR values. A simple five level (0-4) classification was used, which represented negligible (0), light (1), moderate (2), heavy (3) and very heavy (4) grazing intensities. These assessments were averaged to obtain the fuelbreak Mean General GL. The Minimum General GL observed in each fuelbreak was also recorded, and was employed as an indicator for irregular grazing. Due to the negative effect of grazing irregularity on the performance of fuelbreaks against wildfires, partially non-grazed or lightly grazed fuelbreaks were penalized in the fuelbreak classification process.

In summary, the Shrub UR, the Herb UR (except in shrubby fuelbreaks), the UR of the different indicator species and the Mean and Minimum General GL comprised the collected and processed field data. Based on these parameters, the extent to which the grazing objectives (i.e., heavy grazing intensities to reduce fuel loads) had been accomplished in each fuelbreak was assessed. As a result, fuelbreaks were classified into one of the following levels of accomplishment: Low, Medium, High or Very High.

In the 2008 campaign, fuelbreaks were classified one by one, following an individual assessment of the field data. In order to achieve the Very High classification, shepherds were expected to reach the very heavy grazing intensity in most evaluations of a fuelbreak (Mean General GL > 3.5). A Shrub UR over 3.5 and an Herb UR over 4 were *a priori* thresholds to deserve this classification. At the other extreme, the Low level of accomplishment was reserved for fuelbreaks with essentially light or negligible grazing intensities (Mean General GL < 1.5). The *a priori* threshold values for the Low classification were Shrub UR under 2.5 and Herb UR under 3. As indicator species could vary between fuelbreaks and had different palatability, their UR values were not checked against a threshold.

Disparities in the vegetation characteristics (composition and palatability) and grazing management across the grazed fuelbreak network made it unadvisable to apply the *a priori* parameter thresholds rigidly. In fact, ambiguous cases were common and demanded a flexible interpretation of the results when classifying fuelbreaks. This process was facilitated by the use of the common indicator species as a comparable standard between different fuelbreaks, and it was

complemented by the feedback obtained from field observers. Incompletely evaluated fuelbreaks (38 in 2008 and 17 in 2009) were excluded from the analysis.

2.1.2. Automatic fuelbreak classification and identification of key parameters

Thus, at the end of the 2008 grazing evaluation process, a large set ($n = 125$) of fuelbreak field parameters and their related accomplishment levels was available. As some fuelbreaks lacked a regular herbaceous layer, two subsets were differentiated: shrubby fuelbreaks (without Herb UR, $n = 84$) and herbaceous fuelbreaks (with Herb UR, $n = 41$). For each subset, a separate discriminant analysis procedure was applied, which resulted in two sets of classification functions. These functions had the following general form:

$$S_i = a + b * \text{Shrub UR} + c * \text{Herb UR} + d * \text{Mean General GL} + e * \text{Minimum General GL}$$

where a , b , c , d and e are coefficients which took different values for each level of accomplishment (i). By definition, the most likely level of accomplishment was determined by the highest score (S_i) obtained when field parameters from a fuelbreak were introduced into the classification functions.

The 2008 distribution of accomplishment levels was used to establish the *a priori* classification probabilities and thus improve the accuracy of the predictions. The homogeneity in the variance-covariance matrices across groups was checked using Box's M test. In the herbaceous fuelbreak subset, the Low level of accomplishment was excluded from the discriminant analysis, as the few cases available in that group ($n = 2$) were not representative. Accordingly, only three classification functions (i.e., those corresponding to the Medium, High and Very High levels of accomplishment) were obtained for this subset.

The field evaluation data from the 2009 campaign, which was collected using the same methods, was then introduced into the functions to obtain an automatic classification of the 2009 fuelbreaks ($n = 208$). This procedure allowed the most likely level of accomplishment of fuelbreaks to be predicted without carrying out individual assessments. However, after the automatic procedure, individual interpretation was required for the 2009 cases which had very similar probabilities of being classified into two contiguous levels. The UR of the indicator species and the feedback from field observers were, once more, a useful guide for this process. Herbaceous fuelbreaks with a Mean General GL lower than 2 were individually examined to identify those deserving a Low classification, as this level could not be automatically determined.

The overall accuracy of the discriminant analysis was measured using two parameters: 1) the percentage of 2008 fuelbreaks correctly classified in the cross-validation, where cases were sequentially excluded from the model construction and their estimated and actual classifications were compared; and 2) the percentage of 2009 fuelbreaks which were not reclassified in the posterior individual interpretation process.

Once the final classification had been completed, the 2008 and 2009 evaluation datasets were merged, keeping the shrubby and herbaceous fuelbreaks in separate groups. Forward stepwise discriminant analysis was then applied to these datasets to determine which field parameters best discriminated between the levels of accomplishment. Predictive variables were selected using Wilks' *Lambda* method and *F* probabilities of 0.05 and 0.10 as thresholds to enter and exit the model respectively. When the statistical conditions were not met, this analysis was limited to the 2008 dataset.

Once the variable (i.e., field parameter) which had the most discriminatory power in each dataset had been identified, the accuracy of predictions using just this variable was assessed. For this, the actual accomplishment levels obtained in the 2008 and 2009 fuelbreaks were compared to the estimates provided by that variable on its own, which were based on the *a priori* threshold values described in Section 2.1.1. Cases on the border between two adjacent groups were assigned to the higher level, as this was found to reduce misclassifications. The percentage of coincidences between the actual levels of accomplishment and the single-variable estimates was used to measure the accuracy of the latter.

2.2. Fuelbreak characterization

All fuelbreaks in the grazed fuelbreak network were examined in the field before being included in the program and were characterized in terms of surface area, steepness, shrub volume, distance to animal shelter, and type of grazing livestock. Fuelbreak boundaries, which were always agreed with the shepherd, were digitized using ArcGIS 9 software (ESRI, Redlands, CA, USA). Fuelbreak surface area (ha) was obtained directly from the software, while mean fuelbreak steepness (%) was calculated using a Digital Elevation Model of the region.

Fuelbreak shrub volume was estimated through field measurements of the stratum, which comprised shrubs and small trees less than 1.5 m high, as well as large bunch grasses. Volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) was calculated multiplying the percentage of shrub cover (%) by the mean shrub height (cm). The former was assessed visually with the aid of comparison charts for estimation of cover, while

the latter was calculated averaging the height of 10 representative shrubs. Shrub volume was evaluated every five hectares, with a minimum of three assessments per fuelbreak, and these values were averaged to obtain the fuelbreak shrub volume.

Shepherds provided information about the characteristics of their livestock (types and numbers) and the location of the nearest animal shelter they could use. Livestock data were made comparable assuming one bovine unit to be equivalent to six ovine or caprine units. Subsequently, the main type of livestock (sheep, goat or cattle) that grazed each fuelbreak was determined. Distances from the nearest animal shelter to the furthest point of each fuelbreak (m) were measured digitally following the shortest available path.

In summary, each fuelbreak was quantitatively characterized in terms of its surface area, steepness, shrub volume and distance to animal shelter. Greater values in these variables were hypothesized to increase grazing difficulty and to, potentially, lower grazing success. As fuelbreaks were classified according to the accomplishment of grazing objectives (see Section 2.1), we assessed whether these characteristics had been influential in the outcomes across the network. Fuelbreaks were grouped according to their level of accomplishment and analysis of variance (ANOVA) and *posthoc* Tukey's HSD tests were used to search for differences in the mean values of these fuelbreak characteristics between the four groups. Surface area and shrub volume data were log transformed before the analysis to meet homoscedasticity assumptions.

Lastly, the influence of the type of grazing livestock was evaluated. Fuelbreaks were classified into a double-entry contingency table according to their main type of livestock and their level of accomplishment. Independence between these two qualitative variables was assessed using a Pearson's chi-square test. Further, the utilization rates (Shrub UR, Herb UR and the UR of the indicator species) observed in fuelbreaks in the 2008 and 2009 grazing evaluation were also employed to detect differences due to the type of grazing livestock. Fuelbreaks with Medium and Low levels of accomplishment were excluded from this analysis, to avoid the cases where factors other than livestock type were likely to have been more influential on the utilization rates. Sheep- and goat-grazed fuelbreaks were compared using Student's *t*-tests, which were substituted by Welch's *t*-tests when variance between the groups was unequal. Due to the small number of cattle-grazed fuelbreaks ($n = 12$), this group was not sufficiently representative and was excluded from the type-of-livestock analysis.

All analyses were performed with the aid of the SPSS 17.0 software (IBM-SPSS Inc., Chicago, IL, USA). Statistical significance was set at $P < 0.10$ to take account of the greater variability expected due to the non-experimental conditions of our study area.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Grazing evaluation

3.1.1. Field parameters and individual fuelbreak classification

Among the parameters we used, the Herb UR and the General Grazing Level assessment had already been employed in the standard evaluations of the fuelbreak network in south-eastern France (Étienne & Rigolot, 2001). We added the Shrub UR and indicator species UR in our modified methodology to better monitor the impact of grazing on the woody component of the vegetation. For similar purposes, other authors (Jauregui *et al.*, 2007; Dopazo *et al.*, 2009) have used parameters such as the amount of plant biomass left after grazing, or the inter-annual shrub volume growth. In fact, these alternatives could be better indicators of whether grazing is being successful in maintaining fuel loads and fire risk below certain thresholds. Nevertheless, considering that the objective was to monitor the entire grazed fuelbreak network, measuring these variables with accuracy was found to be excessively time-consuming. In contrast, the utilization rates approach we selected made it possible to perform a quicker assessment. Utilization rates may be affected by a number of factors (e.g., relative abundance of plant species and their palatability), but they can be considered good estimators of the impact of grazing on the vegetation dynamics (Étienne, 1989).

Table 1.1. Mean values (10th-90th percentiles) of fuelbreak grazing evaluation field parameters in 2008. Fuelbreaks are grouped according to their level of accomplishment.

| Level of accomplishment | Shrub UR | Holm oak UR ^a | Herb UR ^b | Mean General GL | Minimum General GL |
|-------------------------|---------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------|---------------------|
| Very High (n = 33) | 3.73 (3.06-4.50) | 4.20 (2.85-5.00) | 4.42 (3.91-4.80) | 3.61 (3.00-4.00) | 3.18 (2.00-4.00) |
| High (n = 43) | 3.10 (2.58-3.72) | 3.81 (2.82-4.64) | 3.79 (3.36-4.10) | 2.89 (2.33-3.33) | 2.30 (1.00-3.00) |
| Medium (n = 38) | 2.55 (2.05-3.20) | 3.15 (2.30-4.15) | 3.04 (2.32-3.64) | 1.97 (1.50-2.52) | 1.47 (1.00-2.00) |
| Low (n = 11) | 1.63 (0.68-2.41) | 2.48 (-) ^c | 1.85 (-) ^d | 1.24 (0.74-1.67) | 0.82 (0.00-1.00) |

^a The total number of fuelbreaks evaluated with this parameter was 94; ^b The total number of fuelbreaks evaluated with this parameter was 41; ^c Only seven cases; ^d Only two cases.

The distribution of the field parameter values obtained in the 2008 campaign is summarized in Table I.1. As could be expected, the fuelbreaks where the accomplishment of grazing objectives was higher averaged greater values in all these parameters. Even though we employed *a priori* thresholds as a guide for the fuelbreak classification process (see Section 2.1.1), the levels of accomplishment were not designed to be strictly associated with specific parameter values. They were intended to describe distinct grazing intensities observed across the grazed fuelbreak network, so that a progressive remuneration scheme could be implemented on the basis of objective parameters. Accordingly, it was the outcomes in the network itself which, eventually, defined the values of the parameters that were appropriate for each of the levels.

However, the distribution of all the parameters overlapped to a remarkable degree between adjacent classifications. This was due to parameter values varying largely both within and among fuelbreaks. In fact, the diversity of vegetation characteristics and livestock managements registered in the grazed fuelbreak network produced apparent incongruities when different parameters and fuelbreaks were assessed jointly. This called for the fuelbreak classification process to be applied flexibly. Indeed, the range of values of the field parameters associated with each level of accomplishment (as summarized in Table I.1) reflect the degree of flexibility required in the final stage of the grazing evaluation process. Despite being rather broad ranges, these values constitute the best reference for future applications of this evaluation methodology in Andalusia, and could also serve as guidelines for other territories.

Overall, the Shrub UR had consistently lower values than the Herb UR across all the accomplishment levels (Table I.1), which indicated that effective control of the herb stratum was more easily attained at a given grazing intensity. Livestock grazing could, therefore, be expected to have a stronger influence on the herbaceous component of the vegetation present in a fuelbreak. This could potentially reduce the flame length and rate of spread of wildfire (Diamond *et al.*, 2009). Indeed, rate of spread is based on fine fuels such as grass (Agee *et al.*, 2000), and wildfires can even stop spreading when this type of fuel is very scarce (Gutman *et al.*, 2001; Diamond *et al.*, 2009).

However, even in the best grazing scenario we observed, there was some fuel accumulation. Among fuelbreaks with a Very High level of accomplishment, the mean Shrub UR value (3.73) was relatively far from the maximum on the scale (5), which indicated that, generally, the shrub stratum maintained some growth. As Étienne *et al.* (1995) have already suggested for south-eastern France, our results showed that, in most cases, livestock grazing will need to be complemented in the long term by another shrub clearing technique to avoid woody fuel loads

increasing beyond the thresholds defined in the wildfire prevention program. A greater Shrub UR may be obtained using higher stocking rates, but this would probably require the use of enclosures and/or providing plenty of supplementary feed to livestock.

The utilization rate of the indicator species (holm oak, rose and hawthorn) were employed in the final stage of the fuelbreak grazing evaluation process, when ambiguous cases needed to be individually interpreted. Unfortunately, representative UR values for the rose and the hawthorn were only collected in 23% and 21% of the fuelbreaks in the network, respectively. Despite having been preselected (see Section 2.1.1), these species were too scarce or randomly distributed in many fuelbreaks, which made it difficult to obtain a representative number of observations for them. They were locally useful, but the overall results questioned their utility as indicator species for a large network.

In contrast, the widespread holm oak (its UR was observed in 75% of the fuelbreaks) was a very useful indicator species in the grazed fuelbreak network. Holm oak UR values were similar to those obtained for the herb stratum, and greater than the Shrub UR (Table 1.1), as a consequence of being a woody species preferred by livestock. When the methodology was at a development stage, we detected that holm oaks sprouting at ground level were totally rejected by livestock, even in areas where very intense grazing was observed in taller individuals of this species. Therefore, the reliability of this indicator species was improved by avoiding individuals sprouting at ground level during the field work.

3.1.2. Automatic fuelbreak classification and identification of key parameters

The discriminant analysis performed using the 2008 grazing evaluation dataset generated seven classification functions, three for the herbaceous fuelbreaks and four for the shrubby ones (Table 1.2). These functions were used to automatically classify the 2009 fuelbreaks: the values of the field parameters were introduced into the functions and fuelbreaks were classified in the level with the highest score. For instance, a shrubby fuelbreak with Shrub UR, Mean General GL and Minimum General GL values of 3.0, 2.5 and 2.0, respectively, would obtain the following scores: 36.2 for the Low level of accomplishment, 47.0 for the Medium, 48.3 for the High, and 41.7 for the Very High. Accordingly, it would be classified in the High level.

The functions calculated for the herbaceous fuelbreak subset correctly classified 74.4% of the 2008 fuelbreaks (29/39) in the cross-validation. The automatic classification applied to the 2009 herbaceous fuelbreak dataset was found satisfactory in 86.3% of cases (44/51). Four of the 2009 corrections were upgrades, while in the other three cases the level of accomplishment was

lowered. One of these downgrades was associated with the individual assessment required to separate fuelbreaks deserving a Low classification from the Medium group, as the former could not be included in the discriminant analysis.

Table 1.2. Coefficients of the classification functions obtained using discriminant analysis for the herbaceous and the shrubby fuelbreaks. The most likely level of accomplishment (i) is determined by the highest score (S_i) obtained in the functions, which have the following general form: $S_i = a + b * \text{Shrub UR} + c * \text{Herb UR} + d * \text{Mean General GL} + e * \text{Minimum General GL}$

| Level of accomplishment | a | b | c | d | e |
|------------------------------|---------|-------|-------|-------|--------|
| <i>Herbaceous fuelbreaks</i> | | | | | |
| Low | - | - | - | - | - |
| Medium | -59.19 | 7.59 | 36.20 | -3.27 | -5.34 |
| High | -85.23 | 8.71 | 43.52 | -4.01 | -5.27 |
| Very High | -113.53 | 9.75 | 47.61 | -2.06 | -4.31 |
| <i>Shrubby fuelbreaks</i> | | | | | |
| Low | -15.97 | 9.61 | - | 15.42 | -7.61 |
| Medium | -34.40 | 15.77 | - | 21.83 | -10.22 |
| High | -61.55 | 18.81 | - | 32.25 | -13.62 |
| Very High | -92.14 | 23.15 | - | 37.81 | -15.05 |

The functions calculated for the herbaceous fuelbreak subset correctly classified 74.4% of the 2008 fuelbreaks (29/39) in the cross-validation. The automatic classification applied to the 2009 herbaceous fuelbreak dataset was found satisfactory in 86.3% of cases (44/51). Four of the 2009 corrections were upgrades, while in the other three cases the level of accomplishment was lowered. One of these downgrades was associated with the individual assessment required to separate fuelbreaks deserving a Low classification from the Medium group, as the former could not be included in the discriminant analysis.

Regarding the shrubby fuelbreaks, 84.5% of the 2008 cases (71/84) were correctly classified in the cross-validation. The automatic classification of the 157 shrubby fuelbreaks evaluated in 2009 was found satisfactory in 86.6% of cases (136/157). Most of the corrections (15/21) corresponded to fuelbreaks which improved their classification, particularly from the High to the Very High level (9 cases). Among these, all misclassifications were found to be a consequence of fuelbreaks being dominated by unpalatable shrub species, which led to low Shrub UR values despite their very high Mean General GL. Accordingly, a Shrub UR parameter that incorporated a correction for plant palatability would seem desirable to make grazing evaluation

more accurate. However, this could be extremely difficult to implement considering the high diversity of species found in a large region like Andalusia and the effects that seasonality or the type of grazing livestock and its management have on livestock preferences (e.g., Torrano & Valderrabano, 2005).

Overall, the accuracy of the classification functions reached 81.3% (100/123) in the cross-validation of the 2008 data, while the 2009 predictions reached 86.5% (180/208). Considering the simplification of the process they implied, and despite the need to make some corrections, the results obtained were very satisfactory. Therefore, the classification functions displayed in Table 1.2 could be applied to fuelbreaks evaluated with the procedure we describe in Section 2.1.1 and they would mostly be correctly classified according to the criteria we have developed in Andalusia.

We note that the accuracy observed in the cross-validation of the 2008 data, particularly for the herbaceous fuelbreak dataset (74.4 %), was somewhat poorer. Two factors could be behind this lower accuracy: 1) the individual fuelbreak classification performed in 2008, which corrected for virtually all incongruities found in the field parameters, while the discriminant analysis overlooked some of them; and 2) the maintenance of all parameters in the discriminant analysis, instead of selecting them through a stepwise procedure. Use of the stepwise procedure could have improved the cross-validation accuracy by 5% for the herbaceous fuelbreaks (analysis not shown; only Herb UR entered the model). Nevertheless, we opted to maintain all variables at this stage, as each field parameter represented a distinct element of grazing evaluation, and all of them could be relevant for future assessments.

In the stepwise forward discriminant analysis applied to the full 2008-2009 herbaceous fuelbreak dataset, Mean General GL was the first variable to enter the model ($\lambda = 0.211$, $P < 0.001$) and Herb UR the second ($\lambda = 0.164$, $P < 0.001$). In contrast, Minimum General GL ($P = 0.196$) and Shrub UR ($P = 0.852$) were not included in the model as they did not reach the $P = 0.05$ threshold. This result suggested that the information the latter two variables provided was secondary in the automatic classification process. Therefore, monitoring Shrub UR could be deemed unnecessary for herbaceous fuelbreaks, which would enable the field grazing evaluation to be simplified. However, it is difficult to ascertain whether the information of the Shrub UR was embedded in the synthetic Mean General GL. It is possible that the inclusion of this latter parameter in the model made, in turn, the Shrub UR redundant. The only parameter conveying grazing irregularity (the Minimum General GL) was also not included in the model, and this was probably related to the grazing management being more homogeneous in herbaceous fuelbreaks.

In the full 2008-2009 shrubby fuelbreak dataset, the Box's *M*-test indicated lack of homogeneity in the variance-covariance matrices between the groups, so the stepwise forward discriminant analysis was limited to the 2008 shrubby fuelbreaks. Using this dataset, all three predictive variables entered the model, in the following order: 1) Mean General GL ($\lambda = 0.194$, $P < 0.001$), 2) Shrub UR ($\lambda = 0.134$, $P < 0.001$), and 3) Minimum General GL ($\lambda = 0.117$, $P < 0.001$). Accordingly, all of these variables were directly included in the automatic classification and they should not be disregarded in future evaluations.

In both the herbaceous and the shrubby subsets, the Mean General GL was the field parameter with the most discriminatory power. When the accomplishment levels predicted by this variable on its own were contrasted to the actual classifications the fuelbreaks received in 2008-2009 (Fig. 1.2), the accuracy of the Mean General GL reached 80.2% (267/333). Thus, the predictions made using just this parameter and fixed thresholds resulted in a very limited loss of accuracy (less than 5% in most cases) when compared to the more elaborate discriminant functions. The greater number of cases observed under the diagonal than over it in Fig. 1.2 indicated a tendency of the Mean General GL to predict lower levels of accomplishment than those actually obtained, similar to what happened with the discriminant functions.

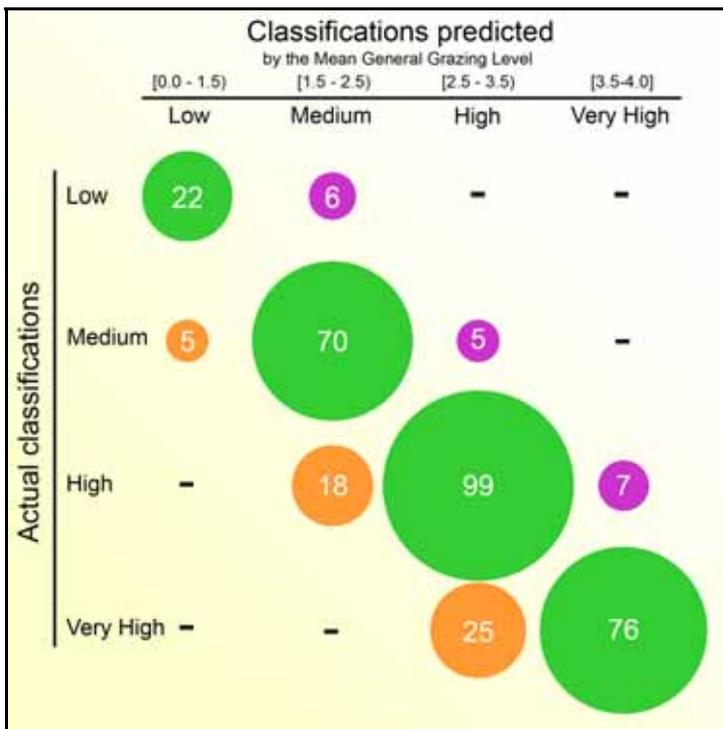


Fig. 1.2. Number of 2008-2009 fuelbreaks actually classified in each level of accomplishment of the grazing objectives, compared to the predictions based on the Mean General Grazing Level.

Considering each of the years independently, the accuracy of the Mean General GL reached 76.8% (96/125) in 2008 and 82.2% (171/208) in 2009. Herbaceous fuelbreaks obtained poorer predictions (accuracy 71.7%, 66/92) than the shrubby fuelbreaks (accuracy 83.4%, 201/241) in the 2008-2009 dataset. This result underlined the relevance of the Herb UR in determining the level of accomplishment of herbaceous fuelbreaks, in accordance with the outcome of the stepwise discriminant analysis.

Potentially, the Mean General Grazing Level could be used on its own as an excellent estimator of the accomplishment of fuelbreak grazing objectives. However, this would not mean that the evaluation process could be simplified to the extent of measuring only this parameter. According to the monitoring methodology described in Section 2.1.1, the General Grazing Level built on the previously noted utilization rates and, therefore, its accuracy was related to the reiterated process of assessing grazing impact on the vegetation. Indeed, the General Grazing Level assessment may only be reliable when it is preceded by careful observation of grazing impact.

On the other hand, according to our results, not monitoring the Hawthorn and Rose UR, or even the Shrub UR in dominantly herbaceous fuelbreaks would be ways of simplifying the field work without severely affecting the accuracy of the grazing evaluation. Thus, a streamlined methodology would include: 1) the utilization rate of the dominant vegetation stratum (Shrub UR or Herb UR); 2) the Holm oak utilization rate, as a comparable standard across fuelbreaks; and 3) the General Grazing Level, which would integrate other signs of grazing activity in a single synthetic parameter.

3.2. Fuelbreak characterization

Fuelbreak surface area, distance to shelter, steepness and shrub volume were four variables we had hypothesized would be influential on the accomplishment of the grazing objectives. However, our evidence (Table I.3) only indicated that larger shrub volumes were clearly related to lower levels of accomplishment.

Indeed, shrub volume showed a uniform and statistically significant increasing trend with decreasing levels of accomplishment. This result suggests that, in general, the chances of livestock being effective in fuelbreak maintenance are increased with lower shrub volumes. This is in agreement with Thavaud (2006), who recommended using shrub volume in a multi-factorial grazing difficulty assessment for fuelbreaks in France. Larger and more lignified shrubs were also

found to restrict the ability of goats to control growth of gorse in an experiment conducted in north-western Spain (Jauregui *et al.*, 2007). In a neighboring region, Rigueiro *et al.* (2005) have conducted silvopastoral experiments in which goat and horse grazing have successfully reduced large shrub volumes, but they also recommend dealing with the undergrowth to rejuvenate the shrub stratum before grazing begins.

Table 1.3. Mean values (10th-90th percentiles) of 2008-2009 fuelbreak characteristics. Fuelbreaks are grouped according to their level of accomplishment.

| Level of accomplishment | Surface area ^a (ha) | Distance to shelter (m) | Steepness (%) | Shrub volume ^a (m ³ ha ⁻¹) |
|-------------------------|-----------------------------------|----------------------------|-----------------------|---|
| Very High (n = 101) | 9.6 ab (3.3-16.7) | 3036 a (1506-4948) | 23.2 a (9.0-40.8) | 476 a (78-1034) |
| High (n = 125) | 12.5 b (3.0-24.7) | 3335 a (1673-5557) | 29.3 b (13.8-46.0) | 656 ab (163-1450) |
| Medium (n = 78) | 11.5 b (2.9-20.3) | 3369 a (1720-5698) | 27.4 ab (9.9-39.5) | 871 bc (169-2039) |
| Low (n = 29) | 7.9 a (1.8-15.4) | 3535 a (1532-5948) | 31.9 b (16.0-54.0) | 1175 c (219-2800) |
| <i>F</i> -test | <i>F</i> = 2.52 | <i>F</i> = 1.19 | <i>F</i> = 6.24 | <i>F</i> = 10.49 |
| Significance | <i>P</i> = 0.057 | <i>P</i> = 0.312 | <i>P</i> < 0.001 | <i>P</i> < 0.001 |

Note: Different letters in the same column indicate significant differences between groups (Tukey's HSD test, *P* < 0.10).

^a Data were log-transformed before the analysis

Surface area statistically differed between accomplishment levels, but a uniform trend was not observed. Fuelbreaks with a Low level of accomplishment were unexpectedly smaller than those in the Medium and High levels, and similar in size to those in the Very High level. This result could indicate that some of the relatively small-sized fuelbreaks were disregarded by shepherds, who may have focused on other larger fuelbreaks assigned to them. Therefore, despite the fact that higher grazing intensities could potentially be easier to achieve in smaller areas, sufficiently large fuelbreaks may be advisable to maintain the interest of shepherds and, thus, achieve the desired grazing management.

Distance to shelter followed the expected uniform trend, as mean values were somewhat higher in less successfully grazed fuelbreaks. However, the minor differences (max. 500 m)

observed between group means were not statistically significant, so the relevance of this variable could be considered to have been negligible across the grazed fuelbreak network. Fuelbreak steepness, in turn, did have a significant influence on accomplishment levels, although the trend was not uniform. The fuelbreaks classified in the Very High group were, on average, less steep than those in the High and Low groups. To some extent, this result agreed with our hypothesis that less steep fuelbreaks would be easier to graze, but the trend in this variable was weakened due to the intermediate steepness value obtained in the Medium group. Generally, abiotic factors such as slope or distances (from water or shelter) are considered very influential in determining free-grazing livestock distribution (Senft *et al.*, 1987; Bailey, 2005), but they do not seem to have been very important in the grazed fuelbreak network in Andalusia. The fact that virtually all flocks grazing in the network are herded is likely to have strongly influenced this outcome, as the effect of these variables on grazing intensity was unavoidably mediated by shepherds and their perception of how distant or steep a fuelbreak was. In some cases, they could have even adapted their management to compensate for difficulties associated with these factors.

Overall, the limited differences we detected in the characteristics of the fuelbreaks were, at least partly, a consequence of the selection process used to include them in the grazed fuelbreak network. Excessively distant, steep or shrubby areas were normally excluded from the program, and large (>15 ha) fuelbreaks were mostly split into smaller units to avoid heterogeneity and facilitate monitoring. Therefore, variability in fuelbreak characteristics was limited by the feasibility criteria applied throughout the process.

Regarding the type of grazing livestock, a tendency for lower levels of accomplishment was observed in sheep-grazed fuelbreaks, when compared to the goat- and cattle-grazed groups (Fig. 1.3). However, the latter group comprised very few cases ($n = 12$), so it was inadvisable to draw any conclusion regarding the effectiveness of cattle grazing. Despite the aforementioned tendency, the chi-square test applied to the sheep- and goat-grazed fuelbreaks indicated that type of livestock and level of accomplishment were independent variables ($\chi^2 = 3.63$, $df = 3$, $P = 0.304$). Thus, the type of livestock can be considered to have had a negligible effect on the accomplishment of fuelbreak grazing objectives. Actually, the abundance of fuelbreaks with High and Very High classifications indicated the capacity of all types of livestock to be effective in fire prevention programs.

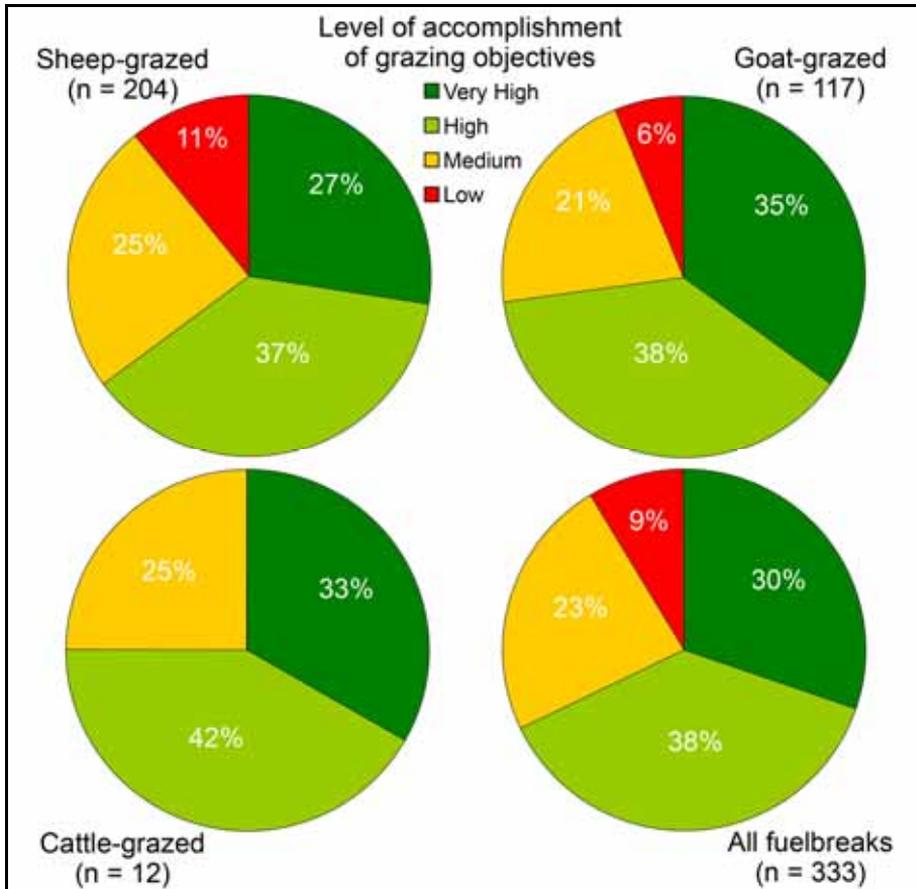


Fig. 1.3. Distribution of accomplishment levels in sheep-, goat- and cattle-grazed fuelbreaks in the 2008-2009 dataset.

Nevertheless, type of livestock did have a clear effect on the utilization rates observed in fuelbreaks (Fig. 1.4). Indeed, the mean values of Shrub UR, Herb UR and the UR of indicator species were significantly greater in goat-grazed fuelbreaks (t -tests, minimum $P = 0.023$). This agreed with the abundant literature (Étienne *et al.*, 1995; Magadela *et al.*, 1995; Jauregui *et al.*, 2007) reporting experiments in which goats controlled shrub growth more effectively than sheep. It is remarkable that this was also so for the herb stratum, since sheep are commonly considered grazers whereas goats are classified as browsers (e.g., de Rancourt *et al.*, 2006). However, there is also evidence in the literature to support the strong grass feeding behavior we observed in goat-grazed fuelbreaks (Barroso *et al.*, 1995; Torrano & Valderrabano, 2005).

Differences in the Shrub and Herb UR were relatively small between the sheep- and goat-grazed fuelbreaks, as these parameters described the grazing impact on very diverse communities with different degrees of palatability. When the same references (i.e., the indicator species) were

used to compare fuelbreaks, the contrast became more apparent. Focusing on the holm oak, the most widespread indicator species, its UR was found to be 0.75 points higher in goat-grazed fuelbreaks (Fig. 1.4). This result differs from that obtained by Rogosic *et al.* (2006), who found that penned goats and sheep ate similar amounts of holm oak in a study of livestock preference for Mediterranean *maquis* shrubs. Nevertheless, in other studies conducted under natural grazing conditions, the domestic goat is also reported to be the type of livestock which consumes this species more intensely (Cuartas & García-González, 1992; Bartolomé *et al.*, 2000). Therefore, goat-grazing seems to be particularly adequate for fuelbreaks where the holm oak is the dominant species.

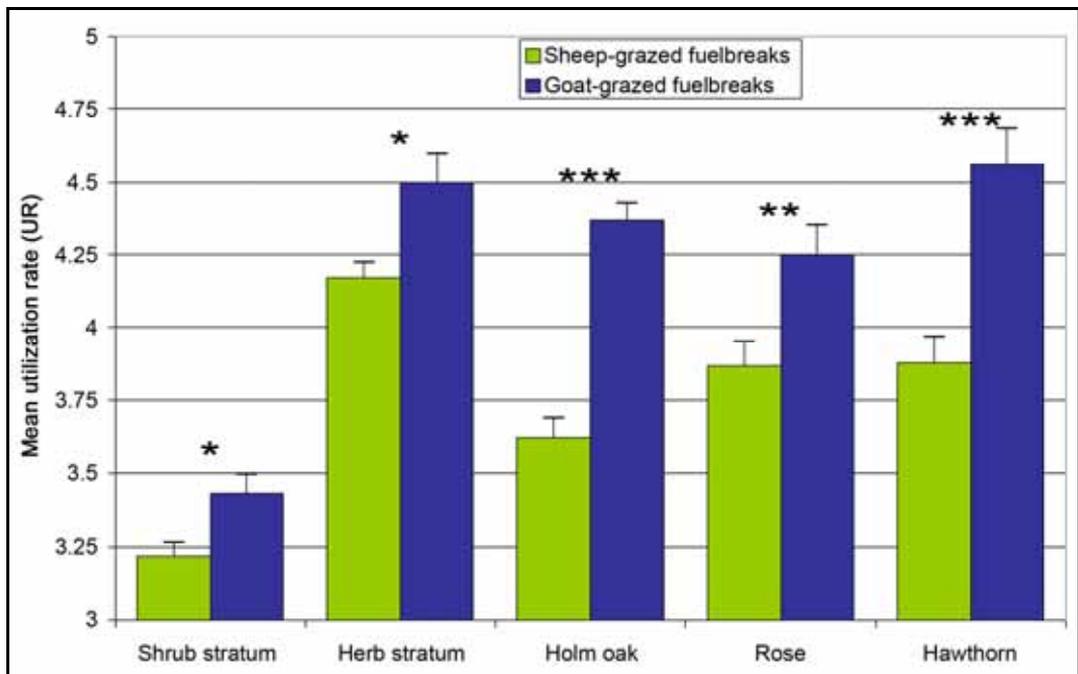


Fig. 1.4. Mean utilization rates observed among the 2008-2009 fuelbreaks with Very High or High classifications. Fuelbreaks are grouped according to the main type of grazing livestock. Whiskers on the top of the bars indicate the standard error of the mean.
 *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$; ***: $P < 0.001$.

4. CONCLUSIONS

The 2008 and 2009 comprehensive monitoring of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain) allowed standardized field data to be collected under real management conditions, and this provided the basis for the detailed analysis presented in this paper.

Automatic classification functions were developed to facilitate the process of assessing the accomplishment of the fuelbreak grazing objectives, and applied in the 2009 campaign (accuracy = 86%). Among the field parameters employed in this assessment, the Mean General Grazing Level was found to be the one which best discriminated between accomplishment levels. The utilization rate of the dominant (herb or shrub) stratum ranked second in discriminatory power, while the Minimum General Grazing Level ranked third. The utilization rate of the holm oak was also very useful to compare grazing intensity across different fuelbreaks.

A streamlined monitoring system based on the aforementioned parameters is proposed to evaluate fuelbreak grazing. Alternatively, an evaluation which only included the Mean General Grazing Level could suffice (accuracy = 82%), as long as it was preceded by careful observation of grazing impact on fuelbreak vegetation.

Higher shrub volumes in fuelbreaks were found to negatively affect the accomplishment of the grazing objectives. For other fuelbreak characteristics, such as surface area, distance to animal shelter and mean steepness, the data were non-conclusive. All types of vegetation were more intensely consumed in goat-grazed fuelbreaks, but sheep also showed a remarkable capacity to reduce fuel loads.

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.

El escenario de una experiencia piloto
a escala de finca

Predominan las tierras de secano de monocultivo cerealista con una productividad baja.

*Hay muchas tierras marginales, roturadas en el pasado,
que deben volver a tener una vocación forestal clara.*

*Las tierras de erial-pastizal podrían ser reconvertidas en forestal con uso ganadero,
con lo que se protegería el medio y se incrementaría la posibilidad de alimentar a la cabaña ganadera.*

JUAN GÁMEZ NAVARRO

El espacio geográfico de Guadix

Desde hace más de 15 años, la finca Cortijo Conejo y Albarrán ha sido un territorio sobre el que se han desarrollado diversas experiencias científicas ligadas a una gestión forestal innovadora. Aquí se han estudiado, por ejemplo, distintas técnicas de repoblación y sus consecuencias sobre la vegetación espontánea, el uso de microcuencas como técnica de irrigación mediante la captura de escorrentías superficiales, la repoblación con arbustos autóctonos en núcleos de dispersión, o las siembras de pastos y el desbroce de espartales para favorecer a la avifauna esteparia.

Asimismo, tal y como se describe en la Sección de Justificación y Objetivos, en esta finca se inician y concentran los trabajos asociados al proyecto de investigación en el que se enmarca esta tesis doctoral. Este conjunto de experiencias han llevado a que Cortijo Conejo y Albarrán se haya convertido en una finca piloto, que además puede considerarse especialmente singular por hallarse en un lugar aparentemente poco atractivo: una zona agrícola cerealista en abandono, bajo un ambiente continental xérico.

Los tres trabajos científicos que se presentarán a continuación (Capítulos 2, 3 y 4) se han desarrollado en este lugar y, por ello, resulta oportuno dedicar primero algunas páginas a describir sus principales características. Además, se presentan las actuaciones forestales y gestión silvopastoral que han llevado a la creación de un área pasto-cortafuegos en un joven pinar de repoblación situado en la finca.

1. LOCALIZACIÓN Y OROGRAFÍA

La finca Cortijo Conejo y Albarrán se encuentra en el sudeste de la Península Ibérica (Fig. 3), en el término municipal de Guadix (provincia de Granada). Está situada en las cuadrículas de la proyección UTM de 10 km x 10 km 30SVG93 y 30SVG94, en el entorno de las coordenadas $x = 494.000$ m, $y = 4.140.000$ m de ese mismo huso, lo que corresponde a la latitud $37^{\circ}24'$ Norte y la longitud $3^{\circ}05'$ Oeste, aproximadamente.

La finca tiene una extensión de 890 ha y pertenece a la Junta de Andalucía desde el año 1993 (código de monte: GR-10052-JA). Los terrenos limítrofes son privados y de uso agrícola, a excepción de la zona noroeste, donde se encuentra la finca Cortijo de Becerra, de 1.190 ha y propiedad también de la Junta de Andalucía.

Orográficamente, la zona se encuentra en la depresión de Guadix, que está rodeada por montañas de entidad en casi todas las direcciones: Sierra Nevada (al Sur), Sierra de Huétor

(Sudoeste), Sierra Mágina (Noroeste), Sierra de Castril (Nordeste) y Sierra de Baza (Este); esta última es la más próxima a la zona de estudio.



Fig. 3. Localización de la zona de estudio, al sudeste de la Península Ibérica.

El característico paisaje de este entorno está compuesto por tres unidades fisiográficas claramente diferenciadas (Fotografía 3):

- **Altiplano:** zona de relieve llano situado en la cota de los 1.000-1.200 m.
- **Rambla:** es la zona más baja (800-1.000 m), con pendientes muy suaves y constituyendo todo el fondo de la red de drenaje.
- **Laderas:** enlazan los altiplanos con la rambla, con pendientes muy acusadas y fuertes procesos erosivos.



Fotografía 3. Paisaje de la red de ramblas desde el borde del altiplano.

El pinar y área pasto-cortafuegos de los Capítulos 2 y 3 se sitúan en este altiplano, mientras que la plantación de *Atriplex halimus* del Capítulo 4 se ubica en la zona de rambla.

2. CLIMA

Una estación meteorológica instalada en la finca en el año 1995, y gestionada por el Departamento Forestal del IFAPA, proporciona datos muy precisos del clima en la zona, si bien la serie temporal se limita a los últimos 15 años.

La precipitación media anual es de 306 mm de lluvia. En años extremos se han registrado máximos de 488 mm y mínimos de 168 mm, pero durante los años en que se concentran los trabajos de esta tesis doctoral (2006-2009) las fluctuaciones han sido menores, entre 297 mm y 346 mm. Las precipitaciones más abundantes se producen en primavera. La lejanía de la influencia atlántica y el efecto de sombra de lluvias que ejercen las montañas circundantes son los dos principales factores que determinan la escasa pluviometría.

La temperatura media anual es de 13,3°C, con valores mínimos en enero (extremos de hasta -19°C en 2005) y máximos en julio, mes en el que es frecuente superar los 38°C. Los meses de junio a septiembre son los únicos en los que nunca se han registrado heladas, si bien las noches estivales también son frescas. La altitud y el aislamiento orográfico con respecto al mar provocan que estas tierras sean relativamente frías y continentales, con fuertes contrastes de temperatura diarios, y también estacionales.

La escasez de precipitaciones, particularmente durante el verano, determina que la evapotranspiración real sea inferior al 40% de la potencial. Esta diferencia se traduce en una fuerte sequía fisiológica todos los veranos, que puede extenderse al otoño si se retrasan las primeras lluvias. De acuerdo con Rivas-Martínez (1987), el clima es Mesomediterráneo Semiárido, mientras que según la clasificación propuesta por Allué-Andrade (1990), el clima sería Mediterráneo Fresco Semiárido.

3. GEOLOGÍA Y SUELOS

El mapa geológico de la comarca (IGME, 1979) ubica la zona de estudio en el dominio de la Cordilleras Béticas. Concretamente, las depresiones de Guadix y Baza albergan materiales postorogénicos, neógenos y cuaternarios, que ocultan los contactos entre las Zonas Internas y Externas de las Cordilleras Béticas.

A grandes rasgos, la historia geológica más reciente de la depresión de Guadix parte del depósito de materiales del Plioceno-Pleistoceno en un ambiente sedimentario con dos grandes escenarios: al noroeste lacustre y, en el resto, esencialmente fluvial. A lo largo del tiempo la dimensión y disposición del lago varían, principalmente como consecuencia de cambios climáticos. La cuenca se colmata hace menos de 80.000 años, constituyendo un nivel de relleno continuo de la depresión que se corresponde con los actuales altiplanos. Desde entonces, este nivel de colmatación se levanta de una manera considerable (algunos autores estiman que unos 1.000 m, aunque es un hecho controvertido), lo que genera fallas y el encajamiento de los ríos hasta su posición actual. Así se crea el característico glacis de erosión, un abrupto relieve con fuertes procesos de erosión fluvial remontante (Fotografía 3).

Litológicamente, los altiplanos están constituidos por un conglomerado de cantos de rocas calizas con una matriz arcillosa rojiza y cemento carbonatado. Hacia la parte superior, en el techo de los estratos se presentan abundantes costras calizas. En la zona de ramblas, en cambio, dominan los materiales detríticos gruesos y medios, mezclándose conglomerados, arenas y, con menor frecuencia, lutitas. Entre los componentes de los conglomerados y las arenas dominan los fragmentos de rocas metamórficas silíceas como cuarcitas y esquistos, procedentes de la Sierra de Baza y Sierra Nevada.

Los suelos de la zona han sido estudiados en una reciente tesis doctoral (Ripoll, 2004). De acuerdo con esta autora, los suelos del altiplano son del tipo Calcisol pétrico (nomenclatura del IUSS Working Group WRB, 2006). Su característica principal es su poca profundidad, debido a la existencia de un horizonte C petrocálcico (a partir de unos 55 cm de la superficie). El suelo situado sobre esta costra calcárea se encuentra poco evolucionado debido a la aridez del clima. El horizonte A superficial presenta una textura franco-arcillosa-arenosa, alrededor de un 0,9% de carbono orgánico y un 32,9% de carbonato cálcico. La roturación sistemática de estos suelos durante su pasado agrícola ha provocado un aumento de la pedregosidad en superficie. El pH medido es de 7,2, si bien se incrementa hasta 8,4 a mayor profundidad. La abundancia de calcio en todo el suelo provoca que la capacidad de intercambio catiónico sea baja y que el grado de saturación de bases sea total. Bajo el horizonte petrocálcico nos encontramos con un paleosuelo no cementado de espesor variable. Este paleosuelo funciona como un reservorio de agua que puede ser utilizado por la vegetación en periodos secos, siempre que las raíces atraviesen el horizonte petrocálcico.

En la rambla, en cambio, los suelos son del tipo Fluvisol arénico-calcárico (Ripoll, 2004; IUSS Working Group WRB, 2006). Su litología es diversa y estratificada, al proceder de sucesivas

aportaciones aluviales. Dominan las texturas arenoso-francas, que determinan una baja capacidad de retención de agua en el suelo. El horizonte A superficial se encuentra muy alterado debido a su pasado agrícola, es de escasa potencia y de pedregosidad prácticamente nula. El porcentaje de carbonato cálcico es de 2,5% a 5,6% en los diversos horizontes el suelo, mientras que el pH es de 8,0. La baja capacidad de intercambio catiónico y el reducido contenido en carbono orgánico (inferior a 0,7%) provocan que la fertilidad del suelo también es muy baja.

4. FLORA Y VEGETACIÓN

Biogeográficamente, la zona de estudio está en la Región Mediterránea, Provincia Bética y Sector Guadiciano-Bacense. En un catálogo de flora reciente (Navarro *et al.*, 2003) se identificaron 353 especies de 46 familias, entre las que domina *Asteraceae*, seguida por *Poaceae* y *Fabaceae*, como suele ser habitual en los ambientes semiáridos. Entre las especies más singulares se encuentran *Arenaria arcuatociliata* Willk., un endemismo bético localmente abundante, y *Clypeola eriocarpa* Cav., un endemismo ibérico de presencia escasa y local. Estas especies están catalogadas como Vulnerable y en Peligro de Extinción, respectivamente (Blanca *et al.*, 1999; Blanca *et al.*, 2000).

Las series de vegetación presentes en la zona de estudio son dos (Valle, 2003): en los altiplanos, la Mesomediterránea Bética Basófila de la encina (*Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae* S.), cuya cabeza de serie es un encinar bien estratificado con un rico sotobosque; en los laterales e interior de la red de ramblas, en cambio, tendríamos la Mesomediterránea Semiárida de la coscoja (*Rhamno lycioidis-Querceto cocciferae* S.), cuya cabeza de serie es un pinar-coscojar denso, dominado por el pino carrasco en las topografías más abruptas.

Tal y como se desprende de esta descripción, la existencia de uno u otro tipo de vegetación responde a las variaciones de relieve y suelo. Los diagramas bioclimáticos (Montero de Burgos & González Rebollar, 1973), calculados para los valores climáticos promedio de la finca en diversos escenarios, permiten visualizar claramente la existencia de esta transición (Fig. 4). Tomando en consideración que la existencia de encina en una zona suele requerir que la Intensidad Bioclimática Libre alcance valores superiores a 1, puede observarse que las condiciones más adecuadas para esta especie se producen en el altiplano, una zona de relieve llano donde apenas se produce escorrentía (W entre 0% y 10%), y con una cierta capacidad de retención de agua en el suelo (CR = 50 mm). El aumento de escorrentía que se produce en zonas de pendiente, como las laderas entre el altiplano y la rambla, limita rápidamente las posibilidades de presencia de encina. Eso mismo sucede cuando el suelo apenas retiene agua (CR = 0 mm), una

situación asimilable a la de los suelos arenosos de la rambla. Sin embargo, un suelo con una alta capacidad de retención de agua (CR = 150 mm) apenas mejoraría las condiciones fitoclimáticas para la vegetación, ya que la escasez de precipitaciones determina que nunca se disponga de excedentes de agua de esta magnitud.

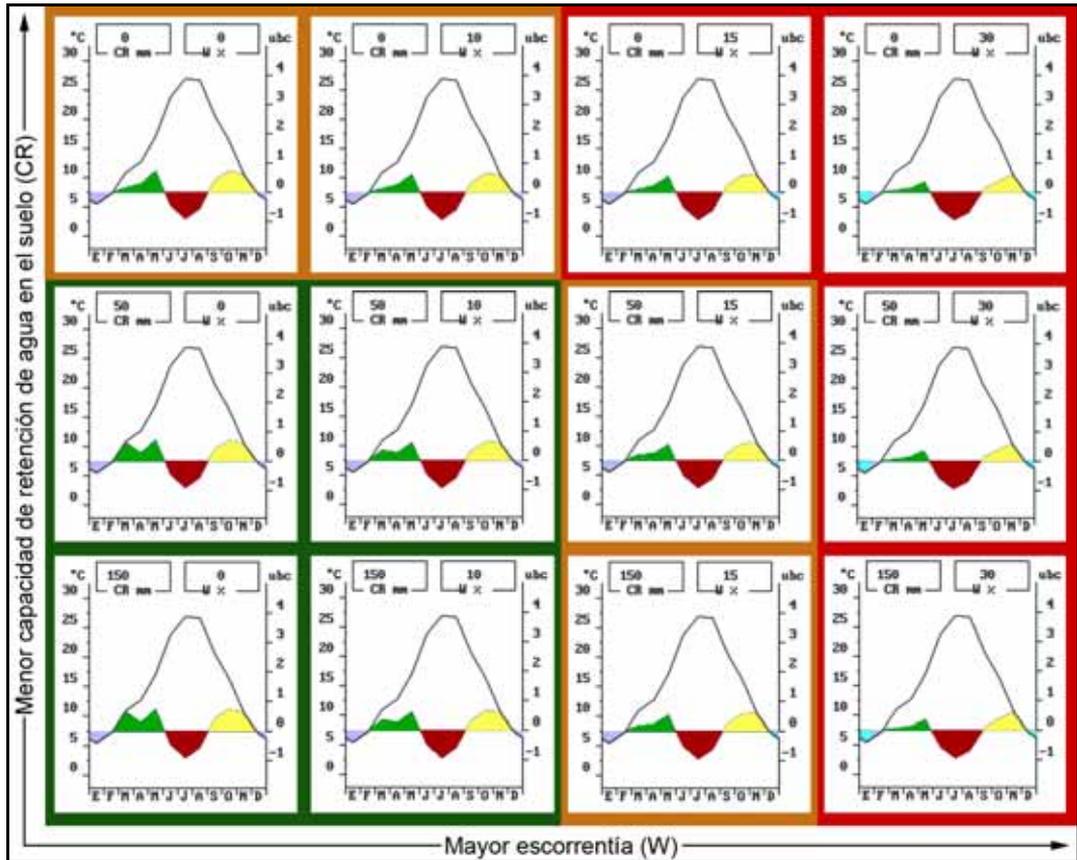


Fig. 4. Diagramas bioclimáticos calculados para la zona de estudio en diversos escenarios de capacidad de retención de agua en el suelo (CR) y escorrentía (W). Los colores que rodean las figuras indican si la Intensidad Bioclimática Libre (IBL) en cada escenario permite (verde, $IBL > 1$), dificulta (ocre, $1 \geq IBL \geq 0,9$) o impide (rojo, $IBL < 0,9$) la presencia de encina.

4.1. Usos históricos

Esta comarca ha tenido un uso agrario durante largo períodos históricos (según diversas fuentes compendiadas en Navarro, 2001). A partir del V milenio antes de nuestra era, comienzan los primeros indicios de cultivo mediante rozas y de cría de ganado menor. Estas actividades se intensifican durante la Edad del Cobre y Bronce (III y II milenio antes de nuestra era) y, por tanto, también su impacto sobre el medio. En este mismo período se registra una transición de la

vegetación debido a una mayor xericidad del clima, disminuyendo el encinar-quejigar en favor del pinar-coscojar.

La utilización humana del medio sigue su progreso a lo largo de nuestra era, si bien hasta finales del siglo XV se debían de conservar grandes extensiones de vegetación natural, ya que está documentada la abundancia de lobo e, incluso, la presencia de oso pardo en las inmediaciones de la Sierra de Baza. A partir de la reconquista, se registran una agresiva deforestación de los montes, al dar preferencia a los usos agrícolas y ganaderos.

La existencia del Cortijo de Becerra está documentada en 1752 en el catastro del Marqués de la Ensenada, lo que indica que la zona de estudio ha tenido un uso predominantemente agrícola durante al menos 250 años. Desde entonces, las roturaciones de montes han seguido avanzando para establecer cultivos de secano. En los años 40 del siglo XX, un período en el que la población pasa grandes necesidades, se produce la tala de muchos encinares para su uso como carbón. A pesar de ello, según se describe en el mapa de cultivos y aprovechamientos de 1979, en los altiplanos se mantienen grandes encinas en los terrenos roturados con una densidad media de 10 a 15 árboles por hectárea.

4.2. Vegetación actual

De resultas de los usos históricos, la vegetación parte de un grado de alteración muy elevado cuando la finca Cortijo Conejo y Albarrán es adquirida por la Junta de Andalucía y deja de ser cultivada. La vegetación pionera que se establece en esos terrenos agrícolas abandonados es un mosaico de comunidades ruderales, bien dominado por leñosas (como *Artemisia barrelieri* Besser o *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don), bien por pastizales terofíticos de la asociación *Stellarietea mediae* (San Miguel, 2001). En zonas menos alteradas por la agricultura tienen a dominar los espartales (con varias especies del género *Stipa* L.) entremezclados con pastizales terofíticos de la alianza *Trachynion distachyae*. En ambos tipos de vegetación aparecen, de forma dispersa pero destacada, ejemplares de retama (*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.).

En ciertas zonas se ha mantenido una cobertura arbórea rala (de hasta 10 árboles por hectárea) sobre estas dos comunidades (Fotografía 4). En su mayor parte son encinas de tamaño medio-grande y, ocasionalmente, grandes pinos carrascos, lo que atestigua la importancia histórica de la distribución natural de esta última especie. Por último, en la finca existe también un joven pinar de carrasco procedente de repoblación, descrito en más detalle en el Apartado 7 de esta sección.



Fotografía 4. Paisaje de una zona del altiplano con una cobertura rala de encinas, en la que un rebaño de ovejas pasta sobre pastizales terofíticos ruderales.

5. FAUNA

La fauna vertebrada presente en el entorno de la zona de estudio asciende a 97 especies (varias fuentes compendiadas en Ruiz-Mirazo, 2004). Los anfibios son escasos (2 especies) pero los reptiles tienen una amplia representación (11 especies), destacando los lacértidos y colúbridos.

En cuanto a la avifauna nidificante (67 especies), es destacable la presencia de aves esteparias como el sisón, el alcaraván o la ortega. El uso cerealista que ha tenido la región históricamente ha llevado a que se mantengan estas poblaciones, que no abundan en Andalucía. Varias grandes rapaces campean en la zona, como el águila real o el buitre leonado, que visita frecuentemente un muladar establecido en la finca. Este muladar se encuentra en la zona de campeo del quebrantahuesos, reintroducido recientemente en las sierras próximas, aunque aún no ha sido avistado en la zona.

Pasando a los mamíferos (17 especies), se han catalogado siete especies distintas de murciélagos y tres de carnívoros: el zorro, la garduña y el gato montés. Entre los lagomorfos, el conejo abunda en la zona de ramblas, mientras que la liebre es más frecuente en los altiplanos. Hay tres especies de roedores: la ardilla roja, el ratón moruno y el topillo de Cabrera. Asimismo, hay dos especies de artiodáctilos, la cabra montés y el jabalí, que están expandiéndose hacia la zona.

6. ACTIVIDAD GANADERA

La ganadería extensiva o pastoral es una actividad agraria importante en la comarca de Guadix y en todo el nordeste de la provincia de Granada. El sistema de explotación habitual gira en torno a los cortijos, donde es habitual combinar el uso agrícola con el ganadero.

El ganado ovino es el predominante en las ganaderías pastorales y está orientado exclusivamente a la producción de carne. Por este motivo se tiende a la especialización, optando por la raza *segureña*, que cuenta con una asociación de criadores (ANCOS), ubicada en Huéscar (Granada), que lleva adelante un programa de mejora de la raza. El sistema de alimentación continúa basado en el pastoreo, tanto en monte como en los cultivos, aunque se hace indispensable suplementar con heno y concentrados en el invierno, lo que encarece su cría. También aprovechan subproductos de cultivos leñosos, como la cáscara y la hoja del almendro, así como la hoja del olivo. La escasez de pastos en verano, tras aprovechar la rastrojera, determina que los grandes rebaños trashumen o trasterminen a las sierras próximas; los rebaños de menor tamaño suelen mantenerse estabulados. En general, se programan tres partos cada dos años, siendo las parideras en enero, mayo y septiembre.

Por su parte, el ganado caprino está orientado principalmente a la producción de leche. La raza más frecuente es la murciano-granadina, que es prolífica y rústica. El sistema de explotación tradicional ha sido el pastoreo en pequeños rebaños durante todo el año, utilizando pastos marginales y los subproductos de las huertas. Sin embargo, en los últimos años se tiende a una explotación más intensiva, de mayor tamaño, y en la que los animales permanecen estabulados la mayor parte del año.

La finca de estudio ha sido pastoreada en los últimos siete años con un rebaño de ganado ovino *segureño*, inicialmente en el marco del proyecto de investigación y, posteriormente, dentro del programa RAPCA. El tamaño inicial de rebaño era de unas 500 ovejas, acompañadas de una treintena de cabras de raza mezclada. No obstante, en los últimos tres años el número de ovejas se ha visto incrementado hasta 900 animales.

7. PINAR Y ÁREA PASTO-CORTAFUEGOS

Poco después de la adquisición de la finca, entre los años 1994 y 1996, la Junta de Andalucía completó una repoblación forestal de unas 500 ha de superficie. Las densidades de plantación que se emplearon están comprendidas entre las 1.500 y 2.000 posturas por hectárea. La mayoría de la planta empleada era pino carrasco, que venía de vivero con dos ó más pies por unidad, con lo que el número de pies real por hectárea es superior a esa cifra. Se introdujo un 5% de encina y algunos ejemplares de pino piñonero (*Pinus pinea* L.), además de líneas de cipreses (*Cupressus sempervirens* L. y *Cupressus arizonica* Greene) al borde de las pistas.

En términos generales, la preparación del suelo consistió en un decapado realizado mediante *bulldozer*, seguido de un subsolado cruzado de 60 a 100 cm de profundidad. El subsolado se aplicó para romper el horizonte petrocálcico del suelo y facilitar que la planta repoblada pudiera prospectar el suelo en profundidad. La plantación se realizó en líneas equidistantes, siguiendo el surco dejado por el subsolado. Las plántulas de pino procedían de diversos viveros y eran de calidad heterogénea. En general, el pinar se ha desarrollado vigorosamente, aunque existen algunas zonas concretas en las que se han producido muchas marras y otras en que los crecimientos han sido muy bajos. La mayor parte de los plantones de encina han tenido un desarrollo lento: doce años después de la plantación, son muy pocas las encinas que superaban los 40 cm de altura, mientras que los pinos habían alcanzado 5-6 m de altura en ese mismo período (más detalles en los Capítulos 2 y 3).



Fotografía 5. Aspecto general del pinar de repoblación en enero de 2004. Se observan algunas zonas con abundantes marras y, de izquierda a derecha, el cortafuegos que lo atraviesa.

La repoblación está atravesada por un cortafuegos lineal y desarbolado (Fotografía 5). Sus dimensiones son 35 m de ancho por 1,4 km de largo, y se extiende en dirección Norte-Sur. Hasta el año 2003 este cortafuegos era roturado regularmente para dejarlo libre de vegetación de cara a la campaña estival de incendios. En 2004, a raíz del inicio del proyecto de investigación, se instalaron seis parcelas experimentales sobre el cortafuegos, que no ha vuelto a ser roturado desde entonces. En ese mismo año, la administración ejecutó un tratamiento forestal consistente

en una poda baja (hasta un metro de altura) y el deshermanado de los pies múltiples de pino carrasco.

En el marco del proyecto de investigación, en 2005 se creó un área cortafuegos de 38 ha alrededor de la faja cortafuegos existente (Fotografía 6). El diseño de la actuación incluía diversos tipos de clareos que se aplicaron en bandas de bordes sinuosos y adaptadas al ligero relieve del terreno. La progresión de intensidades de clareo utilizada evitó generar contrastes bruscos en la densidad del arbolado, con lo que también se reducía el impacto visual de la actuación. En el Capítulo 2 se pueden encontrar más detalles sobre la tipología de clareos aplicada y sus consecuencias sobre la estructura y crecimiento de la masa forestal.



Fotografía 6. Aspecto general del pinar y el área cortafuegos en junio de 2006.

A excepción de una zona que se excluyó al pastoreo, el resto del área cortafuegos creada con los clareos empezó a ser pastoreada inmediatamente después, constituyendo así un área pasto-cortafuegos. Sin embargo, el pastoreo registrado en los primeros dos años (2005-2006) fue muy ligero e irregular. A raíz de la concesión de pastos de la finca en 2007 a otro ganadero, Álvaro Yeste Martínez, el pastoreo registrado en el área pasto-cortafuegos fue más regular, tal y como se describe en el Capítulo 3. El período del año en que el Sr. Yeste Martínez pastorea la finca se extiende de febrero a junio. Posteriormente, traslada el rebaño a los pastos de verano

más frescos disponibles en la Sierra de Baza y, hacia finales de año, concentra la paridera en su finca particular.

La superficie del área cortafuegos mantenida mediante pastoreo asciende a unas 33 ha, de las cuales 29 ha son arboladas y 4 ha corresponden al cortafuegos desarbolado que ya existía con anterioridad a los clareos. Además, la concesión de pastos de la finca Cortijo Conejo y Albarrán a la que accede el ganadero participante incluye unas 335 ha más de pastos. De acuerdo con la zonificación descrita en el Apartado 2.1 de esta Introducción General, el cortafuegos desarbolado se correspondería con la *zona clave* del área pasto-cortafuegos, en la que el pastoreo debe ser muy intenso para asegurar las mejores condiciones para hacer frente a un incendio. El área arbolada y clareada sería la *zona de apoyo*, en la que un pastoreo algo menos exigente tiene por objetivo reducir la potencia de un eventual incendio y minimizar el riesgo de eclosión de focos secundarios (Fotografía 7). Y, por último, el resto de los pastos disponibles en la finca serían las *zonas pastorales de refuerzo*, cuyo fin prioritario no es la prevención de incendios directa, sino el servir como pastos complementarios para el ganado, lo que permite que el ganadero pueda permanecer en la finca varios meses e ir manteniendo regularmente el área pasto-cortafuegos.



Fotografía 7. El rebaño de ovejas pastando en la zona de apoyo del área pasto-cortafuegos.

CAPÍTULO 2. Crecimiento y estructura de una reforestación joven de pino carrasco tras la aplicación de seis regímenes de clareos

Le despertó el frío y entreabrió los ojos. Los abrió del todo, incrédulo: un hombre andaba por el río.

Sí, tranquilamente, sobre las aguas, avanzando entre los últimos jirones de niebla.

Shannon se incorporó estupefacto, creyendo que aún soñaba, y lo comprendió al punto.

Todo el río estaba como entarimado por los largos maderos, pinos enteros descortezados.

El hombre cruzaba ágilmente de una orilla a otra,

apoyándose de cuando en cuando en una vara terminada en gancho.

Un enorme árbol atravesado retenía a los demás y dejaba ante él un verdoso espacio de agua turbulenta.

El hombre apoyó su gancho en un extremo del tronco, deshizo el atasco,

y todo el rebaño de palos siguió avanzando.

El bosque flotante continuó río abajo, guiado por sus pastores.

Siempre por el estrecho callejón de los riscos grises y rojizos;

entre los desplomes cubiertos de sabinas y carrascas.

JOSÉ LUIS SAMPEDRO

El río que nos lleva

RESUMEN DEL CAPÍTULO

Los clareos son un tratamiento forestal intermedio que se emplea habitualmente para incrementar la producción maderera y los ingresos al final del turno. Sin embargo, la modificación de la estructura forestal mediante clareos también puede servir para otros fines, como el fomento de la biodiversidad. De hecho, la diversidad estructural de los bosques está considerada como un indicador de biodiversidad, y su caracterización ha llevado a la elaboración de numerosos índices que cuantifican la distribución espacial del arbolado u otros elementos (p. ej., arbustos o troncos muertos), la mezcla y diversidad de especies, o el grado de diferenciación entre árboles.

En zonas de baja productividad maderera, como el Mediterráneo, los clareos a menudo no resultan económicamente viables y sólo se realizan cuando se cuenta con financiación pública. En consecuencia, muchas masas forestales de la región, procedentes de programas de reforestación del siglo pasado, apenas han sido gestionadas y presentan hoy en día una elevada densidad de arbolado y un alto riesgo de incendios. En este contexto, los clareos se aplican frecuentemente para la creación de áreas cortafuegos, como parte de los programas de prevención de incendios. Dada la escasez de recursos, estas actuaciones deberían aprovecharse para alcanzar también otros objetivos de gestión. Por ejemplo, los clareos podrían servir para reducir la artificialidad de las repoblaciones, y modificar localmente la estructura de la masa forestal. Asimismo, podrían favorecer el desarrollo de árboles dominantes de mayores dimensiones, lo que mejoraría la resistencia y resiliencia del bosque ante los incendios.

Desafortunadamente, no existen muchos estudios sobre clareos en masas de pino carrasco, a pesar de ser una especie plantada muy frecuentemente en el Mediterráneo. De hecho, apenas existen referencias de experimentos de clareos realizados sobre bosques plantados, siendo más frecuentes aquéllos hechos sobre masas regeneradas tras un incendio y los datos integrados en tablas de producción y modelos de crecimiento. Por tanto, son necesarias nuevas investigaciones para respaldar una gestión adecuada de estas reforestaciones.

En este trabajo se han comparado seis regímenes distintos de clareos, aplicados sobre una masa joven (10 años) de pino carrasco para la creación de un área cortafuegos. Más específicamente, se ha evaluado el tamaño y crecimiento del arbolado en los cuatro años siguientes a los clareos, la estructura del bosque en cada régimen de clareo, y las implicaciones que los resultados anteriores tienen para la prevención de incendios.

El estudio se llevó a cabo en la finca Cortijo Conejo y Albarrán, la zona piloto de las investigaciones descrita en la sección precedente a ésta. La reforestación se había realizado entre los años 1994 y 1996, sobre terrenos anteriormente cultivados con cereal y empleándose una densidad de plantación de 1.500 a 2.000 pies por hectárea. Los clareos se aplicaron en 2005 sobre 38 ha de pinar, en una zona adyacente a una faja cortafuegos. Se aplicaron dos tipos de clareo: i) Aleatorio, en el que los árboles a cortar se seleccionaban siguiendo una secuencia al azar predefinida; y ii) Regular, en el que se buscaba que los árboles residuales estuvieran equidistantes (ver Fig. 2.1). Dentro de lo posible, se cortaron los árboles de menor tamaño, añadiendo una selección por lo bajo a ambos tipos de clareos. Los clareos se aplicaron en tres intensidades: Ligera (dejando unos 800 pies ha⁻¹), Media (400 pies ha⁻¹) e Intensa (250 pies ha⁻¹). Además de los seis regímenes resultantes, una zona no clareada fue utilizada como Control.

En cada una de estas siete zonas, se establecieron al azar tres parcelas de seguimiento. Cada parcela estaba constituida por los 25 pinos más próximos a su centro. El diámetro normal de estos 525 árboles se midió en marzo de 2006, 2008 y 2010. Asimismo, se midieron las distancias desde esos árboles a sus tres vecinos más próximos. Para evitar efectos de borde, se aceptaron aquellos vecinos que no estaban en la parcela, lo que añadió 243 árboles más a la muestra. El diámetro normal de estos se midió en marzo de 2006 y 2010. La superficie de las parcelas se calculó como la media de la superficie de dos círculos, cuyos radios eran la distancia desde el centro de la parcela hasta el 25° y el 26° árbol.

Complementariamente, y aprovechando los clareos, se midieron 32 pinos de diversos tamaños y, tras ser apeados, se subdividió su biomasa en tronco (hasta 4 cm en punta delgada), ramas (entre 4 y 1 cm de diámetro) y la fracción fina (acículas y ramillos de menos de 1 cm de diámetro). Mediante pesaje de campo (Fotografía 8), seguido de secado y pesaje de muestras en laboratorio, se determinó el peso seco de estas fracciones para cada árbol. A partir de estos datos, se calcularon regresiones entre el diámetro normal (a 1,30 m del suelo) de los árboles y sus distintas fracciones de biomasa (ver Tabla 2.1).

Los datos recogidos permitieron calcular una serie de parámetros, tanto por unidad de superficie como para árboles individuales, que se compararon entre los distintos tratamientos. Entre los primeros, se observó que la densidad de arbolado (pies ha⁻¹) obtenida tras los clareos fue algo superior a la deseada en los clareos Medio Aleatorio y Ligero Aleatorio, mientras que fue algo menor en los clareos Medio Regular y Ligero Regular. De resultas de ello, el clareo Medio Regular presentó un área basimétrica similar a los dos clareos Intensos, que era aproximadamente un tercio de la registrada en el Control. El crecimiento en área basimétrica

observado en los cuatro años posteriores fue inferior en los clareos Medio Regular e Intenso Regular que en el resto de los tratamientos (Fig. 2.2). Este último resultado indica que estos dos clareos provocaron una merma en la capacidad de crecimiento del arbolado, lo que puede no ser deseable si la producción de madera o el secuestro de carbono son los objetivos principales de la gestión.



Fotografía 8. Preparación del pesaje en campo de la fracción fina de un pino carrasco.

La biomasa, estimada para todos los árboles a partir de las ecuaciones de regresión, siguió una tendencia similar al área basimétrica (Fig. 2.3). Los valores mínimos se obtuvieron en los clareos Intenso Regular, Intenso Aleatorio y Medio Regular que, incluso cuatro años después de los clareos, aún no habían alcanzado los valores medios medidos en 2006 en las parcelas Control. De hecho, se estimó que la fracción fina en estos tratamientos era del 30% al 36% de la medida en el Control, que alcanzó los 9.900 kg ha^{-1} en 2010. Esta reducción supuso una disminución notable del riesgo de transmisión de un incendio por las copas, un objetivo prioritario de un área cortafuegos. En todo caso, al haberse triturado *in situ* los árboles apeados (a excepción del tronco), la cantidad de biomasa transferida al suelo fue mayor en los tratamientos más intensos, para los que se estimó rondaba los 6.100 kg ha^{-1} . En caso de incendio, esta mayor biomasa en el suelo podría suponer un aumento de la intensidad del frente de llama, aunque este efecto

indeseado se minimizó por haber sido triturada y, por tanto, concentrada en los primeros centímetros del mantillo.

Basándose en la distancia al árbol más próximo, se calculó el índice de Clark y Evans para todas las parcelas (Fig. 2.4). Este índice mostró que únicamente las tres parcelas del claro Intenso Aleatorio tenían una distribución de árboles próxima a la aleatoriedad. El resto de las parcelas tendían, en mayor o menor medida, a una distribución regular. Por tanto, se concluyó que, entre los tratamientos Aleatorios, el claro Intenso era el que verdaderamente modificaba el patrón regular de plantación. La distribución aleatoria resultante, que conlleva también la existencia de claros desarbolados de mayor tamaño, se considera similar a la que presentan masas naturales de pino carrasco. En realidad, la prevención de incendios se podría beneficiar tanto de una distribución al azar del arbolado, que mantiene por más largo tiempo las discontinuidades en el combustible del dosel forestal, como de una distribución regular del arbolado, que minimiza el desarrollo del sotobosque.

En lo que respecta a los parámetros individuales, calculados para cada árbol y después promediados por parcela, se observó que el diámetro normal en 2006 era menor en el Control que en cualquiera de los regímenes de claros y, especialmente, que en el claro Intenso Aleatorio (Fig. 2.5). Este resultado era el esperado, ya que en los claros se tendió a cortar los árboles de menor tamaño y era, precisamente, en el claro Intenso Aleatorio donde mayor libertad se disponía para escoger. Cuatro años más tarde, estas diferencias se habían acentuado (Tabla 2.2) y el diámetro normal medio era entre un 21% y un 68% superior en los claros que en el Control. En cambio, las diferencias existentes inicialmente entre tipos de claro (diámetros algo mayores en los claros Aleatorios) se habían difuminado para 2010. En efecto, el crecimiento (incremento periódico anual [PAI]) observado en los cuatro años fue significativamente mayor en los claros Regulares, así como en los más intensos.

Los claros también redujeron la competencia entre árboles, que fue medida con respecto a los tres vecinos más próximos (ver SCI3 en Fig. 2.6). Esta reducción de competencia fue mayor en los claros Regulares y en aquellos de mayor intensidad, lo que propició los mayores crecimientos indicados anteriormente. De acuerdo con la literatura, estos claros que resultan en unas mayores dimensiones de los árboles serían positivos de cara a los incendios: cortezas más gruesas y alturas de copa mayores aumentan la resistencia del arbolado al fuego, mientras que los claros también fomentan una producción temprana de piñas, lo que incrementa la resiliencia de la masa forestal al mejorar las posibilidades de regeneración por semilla.

En comparación con la zona de control, todos los regímenes de clareos presentaron una menor diferenciación en tamaño entre árboles vecinos (ver TD3 en Fig. 2.6), y especialmente aquellos que fueron más intensos. El mayor contraste se observó en 2010 entre el Control y el clareo Intenso Aleatorio. En este último, el árbol de menor tamaño de cada pareja de vecinos tenía, en promedio, un diámetro del 80% con respecto al diámetro del mayor, mientras que en el Control ese valor alcanzaba el 70%.

Tomando en consideración todos los árboles medidos en cada tratamiento, se calculó la desviación estándar de la distribución de diámetros normales, así como el índice de diversidad de Shannon-Wiener aplicado a las clases diamétricas. Estos parámetros, que evaluaban la diversidad de diámetros a una escala mayor, presentaban igualmente una tendencia a ser menores en todos los regímenes de clareo que en el Control (Tabla 2.3).

La menor diversidad y diversificación de tamaños que indican los parámetros anteriores puede considerarse inadecuada desde el punto de vista de fomentar la diversidad estructural, y podría haberse evitado aplicando los clareos sin seleccionar los árboles mayores. Sin embargo, desde una perspectiva de prevención de incendios, resulta muy importante eliminar la vegetación de menor tamaño para evitar que los incendios se transmitan a las copas y devengan más virulentos. Además, debe considerarse que intervenciones como la de crear un área cortafuegos se realizan de forma localizada en una masa forestal de dimensiones mucho mayores. Por tanto, las modificaciones de estructura que se realizan contribuyen a diversificar el conjunto de la masa forestal, aunque localmente supongan alguna simplificación, como la observada anteriormente.

En su conjunto, el clareo Intenso Aleatorio se mostró como el más apropiado para una reforestación joven cuando se desea reducir el riesgo de incendios y transformar la distribución artificial del arbolado simultáneamente. Este tratamiento podría constituir un primer paso desde un bosque plantado hacia uno más natural y con mayor resiliencia y resistencia frente a los incendios. Por su parte, los clareos regulares pueden resultar más adecuados para crear áreas cortafuegos cuando el sotobosque supone un alto riesgo de incendios, y especialmente si se aplican con una intensidad Ligera. Esta intensidad evita ralea excesivamente la masa forestal y, por tanto, perder capacidad productiva y de secuestro de carbono.

Growth and structure of a young Aleppo pine planted forest after the application of six thinning regimes

ABSTRACT

Forest thinning is a mid-rotation management technique that is usually employed to increase timber production and economic return. Modifying forest structure through thinning can, however, also serve other purposes such as the promotion of biodiversity and wildfire prevention. The latter are the predominant goals in Mediterranean regions of low timber production, where areas recently afforested with Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller) are common. This study was carried out in the context of the creation of a fuelbreak in a young Aleppo pine planted forest in south-eastern Spain. The objective was to compare the effects of six thinning regimes on tree growth and stand structure four years following treatment. Three thinning intensities (Light, Medium and Heavy) were combined with two thinning methods: i) Random (tree selection), and ii) Regular (tree spacing). Allometric regression equations were calculated to estimate tree biomass. The Heavy Regular thinning (followed by the Medium Regular and Heavy Random regimes) significantly reduced growth in stand basal area and biomass. Four years after thinning, the amount of tree biomass measured in these regimes was a third of that measured in the non-thinned Control area, and this helped maintain a low wildfire risk. Individual tree growth, in contrast, was greater in the Heavy and Medium thinnings than in the Light ones, which were similar to the Control. The Heavy Random thinning successfully transformed the regular tree plantation pattern into a close-to-random spatial tree distribution, resembling that of natural Aleppo pine stands. Compared to the Control area, all thinning regimes resulted in lower variability and differentiation in tree size. Wildfire prevention can benefit both from a random tree distribution, which maintains canopy fuel discontinuities for longer, and from regular tree spacing, which minimises the development of undergrowth. Overall, the Heavy Random thinning seemed the most appropriate in a young afforestation area to reduce fire risk and the artificial tree distribution simultaneously. This treatment could constitute a first step from a planted to a more natural and resilient forest. On the other hand, Regular thinning regimes may be more suitable for the creation of a fuelbreak when undergrowth poses a high fire risk, particularly when applied at a Light intensity. This intensity avoided understocking the stand and the associated decrease in timber production and carbon sequestration.

1. INTRODUCTION

Thinning is a mid-rotation forest management technique that has been widely studied and is commonly applied to optimise timber production and economic return (Montero *et al.*, 2001; Tong *et al.*, 2005). Its effect on forest structure and diversity has also been the focus of research (Lei *et al.*, 2007; Crecente-Campo *et al.*, 2009; Sullivan *et al.*, 2009). In fact, forest structural diversity is often considered an indicator of biodiversity (Lähde *et al.*, 1999; Pommerening, 2002; Kint, 2005), due to the known link between forest structure and the habitats provided for other plant, animal or fungi species. Attempts to characterise forest structure have led to the development of various different indices describing the spatial arrangement of forest elements (mainly trees), the mixture and diversity of species, or the degree of differentiation among individuals (Pommerening, 2002; del Río *et al.*, 2003). In the context of climate change, thinning is being revisited to assess its influence on carbon fixation (del Río *et al.*, 2008a) and on improving forest adaptation to future climate scenarios (Cotillas *et al.*, 2009).

However, the possibilities of managing forests through thinning are economically limited in areas with low timber production, such as the Mediterranean Basin. Mediterranean forests in southern Europe are often unprofitable nowadays (in terms of marketable products), and this has led to a greater degree of abandonment and exposure to risks such as fire (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000; Fabbio *et al.*, 2003). Forest management relies largely on public funding and is currently focused on the protection of forests and the promotion of their social and ecological value (e.g., recreation, biodiversity, carbon storage) (Osem *et al.*, 2008).

The Mediterranean Basin is a worldwide biodiversity hotspot (Médail & Quézel, 1999), partly a result of the historical human presence in the region (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000). However, in recent centuries, intensified human impact has caused extensive deforestation. Hence, many of the current forests, particularly coniferous high forests, stem from fairly recent degraded-land restoration programmes (Valbuena-Carabaña *et al.*, 2010) and have become a principal component of the landscape and heritage (Osem *et al.*, 2008)

In Spain, three million hectares were afforested with coniferous species in the course of the twentieth century, but there has been little management of these often dense and monospecific forests and they have become very vulnerable to wildfire (Valbuena-Carabaña *et al.*, 2010). To address this issue, shaded fuelbreaks (Agee *et al.*, 2000) are frequently promoted in the context of public wildfire prevention measures. These fuelbreaks are located alongside forest

roads or existing firebreak strips and are created by thinning and pruning the forest to reduce the amount and continuity of vegetation (Vélez, 2009).

As there is rarely funding for far-reaching measures (Fabbio *et al.*, 2003), programmes to create fuelbreaks are good opportunities to accomplish other management goals in these Mediterranean planted coniferous forests (MPCF) (Osem *et al.*, 2008). For example, thinning can be employed to reduce artificiality in MPCF and promote the development of near-natural forests (Ginsberg, 2006; Crecente-Campo *et al.*, 2009). Modifying stand structure locally can increase the diversity at the larger forest scale (Lähde *et al.*, 1999), which is itself of importance in the wider context of biodiversity promotion (Noss, 1990). Thinning should also encourage the growth of larger and stronger trees, as competition for water and nutrients is reduced (López-Serrano *et al.*, 2005). These larger trees are more likely to withstand future surface wildfires (Fernandes *et al.*, 2008) and store a larger canopy seed bank (González-Ochoa *et al.*, 2004; Verkaik & Espelta, 2006), which would improve the resistance and resilience of the stand to wildfires.

Unfortunately, there has been little research into thinning of certain important Mediterranean tree species, such as the Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller) (Montero *et al.*, 2001). This species is easily regenerated and frugal, so it has been widely used for afforestation in the Mediterranean Basin, particularly in semi-arid and degraded areas. In Spain, it is the dominant species across almost two million hectares of forestland (MARM, 2007). Despite its pioneer and coloniser traits, it is also the most competitive late successional species in poor soil-moisture conditions (Ne'eman *et al.*, 1995; Zavala *et al.*, 2000). Given the future predictions of warming and declining precipitation from global climate models for the Mediterranean region (IPCC, 2007), Aleppo pine forests may thrive in northerly humid locations (Vila *et al.*, 2008). In contrast, an increase in stress conditions is expected in the most arid areas, which could affect their growth and survival (Vicente-Serrano *et al.*, 2010). In these locations, thinning may be a valuable technique to mitigate tree stress by increasing soil moisture (Cotillas *et al.*, 2009).

Even-aged stands of Aleppo pine resulting from plantation or wildfires differ from natural uneven-aged stands. The latter have a complex structure characterised by low tree density (Osem *et al.*, 2008) and numerous clearings (Montero *et al.*, 2001). They may also have a multi-strata structure and include a mixture of other species (Ciancio *et al.*, 2007; Osem *et al.*, 2008). Generally, early heavy thinning is recommended for Aleppo pine forests, so trees can develop with less competition, reach a larger size (Ne'eman *et al.*, 1995; Montero *et al.*, 2001), and produce more cones earlier (González-Ochoa *et al.*, 2004; Verkaik & Espelta, 2006).

Published research on thinning in these forests has mostly dealt with post-fire regenerated stands (Ne'eman *et al.*, 1995; González-Ochoa *et al.*, 2004; Verkaik & Espelta, 2006) or appears as part of production tables and yield models (Montero *et al.*, 2001). Overall, there is a lack of data from thinning experiments on Aleppo pine MPCF in the literature and more research is needed to identify the best approaches to their management. To this end, we have studied tree growth and stand structure after thinning in a young planted Aleppo pine forest in south-eastern Spain.

The thinning experiments were conducted to create a fuelbreak in association with a wildfire prevention pilot project. Three thinning intensities were combined with two thinning methods: i) random (tree selection), and ii) regular (tree spacing). We hypothesised that random thinnings would reduce the artificiality in the spatial pattern of trees, resulting in a more natural tree distribution. On the other hand, we expected regular thinnings to maximise tree growth, as even spacing among neighbouring trees would minimise competition for resources. Heavier thinning intensities were hypothesised to increase the effects of the thinning methods.

The objective of this study was to compare these thinning regimes in terms of: i) tree size and growth in the four years after thinning, using standard parameters and locally developed allometric regression equations to estimate tree biomass; and ii) stand structure, using various indices to characterise tree spatial distribution, size diversity and differentiation. The analysis of the results is augmented by discussing the likely implications of thinning regimes for wildfire prevention, a major concern in MPCF.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site

The study was conducted on the *Cortijo Conejo y Albarrán* estate (Guadix, Granada), in south-eastern Spain (37°23'N and 3°03'W, at 1,100 m a.s.l.). Mean annual precipitation is 302 mm, ranging from 204 mm to 370 mm in the study period (2005-2010). In winter the temperature may drop to as low as -15°C and in summer it may reach 40°C. According to Rivas-Martínez and Loidi (1999), the area is in the semi-arid meso-Mediterranean bioclimatic belt. The estate extends across near-flat (2-3% slopes) terrain. The soil is a petric calcisol (Ripoll, 2004; IUSS Working Group WRB, 2006), poor in organic matter (1.6% in the top horizon). Under these environmental conditions, holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) forest could potentially grow on this land (Valle, 2003). The Aleppo pine is naturally present in the surroundings, particularly on steeper slopes and where there are poorer soil conditions.

This estate was cultivated for decades before it was bought in 1993 by the regional government of Andalusia and ceased to be ploughed. In 1994-1996, 500 ha of this degraded agricultural land were afforested with Aleppo pines to a density of 1,500-2,000 trees ha⁻¹, in evenly spaced rows. In 2004, before the beginning of the study, pine branches less than 1 m from the ground were pruned and, when several stems emerged from the same planting position, secondary stems were also cut. All slash was shredded to mulch. From December 2007 to the end of the study, pine trees were severely affected by a seasonal winter infestation by the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa* Den. & Schiff.). The plantation is traversed by a 35-m-wide and 1.4-km-long firebreak, which is devoid of woody vegetation and is seasonally grazed by livestock.

2.2. Creation of the shaded fuelbreak

In 2005, when the pines were roughly 10 years old, a 38-ha shaded fuelbreak was created to reinforce the existing firebreak. This was accomplished by thinning the plantation alongside the firebreak (Fig. 2.1), in accordance with a spatial design that avoided straight lines and sharp tree-density contrasts, so as to reduce the visual impact. Despite being a precommercial thinning, all trees to be felled were individually marked for the purposes of this study. After felling, the trunks were removed while the branches and foliage were shredded and left as a mulch.

In this operation, two experimental factors (thinning method and intensity) were combined to produce six different thinning regimes, which were later compared with each other and with a non-thinned Control area. Two thinning methods were employed: 1) Random (RND), where trees to be felled were randomly selected using a predefined sequence; and 2) Regular (REG), where equal spacing between residual trees was sought. In addition, three different thinning intensities were tested: 1) Light (L), preserving about 800 trees ha⁻¹; 2) Medium (M), preserving about 400 trees ha⁻¹; and 3) Heavy (H), preserving about 250 trees ha⁻¹.

Combining these treatments required the calculation of three mean frequencies of selection for the RND thinnings, based on an estimated planting density of 1750 trees ha⁻¹. These frequencies were printed as long binary sequences (1: preserve; 0: mark and fell) and applied following the plantation rows. Empty positions (gaps) were flexibly accounted for as zeros to prevent overthinning. REG thinnings were constrained by the spacing between plantation rows (about 2.25 m). Every other row of trees was completely removed for the M-REG and H-REG thinnings, and the mean spacing between trees to be preserved in the remaining rows was calculated to obtain the desired tree density. Tree positions in adjacent rows were staggered to

achieve an approximately diamond pattern. Within the limited freedom granted by the thinning regimes, smaller trees were preferentially marked to be felled, adding a “from-below” bias to the thinning methods.

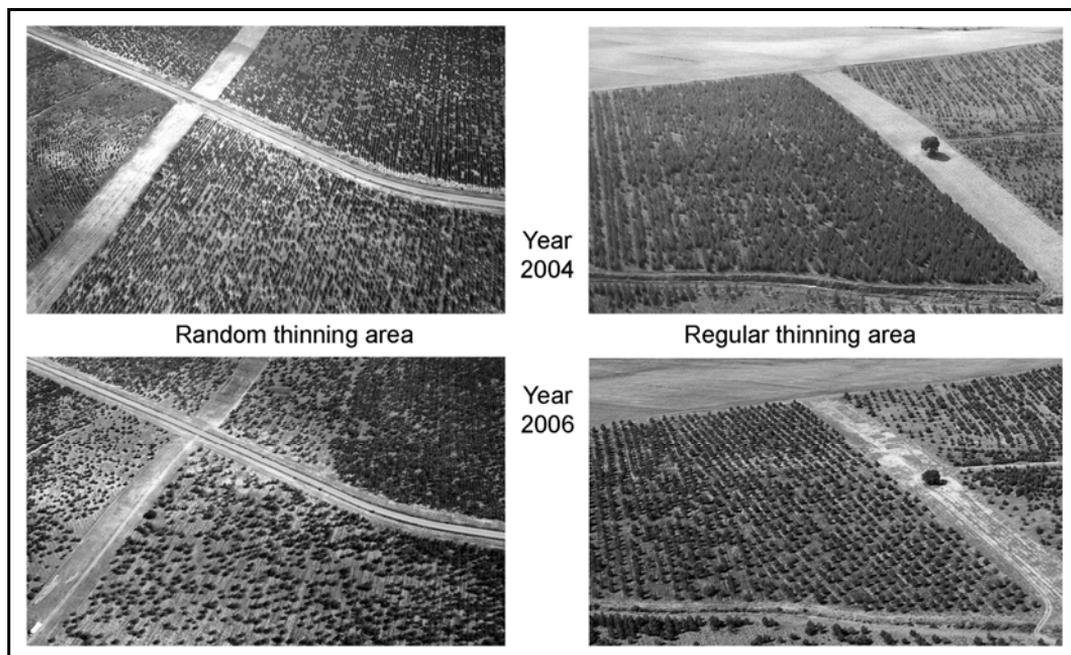


Fig. 2.1. Aerial photographs: comparison of the general appearance of the study area before and after the regular and random thinnings.

In this operation, two experimental factors (thinning method and intensity) were combined to produce six different thinning regimes, which were later compared with each other and with a non-thinned Control area. Two thinning methods were employed: 1) Random (RND), where trees to be felled were randomly selected using a predefined sequence; and 2) Regular (REG), where equal spacing between residual trees was sought. In addition, three different thinning intensities were tested: 1) Light (L), preserving about 800 trees ha⁻¹; 2) Medium (M), preserving about 400 trees ha⁻¹; and 3) Heavy (H), preserving about 250 trees ha⁻¹.

Combining these treatments required the calculation of three mean frequencies of selection for the RND thinnings, based on an estimated planting density of 1750 trees ha⁻¹. These frequencies were printed as long binary sequences (1: preserve; 0: mark and fell) and applied following the plantation rows. Empty positions (gaps) were flexibly accounted for as zeros to prevent overthinning. REG thinnings were constrained by the spacing between plantation rows (about 2.25 m). Every other row of trees was completely removed for the M-REG and H-REG thinnings, and the mean spacing between trees to be preserved in the remaining rows was

calculated to obtain the desired tree density. Tree positions in adjacent rows were staggered to achieve an approximately diamond pattern. Within the limited freedom granted by the thinning regimes, smaller trees were preferentially marked to be felled, adding a “from-below” bias to the thinning methods.

2.3. Allometric regression equations

During the thinning, tree measurements were made of 32 Aleppo pines of varied sizes. The diameter at breast height (DBH) was calculated as the geometric mean of two-crossed trunk diameters measured at 1.30 m using forest callipers (1 mm precision); while total height was measured by means of a telescopic measuring rod (5 cm precision); and height to the crown and two crossed crown diameters were measured using a tape (1 cm precision). These trees were felled and their biomass was divided into three fractions: 1) the trunk, to a diameter (d) of 4 cm at the top end; 2) the branches, with d between 1 cm and 4 cm; and 3) the fine fraction, comprising needles and small branches with d less than 1 cm. Large portable field scales (50 g precision) were used to measure the fresh weight of all fractions. In addition, six samples from each fraction were weighed using a field dynamometer (5 g precision), fully oven-dried (60°C), and weighed again using higher precision laboratory scales. The six ratios between dry and fresh weight calculated for each fraction were averaged and used as conversion coefficients. Moisture content of each fraction was assumed to be similar in all trees.

This 32-tree dataset was employed to build linear regression equations between the allometric parameters and the trunk, branches, fine fraction and total above-ground dry biomass. Due to asymmetry towards the right in the distribution of values of these variables, the dependent and independent variables were log transformed. These transformations normalised the distribution of the residuals and validated the tests on which the regressions relied. The best regression equations were selected by comparing their coefficient of determination (R^2) values. For similar accuracies, regressions with a single predictor variable were preferred to multiple regressions.

2.4. Tree growth and stand structure

Once the thinning was completed, three plots were randomly established in each of the seven treatments (six thinning regimes + one control outside the fuelbreak). Plots were defined by their central point, which was located at random using an orthophotograph, and included the nearest 25 trees. The DBH of the 525 plot trees was measured in March 2006, 2008 and 2010, before

the beginning of the growth season. Additionally, the distances from each of these trees to their three nearest neighbours were taken using a measuring tape (1 cm precision) in March 2006. To avoid border effects, neighbouring trees were allowed to be outside the plots, which added 243 buffer trees to the sample. The DBH of the buffer trees was measured in March 2006 and March 2010.

2.4.1. Plot parameters

The surface area of plots (S) was calculated as the mean of the areas of two circles whose radii were the distances from the plot centre to the 25th and 26th nearest trees, and was employed to estimate tree density (λ , trees ha⁻¹). Stand basal area (G, m² ha⁻¹) was calculated for each plot adding together the cross-section of the plot trees at breast height and dividing the result by the plot surface area. The allometric regression equations were employed to estimate the dry weight of biomass fractions in plot trees. These values were added together and divided by the plot surface area to obtain the trunk, fine fraction and total above-ground stand biomass (B, kg ha⁻¹). Branches were the biomass type with the least accurate regression equation, so their biomass was calculated as a linear combination of the other fractions' biomass. Thinning regimes were compared in terms of the growth observed in the stand basal area (ΔG) and stand biomass (ΔB) in the periods 2006-2008, 2008-2010 and 2006-2010.

The spatial distribution of trees in the plots was characterised using the Clark-Evans index (CE) (Clark & Evans, 1954). Through this index, the observed distances (D_{i-j}) between each plot tree (i) and its nearest neighbour (j) were averaged and compared to the mean distance expected if trees were randomly positioned, which is a function of tree density (λ):

$$CE = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} D_{i-j}}{1 / 2\sqrt{\lambda}}$$

To test whether the CE value of a plot significantly deviated from a random (Poisson) distribution (CE = 1), the normally distributed T_R test (Clark & Evans, 1954) was applied:

$$T_R = \frac{CE - 1}{\sigma} \quad \text{with} \quad \sigma = \frac{0.26136}{\sqrt{n^2/S}}$$

where σ is the observed variance and is calculated as a function of the number of trees in the plot (n , which equals 25 in our case) and plot surface area (S).

2.4.2. Individual tree parameters

Individual tree growth between 2006 and 2010 was calculated using Pressler's formula (Philip, 1994) for the periodic annual increment (PAI) in DBH, which expresses the mean annual DBH growth rate as a percentage of the mean DBH of the period:

$$PAI = \frac{1}{4} \frac{DBH_{2010} - DBH_{2006}}{(DBH_{2010} + DBH_{2006})/2} \times 100$$

Individual tree size in 2006 and 2010 (DBH 2006 and DBH 2010), and growth (PAI) were analysed using the full plot-tree and buffer-tree samples ($n = 768$). DBH values from trees that died in the period ($n = 4$) were discarded and, in the tree-growth analysis, very small trees (DBH < 10 mm in 2006, $n = 9$) were also removed from the dataset, as their PAI could not be calculated or created very high outlying PAI values.

The data on neighbouring trees was employed to measure differentiation and competition among trees. Gadow's differentiation index (TD3; Gadow, 1993) was calculated for the 2006 and 2010 datasets using the DBH of each plot tree and those of its three nearest neighbours:

$$TD3_i = \frac{1}{3} \sum_{j=1}^{j=3} \left(1 - \frac{DBH_{\min i,j}}{DBH_{\max i,j}} \right)$$

where $DBH_{\min ij}$ and $DBH_{\max ij}$ are the smaller and the larger DBH in the pair-wise comparisons between a plot tree (i) and its j^{th} nearest neighbour.

Hegy's spatial competition index (Hegy, 1974) was calculated for the 2006 dataset to measure the competition exerted on a plot tree by its three nearest neighbours. This index (SCI3) compares the DBH of a tree (i) to that of its neighbours (j), and weights this ratio with the distance between them (D_{i-j} , in m):

$$SCI3_i = \sum_{j=1}^{j=3} \frac{DBH_j}{DBH_i * D_{i-j}}$$

TD3 and SCI3 were calculated for 511 plot trees, after discarding the trees that were very small, died in the period, or had a neighbouring tree which died.

Further, the distributions of DBH registered in each experimental treatment in the 2006 and 2010 full tree samples were characterised in terms of the standard deviation (SD) of DBH,

the number of DBH classes comprised, and the Shannon-Wiener diversity index (H'), according to the formula:

$$H' = -\sum_{i=1}^{i=n} p_i \log_2 p_i$$

where p_i is the proportion of trees in the i^{th} DBH class and n the number of DBH classes. The width of diameter classes was 2 cm.

2.4.3. Statistical analysis

The influence of the thinning regimes on the parameters was studied in two steps. A one-way ANOVA and post-hoc tests were applied, with the seven treatments as fixed factors, to determine which thinning regimes were different from the Control and from each other. In addition, differences among the thinning regimes were studied leaving the data from the Control aside and applying a two-way ANOVA with interactions. In this latter analysis, thinning method (two levels) and thinning intensity (three levels) were introduced as fixed factors and post-hoc tests were applied to determine which thinning intensities were different from each other.

In the analysis of individual tree parameters, the high number of cases ensured a normal distribution of the mean values. Plot parameters were also assumed to follow a normal distribution, although their significance was limited due to the small number of cases per thinning regime ($n = 3$). Tukey's HSD post-hoc tests (Tk) were applied for multiple comparisons when the homoscedasticity condition was met, which was verified using Levene's test. SCI3 data were log-transformed to meet this requirement. For other parameters with unequal variance among groups, Games-Howell post-hoc tests (G-H) were used instead. In all cases, a 95% confidence level was used to establish statistically significant differences. The SPSS 17.0 software (IBM-SPSS Inc., Chicago, IL, USA) was employed for the statistical analyses.

3. RESULTS

3.1. Allometric regression equations

The diameter at breast height (DBH) was the independent variable that provided the most accurate simple regression equations to predict tree biomass (Table 2.1). The regressions were only marginally improved ($\Delta R^2 < 0.015$) using a second independent variable (crown volume or tree height), so this option was discarded. Predicted biomass values should be considered less

accurate for Aleppo pines with a size outside the range of the 32 sample trees ($1.2 \text{ cm} < \text{DBH} < 10.9 \text{ cm}$; $2.1 \text{ m} < \text{Total height} < 5.4 \text{ m}$).

Table 2.1. Allometric regression equations: coefficients and R^2 values obtained in the estimations of above-ground biomass (kg) using the diameter at breast height (DBH, in cm). Biomass was divided in fractions according to its diameter (d).

| Biomass fraction | Regression equation coefficients | | |
|--|----------------------------------|-------|--------------|
| | $Biomass = a \times DBH^b$ | | |
| | a | b | R^2 values |
| Trunk ($d > 4 \text{ cm}$) | 0.142 | 1.920 | 0.923 |
| Branches ($4 \text{ cm} > d > 1 \text{ cm}$) | 0.089 | 1.801 | 0.842 |
| Fine fraction ($d < 1 \text{ cm}$) | 0.350 | 1.553 | 0.950 |
| Total above-ground | 0.598 | 1.699 | 0.961 |

3.2. Tree growth and stand structure

3.2.1. Plot parameters

The mean tree density obtained after thinning was somewhat higher than desired in the M-RND and L-RND thinning regimes, while it was lower than intended in M-REG and L-REG (Fig. 2.2). As a consequence, mean stand basal area and biomass values (Fig. 2.3) for the latter two thinning regimes were similar to those obtained for the Heavy thinnings and the M-RND thinning, respectively.

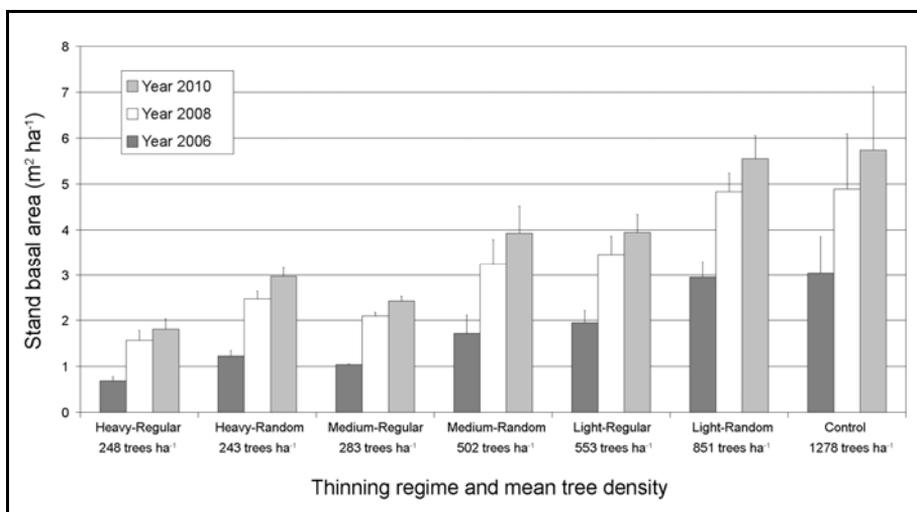


Fig. 2.2. Stand basal area: evolution of mean values in the different thinning regimes. Whiskers indicate the standard error of the mean.

After thinning, the stand basal area in the H-REG, M-REG and H-RND regimes fell by two thirds compared to the Control, while in the M-RND and L-REG plots, it was reduced by one third (Fig. 2.2). On the other hand, the L-RND treatment obtained very similar values to the Control. The growth observed in the stand basal area (ΔG) was similar in all periods for the Control and for four of the thinning regimes (the three Random thinnings and L-REG). As for the other regimes, the ΔG s in H-REG and M-REG were statistically smaller than the growth observed in the L-RND thinning in 2006-2008 (G-H) and in the Control in 2006-2010 (Tk).

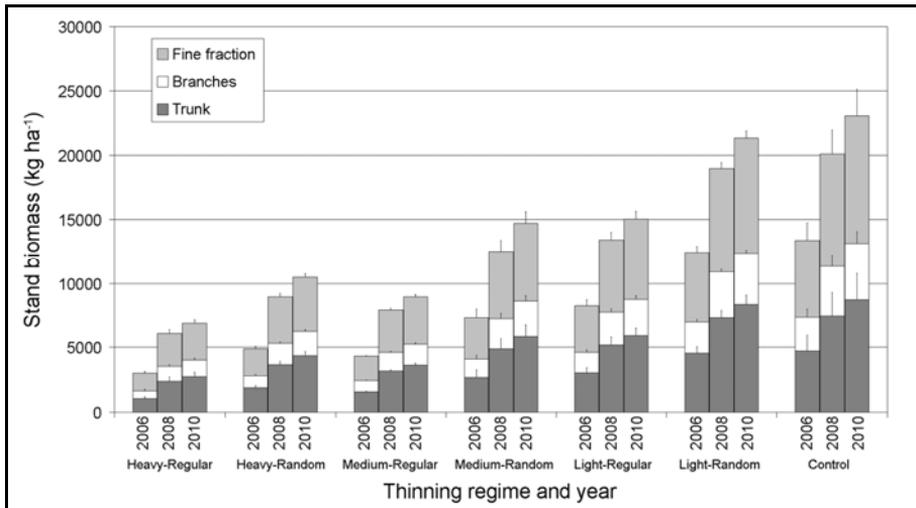


Fig. 2.3. Stand biomass: evolution of mean values in the different thinning regimes. Whiskers indicate the standard error of the mean.

As stand biomass was estimated from the DBH of plot trees, the reductions observed after thinning were similar to those observed in stand basal area (Fig. 2.3). Regarding stand biomass growth (ΔB) between 2006 and 2008, L-RND had larger (G-H) growths in all biomass fractions than the H-RND, H-REG and the M-REG thinnings. However, between 2008 and 2010 no statistical differences among groups were observed in ΔB . Stand biomass growth over the total period 2006-2010 was also similar in all groups, with the exception of H-REG, which had a lower ΔB than that of the L-RND thinning for the trunk (Tk), fine fraction (G-H) and total above-ground (G-H) biomass fractions.

By 2010, total above-ground biomass in the heavier thinnings (H-REG, H-RND and M-REG) had not reached the mean values observed in the Control plots in 2006 (13,400 kg ha⁻¹). The mean amount of fine fraction biomass grew from 1,800 to 3,600 kg ha⁻¹ in the heavier thinnings between 2006 and 2010. This constituted 30 to 36% of the amount of fine fraction biomass estimated for the Control plots, which grew from 6,000 to 9,900 kg ha⁻¹. The amount of

biomass shredded in the heavier thinnings was approximately 6,100 kg ha⁻¹ (all biomass except the trunk, as explained in Section 2.2).

The Clark-Evans index values were lower (Tk) in H-RND than in all the other thinning regimes (Fig. 2.4). The T_R test showed that the distribution of trees in all three H-RND plots could be considered random. The rest of the plots tended to regular tree spacing and statistically differed (most with $P < 0.001$) from a random distribution.

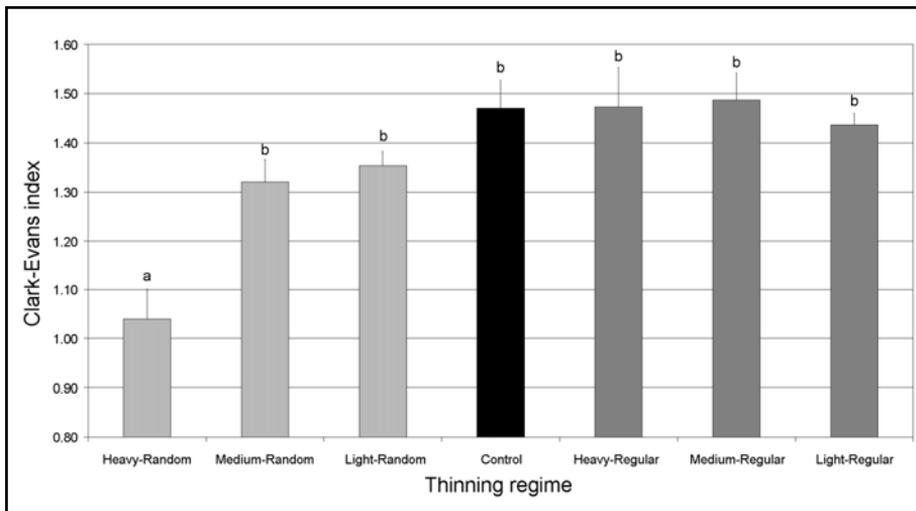


Fig. 2.4. Tree spatial distribution: mean Clark-Evans index values in the different thinning regimes. Whiskers indicate the standard error of the mean. Different letters indicate statistical differences among thinning regimes according to Tukey’s HSD test.

3.2.2. Individual tree parameters

DBH 2006 was significantly larger in all thinning regimes than in the Control (Fig. 2.5), and both experimental factors had a significant effect on this variable (Table 2.2). Heavy thinnings produced significantly (Tk) larger mean DBH values than the Light regimes (6.8 cm vs. 6.3 cm), as did Random thinnings when compared to the Regular ones (6.7 cm vs. 6.3 cm). The significant interaction (Table 2.2) was caused by the larger mean DBH observed in H-RND when compared to all other thinning regimes (Fig. 2.5).

Compared to DBH 2006, differences due to the thinning intensity factor were more acute in DBH 2010 (Table 2.2). In fact, mean DBH 2010 values for the Heavy, Medium and Light thinnings (10.8 cm, 10.0 cm and 8.9 cm, respectively) were statistically different (Tk). The thinning method, on the other hand, was not a significant factor for DBH 2010. Overall, mean DBH 2010 was 21% (L-RND) to 68% (H-RND) larger in the thinning regimes than in the Control area.

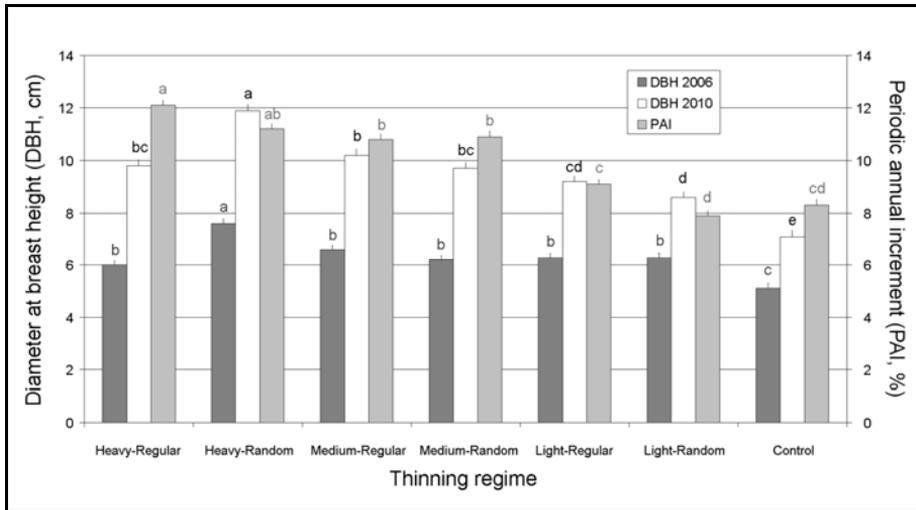


Fig. 2.5. Tree size and growth: diameter at breast height (DBH) in 2006 and 2010, and periodic annual increment (PAI) mean values in the different thinning regimes. Whiskers indicate the standard error of the mean. Different letters within a parameter series indicate significant differences ($P < 0.05$) among groups according to Tukey's HSD (DBH 2010 and PAI) or Games-Howell's (DBH 2006) tests.

Table 2.2. Results of the two-way ANOVA: F and P values obtained for diameter at breast height (DBH) in 2006 and 2010, periodic annual increment (PAI), Gadow's differentiation index (TD3) in 2006 and 2010, and Hegyi's spatial competition index (SCI3).

| Parameter | Thinning intensity | Thinning method | Interaction |
|-------------------|------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| DBH 2006 | $F_{2,648} = 4.8$ $P = 0.008$ | $F_{1,648} = 8.0$ $P = 0.005$ | $F_{2,648} = 22.0$ $P < 0.001$ |
| DBH 2010 | $F_{2,648} = 34.6$ $P < 0.001$ | $F_{1,648} = 3.4$ $P = 0.065$ | $F_{2,648} = 22.0$ $P < 0.001$ |
| PAI | $F_{2,644} = 118.9$ $P < 0.001$ | $F_{1,644} = 15.2$ $P < 0.001$ | $F_{2,644} = 5.5$ $P = 0.004$ |
| TD3 2006 | $F_{2,433} = 0.2$ $P = 0.816$ | $F_{1,433} = 1.1$ $P = 0.291$ | $F_{2,433} = 2.9$ $P = 0.055$ |
| TD3 2010 | $F_{2,433} = 2.6$ $P = 0.072$ | $F_{1,433} = 1.1$ $P = 0.290$ | $F_{2,433} = 3.0$ $P = 0.053$ |
| SCI3 ^a | $F_{2,433} = 48.8$ $P < 0.001$ | $F_{1,433} = 53.5$ $P < 0.001$ | $F_{2,433} = 0.01$ $P = 0.993$ |

^a Data were log-transformed before the statistical analysis.

Regarding the growth between 2006 and 2010, both experimental factors were statistically significant (Table 2.2). Regular thinning resulted in greater PAI values than the Random regimes (10.7% vs. 10.0%). The three thinning intensities differed statistically (Tk), as PAI was greatest in

the Heavy thinnings (11.6%), followed by the Medium (10.9%) and Light (8.5%) intensities. PAI in the Light regimes was similar to the Control (Fig. 2.5).

Gadow’s DBH differentiation index (TD3) was very similar across all thinning regimes in 2006 and 2010 (Fig. 2.6). Differences with the Control were accentuated by 2010, after a general decrease in TD3 values. This decrease was more acute in the areas which had undergone more intense thinnings, which caused thinning intensity to be close to statistical significance for TD3 in 2010 (Table 2.2). Thinning method was not a significant factor for this parameter. The greatest contrast was registered in 2010 between the H-RND thinning (TD3 = 0.20) and the Control (TD3 = 0.30). These values indicated that, on average, the smallest tree in a neighbouring pair had a DBH of 80% (70%) of the largest one in the H-RND thinning (Control).

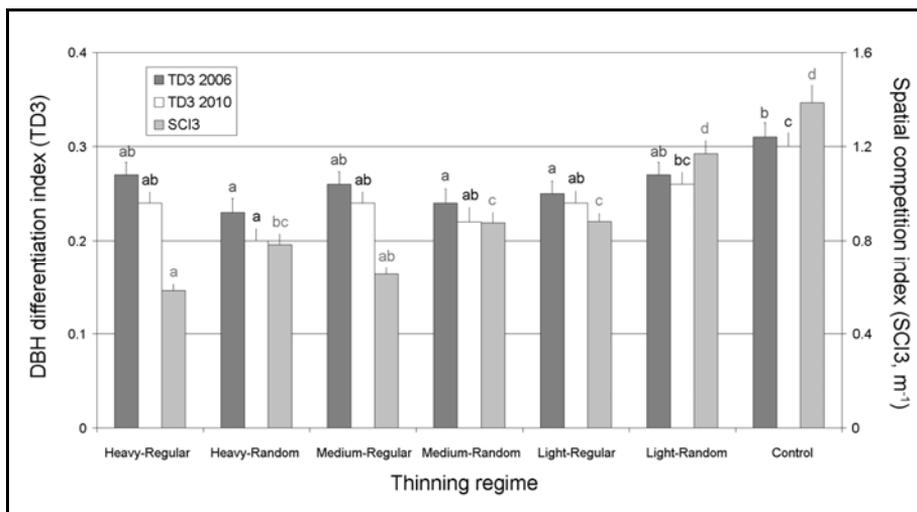


Fig. 2.6. Tree size differentiation and competition: Gadow’s diameter at breast height (DBH) differentiation index (TD3) in 2006 and 2010, and Hegyi’s spatial competition index (SCI3) mean values in the different thinning regimes. Whiskers indicate the standard error of the mean. Different letters within a parameter series indicate significant differences ($P < 0.05$) among groups according to Tukey’s HSD test. SCI3 data were log-transformed before the statistical analysis.

All thinning regimes, except L-RND, reduced tree competition significantly, as they had statistically smaller SCI3 values than the Control (Fig. 2.6). SCI3 was greater for Random thinnings than for the Regular ones (0.944 vs. 0.709). The three thinning intensities were also statistically different (Tk). The competition index was greatest in the Light thinnings (1.025), followed by the Medium (0.764) and Heavy (0.686) intensities.

Table 2.3 summarises the values obtained for each thinning regime and the Control area of three parameters depicting DBH distribution in 2006 and 2010. Although no statistical tests could be made on these non-replicated data, all thinning regimes tended to have lower DBH

standard deviation (SD) values than the Control in both years. The Control also obtained the highest H' (Shannon-Wiener diversity index), which indicated a greater balance in the number of trees among more numerous DBH classes.

Table 2.3. Distribution of the diameter at breast height (DBH): standard deviation (SD), number of 2-cm-wide DBH classes (No. classes) and Shannon-Wiener's diversity index (H') in the different thinning regimes in 2006 and 2010.

| Thinning regime | SD (cm) | | No. classes | | H' | |
|-----------------|---------|------|-------------|------|------|------|
| | 2006 | 2010 | 2006 | 2010 | 2006 | 2010 |
| Heavy-Regular | 1.68 | 2.49 | 5 | 8 | 1.86 | 2.34 |
| Heavy-Random | 1.75 | 2.52 | 6 | 8 | 1.94 | 2.38 |
| Medium-Regular | 1.79 | 2.58 | 6 | 7 | 1.91 | 2.37 |
| Medium-Random | 1.69 | 2.42 | 5 | 8 | 1.80 | 2.20 |
| Light-Regular | 1.67 | 2.37 | 4 | 5 | 1.87 | 2.21 |
| Light-Random | 1.88 | 2.45 | 5 | 7 | 1.99 | 2.38 |
| Control | 2.13 | 2.85 | 6 | 8 | 2.10 | 2.52 |

4. DISCUSSION

The experimental thinning regimes described in this study produced remarkable differences in tree size and growth, as well as in the stand structure of a young Aleppo pine MPCF. In accordance with our hypotheses, Medium and Heavy thinnings brought about greater changes than seen in the Light intensity regimes, which were similar to the Control in several parameters; Random and Regular thinnings differed in their effects on stand structure, particularly regarding the spatial distribution of trees; and tree growth was greater in Regular thinnings, although this parameter was affected to a greater extent by the thinning intensity.

All Random thinnings produced some randomisation in the spatial distribution of trees, as measured by the Clark-Evans index (Fig. 2.4). However, it was in the H-RND thinning ($CE = 1.04$) that the initial regularity of the planting pattern was fully transformed. This was also noticeable on-site and, to some extent, from the air (Fig. 2.1). This thinning regime can, thus, be recommended when an effective randomisation in the spatial distribution of trees is pursued in a young MPCF. This regime would lead to a low density stand with long-lasting gaps in the canopy, as the growth of the irregularly spaced remaining trees is not able, at least in the short term, to

cover the larger gaps associated to a random tree distribution. According to Montero *et al.* (2001), this spatial structure resembles that of natural Aleppo pine stands. For fuelbreaks, these long-lasting gaps contribute to maintaining the horizontal discontinuity in canopy fuels for longer, reducing the risk of a difficult-to-fight crown fire reaching the firebreak (Agee *et al.*, 2000). Nevertheless, maximum canopy cover is recommended for fuelbreaks where shading the undergrowth is necessary to prevent surface fuel accumulation (Vélez, 2009). Regular thinning methods could better suit this latter requirement.

No previous references to a random method of thinning have been found, although other methods may produce similar effects. In a combined systematic and selection (from below) thinning on a *Pinus sylvestris* plantation, for instance, thinned stands also tended towards a random tree distribution, particularly in the heavier thinning (CE = 1.11) (Crecente-Campo *et al.*, 2009). These authors recommended prioritising the goal of attaining variation in tree spatial distribution when seeking a diverse structure in an area of high fire risk. In contrast, in a long-term thinning experiment in north-east China, thinning from below was found to produce some departures from the random distribution of trees observed in control plots (Lei *et al.*, 2007). In a post-fire regenerated Aleppo pine stand in south-eastern Spain, early thinning was found to increase the initially low CE values (0.14-0.68) and promote a non-clustered tree distribution (Moya *et al.*, 2009). Further research using other thinning methods in MPCF could provide a useful contrast to the results we obtained in tree distribution through random thinning.

The divergence observed between the desired tree density and that obtained through the thinning (Fig. 2.2) was probably due to the tree marking and felling procedure used. Greater densities after Random thinnings may be attributed to an underestimation of the initial tree-planting density, as this density was directly related to the calculated frequency of tree selection. Lower densities after Regular thinnings were most likely caused by missing trees along plantation rows. We underestimated their potential effect on final tree density, and as quantifying it *a priori* was not feasible, no correction was introduced in the calculation of the mean spacing between residual trees.

Stand basal area and biomass growth was larger in the first two years after thinning than in the 2008-2010 period (Fig. 2.2 and Fig. 2.3). Rather than a short-lived effect of thinning, this was most likely due to climatic variability or, rather, to the severe infestation by the pine processionary moth that affected the study area from the end of 2007 onwards. The fact that growth was also reduced in the non-thinned Control area, as well as in the more heavily thinned areas, which could be expected to benefit from the competition release for longer, corroborates

the very limiting effect of the pest on tree growth. This ill-timed event could have also minimised the contrasts in tree growth among thinning regimes.

The heaviest thinnings we applied (H-REG, M-REG and H-RND, in this order) caused a drastic diminution in stand basal area, which conditioned the growth of this parameter and of stand biomass in the four years after thinning (Fig. 2.2 and Fig. 2.3). An understocked stand is a known consequence of heavy thinnings (del Río *et al.*, 2008b; Crecente-Campo *et al.*, 2009) and may not be desirable when maximum timber production or carbon sequestration are the main management goals (del Río *et al.*, 2008a). In these cases, the Light thinning intensity could be considered more suitable. From a wildfire prevention perspective, though, understocking could help lower biomass (fuel) accumulation in trees. Focusing on the (most fire-prone) fine fraction, the amount of biomass estimated in the heaviest thinnings (one third of the Control) implied that the risk of crown fires was markedly reduced through thinning. By 2010, the fine fraction biomass in Control plots had reached the usual range (9,600-18,000 kg ha⁻¹) observed in adult Aleppo pine forests (Mitsopoulos & Dimitrakopoulos, 2007), posing a high crown-fire risk. On the other hand, as the branches and foliage were not removed after the thinning, a considerable amount of biomass (up to 6,100 kg ha⁻¹) was transferred to the ground. In the event of a surface wildfire, this could result in a greater fire-line intensity (Agee *et al.*, 2000). Shredding the slash after thinning, however, should have reduced this effect, as the fuelbed was packed tightly (Agee *et al.*, 2000).

It may be argued that the undergrowth could benefit from a reduction in tree competition for light, water and nutrients, and this could produce an increase in the amount of surface fuels after thinning. In our study area, which is a recently afforested but long cultivated degraded land, shrub encroachment was very limited. In contrast, the growth of the herbaceous stratum was boosted: complementary research determined a biomass production of 920 kg ha⁻¹ in the heavier thinning regimes and of 300 kg ha⁻¹ in the non-thinned Control (Navarro *et al.*, 2010). This increment constitutes both a risk, as wildfire rate of spread is increased by such fine fuels, as well as a potential opportunity for fire suppression forces, as this flashy fuel can readily be used for backfiring large areas as a wildfire is approaching (Agee *et al.*, 2000). In our study area, controlled livestock grazing brought the herbaceous fuel load down to 200 kg ha⁻¹ (Robles *et al.*, 2009a), offsetting the increase in fire risk while benefitting from the pasture resource.

From a biodiversity perspective, the thinnings we applied increased the herbaceous species richness in the understory when compared to the Control (Navarro *et al.*, 2010). The chances of native shrubs to grow under the pine canopy in a MPCF may, however, be somewhat

limited in areas of low rainfall (Osem *et al.*, 2009), or distant from remnants of natural vegetation (Navarro *et al.*, 2006). Besides, Aleppo pine afforestations have been found to negatively affect the presence of native shrubs (Chirino *et al.*, 2006), and particularly late-successional species (Maestre & Cortina, 2004). Thinnings could mitigate some of the negative effects of a dense MPCF (e.g., the depletion of soil moisture) although more specific measures may be required, particularly in low rainfall areas, if the goal is to promote a species-rich forest.

All thinning regimes resulted in a greater mean DBH 2006 than the Control (Fig. 2.5), and this can be attributed to the “from below” selection superposed on the applied thinning methods. This tendency was particularly acute in the H-RND thinning, as the smaller number of residual trees and the lack of spatial restriction allowed greater margin to select larger individuals. The subsequent growth amplified the differences with the Control, leading to significantly larger trees in all thinning regimes. From a wildfire perspective, larger trees are an asset for forest resistance, as trees with thicker bark (that insulates inner tissues from heat) and higher position of the foliage (which prevents crown scorching) can be expected to better withstand low intensity wildfires (Fernandes *et al.*, 2008). Besides this, early thinning has been found to promote cone production (González-Ochoa *et al.*, 2004; Verkaik & Espelta, 2006), which is particularly relevant for the resilience of young dense stands. In the event of wildfire, these stands would more likely be completely burnt and require serotinous cones to regenerate.

The initially greater DBH observed in the Random thinnings faded by 2010, as a result of the greater growth (PAI) that took place in the Regular thinnings (Table 2.2). However, tree growth was more strongly related to thinning intensity (see PAI in Table 2.2), to the extent that Light thinnings were found to be similar to the Control (Fig. 2.5). The values obtained for Hegyi’s spatial competition index (SCI3), an index previously found to be correlated to tree growth (Daniels, 1976; Crecente-Campo *et al.*, 2009), suggest that greater growths were stimulated by lower degrees of competition with the neighbouring trees. In fact, SCI3 was lowest in the H-REG thinning regime, a combination of low tree density and regular spacing that maximised individual tree growth.

Thinning tended to reduce DBH differentiation among neighbouring trees, as measured by TD3 (Fig. 2.6), but differences among thinning regimes were not very notable, as other authors have also reported (Moya *et al.*, 2009). TD3 decreased with time in all cases, in agreement with previous references (Crecente-Campo *et al.*, 2009), but the decrease we observed was greater in heavier thinnings. This is likely to have been an effect of a greater competition release in those regimes, which would have facilitated the growth of the previously dominated smaller trees. If

this trend continued, the more heavily thinned areas would have a remarkably lower local differentiation in DBH in the future.

The DBH variability and the evenness in the distribution of DBH within each thinning regime, as measured by SD and H', were also reduced by thinning. Nevertheless, these indices tended to grow with time, in agreement with other studies (Lei *et al.*, 2007). The reductions in SD and H' are a result of the "from-below" approach that characterised all thinning regimes, as many of the smallest trees were felled, and this homogenised tree sizes. This consequence may be considered undesirable from a diversity perspective, but felling the lowest layer of trees is frequently regarded as necessary to increase the height of the live crown and eliminate ladder fuels (Agee *et al.*, 2000; Vélez, 2009). This preventive approach may be crucial in Aleppo pine forests, as they usually have a low crown height (3-6.5 m) which increases the risk of crown fire initiation even under moderate burning conditions (Mitsopoulos & Dimitrakopoulos, 2007).

4.1. Conclusions

Overall, each of the six thinning regimes studied produced distinct effects on tree size and growth, as well as in the stand structure of the experimental Aleppo pine planted forest. The appropriate choice and adaptation of the thinning regime to be used will depend on the MPCF management goals. According to our results, a regular plantation pattern can successfully be transformed into a random tree spatial distribution through heavy random thinning. If heavy thinning is undesirable, it may be worth carrying out a lower intensity random thinning, but the degree of wildfire prevention attained will be limited and further thinning will be necessary in the future to accomplish a random tree distribution.

Regular thinnings maximised individual tree growth and, applied at a light intensity, may be the most suitable approach to maintain competition and prevent development of the undergrowth when this stratum poses a high fire risk. This thinning intensity will also avoid understocking the forest stand, which ensures higher timber production and carbon sequestration, but improvements in diversity will probably be limited. Indeed, all thinning regimes resulted in lower differentiation and variability in tree size, which may not be desirable from a diversity perspective. Nevertheless, given the limited resources available for MPCF management, thinning is most likely to be adopted on a small scale, such as when it is applied to create a fuelbreak. Such localised actions will unavoidably contribute to increasing the diversity of stand structures harboured in the larger MPCF where they are applied.

CAPÍTULO 3. Evolución del estrato herbáceo y de encinas jóvenes bajo pastoreo con ganado ovino en un sistema silvopastoral para la prevención de incendios en el sudeste español

—¿Qué le das tú al ganado, criatura? Parece que lo tienes hechizado...

—Nada. Le doy monte, lo mismo que los demás...

Sonreía.

Y seguía educando a los borregos con gestos y palabras que nadie más que él sabía hacer o decir. Nunca golpeaba a las reses. El castigo era una simple mirada desaprobatoria, un silbido impaciente, una interjección malhumorada. Pero era suficiente. Transcurrido cierto tiempo, cada cabeza porfiaba en no desagradar a su dueño, en vivir en sintonía con aquel mando sin cayado. Y daba gusto ver la disciplina con que el rebaño dejaba el redil y atravesaba el pueblo.

MIGUEL TORGA

Nuevos cuentos de la montaña

RESUMEN DEL CAPÍTULO

Tal y como ya se ha presentado ampliamente en la Introducción General, varios programas de prevención de incendios forestales de los países de la ribera norte del Mediterráneo emplean el pastoreo como técnica complementaria de mantenimiento de áreas cortafuegos. Se crea así un sistema silvopastoral singular, que tiene como función principal la reducción de los riesgos de incendios.

El hecho de que las áreas cortafuegos ocupen superficies pequeñas en el monte y cumplan una función protectora del mismo, permite relativizar la importancia de algunos de sus efectos secundarios no deseados, como el impacto visual que generan. Sin embargo, los gestores procuran mitigar estos impactos, así como los asociados a las distintas técnicas de mantenimiento de áreas cortafuegos. En este sentido, el pastoreo con ganado está considerado como una de las técnicas más sostenibles que puede aplicarse, ya que la vegetación a controlar sirve como alimento, el pastoreo suele tener un impacto positivo sobre la diversidad biológica y paisajística, y esta actividad agraria contribuye al desarrollo rural. Pero por otro lado, un pastoreo intenso también puede tener consecuencias menos deseables, como un aumento del suelo desnudo y de la erosión, cambios en la composición del pasto, o daños sobre el arbolado y la regeneración.

Este tipo de efectos secundarios, descritos en la literatura científica, son probables en áreas pasto-cortafuegos, pero muy pocos de esos trabajos científicos han sido desarrollados en este tipo de sistemas silvopastorales. Por tanto, resulta oportuno realizar experimentos y análisis específicos para clarificar y cuantificar la severidad e importancia de estos impactos en áreas pasto-cortafuegos. A tal efecto, se ha realizado un estudio a lo largo de tres años en la zona experimental piloto de la finca Cortijo Conejo y Albarrán, pastoreada por un ganadero profesional, con los siguientes objetivos: 1) cuantificar el impacto del pastoreo en la biomasa herbácea y la cobertura del suelo; 2) detectar cambios en la composición botánica y diversidad del pastizal; y 3) medir el efecto del pastoreo en el crecimiento de jóvenes encinas.

Este estudio se realizó en los años 2007 (Año 1), 2008 (Año 2) y 2009 (Año 3), en los que la precipitación anual registrada fue, respectivamente, 331 mm, 297 mm y 346 mm. En esta zona, sin embargo, la mayor parte de las especies del pastizal son terófitos que pasan el período crítico estival en forma de semillas, por lo que el ciclo de crecimiento se inicia tras las primeras lluvias de otoño. En consonancia, la producción del pastizal estuvo más relacionada con la precipitación recogida entre septiembre y abril, que fue de 227 mm en 2006-2007, 171 mm en 2007-2008, y 294 mm en 2008-2009. El pastoreo se aplicó por el mismo ganadero durante los tres años, entre

los meses de febrero y junio, en coincidencia con la época de mayor disponibilidad de pasto. Este servicio de pastoreo era remunerado y se evaluaba por el personal técnico de acuerdo con los criterios establecidos en la RAPCA (ver Capítulo 1 y el Apartado 2.2 de la Introducción General). El rebaño era principalmente de ganado ovino, que pastaba libremente bajo la supervisión de un pastor y no estaba recibiendo alimentación suplementaria en el período de pastoreo.

La evolución del estrato herbáceo fue monitorizada en seis parcelas ubicadas a lo largo de la faja cortafuegos. Cada parcela incluía una zona vallada de 6 m x 6 m para excluir al ganado (subparcela Excluida), y una zona no vallada alledaña, a la que el ganado tenía acceso libre (subparcela Pastada). La vegetación fue caracterizada en las 12 subparcelas al final del período de pastoreo, tanto mediante métodos destructivos (ocho cuadrados de corte para determinar la biomasa del pastizal) como no destructivos (método *point intercept* en transectos fijos). En los transectos (puntos de muestreo cada 5 cm, que sumaban un total de 300 por subparcela) se anotaba *pasto* si la aguja contactaba con plantas vivas o recientemente secas. En ausencia de cobertura de pasto, se anotaba *mantillo* o *suelo desnudo* para reflejar la presencia/ausencia de material vegetal muerto sobre el suelo. A partir de estos datos se calculó el porcentaje de cobertura del suelo correspondiente a cada una de estas tres clases.

En los puntos de muestreo con cobertura de pasto, se anotaba también el nombre de la especie (o especies) contactadas con la aguja. La riqueza de especies (S) de cada subparcela se obtuvo directamente a partir del número total de especies registradas. El índice de Jaccard (J) fue utilizado para comparar la composición botánica por pares, tanto para cada año y parcela (subparcela Excluida *vs.* subparcela Pastada), como para la misma subparcela entre años. Por otro lado, se calculó la contribución específica (SC) para cada especie (una medida de su abundancia relativa en la subparcela), y estos valores se utilizaron para calcular el índice de diversidad de Shannon (H'). Asimismo, se agruparon las especies por familias para determinar la abundancia relativa de las familias (FC) presentes en el pastizal. Por último, se calculó también el porcentaje de cobertura (PC) de cada especie, ya que este parámetro mide la frecuencia de aparición de una especie en términos absolutos, independientemente de la abundancia de otras especies, y permitía así una evaluación más completa de los cambios observados.

Los parámetros de biomasa herbácea y cobertura del suelo fueron analizados con un ANOVA factorial, en el que el pastoreo y el año eran los factores fijos, y la parcela el factor bloque. El test post-hoc HSD de Tukey fue empleado para las comparaciones múltiples. Los parámetros de composición botánica, en cambio, no cumplían las condiciones estadísticas y las

diferencias entre subparcelas Excluidas y Pastadas fueron analizadas, tanto año a año como globalmente, con el test no paramétrico de Wilcoxon.

La comparación de la biomasa herbácea entre zonas excluidas y pastadas (Fig. 3.1) indicó que el ganado consumió una cantidad de pasto muy similar (entre 419 y 446 kg de materia seca [MS] por hectárea) en los tres años que duró el experimento. Esta regularidad no era esperada, ya que la carga ganadera no estaba controlada específicamente, sino que dependía del manejo realizado por el ganadero. En todo caso, la producción del pastizal varió notablemente entre años, tal y como lo atestiguaban las subparcelas Excluidas, y en consecuencia, el efecto del pastoreo sobre la biomasa también fue distinto entre años. El mínimo valor de biomasa en las subparcelas Pastadas se registró en el Año 2 (unos 200 kg MS ha⁻¹), y el máximo en el Año 3 (más de 800 kg MS ha⁻¹). Este hecho tiene repercusiones claras en el grado de reducción del riesgo de incendio, y así lo atestiguaron las evaluaciones globales realizadas por el personal técnico de la RAPCA en los distintos años. De este resultado se deriva que, a diferencia de lo sucedido en este experimento, la carga ganadera aplicada anualmente en áreas pasto-cortafuegos debe ajustarse a la producción anual del pastizal, para asegurar así que la cantidad de combustible fino sea minimizada.

El efecto del pastoreo sobre la cobertura del suelo fue estadísticamente significativo tanto para el suelo desnudo como para el pasto. En promedio, el porcentaje de suelo desnudo fue tres veces mayor en las zonas pastadas que en las excluidas, mientras que la cobertura del pasto se redujo en un cuarto. La influencia del año también fue significativa para ambos parámetros, pero especialmente para la cobertura de pasto, que fue mínima en el Año 2. De hecho, la cobertura de pasto en las subparcelas Pastadas en ese año fue inferior al 30%, un umbral que se considera crítico para el desencadenamiento de procesos erosivos. En cambio, se obtuvieron valores notablemente superiores en los otros años (Fig. 3.2). Por otro parte, también se detectó una tendencia a que el porcentaje de mantillo se redujera debido al pastoreo, pero las diferencias observadas a lo largo del experimento no fueron significativas. Los valores de mantillo más discrepantes con la tendencia general se registraron en el Año 1, posiblemente debido a que éste parámetro depende en gran medida del manejo que se haya realizado anteriormente: al no haber tenido lugar apenas pastoreo en el año anterior, probablemente la biomasa herbácea no consumida se transformó en mantillo, lo que propició que las diferencias entre zonas pastadas y excluidas fueran mínimas.

En lo que respecta a la composición botánica, el pastizal de la faja cortafuegos estaba dominado por terófitos (47 especies sobre las 57 catalogadas, ver Apéndice de este capítulo). Las

familias más abundantes eran las gramíneas (59%), seguidas de leguminosas (18%), compuestas (12%) y cariofiláceas (7%). Las diez especies más frecuentes están listadas en la Tabla 3.1. En los tres años del estudio apenas se observaron cambios en la composición botánica que pudieran ser atribuidos al pastoreo. Así lo mostraron todos los parámetros estudiados (S, H', SC, FC y PC), que no fueron significativamente diferentes entre subparcelas Excluidas y Pastadas. En cambio, sí se produjeron importantes variaciones interanuales (Fig. 3.3 y Fig. 3.4), si bien éstas no presentaban una tendencia progresiva que indicara un efecto acumulado desde el inicio del experimento. Los cambios en la composición se debieron, aparentemente, a otros factores ambientales. La riqueza de especies, por ejemplo, parecía estar directamente relacionada con las precipitaciones y la producción anual de pastos asociada.

El único caso en el que se observó un efecto claro y consistente debido al pastoreo fue en la especie *Vicia peregrina* L.: sus frecuencias relativa (SC) y absoluta (PC) fueron significativamente menores en las zonas pastadas (Tabla 3.1). Este caso excepcional se deba posiblemente al hecho de que *V. peregrina* es la especie leguminosa de mayor talla entre las existentes en el pastizal, lo que la convierte en un bocado apetecible y de fácil consumo para el ganado. El resto de las tendencias observadas no fueron concluyentes (Fig. 3.3 y Tabla 3.1), pero resulta oportuno destacar los cambios observados para las dos gramíneas dominantes en el pastizal. La tendencia causada por el pastoreo fue una disminución de *Aegilops triuncialis* L., mientras que *Bromus matritensis* L., la especie dominante, no se veía afectada o incluso incrementaba su presencia con el pastoreo. Este hecho puede deberse a que *B. matritensis* desarrolla tempranamente una espiga que es rechazada por el ganado. Este caso constituye un buen ejemplo de que, en ocasiones, el manejo pastoral en áreas pasto-cortafuegos debe ser ajustado para conseguir un control más efectivo de las especies dominantes.

Pasando al impacto del pastoreo sobre encinas jóvenes, en este estudio se monitorizó el crecimiento de un total de 240 ejemplares situados en el sotobosque del pinar clareado hasta una densidad de 250 pies ha⁻¹. El tamaño de estas encinas (altura y diámetros cruzados) fue medido por primera vez en febrero de 2007, antes del inicio del período de pastoreo. Con estos datos se calculó también su volumen, que se supuso igual al de un cilindro elíptico de la misma altura y sección.

Se esperaba que el tamaño de las encinas estuviera directamente relacionado con su capacidad de resistir el pastoreo, por lo que se crearon tres grupos (n = 80) en función de su volumen inicial: Pequeñas (< 3 dm³), Medianas (3-15 dm³) y Grandes (> 15 dm³). Como puede observarse, incluso las encinas de la clase de tamaño Grande eran relativamente pequeñas y de

fácil acceso para las ovejas. A continuación, se colocaron protectores individuales en la mitad de las encinas de cada grupo ($n= 40$), asegurándose de que las encinas protegidas y las que iban a ser ramoneadas estuvieran entremezcladas y que su volumen medio inicial fuera igual.

Las mediciones de las encinas se repitieron anualmente en invierno para monitorizar su evolución regularmente. La última medición se realizó en enero de 2010 (Fotografía 9), tres años después del inicio del experimento. Los análisis estadísticos de los datos se realizaron de forma separada para cada clase de tamaño. Dentro de cada clase, las dimensiones de las encinas ramoneadas y protegidas se compararon mediante el test de la t de Student para dos muestras. El crecimiento interanual se evaluó con el test de la t de Student para muestras pareadas, comparándose medidas consecutivas de altura, diámetro y volumen. Este mismo test se aplicó para comparar las dimensiones iniciales y finales de las encinas. En los casos en que no se cumplía el requisito de homocedasticidad, se aplicó el test de la t de Welch.



Fotografía 9. Medición del diámetro de una de las encinas protegidas del ganado.

Los resultados obtenidos mostraron que el pastoreo con ganado ovino había reducido significativamente el crecimiento de las encinas. En efecto, a pesar de que partían de un mismo

tamaño, al final del experimento las encinas protegidas eran de mayor tamaño que las ramoneadas (Tabla 3.2). La diferencia entre ambos grupos era mayor en altura que en diámetro, pero ambas dimensiones contribuyeron a que, al final, el volumen de las encinas ramoneadas fuera entre un 47% y un 56% menor que el de las protegidas en las distintas clases de tamaño. En todo caso, la comparación de los tamaños inicial y final mostraba que incluso las encinas ramoneadas habían crecido significativamente a lo largo del experimento.

El análisis de la evolución año a año mostró que las diferencias estadísticamente significativas entre encinas ramoneadas y protegidas sólo fueron generalizadas al final del tercer año (Tabla 3.2). En el primer año apenas se observaban algunos indicios, mientras que al final del Año 2, las diferencias en la altura media de las encinas ya eran significativas para todas las clases de tamaño. De acuerdo con las evaluaciones técnicas de la RAPCA (ver Capítulo 1), en este segundo año se registró un pastoreo más intenso que en los otros dos, lo que conllevó que las encinas ramoneadas apenas crecieran. Sin embargo, las bajas precipitaciones también impusieron condiciones restrictivas para las encinas protegidas, cuyo crecimiento se vio ralentizado. En el tercer año, aunque el pastoreo fue menos intenso, el efecto acumulado de tres años de pastoreo finalmente propició la existencia de claras diferencias entre encinas ramoneadas y protegidas.

El efecto del pastoreo sobre las encinas de las distintas clases de tamaño fue muy similar, tanto en la reducción de tamaño observada como en la aparición de diferencias significativas. Por tanto, la hipótesis de que un mayor tamaño estaría relacionado con una mayor resistencia al pastoreo debe ser rechazada, al menos para encinas del rango de tamaños estudiados. Se debe subrayar además, que el pastoreo fue aplicado con un rebaño de ganado ovino y en una época de abundancia de pasto herbáceo. Podría esperarse un mayor impacto del pastoreo sobre las encinas si se utilizara otro ganado más ramoneador, como la cabra, o si el período de pastoreo se extendiera a otras épocas en las que un pasto herbáceo más escaso, o de menor calidad nutritiva, hiciera que la encina fuera un alimento más apetecible para el ganado.

Herbage and holm oak sapling evolution under targeted sheep grazing in a silvopastoral wildfire prevention system in south-eastern Spain

ABSTRACT

Several wildfire prevention programmes in southern Europe are currently using livestock grazing for the maintenance of fuelbreaks. This silvopastoral management is valued for being sustainable

and effective in reducing fuel loads, but few studies have analysed side effects linked to fuelbreak grazing. This paper reports on an experiment performed within the wildfire prevention programme in Andalusia (Spain) with the aim of clarifying and quantifying the impact of fuelbreak grazing on herbage biomass, soil cover, herbage species composition, and growth of holm oak saplings. The study site, located in a semiarid Mediterranean environment, was grazed by a shepherded sheep flock from February to June in three consecutive years at a similar stocking rate. Livestock consumed between 33% and 68% of herbage production in the different years, and the greatest fuel reduction (leftover dry matter was 200 kg ha⁻¹) was registered in Year 2, the year in which rainfall and herbage production was lowest. Soil cover was significantly affected by grazing: on average, bare soil increased three-fold whereas herbage cover was reduced by one fourth. The botanical composition of herbage varied remarkably between years, but hardly between grazed and non-grazed areas within each year. Non-browsed holm oak saplings became progressively larger than browsed ones, reaching clear statistical significance only at the end of the three experimental years. At this time, volume of browsed saplings was 47% to 56% smaller than that of non-browsed holm oaks, even if the former had also grown significantly in the course of the experiment.

1. INTRODUCTION

Wildfires are a phenomenon that affects most terrestrial biomes in the world. Naturally occurring fire has been burning ecosystems for hundreds of millions of years, constituting an important evolutionary force (Bond & Keeley, 2005). The start of human-controlled use of fire dates back ca. 400,000 years and it became common to manage wildlife and vegetation by hunter-gatherers tens of thousands of years ago (Bowman *et al.*, 2009), which caused changes in fire regimes (i.e., fire frequency, intensity, seasonality, etc.). Indeed, human land use and vegetation types are currently considered the two prime factors determining fire regimes at regional and global scales (Bowman *et al.*, 2009).

In the Mediterranean region, the climatic conditions (particularly the prolonged dry and hot summer season) are naturally propitious for wildfires (FAO, 2007). However, the influence of the other aforementioned factors on fire regimes has been made evident by the severe increase in wildfire incidence and impact observed over the last few decades in the more developed southern European countries (Vélez, 2004). This increase is mainly attributed to land-use changes associated with socioeconomic development (FAO, 2007), as many traditional rural activities (e.g., firewood collection or livestock grazing) have been generally abandoned in favour of

industrial alternatives (e.g., fossil fuels or intensive livestock production). This process has resulted in an expansion of homogeneous vegetation communities with increased fuel loads (Moreira *et al.*, 2001; Lasanta *et al.*, 2006), which augments fire hazard. The context is further aggravated by current climate trends (Pausas, 2004) and the persistent high number of human-caused wildfire ignitions (Martínez *et al.*, 2009), which altogether create the conditions for deleterious wildfire events.

Accordingly, wildfires have become a major issue for forest services in European Mediterranean countries and so wildfire prevention programmes have specifically been set up. In these programmes, the increased forest vulnerability to wildfires is seldom dealt with at the landscape level. Instead, actions usually concentrate on a network of fuelbreaks designed to contain the spread of wildfires and improve the chances of suppression forces successfully attacking fire (Agee *et al.*, 2000). These low-biomass fuelbreaks require regular maintenance (e.g., brushcutting) to offset vegetation growth, and livestock grazing could well serve this purpose. Indeed, the capacity of livestock to effectively control grass and shrub growth in Mediterranean areas is supported by scientific evidence (Torrano & Valderrabano, 2005; Casasús *et al.*, 2007; Jauregui *et al.*, 2007; Dopazo *et al.*, 2009) so targeted grazing could be expected to successfully reduce fuel loads.

Livestock grazed fuelbreaks are usual in several regions in the Mediterranean, such as south-eastern France (Thavaud, 2006) or Andalusia, in southern Spain (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2011). Grazing for wildfire prevention can sometimes take place in narrow, tree-less and scarcely vegetated fuelbreak strips (i.e., firebreaks), but it is more appropriate in wider fuelbreaks with more vegetation and a sparse tree cover. This latter type of fuelbreaks are commonly called shaded fuelbreaks (Agee *et al.*, 2000) and frequently include a firebreak within them. When maintained through livestock grazing, they constitute a singular silvopastoral system that demands specific management to effectively reduce fuel loads and fire hazard. For instance, the full consumption of the herbage at least once per year is recommended in these systems, as well as providing supplementary feed to livestock so as to maximise shrub consumption (Thavaud, 2009).

Fuelbreaks being relatively small areas within the forest, some of their undesired side effects (e.g., visual impact or production loss) may be deemed of minor importance in view of their wildfire preventive function, but increasing efforts are made to mitigate these impacts. Fuelbreak maintenance also produces some effects that managers must evaluate jointly with the cost and effectiveness of each maintenance technique. Livestock grazing is usually considered a particularly sustainable option, as it transforms fuel into feed and can have positive effects on

biodiversity (Étienne, 2001) and contribute to rural development (González-Rebollar *et al.*, 1999). In contrast, heavy regular grazing could also be expected to increase bare soil and facilitate erosion (Papanastasis *et al.*, 2003; Thornes, 2007), affect species composition (Noy-Meir *et al.*, 1989; Fernández Alés *et al.*, 1993), or cause damage to trees and, particularly, saplings (McPherson, 1993; Hester *et al.*, 1996).

These side effects are likely to occur in grazed fuelbreaks, but the results available in the literature have seldom been obtained under such management conditions. Therefore, their severity and importance in grazed fuelbreaks remain uncertain and specific experiments and analyses seem necessary to clarify and quantify these effects. Accordingly, the three year research presented in this paper was performed within the wildfire prevention programme in Andalusia, in a grazed fuelbreak managed by a professional livestock farmer, with the following objectives: 1) to quantify the impact of grazing on herbage biomass and soil cover, 2) to detect grazing-caused changes in herbage species composition and diversity, and 3) to measure the effect of grazing on the growth of saplings.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study site

This study was conducted on the *Cortijo Conejo y Albarrán* estate (Guadix, province of Granada), in south-eastern Spain (37°23'N and 3°03'W, at 1,100 m a.s.l.). Mean annual precipitation is around 300 mm in this area: 331 mm, 297 mm and 346 mm were collected in a weather station located nearby in the years 2007, 2008 and 2009, respectively. These yearly values are of little significance for herbage production in this Mediterranean region, as herbage is mostly composed of therophytes, annual species that pass the dry hot summer as seeds and germinate with the first autumn rains. Indeed, herbage production is more closely related to rainfall between September and April, which was 227 mm in 2006-2007, 171 mm in 2007-2008, and 294 mm in 2008-2009.

Temperatures recorded in the study period ranged between -9°C and 38°C. According to Rivas-Martínez and Loidi (1999), the area is in the Mesomediterranean semiarid bioclimatic belt. The estate extends across near-flat terrain (2-3% slopes). The soil is a petric calcisol (Ripoll, 2004; IUSS Working Group WRB, 2006), poor in organic matter (1.6% in the top horizon). The climax vegetation for this land is holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) forest (Valle, 2003). The Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) is naturally present in the surroundings, particularly on steeper slopes and where there are poorer soil conditions.

This estate was cultivated for decades before it was bought in 1993 by the regional government of Andalusia and ceased to be ploughed. In 1994-1996, 500 ha of this degraded agricultural land were afforested to a density of 1,500-2,000 trees ha⁻¹ with Aleppo pines and a small proportion (5%) of holm oaks. The plantation is traversed by a linear treeless firebreak, which is 35 m wide and 1.4 km long. Alongside this firebreak, a 38-ha shaded fuelbreak (Agee *et al.*, 2000) was created in 2005 by thinning the plantation and pruning all pine branches less than 1 m from the ground. Until 2003, the firebreak was regularly bulldozed to leave it devoid of vegetation for the summer. Since 2005, vegetation on both the firebreak and the fuelbreak has been managed through livestock grazing to reduce fuel loads.

The study site comprised both the firebreak and the fuelbreak. Experimental plots for evaluating grazing impact on herbage were located on the firebreak, and included six enclosures that were set up in 2004. Monitored saplings were a sample of the holm oaks located in the fuelbreak area closest to the firebreak, where pine density had been reduced to 250 trees ha⁻¹.

2.2. Grazing management

Grazing on the study site for fuel load control and fire prevention purposes was commissioned from the same professional farmer in three consecutive years: 2007 (Year 1), 2008 (Year 2) and 2009 (Year 3). The farmer, who shepherded livestock personally, was offered a yearly remuneration of 1,600 € in exchange for this service (Varela-Redondo *et al.*, 2008). The flock was initially composed of 500 sheep (*Segureña* breed, live weight: 45-50 kg) and 30 goats (mixed breed), but it had grown to 900 sheep by the end of the study period. Grazing always took place between February and early June, the period of the year when more fresh pasture is available in this location. During this season, livestock grazed on the study site and other pastures nearby, and were not receiving any supplementary feedstuff.

At the end of each grazing season (June), fire prevention personnel performed a technical assessment to determine the extent to which the grazing objectives (i.e., an elevated grazing intensity to reduce fuel loads) had been accomplished. A five level (0-4) classification was used, which represented negligible (0), light (1), moderate (2), heavy (3) and very heavy (4) grazing intensities. The assessments resulted in the following mean values for Year 1, Year 2, and Year 3, respectively: 2.67, 3.67 and 2, in the firebreak; 1.33, 3.67 and 1.67, in the fuelbreak. Further details on the methodology applied in this assessment can be found in Ruiz-Mirazo *et al.* (2011).

Another farmer grazed his flock on the study site in 2005 and 2006, but grazing was very light and irregular, so data from these years are not shown.

2.3. Firebreak grazing: effect on herbage

The impact of grazing on herbage was monitored in six plots located along the firebreak. Each plot comprised two subplots: 1) a 6 m x 6 m enclosure, constructed with a 1.2-m-high mesh wire fence (Non-Grazed subplot); and 2) an unfenced area of a similar size (Grazed subplot). Grazed subplots were located approximately 3 m outside the enclosures, to ensure a sufficient proximity and so minimise spatial variation in pastures, while livestock distribution was not disturbed by the presence of the enclosures.

The vegetation was characterised in the 12 subplots at the end of the grazing season (June) in Year 1, Year 2 and Year 3, using both destructive and non-destructive procedures. Herbage biomass was determined by cutting and collecting all above-ground biomass in eight 50 cm x 50 cm quadrats per subplot. These quadrats were randomly located, with two spatial restrictions: being 25 cm away from the fixed transects (see below) and not sampling the same quadrat twice in the study period. The material from each quadrat was oven-dried to constant weight at 60°C and the dry matter (DM) weighed to the nearest 0.1 g. Data from the eight quadrats was averaged and units transformed into kg DM ha⁻¹.

In all subplots, the non-destructive point-intercept method was also applied, following a modification proposed by Daget & Poissonet (1971) of the point-quadrat method originally described by Levy & Madden (1933). More specifically, three 5-m-long point-intercept transects were performed in fixed parallel lines that were 1.25 m apart. A long pin of 2 mm diameter was introduced vertically in the sward every 5 cm along transects, adding up to 300 sample points per subplot. In each point, “herbage” was recorded if the pin touched any part of a live or recently dry plant. When no plants were contacted, either “bare soil” or “litter” was registered, to reflect the absence/presence of dead plant material on the ground in contact with the pin. These data were summarised in each subplot to describe the distribution of soil cover in three classes: bare soil, litter and herbage.

Herbage was further characterised by noting down the names of all vascular plant species touched by the pin in each sample point. A recent Flora of Eastern Andalusia was the reference used for plant species names (Blanca *et al.*, 2009). The species richness (S) found in each subplot was obtained by direct count of the number of species recorded. The Jaccard index (J) was used

to compare the botanical composition pair wise, both in each year within each plot (Grazed *vs.* Non-Grazed subplots), and between years in the same subplot. This index quantifies the similarity between pairs of plant communities from 0 (no species in common) to 1 (identical composition), according to the formula:

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

where a is the number of species present in both communities, b is the number of species present only in the first community, and c is the number of species present only in the second community (Magurran, 2004).

The specific contribution (SC) of a plant species in a subplot was calculated as the ratio between the number of pins contacted by that species and the sum of number of pins contacted by each species recorded (Daget & Poissonet, 1971; Glatzle *et al.*, 1993). By definition, this parameter measures abundance of a species in relative terms and the sum of all species' SC in a community will equal 100%. SC values of species belonging to the same botanical family were added up to obtain family contribution (FC). SC was also used to calculate the Shannon diversity index (H'), according to the formula:

$$H' = -\sum_{i=1}^{i=S} p_i \log_2 p_i$$

where p_i is the relative abundance of the i^{th} species, which was estimated with SC, and S the species richness (i.e., number of species) found in a subplot.

Finally, percentage cover (PC) of a plant species in a subplot was calculated as the percentage of pin sample points in which that plant species was contacted (Levy & Madden, 1933; Glatzle *et al.*, 1993). This parameter measures abundance of a species in absolute terms, and the sum of all species' PC in a community will equal (or exceed, if species overlap) herbage soil cover. PC and SC were used jointly to assess the overall effect of grazing on the most frequent species in the herbage. A lower PC value in Grazed subplots would indicate that a plant species was consumed by livestock, whereas a lower SC value would indicate that livestock preferred that plant species to other species in the community.

2.4. Fuelbreak grazing: effect on holm oak saplings

The impact of grazing on holm oak saplings was assessed by monitoring 240 individuals located in the fuelbreak. The size of holm oaks was first measured in February 2007, before the beginning of the grazing season (Year 0). A measuring tape was used to determine, to the nearest centimetre, plant height (H, to their highest living leaf) and two cross widths. Plant diameter (D) was calculated as the geometric mean of the widths. These parameters were used to estimate the volume of holm oaks (V), which was assumed to approximate to an elliptical cylinder ($V = \pi D^2 H / 4$).

The size of saplings was expected to have a direct relationship with the capacity of holm oaks to withstand grazing. To test this hypothesis, holm oaks were divided into three size classes (n = 80) according to their initial volume: Small (< 3 dm³), Medium (3-15 dm³) and Large (> 15 dm³). As their volume suggests, even those saplings in the Large size class were relatively small and easily accessible for sheep. Next, half of the holm oaks in each class (n = 40) were individually protected from livestock using a 1.2-m-high mesh wire fence. These Non-Browsed individuals were selected in such a way that their mean initial volume was equal to the Browsed ones in each size class. Besides, care was taken to ensure that Browsed and Non-Browsed holm oaks were interspersed and, thus, avoid creating differences between groups due to uncontrolled spatial variation in conditions for growth.

Holm oak measurements were repeated annually in the winter to monitor their evolution regularly and search for differences between groups. The last measurement was performed in January 2010, three years after the start of the experiment. In the course of Year 2, one Small Browsed holm oak died, but it seemed to have withered naturally rather than directly affected by livestock browsing. In Year 3, two Large Browsed holm oaks were negligently shredded during some forest works in an adjacent area.

2.5. Statistical analysis

In accordance with the experimental design, the values of herbage biomass and soil cover were analysed using a factorial ANOVA procedure. Grazing treatment and Year were the fixed experimental factors, while Plot was the blocking factor. Tukey's HSD post-hoc tests were used for multiple comparisons. The same procedure was planned to analyse the botanical composition of herbage (S, H', SC, FC and PC), but these parameters failed to meet the statistical assumptions. Therefore, the non-parametric two-sample Wilcoxon rank sum test was used to

determine significant differences between Grazed and Non-Grazed subplots, both globally in the three years and separately in each year. When ties between values occurred, an asymptotic approximation of this test was used (see `wilcox_test` in R Development Core Team, 2009).

Holm oak dimensions (height, diameter and volume) in the course of the experiment were analysed separately for the Small, Medium and Large classes. Browsed and Non-Browsed groups in each size class were compared through two sample Student's *t*-tests. Inter-annual growth within each group was assessed with paired Student's *t*-tests applied to consecutive measurements of height, diameter and volume. This process determined whether each holm oak dimension was significantly larger or smaller than the observation made the year before. The same test was applied to compare final and initial dimensions of holm oaks. In these analyses, normality of the distribution of the mean was ensured by the large number of samples per group. When the homoscedasticity assumption was not met, Welch's *t*-test was applied instead.

The statistical analysis was performed using the R 2.9.1 software package (R Development Core Team, 2009). The Shapiro-Wilk test and the Bartlett test were used to test for normality and homoscedasticity, respectively. In all cases, a 95% confidence level was used to establish statistically significant differences. Mean values are followed by \pm the standard error of the mean.

3. RESULTS

3.1. Firebreak grazing: effect on herbage

The comparison between Grazed and Non-Grazed subplots (Fig. 3.1) indicated that livestock consumed very similar amounts of herbage in the three experimental years (range: 419-446 kg DM ha⁻¹). However, production of herbage varied between years, roughly in accordance with precipitations registered in the September-April period. Indeed, mean herbage biomass measured at the end of the growth season in Non-Grazed subplots was lowest in the dry Year 2 (625 kg DM ha⁻¹, after 171 mm of rainfall) and highest in the much rainier Year 3 (1250 kg DM ha⁻¹, 294 mm). Consequently, the percentage of herbage consumed by livestock also varied between years: 50 % in Year 1, 68% in Year 2, and 33% in Year 3. In agreement with these observations, the ANOVA indicated that both Grazing ($F_{1,25} = 71.84$, $P < 0.001$) and Year ($F_{2,25} = 51.91$, $P < 0.001$) were very significant factors for herbage biomass, unlike their interaction ($F_{2,25} = 0.02$, $P = 0.976$).

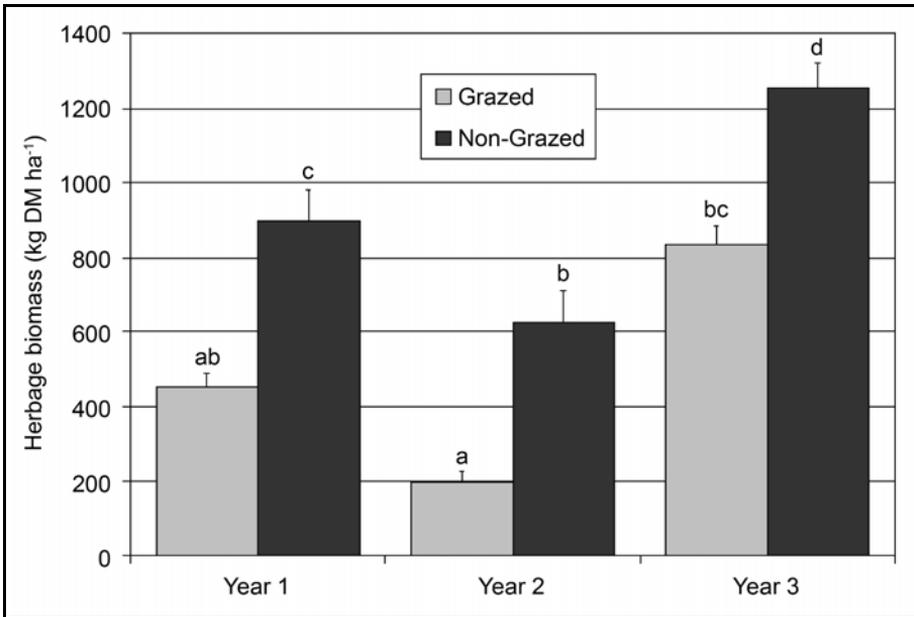


Fig. 3.1. Mean values of herbage biomass (kg DM ha⁻¹) in Grazed and Non-Grazed areas through the course of the experiment. Whiskers on the top of the bars represent the standard error of the mean. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between the six groups, according to Tukey's HSD test.

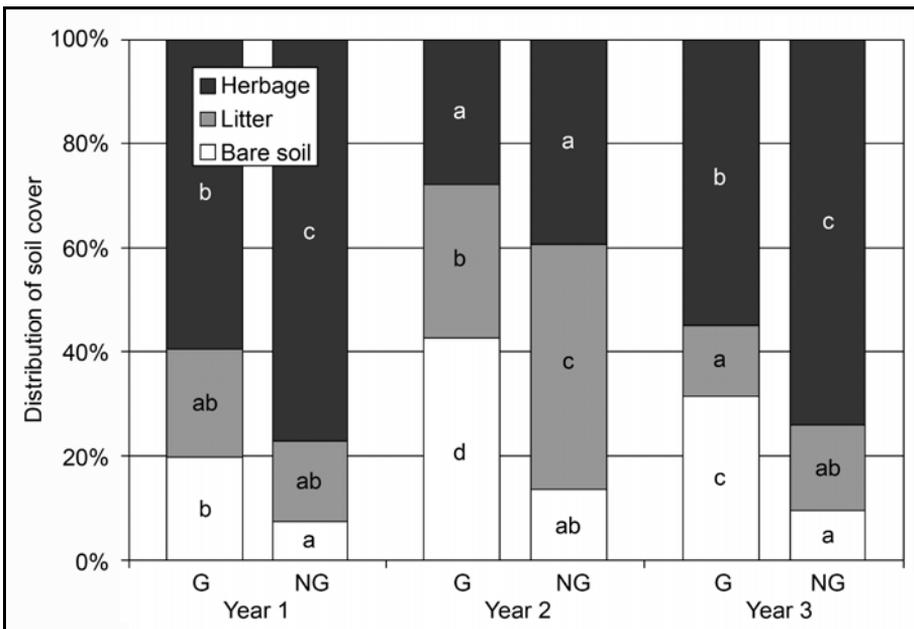


Fig. 3.2. Mean distribution of soil cover (%) in herbage, litter and bare soil in Grazed (G) and Non-Grazed (NG) areas through the course of the experiment. Different letters within each of the three soil cover classes indicate significant differences ($P < 0.05$) between the six groups, according to Tukey's HSD test.

Regarding soil cover (Fig. 3.2), Grazing increased bare soil ($F_{1,25} = 131.96, P < 0.001$) and reduced herbage cover ($F_{1,25} = 45.82, P < 0.001$). On average, Grazing multiplied the percentage of bare soil by a factor of three, and herbage cover was reduced by one fourth. Grazing also tended to reduce litter, but this effect was globally unclear ($F_{1,25} = 3.46, P = 0.075$) due to the opposed trend observed in Year 1. When only data from Year 2 and Year 3 were analysed, the effect of Grazing on litter reached statistical significance ($F_{1,15} = 8.30, P = 0.011$). Year had a very significant effect on the three classes of soil cover ($P < 0.001$ in all cases) and its interaction with Grazing was also found statistically significant for bare soil ($F_{2,25} = 6.58, P = 0.005$) and litter cover ($F_{2,25} = 28.38, P = 0.009$). These interactions were caused by the distinct magnitude of the increases in bare soil and the decreases in litter cover caused by grazing in the different years.

A total of 57 plant species were recorded in the firebreak during the study period (the full catalogue is in the Appendix). Forty-seven of them are therophytes, nine hemicryptophytes and one chamaephyte. Overall FC values showed that herbage was dominated by grasses (59%), followed by legumes (18%). The *Asteraceae* family was also fairly abundant (12%), while *Caryophyllaceae* ranked fourth (7%). FC of all other families was minor (4% in total), but they contributed to the catalogue with 19 species, one third of the total. The ten most frequent plant species are listed in Table 3.1.

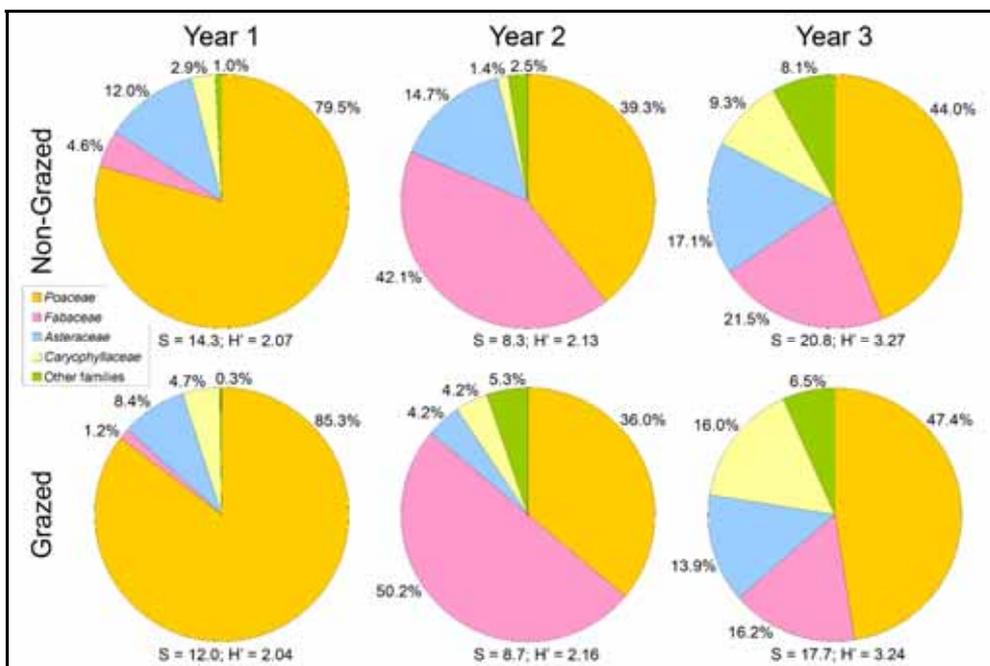


Fig. 3.3. Mean species richness (S), Shannon diversity index (H'), and family contribution (%) in Grazed and Non-Grazed areas through the course of the experiment.

The botanical composition of herbage registered remarkable variations in the course of the experiment (Fig. 3.3). Indeed, values of all botanical parameters differed notably between years but hardly between Grazed (G) and Non-Grazed (NG) subplots within each year. Considering the three experimental years together, Shannon diversity index remained unaltered (G: 2.5 ± 0.18 vs. NG: 2.5 ± 0.15), while Grazed subplots tended to have somewhat lower species richness (G: 12.8 ± 1.22 vs. NG: 14.5 ± 1.33). However, neither globally nor in any of the years were differences caused by grazing statistically significant.

Table 3.1. Overall mean values of percentage cover (PC) and specific contribution (SC) of the ten most frequent plant species, in Grazed and Non-Grazed areas.

| FAMILY / Species | Percentage cover (%) | | Specific contribution (%) | |
|------------------------------------|----------------------|-------------|---------------------------|-------------|
| | Non-Grazed | Grazed | Non-Grazed | Grazed |
| <i>POACEAE</i> | | | | |
| <i>Bromus matritensis</i> L. | 21.5 ± 4.97 | 18.2 ± 3.92 | 26.7 ± 5.44 | 32.0 ± 5.27 |
| <i>Aegilops triuncialis</i> L. | 11.1 ± 3.82 | 4.1 ± 1.51 | 15.8 ± 5.04 | 7.4 ± 2.36 |
| <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. | 3.9 ± 0.68 | 4.4 ± 1.11 | 5.7 ± 1.05 | 8.0 ± 1.87 |
| <i>Bromus tectorum</i> L. | 2.4 ± 1.11 | 2.7 ± 0.66 | 2.6 ± 1.12 | 4.4 ± 1.08 |
| <i>FABACEAE</i> | | | | |
| <i>Trigonella polyceratia</i> L. | 5.9 ± 1.36 | 5.5 ± 1.17 | 10.8 ± 2.73 | 16.2 ± 4.38 |
| <i>Medicago minima</i> (L.) L. | 4.5 ± 2.11 | 2.5 ± 1.17 | 7.1 ± 3.62 | 5.9 ± 2.97 |
| <i>Vicia peregrina</i> L. | 3.9 ± 0.89 | 0.1 ± 0.05 | 4.6 ± 0.94 | 0.2 ± 0.07 |
| <i>ASTERACEAE</i> | | | | |
| <i>Andryala ragusina</i> L. | 7.9 ± 2.09 | 3.2 ± 0.95 | 11.6 ± 3.07 | 6.3 ± 1.72 |
| <i>CARYOPHYLLACEAE</i> | | | | |
| <i>Bufonia tenuifolia</i> L. | 1.4 ± 0.49 | 2.1 ± 0.68 | 1.5 ± 0.47 | 3.4 ± 0.96 |
| <i>PLANTAGINACEAE</i> | | | | |
| <i>Plantago albicans</i> L. | 1.5 ± 1.04 | 1.2 ± 0.56 | 1.6 ± 1.02 | 2.9 ± 1.33 |

Note: differences in PC and SC were statistically significant only for the species *V. peregrina*.

Family contribution (FC) values were also largely unaffected by Grazing. A same trend in the three experimental years was only observed for *Asteraceae*, which tended to be less abundant in grazed subplots (G: $8.9\% \pm 2.09$ vs. NG: $14.6\% \pm 3.09$), and *Caryophyllaceae*, which tended to be

more abundant (G: $8.3\% \pm 1.64$ vs. NG: $4.5\% \pm 0.98$). Nonetheless, these global differences were not statistically significant. In fact, the non-parametric tests only detected significant differences between Grazed and Non-Grazed plots for *Fabaceae* in 2007 and *Caryophyllaceae* in 2009 (Fig. 3.3).

Specific contribution (SC) and percentage cover (PC) also fluctuated strongly between years, and the effects of grazing on the most frequent plant species were mostly unclear (Table 3.1). The only consistent and significant effect of grazing was a diminution in the abundance of *V. peregrina*, a climbing and very palatable legume. Indeed, PC and SC for this species were significantly lower in Grazed subplots, in the whole experiment ($Z = 4.22, P < 0.001$), in Year 1 ($Z = 2.93, P = 0.003$) and Year 3 ($Z = 2.90, P = 0.004$). The difference was only marginally significant ($Z = 1.89, P = 0.059$) in Year 2, when *V. peregrina* was scarce even in Non-Grazed subplots. Regarding other species, the absolute and relative abundance of both *A. ragusina* and *A. triuncialis* also tended to be reduced by grazing. However, these two tendencies and other differences reflected in Table 3.1 never reached statistical significance.

The Jaccard index also suggested a relatively poor influence of Grazing on botanical composition (Fig. 3.4). The mean value of this index between Grazed and Non-Grazed subplots in the same year (range: 0.518-0.551) was greater than between years in the same subplots (range: 0.362-0.486). Year 1 and Year 3 showed greater similarity between them than with Year 2. Overall, Non-Grazed Year 2 subplots were the most dissimilar (i.e., lowest J values) across all pair-wise comparisons.

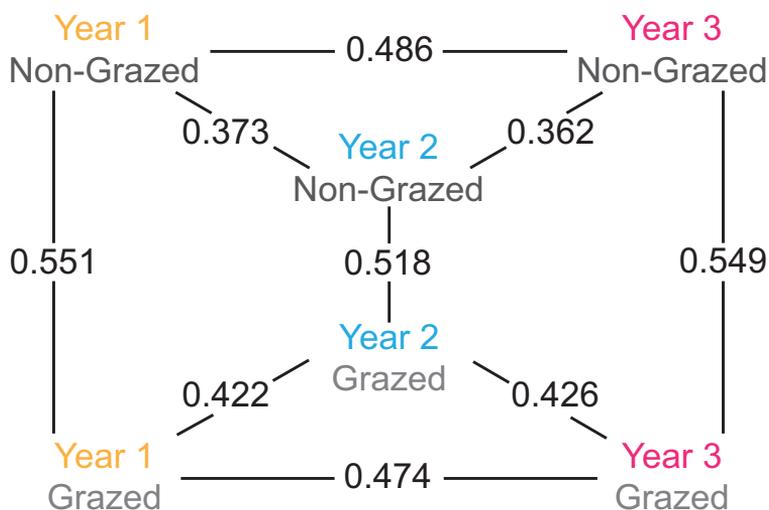


Fig. 3.4. Mean values of the Jaccard index calculated both in each year within each plot (Grazed vs. Non-Grazed subplots) year and between years in the same subplot.

3.2. Fuelbreak grazing: effect on holm oak saplings

Grazing restricted holm oak growth in this experiment, and its effect was similar in the three size classes. Despite being the same size at the beginning of the experiment (Year 0), Non-Browsed holm oaks were significantly larger in all dimensions than Browsed ones at the end of Year 3 (Table 3.2). The difference was more acute in height (mean height in Browsed groups was 26% to 33% smaller than in Non-Browsed groups across size classes) than in diameter (15% to 22%), but both added to a notable difference in holm oak volume (47% to 56%).

However, the comparison between the initial (Year 0) and final (Year 3) dimensions showed that Browsed holm oaks had also grown significantly ($P < 0.05$) in most cases. The only exception to this was holm oak height in the Large Browsed group ($t_{37} = 1.72$, $P = 0.094$), which even decreased inter-annually between Year 1 and Year 2. Indeed, height was the holm oak dimension that was affected by grazing earlier in the experiment: only height was significantly different between groups in all size classes at the end of Year 2 (Table 3.2).

Inter-annual growth was always positive in Non-Browsed groups, as well as in Browsed holm oaks at the end of Year 1, and in most cases in Year 3 (Table 3.2). In contrast, Browsed holm oak height and volume did not significantly increase in the course of Year 2. However, this was also the year when Non-Browsed holm oaks grew least: their inter-annual growth in height (8%) and diameter (9%) in Year 2 was smaller than growth recorded in Year 1 and Year 3 (23-26% in height, 35-37% in diameter). As a result, differences in holm oak dimensions between the Browsed and Non-Browsed groups did not reach clear statistical significance until Year 3.

Table 3.2. (over the page) Mean values of holm oak height (H, cm), diameter (D, cm) and volume (V, dm³) through the course of the experiment.

Note: Signs in parenthesis within each column indicate a non-significant (=) or a significant ($P < 0.05$) increase (+) or decrease (-) in height, diameter and volume since the measurement of the previous year.

^a In Year 0, no grazing had yet been applied. Tests only indicate the initial equal dimensions between experimental groups.

^b Unequal variance was detected in this parameter and so Welch's t-test was applied.

^c Statistically significant differences ($P < 0.05$) are highlighted in bold.

| | | Small | | | Medium | | | Large | | |
|--------|----------------------|-----------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|----------------------------------|------------------|-------------------|---------------------------------|
| | | Browsed | Non-Browsed | <i>t</i> -test | Browsed | Non-Browsed | <i>t</i> -test | Browsed | Non-Browsed | <i>t</i> -test |
| Year 0 | H (cm) | 12.1 ± 0.49 | 13.4 ± 0.55 | $t_{78} = 1.77$ $P = 0.081$ | 20.6 ± 0.78 | 19.7 ± 0.74 | $t_{78} = -0.81$ $P = 0.418$ | 35.8 ± 1.60 | 34.5 ± 1.45 | $t_{78} = -0.59$ $P = 0.556$ |
| | D (cm) | 11.1 ± 0.57 | 10.7 ± 0.53 | $t_{78} = -0.39$ $P = 0.698$ | 20.7 ± 0.66 | 20.8 ± 0.57 | $t_{78} = 0.10$ $P = 0.921$ | 35.4 ± 1.30 | 36.7 ± 0.98 | $t_{78} = 0.78$ $P = 0.435$ |
| | V (dm ³) | 1.4 ± 0.13 | 1.4 ± 0.14 | $t_{78} = 0.03$ $P = 0.979$ | 7.0 ± 0.45 | 7.1 ± 0.53 | $t_{78} = 0.03$ $P = 0.980$ | 39.1 ± 3.95 | 39.1 ± 3.26 | $t_{78} = 0.001$ $P = 0.997$ |
| Year 1 | H (cm) | 14.5 ± 0.69 (+) | 16.7 ± 0.72 (+) | $t_{78} = 2.17$ $P = 0.033$ | 25.1 ± 0.84 (+) | 25.3 ± 0.96 (+) | $t_{78} = 0.16$ $P = 0.876$ | 39.5 ± 1.58 (+) | 40.8 ± 1.50 (+) | $t_{78} = 0.60$ $P = 0.552$ |
| | D (cm) | 13.9 ± 0.76 (+) | 14.3 ± 0.85 (+) | $t_{78} = 0.44$ $P = 0.664$ | 27.3 ± 1.06 (+) | 29.1 ± 1.03 (+) | $t_{78} = 1.19$ $P = 0.236$ | 45.9 ± 1.95 (+) | 49.7 ± 1.60 (+) | $t_{78} = 1.51$ $P = 0.134$ |
| | V (dm ³) | 2.8 ± 0.31 (+) | 3.4 ± 0.48 (+) | $t_{66} = 1.18^b$ $P = 0.240$ | 16.4 ± 1.70 (+) | 18.6 ± 1.71 (+) | $t_{78} = 0.93$ $P = 0.357$ | 76.7 ± 9.22 (+) | 86.5 ± 7.80 (+) | $t_{78} = 0.81$ $P = 0.418$ |
| Year 2 | H (cm) | 14.1 ± 0.70 (=) | 18.4 ± 0.82 (+) | $t_{77} = 3.93$ $P < 0.001$ | 24.0 ± 1.04 (=) | 27.4 ± 1.08 (+) | $t_{78} = 2.29$ $P = 0.025$ | 38.4 ± 1.59 (-) | 44.1 ± 1.68 (+) | $t_{78} = 2.48$ $P = 0.015$ |
| | D (cm) | 15.0 ± 0.86 (+) | 15.7 ± 0.94 (+) | $t_{77} = 0.57$ $P = 0.573$ | 27.7 ± 1.26 (=) | 30.8 ± 1.20 (+) | $t_{78} = 1.82$ $P = 0.072$ | 47.9 ± 1.99 (+) | 53.0 ± 1.66 (+) | $t_{78} = 1.97$ $P = 0.053$ |
| | V (dm ³) | 3.2 ± 0.38 (=) | 4.5 ± 0.63 (+) | $t_{64} = 1.85^b$ $P = 0.069$ | 17.0 ± 2.13 (=) | 23.0 ± 2.39 (+) | $t_{78} = 1.86$ $P = 0.067$ | 81.0 ± 9.44 (=) | 107.1 ± 10.40 (+) | $t_{78} = 1.89$ $P = 0.067$ |
| Year 3 | H (cm) | 15.3 ± 0.67 (+) | 22.8 ± 0.93 (+) | $t_{70} = 6.53^b$ $P < 0.001$ | 24.7 ± 0.89 (=) | 34.3 ± 1.50 (+) | $t_{63} = 5.50^b$ $P < 0.001$ | 38.0 ± 1.91 (=) | 51.1 ± 1.71 (+) | $t_{76} = 5.12$ $P < 0.001$ |
| | D (cm) | 19.1 ± 0.94 (+) | 22.5 ± 1.14 (+) | $t_{77} = 2.31$ $P = 0.023$ | 32.3 ± 1.31 (+) | 41.5 ± 1.55 (+) | $t_{78} = 4.50$ $P < 0.001$ | 51.9 ± 2.06 (+) | 64.0 ± 1.82 (+) | $t_{76} = 4.42$ $P < 0.001$ |
| | V (dm ³) | 5.2 ± 0.54 (+) | 11.0 ± 1.33 (+) | $t_{51} = 4.01^b$ $P < 0.001$ | 23.0 ± 2.51 (+) | 52.1 ± 5.58 (+) | $t_{54} = 4.75^b$ $P < 0.001$ | 94.0 ± 12.00 (+) | 176.7 ± 14.35 (+) | $t_{76} = 4.39$ $P < 0.001$ |

4. DISCUSSION

4.1. Firebreak grazing: effect on herbage

The similarity in the amount of herbage consumed by livestock in the three years (Fig. 3.1), confirmed by the lack of interaction between Year and Grazing for herbage biomass, suggests that the stocking rate applied on the firebreak was very regular throughout the experiment. This regularity was unexpected, as the duration of grazing and the number of animals were not specifically controlled but depended on the management applied by a professional livestock farmer. Nevertheless, the grazing intensity assessments made visually by wildfire prevention personnel on the firebreak were understandably distinct between years, as herbage biomass left after grazing (i.e., fuel in the event of fire during the summer) was very different: from over 800 kg DM ha⁻¹ in Year 3 (mean technical assessment value [TAV] was 2: *moderate grazing* on a 0-4 scale) to 200 kg DM ha⁻¹ in Year 2 (mean TAV was 3.67: *very heavy grazing*).

Two important lessons for silvopastoral wildfire prevention systems can be drawn from these results. Firstly, unlike it happened in our experiment, the stocking rate applied needs to be adapted to annual herbage production, so the amount of fine fuel left after grazing is minimised. These fine fuels are a crucial element to reduce flame length and, especially, rate of spread of wildfires (Agee *et al.*, 2000; Diamond *et al.*, 2009). Therefore, the simplicity of establishing a fixed stocking rate in silvopastoral management plans, an approach used in some wildfire prevention programmes (e.g., DOCV, 2009), seems inadequate for herbaceous fuelbreaks, as grazing success will depend to a great extent on the yearly herbage production.

Secondly, the farmer and the wildfire prevention personnel agreed that the very heavy grazing registered in Year 2 was very close to a reasonable upper limit for grazing intensity. Consequently, 200 kg DM ha⁻¹ may be considered a good estimation of the minimum amount of herbage biomass which will be left after shepherded sheep grazing in firebreaks with similar characteristics. According to a rangeland burning experiment conducted by Diamond *et al.* (2009) on comparable semiarid herbaceous vegetation, such an amount of biomass would lead to very mild wildfires. Indeed, a fuel load of 260 kg DM ha⁻¹ was found to support fires with a mean flame length of 0.2 m and rates of spread lower than 7 m min⁻¹ in a prescribed burn they performed in October, and somewhat higher values (0.6 m and 13 m min⁻¹) under modelled peak fire conditions. In an adjacent area with 150 kg DM ha⁻¹, the prescribed burn just extinguished and authors obtained the same result when simulating peak fire conditions.

As regards soil cover, litter tended to be reduced by Grazing, in agreement with results obtained by Rigolot & Étienne (1995) in the frame of the French fire prevention programme, but the effect we observed was globally unclear due to several factors. Firstly, grazing causes two opposed effects on the amount of litter: grass trampling increases litter in the short term (i.e., the same year), whereas consumption of herbage reduces the amount of biomass that will become litter in the medium term (i.e., the following year). This could explain the somewhat larger litter cover values recorded in Grazed subplots in Year 1, as hardly any grazing had taken place the year before. The analysis made excluding data from Year 1 suggested that the reduction in litter becomes significant after more than one year of grazing management. Secondly, according to the method applied (see Section 2.3), litter and bare soil were only recorded when herbage cover was absent and, therefore, the abundance of herbage affected the values obtained for the other two classes of soil cover. Indeed, the milder reduction in litter registered in Year 3 could partly be linked to plots having a higher herbage cover than in Year 2, when differences in litter between Grazed and Non-Grazed subplots were more remarkable (Fig. 3.2). Therefore, recording litter and bare soil irrespective of the presence of herbage seems advisable to avoid this effect and improve the clarity of results.

Evolution in herbage soil cover was closely linked to annual climatic conditions, with lowest values registered in Year 2 (Fig. 3.2). Actually, mean herbage cover in Grazed subplots in Year 2 fell below 30%, which is considered a critical threshold for triggering erosion (Francis & Thornes, 1990). Grazing reduced herbage cover consistently, but it is also remarkable that Grazed subplots in Years 1 and 3 had higher percentages of herbage cover than Non-Grazed subplots in Year 2. This result indicates that herbage cover was largely determined by climatic conditions and, to a much lesser extent, by grazing management. This conclusion is opposed to that obtained in mountain rangelands in Crete by Papanastasis *et al.* (2003), who found that very heavy grazing produced larger reductions in plant cover than those attributable to inter-annual variations. In our experiment, it was bare soil the parameter which was most clearly affected by Grazing, as shown by the three-fold greater percentages registered, on average, in Grazed subplots (Fig. 3.2). Undoubtedly, such an increase in the direct exposure of soil to rain and wind make it somewhat more susceptible to erosion. Nevertheless, it is overall difficult to discern whether these grazing-caused changes in soil cover can have important consequences such as ecosystem degradation. Indeed, even generalised views that closely relate overgrazing to land degradation (e.g., Papanastasis *et al.*, 2003) are currently being questioned, and the possibly greater influence of other factors such as historical land use or climatic conditions is being debated (Rowntree *et al.*, 2004).

In this experiment, Grazing caused negligible changes in herbage species composition and diversity. The values of almost all botanical parameters we studied did not differ between Grazed and Non-Grazed areas, and their variability throughout the experiment was mostly attributable to the Year factor (Fig. 3.3, Fig. 3.4). The changes observed did not show any progressive tendency suggesting cumulative effects since the beginning of the experiment. Rather, fluctuations were apparently linked to other environmental factors; for instance, species richness seemed to have a direct relationship with rainfall and the associated annual herbage production. The preponderance of such ecosystem-environmental variables when assessing grazing effects on vegetation was highlighted by Milchunas & Lauenroth (1993), who modelled data from 236 study sites worldwide. These authors concluded that the degree of change in species composition expected with grazing is primarily a function of site productivity, changes being greater in productive environments. According to this global perspective, it is no surprise that only weak tendencies were observed in species composition shift in our semiarid study site, where annual precipitation is only 300 mm.

Other authors working specifically in Mediterranean (but more humid) environments have agreed that the clearest consequence of grazing is that it favours species with low life forms (Noy-Meir *et al.*, 1989; Fernández Alés *et al.*, 1993). This is consistent with the results we obtained for *V. peregrina*, which was the only species whose presence consistently decreased with grazing (Table 3.1). *V. peregrina* being a climber, it was certainly more easily grazed than other frequent legumes (*T. polyceratia* and *M. minima*), which remained virtually unaffected possibly due to their creeping or low life form. In fact, such prostrate growth is considered to be an adaptation to both defoliation by grazing and drought conditions (Fernández Alés *et al.*, 1993), which would further support the aforementioned idea that effects caused by grazing are likely to be minor in poorer, less productive areas. However, it is noteworthy that the most outstanding effect of grazing was observed in a legume, which suggests that the high palatability of *V. peregrina* played a role in this species being preferentially consumed by sheep. In contrast, Noy-Meyr *et al.* (1989) found that palatability was not a major factor in the effects measured in cattle-grazed grasslands, which authors attribute to the poor species selection abilities of this type of livestock when herbage height is below 5 cm.

The data we obtained for all other species was non-conclusive, but it may be worth highlighting the trends observed for the two dominant grasses (Table 3.1). The overall tendency was to have less *A. triuncialis* in Grazed subplots, whereas *B. matritensis* was not particularly affected and even tended to increase its specific contribution. Indeed, *B. matritensis* develops its

armed inflorescence early in the season and is thereafter rejected by livestock. For a more successful control of a similar species (cheatgrass, *B. tectorum*), Mosley & Roselle (2006) indicate that intense grazing needs to be timed adequately at the early boot stage, and must be repeated few weeks later to control regrowth. A similar strategy, with grazing management targeted at the dominant species (*B. matritensis* in our experimental firebreak), may be necessary to attain the greater levels of vegetation control demanded for wildfire prevention.

The overall conclusion drawn from the results on botanical composition and diversity is that they will only slightly be modified by grazing for wildfire prevention in areas comparable to our experimental conditions. However, it must be noted that very heavy grazing intensity was only registered in one of the three experimental years. Even though the effects on botanical composition were equally negligible both in that Year 2 and the following Year 3, longer term effects under prolonged very heavy grazing cannot be discarded. Indeed, it has been suggested that the grazing intensity required to reduce biomass to levels that would strongly influence fire behaviour could compromise sustained livestock production and ecosystems goals in semiarid rangelands in USA (Launchbaugh *et al.*, 2008). Therefore, these authors suggest that such grazing management must be restricted to areas designated as fuelbreaks.

4.2. Fuelbreak grazing: effect on holm oak saplings

Holm oak saplings were 12 years old at the beginning of the experiment, but they were still relatively small, particularly when compared to the Aleppo pines that had been planted together with them. In fact, the difference was approximately ten-fold in height, as most holm oaks were shorter than 0.5 m while some Aleppo pines reached over 5 m. This contrast in growth, which has specifically been studied by Bocio *et al.* (2004) in a nearby plantation, speaks clearly about how limiting this environment is for holm oaks. Nevertheless, being the main species in the climax forest that might eventually grow in the area (Valle, 2003), efforts are frequently made towards its restoration, and the impact of grazing on this process attracts the interest of managers.

The results we obtained in the grazed fuelbreak showed that Non-Browsed holm oaks became progressively larger than Browsed ones in the course of the experiment (Table 3.2). Differences at the end of Year 1 were still little, in accordance with the low grazing intensity estimated in the technical evaluation (mean TAV was 1.33: *light grazing*). In Year 2, the lower rainfall and higher grazing intensity registered (mean TAV was 3.67: *very heavy grazing*) imposed much more restrictive conditions for growth. Indeed, as it also happened in the firebreak, Year 2

showcased the outcome that may be expected after a comparatively less favourable year: the growth of Non-Browsed holm oaks was positive but relatively low, while Browsed saplings grew slightly only in diameter. At the end of this second year, differences between groups had become significant for sapling height, but they were only marginally significant for diameter and volume (Table 3.2). Even if the grazing intensity registered in Year 3 was not particularly high (mean TAV was 1.67: *moderate grazing*), the cumulative effect of browsing the same holm oaks during three years eventually produced clear differences in size between Browsed and Non-Browsed saplings at the end of the experiment.

Had we used livestock with stronger browsing habits than sheep (e.g., goats), the impact on saplings would have probably been greater. In fact, it is well established in the literature that goats control growth of woody plants more effectively than sheep (Étienne *et al.*, 1995; Magadlela *et al.*, 1995; Jauregui *et al.*, 2007). More specifically, it has been observed that holm oaks are more intensely consumed by domestic goats than by sheep, both in natural grazing conditions (Cuartas & García-González, 1992; Bartolomé *et al.*, 2000) and in wildfire prevention programmes (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2011). Therefore, the results here reported should be considered a valid reference for sheep grazing, but greater impacts should be expected if browser-type livestock is used instead.

The grazing season is another factor which can greatly modify impact on saplings (Hester *et al.*, 1996). The fact that fuelbreak grazing took place during the period of the year when more fresh pasture was available probably contributed to reducing the impact of grazing we observed on saplings. In other experiments performed in the same grazing season but in a reforested holm oak *dehesa* in southern Spain, sheep dedicated only 2% of their grazing time to browsing holm oak saplings, both in February (Blázquez *et al.*, 2005) and April (Blázquez *et al.*, 2003). These authors concluded that the abundance of herbage in both periods helped diminish browsing, and warned of greater impacts under different conditions. Nevertheless, controlled grazing can also benefit sapling survival and growth by reducing competition with herbage for soil moisture (McPherson, 1993; Blázquez *et al.*, 2005).

Larger holm oaks were expected to withstand grazing better than those in the Small size class. Indeed, severe damage seemed likely for some of the smaller saplings, as they could lose most of their foliage if livestock cared to browse them. Nevertheless, our results showed that Browsed holm oaks had approximately the same size difference (in percentage) with Non-Browsed saplings in the three size classes at the end of the experiment. Further, statistical significant differences appeared mostly at the same time and yearly growth trends were also

similar in all size classes (Table 3.2). In sum, the hypothesis that size of saplings had a direct relationship with their capacity to withstand grazing is rejected, at least for holm oaks within the size range we studied. Undoubtedly, larger holm oak saplings can escape browsing when crowns become inaccessible for livestock. At this stage, damage to tree bark is the main concern but, otherwise, grazing can even benefit the development of tree-shaped holm oaks by pruning low branches (Blázquez *et al.*, 2005).

The overall conclusion is that sheep grazing for wildfire prevention in fuelbreaks comparable to our experimental conditions will restrict, but not impede, the growth of holm oak saplings. The reduction in size we measured, which reached 47% to 56% in holm oak volume after three years of grazing, may be considered acceptable in view of fuelbreaks' protective function in the forest, but this will ultimately depend on other concurrent management goals (e.g., medium-term restoration of holm oak forest). If it were considered necessary, individual protectors such as those used in this experiment could make livestock grazing compatible with a greater growth rate of saplings.

5. CONCLUSIONS

This experiment provides uncommon data about the effects of targeted sheep grazing on herbage and holm oak saplings in a silvopastoral wildfire prevention system. The experiment was performed in a semiarid Mediterranean environment during three years in which rainfall varied notably. The flock was shepherded by a professional farmer, grazing took place yearly between February and June (i.e., the period of greatest pasture availability), and stocking rate was very regular throughout the experiment.

Under the aforementioned conditions, fuel load control was most successful in the year with lowest herbage production (and lowest rainfall), when grazing reduced herbage biomass to 200 kg DM ha⁻¹. Reductions any further than this value seemed difficult to attain but also unnecessary, as this amount of biomass can only sustain mild wildfires with a low rate of spread. Grazing had a significant and consistent impact on soil cover: on average, grazing increased three-fold the percentage of bare soil and reduced herbage cover by one fourth. In contrast, herbage species composition and diversity hardly differed between grazed and non-grazed areas in any of the years, and most variations were inter-annual, following yearly fluctuations in climatic conditions. As regards the impact on saplings, grazing restricted but did not impede the growth of holm oaks, and this effect was very similar for saplings in the three size classes studied. By the

end of the experiment, the mean volume of browsed holm oaks was 47% to 56% smaller than that of non-browsed ones.

These results constitute a valuable reference for wildfire specialists and forest managers, who will establish the relative importance of the impacts produced by silvopastoral fuelbreak management in view of its wildfire prevention function and impacts linked to other available alternatives for fuelbreak maintenance.

APPENDIX: PLANT CATALOGUE

Table 3.3. Catalogue of plant species in the firebreak, grouped by botanical families. Families are sorted by their overall family contribution (FC) and, within families, species are sorted by their overall specific contribution (SC).

| FC / SC (%) | FAMILY / Species |
|--------------|---|
| 58.85 | POACEAE |
| 31.67 | <i>Bromus matritensis</i> L. |
| 12.17 | <i>Aegilops triuncialis</i> L. |
| 6.63 | <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. |
| 4.02 | <i>Bromus tectorum</i> L. |
| 1.31 | <i>Aegilops geniculata</i> Roth |
| 1.21 | <i>Lolium rigidum</i> Gaudin |
| 0.66 | <i>Avena barbata</i> Link |
| 0.58 | <i>Bromus diandrus</i> Roth |
| 0.40 | <i>Catapodium rigidum</i> (L.) C. E. Hubb. |
| 0.16 | <i>Hordeum murinum</i> L. |
| 0.03 | <i>Vulpia ciliata</i> Dumort. |
| 18.10 | FABACEAE |
| 9.05 | <i>Trigonella polyceratia</i> L. |
| 5.58 | <i>Medicago minima</i> (L.) L. |
| 3.22 | <i>Vicia peregrina</i> L. |
| 0.22 | <i>Astragalus sesameus</i> L. |
| 0.01 | <i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W. D. J. Koch |
| 0.01 | <i>Hippocrepis ciliata</i> Willd. |

| FC / SC (%) | FAMILY / Species |
|--------------|--|
| 11.92 | ASTERACEAE |
| 8.80 | <i>Andryala ragusina</i> L. |
| 1.06 | <i>Crupina crupinastrum</i> (Moris) Vis. |
| 0.86 | <i>Filago pyramidata</i> L. |
| 0.75 | <i>Chondrilla juncea</i> L. |
| 0.18 | <i>Helichrysum italicum</i> (Roth) G. Don |
| 0.09 | <i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers. |
| 0.07 | <i>Xeranthemum inapertum</i> (L.) Mill. |
| 0.03 | <i>Onopordum nervosum</i> Boiss. |
| 0.03 | <i>Leontodon longirrostris</i> (Finch & P. D. Sell) Talavera |
| 0.03 | <i>Scorzonera angustifolia</i> L. |
| 0.01 | <i>Picris hispanica</i> (Willd.) P. D. Sell |
| 6.85 | CARYOPHYLLACEAE |
| 2.76 | <i>Bufonia tenuifolia</i> L. |
| 1.73 | <i>Minuartia campestris</i> L. |
| 0.62 | <i>Silene nocturna</i> L. |
| 0.49 | <i>Silene conica</i> L. |
| 0.30 | <i>Paronichia argentea</i> Lam. |
| 0.28 | <i>Silene tridentata</i> Desf. |
| 0.27 | <i>Velezia rigida</i> L. |
| 0.25 | <i>Petrorhagia dubia</i> (Raf.) G. López & Romo |
| 0.13 | <i>Minuartia hybrida</i> (Vill.) Schischk. |
| 0.03 | <i>Vaccaria hispanica</i> (Mill.) Rauschert |
| 2.16 | PLANTAGINACEAE |
| 2.16 | <i>Plantago albicans</i> L. |
| 0.55 | EUPHORBIACEAE |
| 0.55 | <i>Euphorbia serrata</i> L. |
| 0.41 | BRASSICACEAE |
| 0.22 | <i>Descurainia sophia</i> (L.) Prantl |
| 0.15 | <i>Camelina microcarpa</i> DC. |

| FC / SC (%) | FAMILY / Species |
|--------------------|--|
| 0.01 | <i>Eruca vesicaria</i> (L.) Cav. |
| 0.01 | <i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss. |
| 0.01 | <i>Sisymbrium runcinatum</i> DC. |
| 0.38 | OROBANCHACEAE |
| 0.38 | <i>Bartsia trixago</i> L. |
| 0.32 | PAPAVERACEAE |
| 0.25 | <i>Hypecoum imberbe</i> Sm. |
| 0.04 | <i>Papaver hybridum</i> L. |
| 0.03 | <i>Glaucium corniculatum</i> (L.) Rudolph |
| 0.25 | DIPSACACEAE |
| 0.25 | <i>Lomelosia stellata</i> (L.) Raf. |
| 0.06 | VERONICACEAE |
| 0.06 | <i>Linaria arvensis</i> (L.) Desf. |
| 0.04 | BORAGINACEAE |
| 0.04 | <i>Neatostema apulum</i> (L.) I. M. Johnston |
| 0.03 | LINACEAE |
| 0.03 | <i>Linum strictum</i> L. |
| 0.03 | RESEDACEAE |
| 0.03 | <i>Reseda undata</i> L. |
| 0.03 | RUBIACEAE |
| 0.01 | <i>Crucianella angustifolia</i> L. |
| 0.01 | <i>Galium parisiense</i> L. |
| 0.01 | GERANIACEAE |
| 0.01 | <i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. |
| 100 / 100 | TOTAL: 16 FAMILIES / 57 species |

CAPÍTULO 4. Respuesta a corto y medio plazo de *A triplex halimus* L. al pastoreo estacional repetido en el sudeste español

*Hay un aroma nacido en la grieta de una piedra,
parece que la rompió pa' salir de adentro de ella.*

*Lo miran a la distancia árboles y enredaderas,
diciéndose con rencor: pa' uno sólo, cuánta tierra.*

*Salud, plata y alegría, tuito al aroma le suebra,
a según ven los demás, dende el lugar que lo observan.*

*Pero hay que ir y fijarse cómo lo estruja la piedra,
fijarse que es un martirio la vida que le envidian.*

*Ansina vive el aroma, sin que ninguno lo sepa,
con su poquito de orgullo, porque es justo que lo tenga.*

*Pero con l'alma tan linda, que no le brota una queja,
que no teniendo alegría, se hace flores de sus penas.*

Eso habrían de envidiarle los otros, si lo supieran.

ATAHUALPA YUPANQUI

El aroma

RESUMEN DEL CAPÍTULO

El salado blanco (*Atriplex halimus*) es un valioso arbusto forrajero mediterráneo que puede vivir en condiciones de clima árido y suelos pobres. El salado blanco es una especie más palatable que otros arbustos de su familia (*Chenopodiaceae*), y produce abundante forraje de manera regular. Debido a estas características, ha sido empleado frecuentemente en el Mediterráneo para restauración de zonas degradadas y como banco de forraje para los períodos de escasez de otros pastos. Dada la alta concentración de sales que presenta en las hojas, lo que eleva su contenido en humedad, el salado blanco resulta poco inflamable y se comporta como retardante del fuego. Por tanto, podría emplearse con fines de prevención de incendios, particularmente en áreas pasto-cortafuegos, donde además sería un recurso forrajero para el ganado. En efecto, la presencia de salado blanco no incrementaría el riesgo de incendios y permitiría mantener cargas ganaderas más altas, lo que redundaría en una mayor reducción de la carga de combustibles.

A pesar de ser una especie muy estudiada, apenas existen investigaciones sobre la evolución del salado blanco cuando es sometido a sucesivos pastoreos durante varios años. Ante ello, realizamos un experimento en el sudeste de España con el objetivo de analizar la influencia del pastoreo estacional (de invierno y primavera), con ganado ovino y repetido durante tres años, sobre plantas jóvenes de salado blanco. El crecimiento de los arbustos, la producción de forraje y leño, la compacidad de los arbustos y el contenido en humedad de los brotes fueron los principales parámetros examinados. Los análisis se centraron en comparar las plantas ramoneadas con aquellas no expuestas al pastoreo. Adicionalmente, se estudió la influencia en estos parámetros de otros dos factores experimentales: la ubicación de los arbustos, comparando dos terrenos de distintas características, y la utilización de protectores individuales para reducir el impacto del pastoreo sobre los arbustos.

El experimento se desarrolló entre 2006 y 2009 en la finca Cortijo Conejo y Albarrán descrita anteriormente. Los plantas de *A. halimus* procedían de dos plantaciones realizadas en marzo de 2003, a marco de 2 x 4 m, en dos ubicaciones muy próximas: 1) un llano de fondo de rambla, y 2) una ladera de escasa pendiente (<10%), en la que el suelo era más somero y la disponibilidad de agua menor. De acuerdo con el diseño experimental, la mitad de los 72 arbustos experimentales de cada ubicación fueron pastoreados puntual e intensamente (Fotografía 10) en mayo de 2006, febrero de 2007, mayo de 2007, febrero de 2008 y mayo de 2008. Asimismo, la mitad de los arbustos de cada grupo tenía un protector individual de 40 cm de alto y 12 cm de diámetro. El efecto de este protector resultó, en todo caso, insignificante,

pues los arbustos alcanzaron muy pronto dimensiones superiores a estas. Por tanto, los resultados se presentan obviando este factor, de acuerdo con un diseño bifactorial (pastoreo y ubicación, 2x2) y 36 arbustos en cada uno de los grupos experimentales.



Fotografía 10. Ovejas consumiendo un ejemplar de salado blanco en febrero de 2007

Se realizaron mediciones periódicas del tamaño (altura y diámetros cruzados) de todos los arbustos, tanto para evaluar su capacidad de rebrote tras el pastoreo (corto plazo), como para seguir su evolución interanual (medio plazo). Se efectuaron dos muestreos de 60 brotes jóvenes en dos veranos consecutivos, y se determinó su contenido en humedad mediante secado y pesaje en laboratorio. Al finalizar los tres años del experimento, se aplicaron procedimientos destructivos sobre 60 arbustos de diversos tamaños para determinar su biomasa forrajera y leñosa, empleándose los 3 mm de diámetro como umbral para separar ambas componentes. A partir de estos datos se calcularon ecuaciones de regresión entre la biomasa y el volumen de los arbustos, que se supuso igual al de un cilindro elíptico de la misma altura y sección. Además, se analizó la compacidad y proporción de forraje que presentaban las plantas.

El volumen de los arbustos fluctuó a lo largo del año debido a su fenología de floración (estival) y a la aplicación de los tratamientos de pastoreo (Fig. 4.1). En los años en que se aplicó un doble pastoreo (2007 y 2008), el segundo pastoreo (en mayo) se produjo antes de la recuperación completa de los arbustos y redujo su volumen aún más que el primer pastoreo (en febrero). En todas las ocasiones, sin embargo, el crecimiento relativo en volumen observado entre pastoreos fue significativamente mayor en los arbustos ramoneados que en los no ramoneados (Tabla 4.2), lo que indica que el salado blanco presenta una excelente capacidad de recuperación tras el pastoreo.

De acuerdo con las mediciones de febrero de los sucesivos años (Tabla 4.3), las dimensiones de los arbustos de todos los grupos crecieron a lo largo del experimento. La principal excepción a esta tendencia la constituyó la altura, que nunca se incrementó entre los arbustos ramoneados, e incluso se redujo entre 2008 y 2009 en aquellos del llano. Precisamente, fue en este período y grupo la única ocasión en que no se registró crecimiento en volumen. Al comparar los distintos grupos experimentales, se observó que el efecto del tratamiento de pastoreo sobre las dimensiones de los arbustos había sido de una magnitud muy distinta en cada ubicación: en la ladera, las pequeñas diferencias debidas a este factor sólo alcanzaron la significación estadística para el volumen en 2009, mientras que en el llano, las diferencias fueron muy notables ya desde el primer año.

Se podría inferir, por tanto, que el pastoreo genera efectos mucho más acentuados en períodos más breves de tiempo al aplicarse sobre arbustos situados en terrenos con mejores condiciones para el crecimiento. Aparentemente, las limitaciones asociadas a la ubicación de ladera resultaron mucho más restrictivas para el desarrollo de los arbustos que el propio pastoreo. Al término del experimento, los arbustos no ramoneados de la ladera promediaban el mismo volumen que los ramoneados del llano. Este hecho demuestra la capacidad del pastoreo repetido para controlar el crecimiento arbustivo, ya que los tres años de pastoreo estacional habían compensado completamente las condiciones más favorables asociadas al llano.

El volumen de los arbustos fue la variable morfológica que ofreció los mejores ajustes en las ecuaciones de regresión con la biomasa. Los ajustes mejoraron aún más al subdividir los arbustos procesados y calcular las regresiones para los ramoneados y no ramoneados separadamente. Otras subdivisiones, como la ubicación (ladera y llano) o el tamaño de los arbustos (mayor y menor volumen), produjeron peores ajustes (Tabla 4.4). Esto indica que el tratamiento de pastoreo condicionó muy notablemente la forma de los arbustos, así como su producción de forraje y leño. Al comparar las regresiones obtenidas (Fig. 4.2), se apreció que las

predicciones de biomasa (forrajera, leñosa o total) de los arbustos ramoneados eran muy superiores a las de arbustos no ramoneados del mismo tamaño. De hecho, la compacidad, calculada como el ratio entre biomasa total y volumen, fue notablemente superior entre los arbustos ramoneados (2,20 vs. 1,24 g dm⁻³, $P < 0,001$).

De acuerdo con los resultados anteriores, la mayor compacidad de las plantas sometidas a pastoreo fue tomada en consideración para interpretar la producción de forraje y biomasa total de los arbustos. Así, se estimó que el grupo de arbustos ramoneados de la ladera, de un volumen poco inferior a los no ramoneados, tendían a contener una mayor biomasa que estos. De igual modo, las diferencias en biomasa entre los dos grupos de arbustos del llano resultaron ser muy inferiores a lo esperable por sus grandes diferencias en volumen (Tabla 4.5). Este análisis reveló que el pastoreo no había reducido de forma clara la acumulación de biomasa en las plantas, a pesar de que hubiera reducido su volumen. Asimismo, la producción de forraje no se vio afectada de forma notable por el pastoreo, dado que sólo fue inferior entre los arbustos ramoneados del llano en 2009.

En el conjunto de los grupos experimentales, la biomasa por unidad de superficie varió entre 386 y 739 kg MS de forraje por hectárea, y entre 925 y 2.231 kg MS total por hectárea. Estos valores son claramente inferiores a los recogidos en otros estudios realizados con variedades mejoradas de *A. halimus* y/o en terrenos de centros de investigación agronómica, que superan los 2.000 kg MS de forraje por hectárea. Nuestros resultados, obtenidos empleando una variedad local no mejorada y sobre terrenos agrícolas marginales, ofrecen una estimación más moderada de la capacidad productiva del salado blanco.

Con respecto a la proporción de forraje que contenían los arbustos, un primer análisis (ver Fig. 4.3) indicó que esta característica no se había visto afectada por el tratamiento de pastoreo, mientras que el factor de ubicación había producido grandes diferencias (50,5% en la ladera vs. 34,4% en el llano, $P < 0,001$). Seguidamente, y dado que las plantas de mayor tamaño tenían una menor proporción de forraje, se efectuó un análisis de la covarianza con el volumen como variable cuantitativa. Al corregir el efecto del tamaño, se observó que el pastoreo había reducido significativamente la proporción de forraje en los arbustos. En suma, se concluye que el pastoreo ejerció dos efectos que se anularon mutuamente: por una parte, el consumo repetido del forraje disminuyó su proporción en la planta y, por otro lado, el pastoreo redujo el tamaño del arbusto, lo que incrementaba esta proporción.

Por último, el contenido en humedad de los brotes en verano se vio afectado, principalmente, por la aplicación del tratamiento de pastoreo. En efecto, aquellos arbustos que

habían tenido que rebrotar tras perder la mayoría de sus tejidos fotosintéticos, presentaron un contenido en humedad superior a los no ramoneados (62,5% vs. 56,0%, $P < 0,001$). Este retraso fenológico podría beneficiar tanto al ganado, al disponer de un mayor recurso hídrico en el verano, como a la prevención de incendios, dado que la inflamabilidad de las plantas se reduce cuando aumenta su contenido en humedad.

En suma, los resultados obtenidos en este experimento indican que el salado blanco responde muy positivamente al pastoreo estacional, incluso cuando se repite en tres años sucesivos. Por tanto, se recomienda su uso como recurso forrajero en ambientes mediterráneos áridos e, incluso, en áreas pasto-cortafuegos con fines de prevención de incendios.

Short- and medium-term response of *Atriplex halimus* L. to repeated seasonal grazing in south-eastern Spain

ABSTRACT

Atriplex halimus L. is a valuable fodder shrub that has been widely used in arid Mediterranean regions. However, its response to several cumulative years of grazing management remains uncertain. Accordingly, we conducted a three-year experiment in south-eastern Spain to analyze the influence of repeated seasonal (winter-spring) sheep browsing on young *A. halimus* plants. Shrub growth, fodder and wood production, plant compactness and shoot moisture content were assessed through regular monitoring of the size of shrubs, sampling of summer shoots, and destructive procedures at the end of the experiment. Shrubs were on two closely located sites but where soil quality and water availability were different. At the better location, browsed shrubs grew less and were significantly smaller ($P < 0.001$) than the non-browsed saltbushes. In contrast, differences between groups were minimal where the growth conditions were poorer. In all cases, shrubs resprouted vigorously and maintained fodder production throughout the experiment. Browsing affected shrub structure, resulting in smaller but more compact plants (2.20 vs. 1.24 g dm⁻³, $P < 0.001$), but their proportion of fodder remained similar. The spring grazing increased shrub-shoot moisture content in the summer (62.5% vs. 56.0%, $P < 0.001$). Overall, this species responded very positively to repeated seasonal grazing.

1. INTRODUCTION

The Mediterranean saltbush (*Atriplex halimus* L.) is a C₄ species that can grow in arid continental climates and sandy or salty soil conditions. Its leaves have crude protein contents of 15 to 20% and are highly digestible (Andueza *et al.*, 2005; Larbi *et al.*, 2009). However, the nitrogen balance for livestock feeding on *A. halimus* may be negative (Muñoz *et al.*, 1996), particularly when no supplementation is provided (Ben Salem *et al.*, 2005). Compared to other *Chenopodiaceae* shrubs, *A. halimus* is one of the most palatable and consumed species (Otal *et al.*, 1991), and it produces fodder more regularly (Rahmoune *et al.*, 2004). In several experiments, the Mediterranean saltbush has been the most successful shrub species in terms of establishment and productivity (Delgado, 1992; Otal *et al.*, 1995; Larbi *et al.*, 2009).

Due to these features, *A. halimus* offers an outstanding potential in dryland agroforestry (Larbi *et al.*, 2009). It has frequently been used in arid Mediterranean areas for restoration of degraded rangelands (Le Houérou, 1992), where it can become a valuable fodder bank for winter and summer, the periods with lower grass production (Le Houérou, 2006; Papanastasis *et al.*, 2008). Several studies of this management strategy have demonstrated that a diet based on *A. halimus* fodder can meet the nutritional requirements of non-productive animals (Valderrábano *et al.*, 1996; Correal & Sotomayor, 1999).

The Mediterranean saltbush may also be used for wildfire prevention purposes (Vélez, 2009). The high salt concentration found in its leaves (Mozafar & Goodin, 1970) increases their moisture content, which makes this species behave as a fire retardant in the event of wildfire (Ching & Stewart, 1962; Montgomery & Cheo, 1969). Compared to other species, *A. halimus* has very low heat content and flammability (Hernando *et al.*, 2004). From a wildfire prevention perspective, it may be particularly appropriate to introduce this species in grazed firebreaks. The presence of this attractive fodder saltbush could boost stocking rates and, indirectly, the consumption of the surrounding vegetation, thereby helping reduce fuel loads without intrinsically adding to the fire risk.

Unlike other saltbushes (*Atriplex* spp.) that have been characterized as sensitive to grazing (Le Houérou, 1992), *A. halimus* has shown a good response after being browsed by livestock in several studies. Valderrábano *et al.* (1996), for instance, found that *A. halimus* plants had completely recovered their volume one year after being subjected to high grazing pressure in the autumn. In another short-term experiment, Luna *et al.* (1994) also concluded that this species had good levels of growth and response to browsing. Other authors also applied occasional grazing

to assess the preference for and consumption of saltbushes by livestock, as well as the subsequent regrowth of the shrubs (Otal *et al.*, 1991; Jones & Arous, 2000), but no detailed information is available, to our knowledge, regarding the evolution of *A. halimus* shrubs under several years of grazing management.

Therefore, questions such as whether repeatedly browsed *A. halimus* shrubs keep resprouting vigorously, maintain their fodder production, or tend to lignify, have remained unanswered. This paper reports on a three-year experiment whose main objective was to narrow this gap of knowledge on the short- and medium-term response of the Mediterranean saltbush to repeated grazing. The experiment was conducted in south-eastern Spain, on a young *A. halimus* plantation that was subjected to intense grazing in successive winters and springs. Shrub growth, fodder and wood production, plant compactness and shoot moisture content were the main parameters examined in both browsed and non-browsed plants. Moreover, the influence exerted on those parameters by two concurrent secondary factors (namely plantation location and individual plant protection) was also assessed to help understand how to most successfully use this multipurpose species in arid environments.

Our hypothesis was that the repeated seasonal grazing applied would constrain shrub growth and reduce biomass accumulation. Browsed plants were anticipated to become more compact, remain less lignified and maintain an acceptable level of fodder production. Spring grazing was also expected to increase the shoot moisture content of plants in the summer. Regarding the concurrent experimental factors, it was hypothesized that saltbushes on the better location would grow more and respond better to grazing than those sited on the less favorable terrain. The protection of the central stem of the saltbushes was expected to reduce plant consumption and improve their response to grazing.

2. MATERIAL AND METHODS

The experiment was performed at the *Cortijo Conejo y Albarrán* estate (37°26'N, 3°06'W) in Guadix (south-eastern Spain) at 970 m a.s.l. The area has a Mesomediterranean semiarid climate (Rivas-Martínez, 1987), with temperatures varying from -5°C to 36°C every year (average 13.3°C), and extremes of -19°C and 40°C recorded since 1995 at an adjacent meteorological station. The mean precipitation is 302 mm yr⁻¹, with recorded extremes of 488 and 168 mm yr⁻¹, and a marked summer drought. Annual rainfall during the three experimental years ranged between 296 and 305 mm. Experimental plots were situated in a dry stream valley, on farmland

abandoned in 1993. Soils were poor in organic matter and basic (pH= 8), with a sandy loam texture and low water retention capacity (Ripoll, 2004). The climax vegetation for this land is a mixed *Pinus halepensis* Mill. and *Quercus coccifera* L. forest (Valle, 2003).

In March 2003, three years before the start of the grazing experiment, two lots of one hundred *Atriplex halimus* shrubs had been planted following a 2 x 4 m pattern (1250 plants ha⁻¹) at two closely located sites in the dry stream valley: a gentle (< 10%) north-facing slope (hereafter, slope) and the flood plain (hereafter, plain). The latter provided deeper soil and greater water availability. Saltbush seedlings had been produced in a nursery, using seeds collected near the study area from non-cultivated *A. halimus* populations. Saltbushes were one year old at plantation, and their central stems were individually shielded with 40-cm-high and 12-cm-wide tubular wire protectors. The survival rates on the slope and the plain were 76% and 78% respectively by February 2006 (Ruiz-Mirazo & Robles, 2010), when the shrubs were considered to be fully established and ready for the start of this experiment, which lasted until February 2009.

In each of the two locations, 72 shrubs were split into four groups of 18 individuals in such a way that the mean shrub volume was equal across the groups. Two of the four groups were excluded from the grazing treatment with a 1-m-high mesh wire fence. These groups of plants were adjacent to facilitate experimental procedures. One of the excluded and one of the browsed groups were randomly selected to keep their individual protectors, while the other two had them removed. Therefore, this factorial (2x2x2) experimental design resulted in 8 groups of 18 saltbushes, each group with a unique combination of location (plain or slope), grazing (browsed or non-browsed) and individual protection (protected or unprotected). Nevertheless, field observations and the analysis of the data revealed that individual protection had an almost null effect on shrub development throughout the experiment. In order to focus the analysis and avoid confusing the reader, most of the results here presented discuss the location and grazing factors only. This approach would correspond to a factorial (2x2) design, with each of the four experimental groups comprising 36 shrubs.

The grazing treatment was applied in three consecutive years using the same flock, which was composed of 500 sheep (*Segureña* breed, live weight: 45-50 kg) and 30 goats (mixed breed). The animals were already used to eating *A. halimus*, as this species is naturally present in local rangelands. In 2006, saltbushes were browsed for two hours on one occasion (May), when the flock had just been let out of their night pen. In 2007 and 2008, saltbushes were browsed around midday for the same duration on two occasions (February and May). At the time of the grazing treatments, the animals were not receiving any supplement (i.e., they were feeding on pasture

only) and had been treated against internal parasites. Drinking water was available at a distance of 200 m from the saltbush plantation. The grazing was very intense and on all occasions most of the fodder was consumed. Outside the aforementioned periods, the saltbushes could have been browsed by wild animals or free ranging livestock, but no signs of this were observed.

The statistical analysis was performed using the SPSS 17.0 (IBM-SPSS Inc., Chicago, IL, USA) and R 2.9.1 (R Development Core Team, 2009) statistical packages. Unless otherwise stated, unpaired two-sample Student's *t*-tests were applied when the effect of the grazing treatment on the parameters was analyzed separately; when jointly with the location factor, two-way ANOVAs were used. When the assumptions for these tests were not met, Welch's *t*-test and a robust generalization of Welch's test (using the 0.1-trimmed means) were applied instead. In most cases, normality of the distribution of the mean was ensured by the large number of samples per group. Otherwise, this assumption was checked using the Shapiro-Wilk test. Homoscedasticity was assessed using Bartlett's test. A 95% confidence level was used to establish statistically significant differences. The precision in the estimation of mean values is indicated with \pm the standard error of the mean (SEM).

2.1. Shrub growth

Atriplex halimus shrub growth was monitored through regular measurements, to the nearest centimeter, of their maximum height (H, to their highest living leaf) and two cross widths. Shrub diameter (D) was calculated as the geometric mean of the widths. These parameters were used to estimate the volume of shrubs (dm^3), which was assumed to approximate to an elliptical cylinder ($\pi D^2 H/4$). Measurements were made both before and after the application of the grazing treatment (when applicable) in February, May and July/August of the years 2006, 2007 and 2008, as well as a final one in February 2009. After grazing, the dimensions of the browsed saltbushes included many severely defoliated branches, which formed the structure that would later resprout. Within this structure, a central core of denser foliage usually remained. This core was also measured immediately after the first two grazing applications, in May 2006 and February 2007.

The effect of individual protectors on reducing browsing damage to saltbushes was assessed in terms of the percentages of shrub height, diameter and volume occupied by the central core of foliage left after grazing. These percentages were calculated for each browsed saltbush ($n=72$) and the mean values of the individually protected and unprotected groups were compared using *t*-tests.

Atriplex halimus has a characteristic summer flowering cycle, which includes the development of leafy terminal shoots that bear fruit in autumn and die back through the winter. This made shrub size (height, particularly) fluctuate strongly during the year. Therefore, medium-term growth analysis was based on the most stable end-of-winter (February) measurements. Data on shrub dimensions in the course of the year were used to quantify the effect of the experimental factors on the short-term response of saltbushes to grazing.

2.1.1. Short-term evolution

An exploratory graphical analysis of the intra-annual evolution of saltbush volume was performed to observe the influence of the experimental factors (grazing and location) on the plants. Post-grazing resprouting capacity was then analyzed in greater depth, studying the relative growth in volume of shrubs between the following pairs of dates: February 2007 to May 2007, May 2007 to February 2008, February 2008 to May 2008 and May 2008 to February 2009. In each of the four periods, the initial volume was measured after saltbushes were browsed, while the measurement of the final volume was carried out several months later, just before the following grazing application. The relative growth in volume was calculated as the ratio of the final to the initial volume measurements and was compared across groups. This analysis was applied to the second and third experimental years, as they followed the same double (February and May) grazing schedule.

2.1.2. Medium-term evolution

Saltbushes from the plain were larger than those from the slope from the start of the experiment, so the shrub-size datasets from each location were analyzed separately. Statistical tests were applied to assess the effect of the grazing treatment on the height, diameter and volume of saltbushes, as measured in February of each experimental year. Inter-annual growth within each group was assessed with paired *t*-tests applied to consecutive measurements of saltbush height, diameter and volume. This process determined whether each shrub dimension was significantly larger or smaller than the observation made the year before.

2.2. Shrub structure

2.2.1. Development of regression equations

Medium-term effects of prolonged grazing on fodder and wood biomass distribution, as well as on plant compactness, were studied through a destructive procedure applied to 60 of the

experimental saltbushes in March 2009, three years after the beginning of the trial. After the February 2009 measurements, 15 shrubs from each of the four (2x2) location-grazing factor combinations were selected using a volume-stratified random procedure. This ensured that a representative sample of each group was taken.

Each of the 60 plants was cut at ground level and its above-ground biomass separated into two types: fodder, consisting of leaves and thin stems; and wood, comprising all biomass with a diameter of more than 3 mm. This threshold was based on the results obtained by Valderrábano *et al.* (1996), who established that sheep browsed on *A. halimus* up to 3-mm-wide shoots. The fresh weight of each of these fractions was measured, to the nearest 5 g, using field scales. One homogeneous subsample of fodder and one of wood were collected for every three shrubs processed. These 40 subsamples were weighed fresh and later fully oven-dried (60°C) before being weighed again using higher precision laboratory scales. The ratios between dry and fresh weights of the subsamples were averaged for each biomass type, location and grazing treatment, and then used as conversion coefficients. This procedure enabled the fodder, wood, and total (fodder + wood) above ground dry matter (DM) to be calculated for the 60 saltbushes whose height and diameter had previously been measured.

These data were used to elaborate a number of linear regression equations that were used to assess which factors were affecting the structure of shrubs, and in which way. The first linear regression equations were built using all saltbushes in order to select the morphometric variable which produced the highest coefficient of determination (R^2) values in the fodder, wood and total above-ground DM predictions. The independent variables compared were shrub height (H), diameter (D), side surface (πDH) and volume ($\pi D^2 H/4$). For the latter two variables, saltbushes were assumed to approximate to the shape of a cylinder. Due to a strong asymmetry towards the right, the dependent and independent variables were log transformed. These transformations normalized the distribution of the residuals and validated the tests on which the regressions relied.

Once the independent variable that best predicted biomass had been selected, further biomass regression equations were built using different subsets of saltbushes. The 60-shrub dataset was halved according to three different criteria: location (slope/plain), grazing treatment (browsed/non-browsed) and shrub volume (large/small). These divisions produced three pairs of 2 x 30 individuals each, and their regressions were cross-compared to detect the best fits. This indicated which of the three dividing criteria grouped saltbushes best in regard to their similarities in their DM-volume relationships.

2.2.2. Plant compactness, biomass and fodder production

The regressions obtained using the grazing treatment subsets were compared graphically to explore the effect of browsing on fodder, wood and total DM of shrubs across the volume range of the saltbushes. This visual assessment also indicated how prolonged grazing was affecting plant compactness. In addition, this characteristic was studied by calculating the total dry matter to volume ratio (g dm^{-3}) of the 60 saltbushes processed. Differences in this parameter between the browsed and non-browsed groups were then statistically tested.

The regressions of the grazing treatment subsets were also used to estimate the fodder DM and total DM of all saltbushes ($n= 144$) in February 2008 and 2009. Due to the aforementioned differences in shrub volume between the slope and the plain, differences in plant DM between the browsed and non-browsed saltbushes were analyzed for each location (and year) separately. Additionally, plant DM values were transformed into production per unit area of land by taking into account the saltbush planting density.

The percentage of fodder (the amount of fodder DM compared to the total above ground DM of shrubs) was calculated for each of the 60 plants processed. An exploratory graphical analysis was performed to observe the effect of grazing treatment, location and shrub volume on the distribution of this variable. Then, the percentage of fodder was log-transformed to meet the conditions for the two-way ANOVA. To improve the analysis, we performed an ANCOVA that incorporated the logarithm of shrub volume as a quantitative covariate. In order to validate the procedure, we specifically tested for the equality in the slopes of the regressions between the percentage of fodder and the quantitative covariate for each factor level. This condition was not met for a two-way ANCOVA, due to the lack of correlation between the proportion of fodder and the volume of saltbushes from the plain. Therefore, the location factor was left aside and a one-way ANCOVA was run with grazing as the only experimental factor. For this latter analysis, log-transformation of the percentage of fodder was unnecessary.

2.3. Shoot moisture content

In the mid-summer measurements, browsed plants were visually observed to have younger shoots and a later blossom than the non-browsed saltbushes. This delayed phenology could be expected to be affecting shoot moisture content in the summer. This was assessed by sampling a young shoot from 15 different plants in each of the four location-grazing treatment combinations. The sampling took place between 10 and 11 a.m. and was repeated in two consecutive years, on

31st July 2006 and 3rd August 2007. Immediately after being cut, each of the samples was weighed fresh to the nearest 0.1 g using a field dynamometer. Later, they were oven-dried to constant weight at 60°C and their dry matter content determined using higher precision laboratory scales.

Shoot moisture content was defined as the percentage of moisture found in a fresh shoot. This was calculated as the difference between the fresh and the dry weights, divided by the fresh weight of the sample. The shoot moisture content observations of each year (n= 60) were analyzed separately.

3. RESULTS

3.1. Shrub growth

After three years of grazing management, all 144 saltbushes in the experiment were alive. Comparing the final (February 2009) and initial (February 2006) measurements, 63 plants had a smaller height, of which 45 had been browsed. The maximum reduction in height for an individual shrub reached 51%. None of the saltbushes had a shorter diameter, but four had a smaller volume. Among these, three had been browsed and lacked an individual protector, while the fourth had not been browsed. The maximum fall in volume for an individual saltbush was by 20% of its original size.

Overall, the individual protection of shrubs had an irrelevant effect on saltbush development. Some short-lived protective effect was observed, but only in the first grazing treatment application (May 2006). Indeed, in February 2007, the percentages of shrub dimensions occupied by the core of foliage left after grazing were similar in the protected and unprotected saltbushes (Table 4.1). The protectors remained ineffective during the rest of the experiment, as most saltbushes largely exceeded their size.

3.1.1. *Short-term evolution*

The volume of saltbushes fluctuated intra-annually, in accordance with their phenology and the grazing treatment applications (Fig. 4.1). Both the peak in volume registered in summer and the loss of volume detected in the following February measurement were more extreme among non-browsed shrubs. In the years 2007 and 2008, the grazing treatment applied in May reduced the volume of browsed saltbushes further than the previous February grazing.

Table 4.1. Percentages (Mean ± SEM) of shrub dimensions occupied by the core of foliage left after grazing in May 2006 and February 2007, grouped according to the individual protection experimental factor.

| | MAY 2006 | | | FEBRUARY 2007 | | |
|--------------------------|---|---|---|---|--|---|
| | Height | Diameter ^a | Volume ^a | Height | Diameter | Volume |
| Protected | 72.7 ± 3.33 | 59.0 ± 4.58 | 36.6 ± 6.38 | 66.2 ± 2.89 | 54.8 ± 2.61 | 23.1 ± 3.15 |
| Unprotected | 62.7 ± 3.06 | 43.9 ± 2.64 | 15.6 ± 2.95 | 61.7 ± 2.33 | 55.8 ± 2.49 | 22.0 ± 2.98 |
| <i>Two-sample t-test</i> | <i>t</i> ₇₀ = 2.22 <i>P</i> = 0.030 | <i>t</i> ₅₆ = 2.86 <i>P</i> = 0.006 | <i>t</i> ₄₉ = 2.99 <i>P</i> = 0.004 | <i>t</i> ₇₀ = 1.21 <i>P</i> = 0.230 | <i>t</i> ₇₀ = -0.28 <i>P</i> = 0.781 | <i>t</i> ₇₀ = 0.26 <i>P</i> = 0.797 |

Note: Statistically significant differences (*P*< 0.05) are highlighted in **bold**.

^a Unequal variance was detected in this parameter and so Welch's *t*-test was applied.

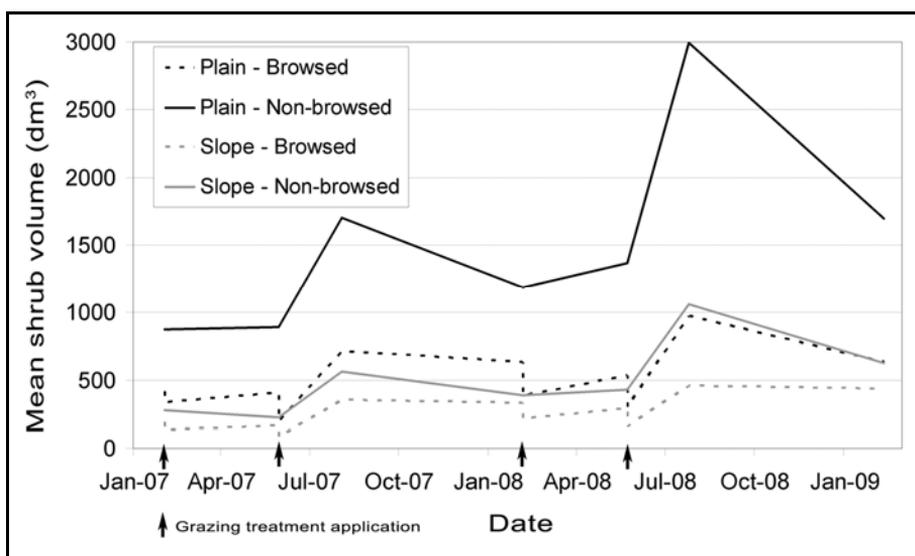


Fig. 4.1. Evolution of mean shrub volume (dm³) for the different experimental groups between February 2007 and February 2009.

Browsed shrubs had significantly larger mean relative growth in volume than those in the non-browsed groups in the four intra-annual periods analyzed (Table 4.2). Location was found to be a significant factor only in the two May to February periods, when shrubs from the slope produced greater relative growth in volume. The grazing and location factors interacted significantly, as a consequence of the greater effect of grazing in increasing relative growth of the saltbushes on the slope.

Table 4.2. Relative growth in volume in the various periods (95% confidence interval for the 0.1-trimmed means), grouped according to the location and grazing factors.

| | Slope Browsed | Slope Non-browsed | Plain Browsed | Plain Non-browsed | <i>Location factor</i> ¹ | <i>Grazing factor</i> ¹ | <i>Interaction</i> ¹ |
|-----------------|------------------|----------------------|------------------|----------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|
| Feb07- May07 | 1.06 – 1.86 | 0.78 – 0.92 | 1.08 – 1.39 | 0.94 – 1.16 | <i>F= 0.01</i> <i>P= 0.905</i> | <i>F= 14.05</i> <i>P< 0.001</i> | <i>F= 9.60</i> <i>P= 0.004</i> |
| May07- Feb08 | 4.48 – 6.99 | 1.71 – 2.22 | 2.95 – 3.95 | 1.29 – 1.57 | <i>F= 18.81</i> <i>P< 0.001</i> | <i>F= 79.16</i> <i>P< 0.001</i> | <i>F= 7.65</i> <i>P= 0.009</i> |
| Feb08- May08 | 1.43 – 1.97 | 1.00 – 1.21 | 1.38 – 1.74 | 1.03 – 1.29 | <i>F= 0.23</i> <i>P= 0.634</i> | <i>F= 33.28</i> <i>P< 0.001</i> | <i>F= 3.62</i> <i>P= 0.062</i> |
| May08- Feb09 | 3.05 – 9.10 | 1.43 – 1.83 | 1.99 – 2.73 | 1.16 – 1.42 | <i>F= 7.94</i> <i>P= 0.008</i> | <i>F= 14.74</i> <i>P< 0.001</i> | <i>F= 6.83</i> <i>P= 0.014</i> |

¹ Statistical values obtained using a robust generalization of Welch's test. Significant differences ($P < 0.05$) are highlighted in **bold**.

3.1.2. Medium-term evolution

Positive inter-annual growth was registered in all groups and in most measurements (Table 4.3). Shrub height was the main exception to this tendency, as it never increased in the browsed groups, and it even decreased between 2008 and 2009 among the browsed saltbushes of the plain. In this period and group, no growth in volume was observed either.

The grazing treatment affected saltbush dimensions differently in each location (Table 4.3). On the slope, differences due to this factor were not found to be significant across all years and variables, except for the 2009 volume measurement ($P = 0.047$). In addition, the differences in the 2007 diameter were close to being statistically significant ($P = 0.055$). In contrast, on the plain, the non-browsed saltbushes were statistically larger than the browsed ones from 2007 onwards.

Table 4.3. *Atriplex halimus* shrub height (H, cm), diameter (D, cm) and volume (V, dm³) (Mean ± SEM) through the course of the experiment.

| | SLOPE | | | PLAIN | | |
|------------------------------|-------------------|-------------------|---|-------------------|---------------------|--|
| | Browsed | Non-browsed | <i>t</i> -test ^c | Browsed | Non-browsed | <i>t</i> -test ^c |
| <i>Feb 2006</i> ^a | | | | | | |
| H (cm) | 66 ± 4.0 | 64 ± 4.8 | <i>t</i> ₇₀ = 0.37 <i>P</i> = 0.710 | 82 ± 3.3 | 84 ± 3.0 | <i>t</i> ₇₀ = -0.40 <i>P</i> =0.688 |
| D (cm) | 45 ± 3.6 | 42 ± 4.3 | <i>t</i> ₇₀ = 0.53 <i>P</i> = 0.601 | 60 ± 4.1 | 60 ± 4.3 | <i>t</i> ₇₀ = 0.05 <i>P</i> =0.958 |
| V (dm ³) | 161 ± 33.3 | 162 ± 35.5 | <i>t</i> ₇₀ = -0.02 <i>P</i> = 0.984 | 314 ± 49.6 | 314 ± 48.3 | <i>t</i> ₇₀ = 0.003 <i>P</i> =0.997 |
| <i>Feb 2007</i> | | | | | | |
| H (cm) | 62 ± 3.0 (=) | 62 ± 3.1 (=) | <i>t</i> ₇₀ = 0.12 <i>P</i> = 0.902 | 79 ± 3.1 (=) | 90 ± 3.1 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -2.50 <i>P</i> = 0.015 |
| D (cm) | 54 ± 3.5 (+) | 65 ± 4.4 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -1.95 <i>P</i> = 0.055 | 74 ± 4.2 (+) | 103 ± 5.0 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -4.47 <i>P</i> < 0.001 |
| V (dm ³) | 191 ± 31.1 (=) | 278 ± 45.4 (+) | <i>t</i> ₆₂ = -1.60 ^b <i>P</i> = 0.116 | 416 ± 60.9 (+) | 876 ± 104.6 (+) | <i>t</i> ₅₆ = -3.80 ^b <i>P</i> < 0.001 |
| <i>Feb 2008</i> | | | | | | |
| H (cm) | 61 ± 3.2 (=) | 66 ± 3.0 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -1.07 <i>P</i> = 0.290 | 80 ± 3.5 (=) | 99 ± 2.6 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -4.26 <i>P</i> < 0.001 |
| D (cm) | 73 ± 4.4 (+) | 77 ± 4.5 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -0.62 <i>P</i> = 0.538 | 94 ± 4.1 (+) | 117 ± 4.6 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -3.83 <i>P</i> < 0.001 |
| V (dm ³) | 329 ± 48.1 (+) | 386 ± 47.5 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -0.85 <i>P</i> = 0.398 | 633 ± 68.9 (+) | 1189 ± 132.6 (+) | <i>t</i> ₅₃ = -3.72 ^b <i>P</i> < 0.001 |
| <i>Feb 2009</i> | | | | | | |
| H (cm) | 63 ± 2.8 (=) | 70 ± 3.5 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -1.61 <i>P</i> = 0.112 | 73 ± 3.3 (-) | 105 ± 3.5 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -6.61 <i>P</i> < 0.001 |
| D (cm) | 87 ± 4.0 (+) | 96 ± 5.2 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -1.47 <i>P</i> = 0.146 | 98 ± 4.1 (+) | 136 ± 5.0 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -5.78 <i>P</i> < 0.001 |
| V (dm ³) | 436 ± 56.3 (+) | 628 ± 76.5 (+) | <i>t</i> ₇₀ = -2.02 <i>P</i> = 0.047 | 629 ± 66.4 (=) | 1696 ± 175.7 (+) | <i>t</i> ₄₅ = -5.68 ^b <i>P</i> < 0.001 |

Note: Signs in parenthesis within each column indicate a non-significant (=) or a significant (*P*< 0.05) increase (+) or decrease (-) in shrub height, diameter and volume since the measurement of the previous year.

^a In February 2006, no grazing had yet been applied. Tests only indicate the initial equal dimensions between experimental groups.

^b Unequal variance was detected in this parameter and so Welch's *t*-test was applied.

^c Statistically significant differences (*P*< 0.05) are highlighted in **bold**.

3.2. Shrub structure

3.2.1. Development of regression equations

Among the different morphometric variables tested, the best regression equations for shrub dry matter (DM) were obtained using shrub volume, so this variable was used for the subsequent regressions. Of the regressions built using various different subdivisions of the dataset, the best fits were obtained when plants were grouped according to the grazing treatment applied (Table 4.4). In contrast, subdividing the dataset according to location did not improve the fits, particularly for saltbushes from the plain. Further, grouping the cases according to shrub volume resulted in very poor regressions for large saltbushes. Across all regressions, total DM was the dependent variable which best correlated with shrub volume.

Table 4.4. Coefficient of determination (R^2) values for the regressions built between shrub volume and total, fodder and wood dry matter (DM), classified according to the full or subdivided dataset used.

| Subdivision Criteria | NONE | LOCATION | | GRAZING TREATMENT | | SHRUB VOLUME | |
|----------------------|-------|----------|-------|-------------------|-------------|--------------|-------|
| | | Slope | Plain | Browsed | Non-browsed | Large | Small |
| Total DM | 0.815 | 0.846 | 0.772 | 0.909 | 0.897 | 0.355 | 0.788 |
| Fodder DM | 0.769 | 0.778 | 0.739 | 0.838 | 0.843 | 0.232 | 0.771 |
| Wood DM | 0.771 | 0.843 | 0.699 | 0.825 | 0.892 | 0.351 | 0.713 |

3.2.2. Plant compactness, biomass and fodder production

In the regressions obtained for the browsed and non-browsed subsets, estimates of fodder, wood and total DM were higher for browsed shrubs than for equal sized non-browsed plants, across all the range of volume values considered (Fig. 4.2). This indicated that browsed saltbushes were more compact. Accordingly, the total DM to volume ratio was significantly different ($t_{58} = 8.15$, $P < 0.001$) between browsed and non-browsed saltbushes, averaging $2.20 \text{ g dm}^{-3} \pm 0.094 \text{ SEM}$ and $1.24 \text{ g dm}^{-3} \pm 0.073 \text{ SEM}$, respectively.

The application of these regression equations to all experimental saltbushes yielded the mean fodder and total shrub dry matter estimations listed in Table 4.5. On the plain, non-browsed saltbushes were found to have greater fodder and total DM mean values in 2009, but not in 2008, even though there was a notable difference in mean volume between the two

groups. On the slope, where the disparity in mean volume was smaller, browsed saltbushes tended to surpass the mean DM values of the non-browsed group. However, only for total DM in 2008 was this difference marginally significant ($P = 0.060$). Considering that saltbushes were planted at a density of 1250 plants ha^{-1} , the estimated fodder DM production per unit area of land ranged from 386 kg ha^{-1} to 739 kg ha^{-1} across groups in 2009, while total DM values varied between 925 kg ha^{-1} and 2231 kg ha^{-1} .

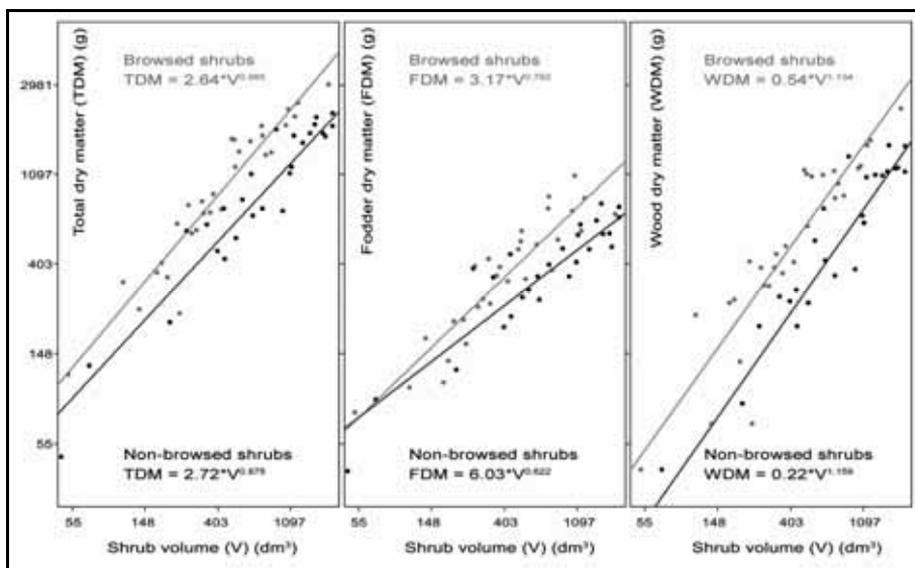


Fig. 4.2. Regression equations obtained for the browsed and non-browsed subsets between shrub volume (dm^3) and total, fodder and wood dry matter (g).

Regarding the percentage of fodder found in saltbushes, minimal differences were observed between the browsed ($41.9\% \pm 2.41$ SEM) and non-browsed ($43.0\% \pm 2.65$ SEM) subsets, while the saltbushes located on the slope had greater percentages of fodder than those on the plain ($50.5\% \pm 2.31$ SEM *vs.* $34.4\% \pm 1.73$ SEM). Shrub volume also seemed to be correlated with the values of this variable, with larger shrubs showing a tendency to have lower proportions of fodder (Fig. 4.3).

The two-way ANOVA confirmed that location was a very significant factor ($F_{1,56} = 38.5$, $P < 0.001$) for the percentage of fodder, while grazing treatment and their interaction were not ($P > 0.05$). However, when the influence of shrub volume was corrected through the one-way ANCOVA, a significantly ($F_{1,57} = 9.54$, $P = 0.003$) greater percentage of fodder was observed among the non-browsed saltbushes. Their estimated marginal mean at a 95% confidence level ranged from 43.0% to 50.4%, while the mean percentage of fodder for the browsed group was estimated to be between 34.5% and 42.0%.

Table 4.5. Mean volume (dm³) and estimated (Mean ± SEM) fodder and total dry matter (DM, g) of shrubs from the different experimental groups in February 2008 and 2009.

| | SLOPE | | | PLAIN | | |
|---------------------------|-------------|-------------|--|--------------|--------------|--|
| | Browsed | Non-browsed | <i>t-test</i> ^c | Browsed | Non-browsed | <i>t-test</i> ^c |
| <i>February 2008</i> | | | | | | |
| Volume (dm ³) | 329 | 386 | -^a | 633 | 1189 | -^a |
| Fodder DM (g) | 277 ± 32.8 | 227 ± 19.6 | <i>t</i> ₅₇ = 1.31 ^b <i>P</i> = 0.196 | 475 ± 41.4 | 473 ± 30.7 | <i>t</i> ₇₀ = 0.04 <i>P</i> = 0.970 |
| Total DM (g) | 700 ± 99.4 | 483 ± 53.7 | <i>t</i> ₇₀ = 1.92 <i>P</i> = 0.060 | 1323 ± 139.5 | 1307 ± 124.4 | <i>t</i> ₇₀ = 0.09 <i>P</i> = 0.932 |
| <i>February 2009</i> | | | | | | |
| Volume (dm ³) | 436 | 628 | -^a | 629 | 1696 | -^a |
| Fodder DM (g) | 352 ± 35.4 | 309 ± 25.7 | <i>t</i> ₇₀ = 0.98 <i>P</i> = 0.328 | 474 ± 40.0 | 591 ± 37.2 | <i>t</i> ₇₀ = -2.14 <i>P</i> = 0.036 |
| Total DM (g) | 922 ± 114.8 | 740 ± 81.0 | <i>t</i> ₆₃ = 1.30 ^b <i>P</i> = 0.200 | 1316 ± 134.5 | 1785 ± 160.1 | <i>t</i> ₇₀ = -2.24 <i>P</i> = 0.028 |

^a Tests for this variable and other dimensions are provided in Table 4.3.

^b Unequal variance was detected in this parameter and so Welch's *t*-test was applied.

^c Statistically significant differences (*P* < 0.05) are highlighted in **bold**.

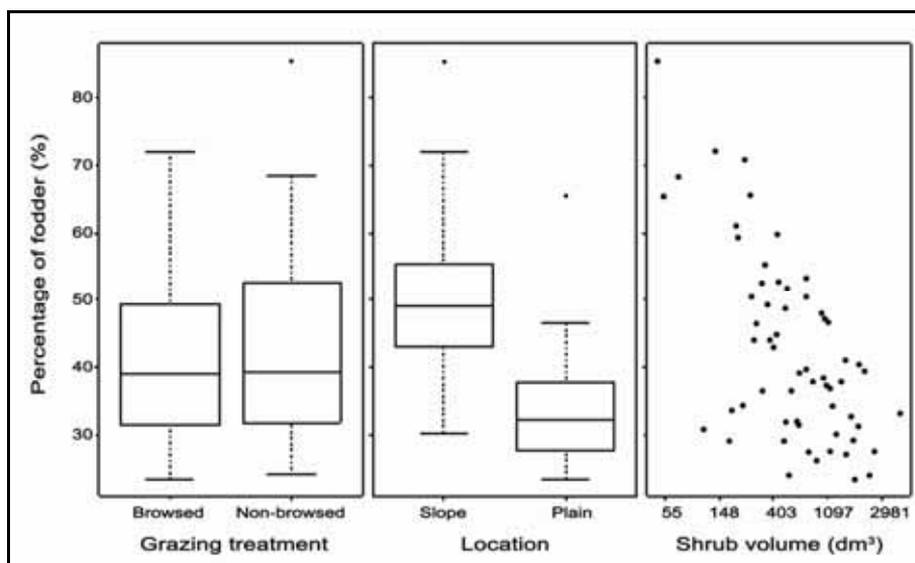


Fig 4.3. Distribution of the percentages of fodder in relation to grazing treatment, location and shrub volume.

3.3. Shoot moisture content

The percentage of moisture in shrub shoots measured in each combination of location, treatment and year is summarized in Fig. 4.4. The two-way ANOVA indicated that most of the variation observed was due to the grazing treatment factor (2006: $F_{1,56} = 46.79$, $P < 0.001$; 2007: $F_{1,56} = 97.30$, $P < 0.001$). Browsed saltbushes were found to contain more moisture in the shoots than non-browsed ones both in 2006 ($62.5\% \pm 0.61$ SEM vs. $57.4\% \pm 0.51$ SEM) and 2007 ($62.5\% \pm 0.60$ SEM vs. $54.6\% \pm 0.52$ SEM). Statistical differences were also produced by the location factor in the 2006 measurements ($F_{1,56} = 9.47$, $P = 0.003$), when saltbushes from the slope had on average greater moisture content than those from the plain ($61.1\% \pm 0.63$ SEM vs. $58.8\% \pm 0.78$ SEM). However, in 2007 no significant differences were observed between the two locations. Interactions were not observed in any of the years.

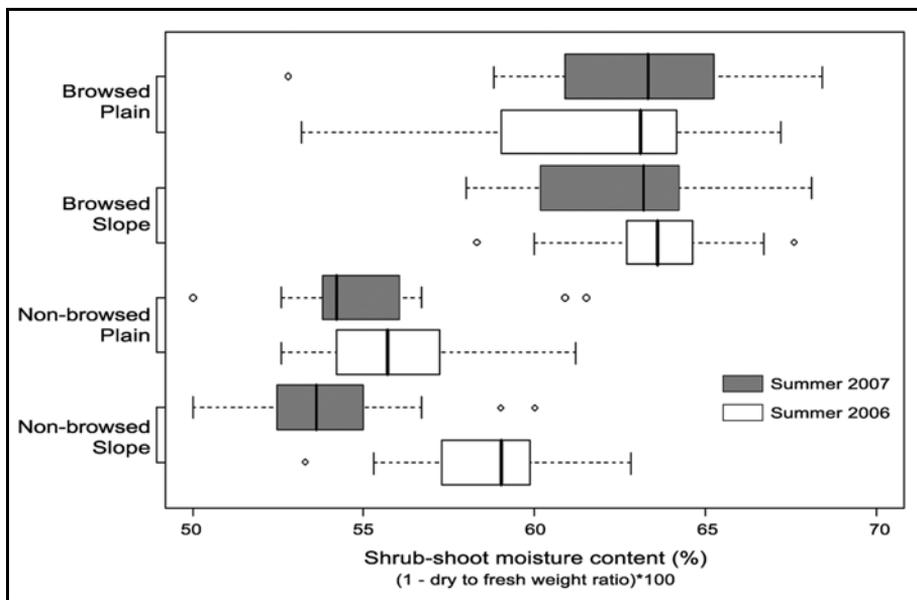


Fig. 4.4. Box plots of the shoot moisture content measured in shrubs across the experimental groups in the summers of 2006 and 2007.

4. DISCUSSION

This experiment evaluated the short and medium-term response of *Atriplex halimus* to a repeated seasonal grazing schedule at an experimental site located on marginal arable land. Overall, *A. halimus* plants responded very positively to grazing, as browsed shrubs maintained a trend of moderate growth throughout the experiment, and a strong resprouting capacity was observed after each grazing treatment. Several variables that are relevant for the management of

plantations, such as plant compactness, the proportion of fodder and the shoot moisture content, were also affected by grazing.

4.1. Shrub growth

The use of individual protectors, a factor which we hypothesized would reduce plant consumption by livestock and improve the response of saltbushes to grazing, had an irrelevant influence on shrub development in this experiment. Early on (Table 4.1), the larger dimensions of the saltbushes rendered the relatively small-sized protectors superfluous. The usefulness of protectors could have been greater in the case of younger plants, which are usually more sensitive to grazing. In another experiment, however, younger (2 to 3-year-old) *A. halimus* plants were also found to recover well after grazing in the absence of protectors (Luna *et al.*, 1994). Larger protectors would certainly have reduced saltbush consumption in our experiment but, considering the vigorous regrowth observed among browsed plants (Table 4.2), we conclude that any kind of protection would prove unnecessary for situations similar to our experimental conditions.

Saltbushes maintained a vigorous resprouting capacity during the whole experiment despite being repeatedly browsed. Even in 2007 and 2008, when plants were grazed for a second time (in May) before fully recovering from the first browsing (in February), a strong late spring regrowth was observed (Fig. 4.1). In fact, the relative growth in volume measured in all intra-annual periods was statistically greater among browsed shrubs (Table 4.2). Being a relative measurement, this parameter could have somewhat magnified the figures for the browsed shrubs, which were smaller in size (particularly on the slope). However, it clearly indicated that saltbushes recovered rapidly from grazing. This capacity was probably linked to the limited loss of biomass associated with browsing, when compared to harvesting shrubs by mechanical means. Abu-Zanat *et al.* (2004), for instance, observed less regrowth in *A. nummularia* when plants were cut at 15 or 30 cm above ground, while resprouting was stimulated if they were cut at 45 cm.

Correal and Sotomayor (1999) recommended letting *A. halimus* shrubs recover for the rest of the year after having been browsed for 1-3 months in the winter. Valderrábano *et al.* (1996) also allowed saltbushes to recover after being grazed in the autumn, and observed a complete recovery of shrub volume one year later. Our data suggests that further grazing on *A. halimus* does not compromise its growth. In fact, the double (February and May) grazing period we tested in 2007 and 2008 was easily withstood by saltbushes, which seemed to have fully recovered by as early as mid-summer (Fig. 4.1).

Height was the morphometric variable most affected by intense seasonal grazing. The mean height did not increase inter-annually among browsed saltbushes, and the positive growth in volume registered was a direct consequence of increases in diameter (Table 4.3). Non-browsed saltbushes, in contrast, grew both in height and width, which added up to greater volume increments. Benjamin *et al.* (1995) reported that other saltbush species (*A. nummularia* and *A. canescens*) do not recover pre-grazing standing biomass after several grazing periods, making the strong resistance of *A. halimus* to repeated browsing particularly notable among saltbushes.

As hypothesized, shrub growth was greater on the plain, a location with deeper soil and greater availability of water than the slope. In fact, the mean volume of the non-browsed shrubs from the plain was two to three times larger on the plain than on the slope (Table 4.3). By the end of the trial, however, the non-browsed group from the slope had reached the mean dimensions of the browsed saltbushes from the plain (Fig. 4.1). This demonstrated the potential of repeated browsing to constrain shrub growth, as the more favorable conditions found on the plain were fully counterbalanced by three years of seasonal grazing. This convergence of the effects on plants of environmental aridity (found at the slope location in our experiment) and grazing (browsed saltbushes on the plain) was described in classic studies modeling long-term evolutionary processes in grasslands (Coughenour, 1985; Milchunas *et al.*, 1988).

Grazing was expected to constrain shrub growth consistently during the experiment, and this was supported by the data obtained. However, the effect of grazing on shrub dimensions was much less remarkable on the slope, where the trend towards the non-browsed shrubs being larger was only confirmed statistically in the last (February 2009) volume comparison (Table 4.3). In contrast, on the plain, significant differences in shrub dimensions between groups were observed as early as after the first experimental year (February 2007). These differences grew in the course of the experiment, as a result of the cumulative effect of repeated browsing of the same individuals. Overall, the most remarkable effect of grazing was observed on the plain, where the average shrub volume did not increase among browsed saltbushes in the third experimental year. Thus, according to our results, grazing could be expected to produce more accentuated effects in shorter periods of time when saltbushes are located on sites with better conditions for growth. Contrary to our hypothesis, being in a better location did not substantially improve the response of saltbushes to grazing. Rather, the difference with the non-grazed group was more apparent than in the poorer location, where factors other than grazing restricted shrub growth more severely.

4.2. Shrub structure

Shrub volume was the morphometric variable that best predicted the fodder, wood and total dry matter (DM) of saltbushes in our experiment. In other studies, similar regression equations also used volume as the independent variable (Luna *et al.*, 1994; Valderrábano *et al.*, 1996; Ben Salem *et al.*, 2005). The highest R^2 values were obtained in the regressions for the browsed and non-browsed saltbush subsets (Table 4.4 and Fig. 4.2). These results suggested that the grazing treatment was a very influential factor in conditioning the shape of shrubs and modifying their fodder and wood production. Other authors have also reported this (e.g., Zhao *et al.*, 2007), so taking into account how shrub structure is modified by browsing seems to be critical to obtain better fits and improve biomass estimations made from morphometric variables.

The most marked difference in structure caused by grazing was that, as anticipated, browsed shrubs had become more compact by the end of the experiment (Fig. 4.2). In fact, they surpassed by 77% (2.20 g dm^{-3} vs. 1.24 g dm^{-3}) the total dry matter to volume ratio observed among non-browsed shrubs. This remarkable disparity sheds a different light on the mean shrub volume observed across the experimental groups, the browsed saltbushes having been found to contain larger amounts of biomass per unit of volume. On the plain, for instance, where browsing had produced drastic differences in shrub dimensions, shrub fodder DM and total DM were similar in 2008, while statistical significance was just reached in 2009 for the differences between the browsed and non-browsed groups (Table 4.5). A similar trend was observed on the slope, where biomass was somewhat higher for the browsed group. Thus, our hypothesis that browsing would reduce biomass accumulation was not validated by the data.

Further, we may also conclude that fodder production was only mildly affected by the repeated browsing, as a statistically significant reduction was only observed in 2009 for the groups from the plain (Table 4.5). Therefore, the hypothesis that browsed plants would maintain acceptable fodder production was validated. Nevertheless, our fodder DM estimates (from 386 kg ha^{-1} to 739 kg ha^{-1}) were distinctly lower than those reported by Larbi *et al.* (2009) (700 to 2400 kg ha^{-1} of fodder in different cultivars of *A. halimus*) in a study carried out in Aleppo, Syria. It must be taken into account that this latter experiment and many others reported in the literature were performed using improved cultivars and in research stations, which are generally situated on very good agricultural land. Indeed, Le Houérou (1992) reported even higher potential yields (2000 - $4000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) for saltbush plantations under arid climates when suitably managed. Our results suggest that these predictions are too optimistic for poorer locations or when non-improved local cultivars are used. In another study conducted in northern Spain on

autochthonous three-year-old *A. halimus* plants, leaves averaged 824 g DM per shrub in winter (Luna *et al.*, 1994) and this could represent 67% of the total edible (fodder) fraction (Andueza *et al.*, 2005). Our results (309-591 g of fodder DM per shrub in 2009) confirmed the relatively poorer growth conditions found on the marginal arable lands that constituted our experimental site.

Browsed saltbushes were expected to remain less lignified, as they were frequently consumed by livestock and their tissues rejuvenated through the subsequent resprouting process. At first glance, however, the proportion of fodder seemed not to be affected by this factor (Fig. 4.3). Instead, higher percentages of fodder were found to be correlated with smaller saltbushes. The ANCOVA corrected for the effect caused by shrub volume and revealed previously undetected differences in fodder percentage between the browsed (34.5%-42.0%) and non-browsed (43.0%-50.4%) groups. Therefore, it would seem that grazing produced a double self-cancelling effect: on the one hand, it reduced plant dimensions and this increased the proportion of fodder; on the other hand, the repeated consumption by livestock reduced the proportion of fodder. In summary, our hypothesis should be rejected, as the percentage of fodder was similar in the browsed and non-browsed groups. Our values were somewhat lower than those calculated by Larbi *et al.* (2009) for *A. halimus* cultivars, which ranged from 45% to 54%. These authors, however, used a different methodology: shrubs were not browsed but mechanically harvested, they used a greater diameter threshold to separate fodder from wood (10 mm *vs.* 3 mm) and only evaluated the biomass more than 50 cm from the ground, while we processed all the above-ground biomass. All these factors contribute to increasing the difference in the percentage of fodder found in the two studies.

4.3. Shoot moisture content

The application of the grazing treatment delayed the phenology of the browsed plants, which had to resprout after most of their photosynthetic tissues had been consumed by livestock. Rather than characterizing their hydric status in detail, the shoot moisture content measurements we took in the summers of 2006 and 2007 were intended to simply observe whether more water was available in the shoots of the saltbushes that were browsed in spring. Our results (Fig. 4.4) clearly indicated that browsed shrubs had consistently higher percentages of moisture in their shoots than the non-browsed plants, which confirmed our initial hypothesis. This greater moisture content could have been mediated by an accumulation of salt in the shoots and, particularly, in the leaves (Andueza *et al.*, 2005). Thus, resprouting saltbushes could represent a

greater source of water and salt for grazing livestock during the dry season, and could also help reduce fire risk, as moisture content is a critical determinant of flammability (Weise *et al.*, 2005).

5. CONCLUSIONS AND MANAGEMENT IMPLICATIONS

This three-year grazing experiment on an *Atriplex halimus* plantation in south-eastern Spain provided novel and uncommon data on how this species responds in the short and medium term to repeated grazing. The seasonal grazing applied constrained the intra- and inter-annual growth in volume of saltbushes, but their capacity to resprout after being browsed was very high throughout the experiment. Browsing modified shrub structure, producing more compact plants with greater amounts of fodder, wood and total dry matter per unit volume. As a result, and although browsed saltbushes were smaller in size, biomass accumulation was not consistently reduced by grazing.

Fodder production, which was relatively low in comparison with other studies, was barely reduced by repeated grazing. The percentage of fodder found in shrubs also remained unaffected. However, spring grazing was found to increase shrub-shoot moisture content in the summer. As regards the other experimental factors, individual protection had an insignificant effect on improving saltbush response to grazing in this experiment. By contrast, location had a very notable effect, with shrub dimensions and fodder production found to be greater where there was deeper soil and more water available. However, being on a better location did not substantially improve the response of saltbushes to grazing, as it was also very good on the poorer site.

These conclusions demonstrate the capacity of *A. halimus* to withstand seasonal grazing and maintain an acceptable fodder production, even in the medium term and when repeatedly grazed. Therefore, its regular use as a fodder resource for grazing livestock can be generally recommended for low-rainfall Mediterranean environments. A more innovative possibility would be to plant this species in firebreaks that are regularly grazed and thereby help reduce forest fire risk. In this application, maintaining shrub vitality and fodder production is essential but growth beyond the reach of livestock and accumulation of biomass should be avoided. For the most part, these goals could be attained by the seasonal grazing schedule evaluated in this study. Besides, the higher moisture content found in browsed saltbushes during the dry summer could benefit both grazing livestock and wildfire prevention objectives.

CAPÍTULO 5. Los incendios por quemas de pastos en el Mediterráneo: análisis de sus conexiones con los patrones de uso del suelo en paisajes manejados

*If Mediterranean geography made itinerant grazing mandatory, fire made it possible.
The grazier burned not out of wantonness but of necessity. Fire retarded the final progression into
full-blown forest, pruned and sweetened maquis, flushed new life into grasses and forbs,
and in general kept ager and saltus in a state suitable for the herd.*

*Fire prodded, fire cleared, fire converted; but fire alone did not abuse.
The shepherd's torch only assisted other assaults, much as armies put cities to the torch
only after the walls had fallen to siege engines and storming troops.
Pastoral fire was as regulated (or riotous) as pastoralism.*

STEPHEN J. PYNE

Vestal fire

RESUMEN DEL CAPÍTULO

Como hemos descrito en la Introducción General, el incremento del número e impacto de los incendios forestales en los países del norte del Mediterráneo ha llevado a revisar el papel de ciertas actividades agrarias en el medio natural. En particular, las prácticas de pastoreo con ganado han entrado a formar parte de varios programas de prevención de incendios. No obstante, la actividad ganadera también está ligada históricamente al uso del fuego, pues la quema de pastos es una práctica tradicional utilizada por ganaderos para regenerar sus pastaderos y obtener un pasto fresco más apetecido por el ganado.

Esta práctica persiste, pero las condiciones del medio han cambiado. El abandono rural ha provocado que el monte tenga, hoy por hoy, una carga de combustibles más alta, que se distribuye de forma muy homogénea por el paisaje (Fotografía 11). En consecuencia, las quemas de pastos se escapan más fácilmente de control y pueden generar grandes incendios forestales. De hecho, las estadísticas indican que las quemas de pastos constituyen la principal causa de incendios en España. A pesar de ello, son escasos los estudios que analizan específicamente esta causa de ignición.



Fotografía 11. Paisaje de Sierra Nevada, provincia de Granada, en el que se observan pequeños borreguiles aún no invadidos por el piornal, un tipo de matorral muy dominante y en expansión.

El objetivo de este trabajo es estudiar las conexiones entre el número de incendios originados por quemas de pastos y los patrones de uso del suelo existentes en Andalucía. Estudios anteriores han demostrado que los patrones de usos del suelo están estrechamente ligados a los incendios forestales. Por un lado, estos usos determinan la cantidad y continuidad de vegetación potencialmente combustible en el paisaje, lo que tiene consecuencias directas sobre la expansión y dimensión de los incendios. Por otro lado, los usos del suelo reflejan la organización espacial de las actividades humanas en los paisajes manejados y, precisamente, las actividades humanas son las causantes del 95% de los incendios que suceden en Europa.

Esta última relación es particularmente estrecha en el caso de las igniciones por quemas de pastos, dado que la ganadería extensiva depende de los recursos pascícolas disponibles, y estos pueden ser regenerados mediante el uso del fuego. Por tanto, planteamos la hipótesis de que una mayor frecuencia de igniciones de incendios por quemas de pastos podría estar asociada a ciertos patrones de usos del suelo. La identificación de estos patrones permitiría comprender mejor el fenómeno de los incendios originados por quemas de pastos y podría emplearse para mejorar la gestión de los usos del suelo en el territorio.

Para este trabajo de investigación, la zona de estudio ha sido el conjunto de Andalucía, una región grande y diversa que comprende paisajes muy representativos de la ribera norte mediterránea. Como se justifica más adelante, el estudio se centró en los 24 parques naturales existentes en Andalucía, que abarcan los espacios naturales más importantes de la región. Al igual que en el resto del Mediterráneo, estos espacios naturales son fruto de una muy larga historia de manejo humano de los ecosistemas naturales.

Los datos de incendios por quemas de pastos en Andalucía se obtuvieron directamente de un estudio anterior, en el que se había extractado y corregido información procedente de la base de datos de incendios forestales del Ministerio de Medio Ambiente. Así, se dispuso de una serie de datos de 13 años (1988-2000), que contenía el número de incendios por quemas de pastos iniciados en cada término municipal de Andalucía durante el período de estudio. La información de usos del suelo se obtuvo a partir del mapa CORINE 1990, cuya fecha de elaboración coincidía con el inicio del período de estudio. Las distintas clases de usos del suelo existentes en dicha cartografía ($n = 56$) se reclasificaron, a su vez, en cinco clases en función del nivel de uso pastoral que podría razonablemente esperarse en ellas (Tabla 5.1). Las teselas adyacentes de un mismo nivel de uso pastoral se fusionaron, y así se obtuvo un mapa de Andalucía que describía los usos del suelo desde una perspectiva pastoral.

Con el fin de que los paisajes estudiados fueran suficientemente representativos, se vio necesario unir varios municipios, pero evitando mezclar zonas muy distintas entre sí. En consecuencia, se optó por utilizar los parques naturales como unidades de estudio. Así, se definieron 24 unidades de paisaje (denominados Paisajes en lo sucesivo); cada una de ellas abarca al conjunto de municipios cuyo territorio está total o parcialmente dentro de un parque natural. El resto de municipios de Andalucía fue excluido del estudio.

Para cada Paisaje, se agregaron los datos de incendios de sus municipios, y la suma se dividió por la superficie forestal de dicho paisaje. Así, se obtuvo el número de incendios originados por quemas de pastos por unidad de superficie forestal (denominado densidad de incendios en lo sucesivo), y se evitaba que el tamaño de los Paisajes influyera en este valor. Los valores de densidad de incendios por cada 100 km² variaron entre 0 y 10,4 en los distintos Paisajes, que en su conjunto sumaban un total de 363 incendios por quemas de pastos durante el período de estudio.

Asimismo, el mapa obtenido anteriormente se intersecó con el perímetro de los Paisajes, y en cada una de las 24 unidades resultantes se caracterizaron los patrones espaciales de uso pastoral. Para ello, se utilizó el software Fragstats, una herramienta habitualmente empleada para caracterizar patrones en estudios de ecología del paisaje. Para cada Paisaje se obtuvieron 37 índices paisajísticos globales, y 34 más para cada una de las cinco clases de uso pastoral, todos ellos insensibles al tamaño del paisaje analizado. En general, el tamaño medio de las teselas era grande (410 ha) si bien la mediana era mucho menor (35 ha), lo que indicaba que muchos Paisajes estaban dominados por una o varias teselas muy grandes. Por su parte, las cinco clases de uso pastoral ocupaban proporciones muy desiguales en los Paisajes, si bien estaban presentes en todos ellos. En promedio, la clase I (sin uso pastoral) era la menos abundante, seguida por la clase 5 (alto uso pastoral). Los valores de otros de estos índices pueden consultarse en las Tablas 5.2 y 5.3.

La modelización entre estos índices (variables independientes) y la densidad de incendios (variable dependiente) se realizó empleando redes neuronales artificiales. Esta elección se debió a que las distribuciones alejadas de la normalidad son frecuentes en los datos de incendios, y a que varios de los índices paisajísticos están estrechamente correlacionados, lo que impedía el uso de herramientas estadísticas clásicas. En el proceso de modelización se definieron, entre otros parámetros, la arquitectura de las redes neuronales y las transformaciones que podían hacerse de las variables. Además, se empleó un algoritmo genético para preseleccionar *a priori* las variables independientes más correlacionadas con la variable dependiente. La bondad de ajuste de las

distintas redes construidas se evaluó mediante la correlación lineal entre los valores pronosticados y observados de la densidad de incendios.

La red neuronal que presentó un mejor ajuste dependía de siete variables independientes y contenía tres nodos en la capa oculta. Para evaluar la importancia relativa de estos siete índices paisajísticos, se valoró tanto la sensibilidad de las predicciones ante cambios en el valor de los índices, como la frecuencia con la que los índices habían sido seleccionados por el algoritmo genético (Tabla 5.4).

Los tres índices más importantes indicaron que la densidad de incendios era más alta cuando: 1) existía una mayor variabilidad en el tamaño de las teselas en el paisaje, 2) las teselas tenían un grado similar de elongación, y 3) la probabilidad de que dos píxeles seleccionados al azar en el paisaje no estuvieran en la misma tesela era más alta. Asimismo, si bien con una importancia algo menor en el modelo, los cuatro índices restantes indicaban que la densidad de incendios era más alta cuando: 4) la densidad de teselas era más baja, 5) las teselas eran más alargadas, 6) las distintas clases de uso pastoral estaban más entremezcladas, y 7) la superficie se repartía de forma más equitativa entre las distintas clases.

La interpretación de las tendencias apuntadas por estas siete variables se realizó en base a las características generales de los Paisajes estudiados y a elementos propios del territorio y la gestión ganadera. En global, todos los Paisajes tendían a estar dominados por una o varias teselas de gran tamaño, aunque existían muchas otras de un tamaño inferior. En zonas de montaña, estas grandes teselas se corresponderían con matorrales y bosques perennifolios (clase 4), así como con pinares (clase 3), mientras que muchas teselas más pequeñas serían pastos herbáceos (clase 5). En zonas de valle, en cambio, las grandes extensiones de cultivos leñosos (clase 2) y herbáceos de seco (clase 3) dominarían el paisaje, y entre ellas se encontrarían pequeñas teselas de mayor uso ganadero (clase 4, principalmente).

En este contexto, los resultados del modelo sugieren que varios patrones espaciales estaban correlacionados con una mayor densidad de incendios. Por un lado, la mayor variabilidad de tamaños indica un patrón más extremo de dominación por teselas muy grandes en las que se insertan muchas teselas de un tamaño muy inferior. Esta tendencia se corresponde con paisajes agrarios menos diversificados, y con procesos de abandono y matorralización. Con respecto a la forma de estas teselas, las formas más similares y alargadas también aumentan la densidad de incendios, posiblemente porque propicia un incremento de la interfaz entre clases distintas. El aumento de las zonas de contacto puede estar vinculado a un aumento de la ocurrencia de incendios, tal y como sugieren otros autores, especialmente si el contacto es con zonas de

matorral, ya que estas comunidades son las más frecuentemente gestionadas mediante quemas de pastos.

Los Paisajes con un mayor número de teselas (tanto grandes como pequeñas) también presentan una densidad de incendios mayor, particularmente si los distintos niveles de uso pastoral se encontraban más entremezclados. Esta tendencia está respaldada por dos de los índices del modelo, si bien el índice que apuntaba a una densidad de teselas más baja le resta cierta importancia al número de teselas pequeñas. Con respecto al último de los índices, se vio que la mayor equidad en el reparto de superficies entre clases se producía en aquellos Paisajes con una mayor proporción de las clases 1 y/o 5. La mayor abundancia de superficie de clase 5, que agrupa pastos herbáceos y sistemas agroforestales, puede considerarse un indicador de actividad ganadera extensiva. La mayor demanda de pastos para el ganado que conllevaría podría haber ocasionado un mayor uso del fuego para la regeneración de zonas aledañas.

En suma, la conclusión que se desprende de este estudio es que las igniciones de incendios por quemas de pastos son más probables en aquellos paisajes que tienen un patrón más acusado de estar dominados por una matriz compuesta por varias teselas grandes de poco a moderado uso pastoral, y de contener un gran número de teselas pequeñas y alargadas de mayor uso pastoral. En correspondencia con este hecho, una gestión del territorio que propiciara el agrandamiento y fusión de estas pequeñas teselas de mayor uso pastoral podría reducir la incidencia de este fenómeno. En todo caso, y asumiendo que ciertos procesos, como la expansión de la matriz dominante, son difícilmente controlables, podría ser necesaria la adopción de otras medidas para reducir el impacto de este fenómeno sobre el territorio.

Pastoral wildfires in the Mediterranean: understanding their linkages to land cover patterns in managed landscapes

ABSTRACT

The pastoral use of fire to regenerate rangelands is a major cause of wildfires in many Mediterranean countries. Despite producing important environmental impacts, this phenomenon has hardly ever been studied separately from other wildfire ignition causes. As extensive livestock breeding relies on the available pasture resources, we hypothesised that a higher rate of pastoral wildfire ignitions could be associated with land cover patterns, as these reflect the spatial

arrangement of human activities in managed landscapes. To investigate these patterns, we studied landscape structure and the pastoral wildfires recorded between 1988 and 2000 in 24 Nature Park landscapes in Andalusia (Spain). The CORINE Land Cover map was reclassified according to five levels of grazing use and landscape metrics were calculated. Neural networks were developed to model the relationship between landscape metrics and pastoral wildfires, obtaining a set of significant variables which are discussed in the frame of land and livestock management in the region. We conclude that pastoral wildfire ignitions are more likely in landscapes where the pattern of being dominated by a matrix composed of several large patches of low to moderate grazing use, and having abundant small and elongated patches of higher grazing use, is more extreme.

1. INTRODUCTION

In recent decades, wildfires and their associated impacts have dramatically increased in most European countries along the northern Mediterranean rim. Although climate change may have contributed to their growth (Pausas, 2004), widespread wildfires are considered a direct consequence of land-use change. Socioeconomic development has promoted the abandonment of many traditional rural activities which had long maintained a diverse fine-grained mosaic of land use in the region (Antrop, 1993; Farina, 1998). In the second half of the 20th century, pervasive rural abandonment has resulted in increased fuel loads (Moreira *et al.*, 2001) and in the predominance of simplified fire-vulnerable landscapes composed of large homogeneous communities (Lloret *et al.*, 2002; Lasanta *et al.*, 2006).

In an attempt to offset this trend, the promotion of certain agricultural activities is frequently proposed as an instrument to reduce wildfire hazard (Bartolomé *et al.*, 2000; WWF, 2006). Among these, extensive livestock breeding has outstanding potential to reduce fuel loads in forests and rangelands. In fact, several regions in Mediterranean countries have integrated monitored grazing of fuelbreaks into their wildfire prevention programmes (Thavaud, 2006; Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009), recognising the environmental value of a type of farming which had declined markedly in favour of intensive production systems.

However, the beneficial effects of agricultural practices on reducing the susceptibility of landscapes to wildfires are only one side of the picture. In Spain, the use of fire for agricultural purposes accounts for over 46% of the wildfires of known origin, and the pastoral use of fire, in particular, is the single main cause of ignition (Martínez, 2004). This is a traditional practice

employed by livestock farmers who intentionally burn rangelands to offset shrub encroachment and induce the growth of forage for their herds. These burnings often spread out of control and develop into wildfires that can affect large areas. The importance of the pastoral use of fire in Spain was reflected in a study by Martínez *et al.* (2009): the persistence of livestock under traditional management was one of the most significant socioeconomic variables in a model that predicted the occurrence of human-caused wildfires. Pastoral wildfires require specific analyses, as their spatial and temporal patterns are different from those observed with other causes of ignition (Catry *et al.*, 2010).

Land cover patterns are considered to be closely related to both wildfire size and the number of wildfire ignitions, albeit in different ways (Bajocco & Ricotta, 2008). On the one hand, the continuity and amount of fuel in a landscape, which have an effect on fire spread and size, are largely determined by land cover. In managed landscapes, on the other hand, land cover reflects the spatial arrangement of human activities, which are the cause of 95% of wildfire events in Europe (Catry *et al.*, 2010). In the case of pastoral wildfire ignitions, the linkage with land cover is particularly strong, because extensive livestock breeding is conditioned by the spatial structure of the pasture resources available in the area. In the Mediterranean basin, domestic livestock exploit virtually all possible resources (crops, grass, shrub and forestlands), and these may be managed with fire when it is deemed necessary to improve forage quality and quantity. For example, livestock farmers may decide to set fire to moderately grazed plant communities where shrub encroachment is progressively diminishing the availability of good pasture. However, the pastoral use of fire tends to prove ineffective in certain types of land cover, such as heavily grazed silvopastoral systems (e.g., the Spanish *dehesas*).

Despite its connexions with the management of land cover, the study of extensive livestock breeding as a direct cause of wildfires has received little attention from environmental research. Usually, the influence of livestock grazing on wildfire is studied in terms of the effect of grazing on the vegetation and fuel load dynamics. For example, Kerby *et al.* (2007) simulated fire behaviour in four theoretical heterogeneous landscapes which differed in grain size of fuel patches as a consequence of historical fire-grazing interaction. In another study that compared two Greek peninsulas with different histories of human impact, Kalabokidis *et al.* (2002) used livestock sheds as spatial indicators of intensely grazed areas in the landscape, but no conclusive evidence related sheds for livestock to wildfire occurrence.

Pastoral wildfires in particular were studied in Portugal by Catry *et al.* (2010), who found they were positively correlated to areas of higher altitude, slope and recurrence of wildfires. The

linkages between wildfire ignitions and land cover type were analysed by Bajocco & Ricotta (2008) in Sardinia (Italy), but the causes of these ignitions were not analysed. To our knowledge, no studies have related pastoral wildfire ignitions with patterns of land cover. This approach may seem especially appropriate in Mediterranean Europe, where wildfires are an important environmental issue, livestock graze on a large portion of the landscape and the pastoral use of fire is common.

The objective of this research was to investigate and model the relationship between land cover patterns and pastoral wildfire ignitions in Andalusia (southern Spain), a large and varied region which is representative of the northern Mediterranean landscapes for its climate, vegetation and socioeconomic activities. Landscape metrics were employed to characterise patterns of land cover and relate them to the pastoral wildfires which occurred during a 13-year period using artificial neural networks. The underlying hypothesis was that a higher occurrence of pastoral wildfires would be associated with certain land cover patterns found in managed landscapes. The identification of these patterns would deepen our understanding of the pastoral wildfire phenomenon, and could be used to improve land management.

2. MATERIAL AND METHODS

Andalusia is the southernmost region of Spain in the Iberian Peninsula (Fig. 5.1). It has a surface area of 87 268 km², with a population density of 91.4 inhabitants km⁻². It is a very diverse region, containing both mountainous and wide valley areas, with mean annual rainfall ranging from under 200 mm in the arid south east to over 2000 mm in the western ocean-influenced mountains. All landscapes in Andalusia are the result of a very long history of human management of natural ecosystems.

This study was focused on the 24 Nature Parks (IUCN Management Category V) in Andalusia, which contain the most representative semi-natural ecosystems of the region. These parks constitute management units for forestry and pastoral uses, and bring together most conservation initiatives implemented by the government. Extensive livestock breeding is a common farming practice within Nature Parks, where domestic livestock grazing for wildfire prevention purposes is currently being promoted (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009).

2.1. Data and analysis scale

The Spanish Ministry of the Environment manages a centralised database for the registering of all wildfires which occur in Spain using a standardised form (Vélez, 2009). The location where each wildfire initiated and the most likely cause of ignition (when known) are two of the key features which are systematically recorded. As a result of previous research (Martínez, 2004), information from this database extracted and corrected was available for Andalusia for the period 1988-2000. This elaborate dataset constituted a unique resource, as the number of pastoral wildfires (i.e., wildfires identified as originating from fires lit by livestock farmers to regenerate rangelands) initiated in each of the 764 municipalities of the region during the 13-year period was obtained directly. The length of this period mitigated the annual fluctuations in the number of wildfire events and allowed sufficient information to be collected to adequately reflect the occurrence of pastoral wildfires in the different municipalities. Extensive livestock breeding being a traditional activity regulated by custom, the use of fire by farmers would not be expected to change significantly during this study period.

In order to characterise landscape structure for the purpose of relating it to pastoral wildfire ignitions, we implemented a pastoral reclassification of the best land cover map available for that period (CORINE 1990 Land Cover map). This reclassification was performed to adequately reflect the spatial arrangement of the pasture resources and the extensive livestock breeding they sustained. On the one hand, the vegetation and human use associated with land cover types were assumed to have the potential for different degrees of pastoral use, e.g., after harvesting non-irrigated cereal crops are an important summer feed for livestock, while irrigated agricultural lands are very productive but only occasionally grazed. On the other hand, pastoral activities themselves may affect vegetation distribution, e.g., intense grazing dynamics are a key factor in the perpetuation of many types of grassland, while the lack of grazing pressure can facilitate encroachment of shrubby species in many areas.

Among the different sources of data on land use available, we selected the European CORINE (Coordination of Information of the Environment) Land Cover project (Heymann *et al.*, 1994), which offered a good trade off between detail and homogeneity in the information provided. Other maps had a coarser scale, only partially covered the study region, were out of date, or too recent to relate them to the chosen study period of wildfire records. The satellite images used to produce the CORINE 1990 Land Cover map (CLC90) in Spain were taken in the summer of 1987 and the associated fieldwork was completed in the following years. Land cover is likely to have evolved somewhat in the course of our study period (1988-2000) but the

information provided by CLC90 was considered to represent the spatial arrangement of pasture resources sufficiently accurately for the purposes of this study. CLC90 was mapped at a 1:100,000 scale, with an accuracy of at least 100 m. The inventory described land cover units with a hierarchical nomenclature of five, 15 and 44 classes at the first, second and third level, respectively. In Spain, more detailed work led to 64 different classes at the fifth level for CLC90 (IGN, 2004); 56 of them were present in Andalusia.

For this study, CLC90 land use classes were reclassified according to their estimated use for grazing, using a five-level scale (Table 5.1). This assessment was based on the human use and dominant vegetation in each class, as these factors determined, to a great extent, their carrying capacity (i.e., forage availability for livestock). This process was supported by local experts and regional pasture and livestock system descriptions available in the literature (Robles & González-Rebollar, 2006; Robles *et al.*, 2009b). Adjacent patches with different land use but equal grazing use level were merged. Thus, the CLC90 map of Andalusia was simplified to produce a surrogate pastoral map with five levels of estimated grazing use.

In the search for relationships between pastoral wildfires and pastoral landscape structure, it would be possible to analyse the landscape on different scales. In our study, the structure of the wildfire data available determined that the analysis scale had to be municipalities or aggregations of municipalities. The mean surface area of municipalities in Andalusia is 114 km² (CV = 130%), which was found to be too small for the analysis, as a consequence of the scale at which the CLC90 and our surrogate pastoral map were produced. Accordingly, it was necessary to aggregate municipalities into larger territories. However, Andalusia being such a diverse region, this grouping had to be kept to a minimum, to avoid putting together sites with very different characteristics.

This was achieved using Nature Parks as the common feature of the municipalities to be merged, in accordance with reasons exposed above for selecting Nature Parks as our analysis units. This led to defining a total of 24 Nature Park landscapes (NP landscapes, hereafter) across Andalusia, each constituted by the aggregation of municipalities whose territory was totally or partly inside each Nature Park. Therefore, our NP landscapes always comprised some peripheral areas beyond the limits of Nature Parks (Fig. 5.1). The surface area of NP landscapes averaged 1549 km² (CV = 78.5%; range: 145 km² to 4752 km²). All municipalities in Andalusia lacking territory within a Nature Park were excluded from the study.

The reclassified CLC90 layer was intersected with the boundaries of each of the 24 NP landscapes and transformed into a 50 m resolution raster. The configuration of the resulting

pastoral landscapes was characterised through the calculation of 37 class and 34 landscape metrics using Fragstats software (McGarigal *et al.*, 2002). These metrics described elements such as the area and density of patches, their shape, contrast, interspersion, and diversity in the different landscapes under study. All calculated metrics were selected for being insensitive to the size of the landscape, so as to allow comparisons between different territories.

Table 5.1. Creation of pastoral map. Reclassification of classes in the CORINE 1990 Land Cover (CLC90) map of Andalusia into five classes describing levels of estimated grazing use.

| Estimated grazing use | CLC90 descriptors of land cover type |
|-----------------------|---|
| 1- None | Artificial surfaces Intertidal flats Water bodies |
| 2- Very low | Permanently irrigated land Rice fields Permanent crops Annual crops associated with permanent crops Mosaic of permanent crops Mosaic of annual crops and permanent crops Beaches, dunes, sand Bare rocks Burnt areas Glaciers and perpetual snow Inland marshes Peat bogs Salt marshes Salines |
| 3- Low | Non-irrigated arable land Deciduous forests Planted broadleaved woodlands Pine forests Sparsely vegetated areas |
| 4- Medium | Mosaic of annual crops and pastures Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation Evergreen forest Mixed forests Sclerophyllous vegetation Transitional woodland-shrub |
| 5- High | Agro-forestry areas Natural grasslands |

Several metrics (the independent variables in our study) were hypothesised to be closely related to pastoral wildfire ignitions (the dependent variable). As Class 4 contained the land cover types more commonly managed through fire, higher values in the metrics describing the density (PD), overall abundance (PLAND) and size (AREA) of Class 4 patches were expected to increase pastoral wildfire events. Interfaces between different types of land-cover have been found to be correlated with human-caused fire ignitions (Martínez *et al.*, 2009), so we also hypothesised that more boundary (CWED) between Class 4 and other important grazing resources (Classes 3 and mainly 5), would increase the pastoral wildfire occurrence. Further, a high percentage of landscape area covered by the Class corresponding to the highest grazing use (PLAND5) would indicate the abundance of extensive livestock farming activities, so this was also expected to increase pastoral wildfire ignitions.

Some socio-economic variables directly linked to extensive livestock breeding were available at the municipality level from a previous study on wildfire risk (Martínez, 2004). In particular, small ruminant livestock density, grazing livestock density, the percentage of the population working on farms, and the percentage of “ageing” landowners (i.e., over 55 years of age) were summarised for our NP landscapes. These variables were used as complementary independent variables to help improve the process of building the model. Further details concerning the relationship of these socio-economic variables with the overall human-caused wildfire risk can be found in Martínez *et al.* (2009).

Regarding the dependent variable, pastoral wildfire ignitions recorded in the constituent municipalities of each NP landscape were added together. To avoid the effect of landscape size, the number of pastoral wildfires was divided by the surface area of the forest and rangeland of each landscape, which was derived from the CLC90. In this way, data were transformed into pastoral wildfire densities (number of pastoral wildfire ignitions per area unit).

ArcGIS Desktop 9.0 software (ESRI, Redlands, CA, USA) was used to process all geographical information.

2.2. Model construction and evaluation

During the last 15 years, wildfire research has paid increasing attention to models based on artificial neural networks (ANN) (Vega-García *et al.*, 1996; de Vasconcelos *et al.*, 2001; Vega-García & Chuvieco, 2006; Yang *et al.*, 2006). ANNs have a great potential for modelling these events because they can approximate mathematical relationships where statistical models cannot

be applied and relationships are not linear. Non-normal distributions are common in wildfire data, and very high correlations are to be expected among landscape structure indices. This suggests the need to use robust models that are independent of data distribution such as neural networks (Atzberger, 2004) in this type of research.

A generic non-linear three-layer feed-forward cascade-correlation model was selected for this study, as in other prediction problems (Chiang *et al.*, 2004; Alcázar *et al.*, 2008). The advantage of this model architecture is that the algorithm that constructs the network learns very quickly and determines the size and topology of the ANN. The models were developed using NeuralWorks Predict® 3.12 software (NeuralWare, 2000). The sigmoid transfer function was selected for the single output processing element (predicting pastoral wildfire density) and the hyperbolic tangent for the hidden nodes. Direct connections between the processing elements of all levels (input, hidden, and output layers) were allowed. It was very important to obtain parsimonious models in this study, since the database consisted only of 24 observations (the Nature Park landscapes in Andalusia), and the number of weights (degrees of freedom) must be within the order of magnitude that our data would allow (Hecht-Nielsen, 2004). The size of the hidden layer size was also limited to prevent overfitting, which occurs when the algorithm learns the data so exactly that the generalisation of the model becomes seriously impaired.

As is usual in this modelling technique, a subset of 6 NP landscapes (25% of the data) was randomly segregated for validation before constructing the model. The remaining 75% of the data was also randomly split in two subsets containing 12 and 6 NP landscapes. The 12 observations were used for the network training process, while the smaller subset was set aside to periodically test the progression of the learning process and, thus, prevent overfitting. Many networks were built and trained, shifting cases randomly between the three subsets, changing training parameters, and establishing different random initial weights for the connections between nodes for each model tested (Alcázar *et al.*, 2008).

The number of independent variables (possible nodes in the input layer) to consider was especially large in this study. The Fragstats metrics calculated added a total of 34 for the landscape, plus 37 for each of the five Classes. This could hinder the process of obtaining the desirable parsimonious models. Bowden *et al.* (2005) reviewed the methods usually applied and pointed to the “obvious advantages in using analytical procedures to select an appropriate set of inputs”. To this end, we employed a genetic algorithm (GA), provided by Predict®, to preselect significant landscape metrics before constructing the models (Koza, 1993). The GA process had a

positive impact on the performance of the ANN, shortening the training phase and helped to improve the models (NeuralWare, 2000).

The predictive capacity of each network (goodness-of-fit) was evaluated by using the linear correlation (r) between the observed pastoral wildfire density and the values estimated by the models in the three data subsets (training, test and validation). Architecture complexity was also considered in the selection of the best model, as we favoured parsimonious models with lower numbers of input variables, nodes and layers.

ANN models are usually too complex to allow direct examination of weights and connections, so the most influential landscape metrics within each network were determined using sensitivity analysis. We calculated the matrix containing the partial derivatives of the output variable with respect to each of the input variables and produced a quantitative measure of the mean variation of the pastoral wildfire density calculated by the network when each input changed. A positive sign in the mean sensitivity (MS) would indicate a direct relationship between dependent and independent variables and, conversely, a negative sign an inverse relationship.

The frequency of selection of landscape metrics by the GA was also assessed. A high selection frequency was considered indicative of the importance of that landscape metric in the pastoral wildfire density prediction model.

3. RESULTS

The total number of pastoral wildfires in the NP landscapes was 363 for the 13 years under study. On average, the density of pastoral wildfires was 2.1 per 100 km², ranging from 0 to 10.4 wildfires per 100 km² across the different landscapes. All NP landscapes contained patches of the five levels of estimated grazing use, each in a unique configuration (Fig. 5.1).

Mean patch size (area) was relatively large in the landscapes (between 235 and 625 ha), as a consequence of the original scale of the CLC90 and its reclassification into a reduced set of five descriptors of grazing use. Besides, the NP landscapes contained (at least) one very large patch which on average corresponded to 38.5% of the landscape surface area (LPI in Table 5.2; see also Fig. 5.1). The median patch area, however, showed that half of the patches in the NP landscapes were, on average, smaller than 35.2 ha (AREA_MD in Table 5.2).

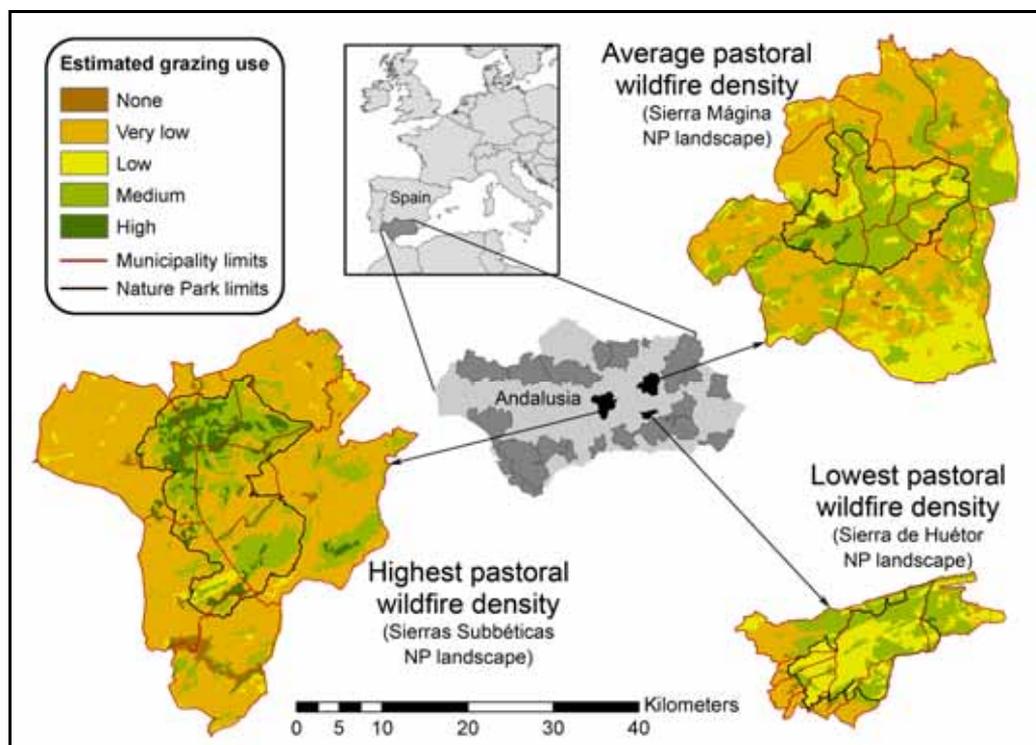


Fig 5.1. Comparison of representative landscapes. Pastoral landscape configuration in three Nature Park landscapes of Andalusia, selected for their distinct pastoral wildfire densities.

Table 5.2. Landscape metrics. Mean values and coefficient of variation (CV) of some representative landscape metrics that characterised the pastoral configuration of the 24 Nature Park landscapes of Andalusia.

| Metric (Fragstats acronym) ^a | Mean value | CV (%) |
|---|-------------------------|--------|
| Patch Density (PD) | 0.255 patches / 100 ha | 22.8 |
| Largest Patch Index (LPI) | 38.5% of landscape area | 45.8 |
| Edge Density (ED) | 18.9 m / ha | 14.5 |
| Edge Density between Classes 3-4 and 4-5 (CWED) | 8.03 m / ha | 39.8 |
| Mean Patch Area (AREA_MN) | 410 ha | 20.7 |
| Median Patch Area (AREA_MD) | 35.2 ha | 19.0 |
| Mean Perimeter-Area Ratio (PARA_MN) | 239 m / m ² | 14.6 |
| Mean Related Circumscribing Circle (CIRCLE_MN) | 0.625 (range 0-1) | 2.8 |
| Mean Contiguity Index (CONTIG_MN) | 0.680 (range 0-1) | 6.6 |
| Interspersion & Juxtaposition Index (IJI) | 54.3% | 18.2 |
| Shannon's Diversity Index (SHDI) | 1.15 information bits | 16.7 |
| Shannon's Evenness Index (SHEI) | 0.712 (range 0-1) | 16.7 |

^aA detailed description of these metrics can be found in McGarigal *et al.* (2002)

The five Classes of grazing use covered different percentages of the NP landscapes (PLAND in Table 3). Class 1 (no grazing use) was the least abundant, followed by Class 5 (high grazing use). Further metrics for Class 4, the category we had expected to be particularly relevant to the phenomenon under study, are reported in Table 5.3.

Table 5.3. Class metrics. Mean values and coefficient of variation (CV) of some of the class metrics that characterised the pastoral configuration of the 24 Nature Park landscapes of Andalusia. The numbers after the acronym for each metric indicates the class(es) they were calculated for.

| Metric (Fragstats acronym) ^a | Mean value | CV (%) |
|--|-------------------------|--------|
| Percentage of Landscape 1 (PLAND 1) | 2.5% of landscape area | 137.9 |
| Percentage of Landscape 2 (PLAND 2) | 21.1% of landscape area | 73.5 |
| Percentage of Landscape 3 (PLAND 3) | 27.2% of landscape area | 64.2 |
| Percentage of Landscape 4 (PLAND 4) | 39.5% of landscape area | 46.2 |
| Percentage of Landscape 5 (PLAND 5) | 9.6% of landscape area | 122.0 |
| Edge Density between 3-4 (CWED 3-4) | 5.06 m / ha | 64.8 |
| Edge Density between 4-5 (CWED 4-5) | 2.97 m / ha | 114.5 |
| Patch Density 4 (PD 4) | 0.068 patches / 100 ha | 35.7 |
| Median Patch Area 4 (AREA_MD 4) | 39.1 ha | 40.5 |
| Mean Related Circumscribing Circle 4 (CIRCLE_MN 4) | 0.651 (range 0-1) | 5.5 |
| Euclidean Nearest Neighbour Distance 4 (ENN_MN 4) | 389 m | 35.2 |

^aA detailed description of these metrics can be found in McGarigal *et al.* (2002)

Numerous Artificial Neural Networks were built to relate pastoral wildfire densities to the metrics describing pastoral landscape configuration. The best ANN model we obtained depended on seven independent variables (pastoral landscape metrics), and had just three nodes in the single hidden layer (structure 7-3-1). Correlation values between the observed and the ANN-estimated pastoral wildfire densities were 0.78 for the 12 NP landscapes in the training dataset, 0.98 for the 6 NP landscapes in the test set and 0.74 for the 6 NP landscapes in the validation set. Better correlation values in the test dataset were explainable as this set was used to halt the learning process before overfitting occurred.

Among the seven landscape metrics included in the best model (Table 5.4), three were considered particularly influential in the model, because they 1) showed higher mean sensitivity (MS) values, so changes in their values affected the model-estimated response more, and 2) were selected more frequently in the trials made by the genetic algorithm (GA), which indicated that

they played a significant role in a higher percentage of the GA tested variable combinations. These three landscape metrics indicated that pastoral wildfire density was higher when:

- The standard deviation of patch area (AREA_SD) was higher, i.e., when greater variability was observed in patch size across the landscape.
- The range of related circumscribing circle values (CIRCLE_RA) was lower, i.e., when patches in the landscape showed more similar degree of elongation.
- Landscape division index (DIVISION) was higher, i.e., when the probability that two randomly chosen pixels in the landscape were not situated in the same patch was higher.

Table 5.4. Metrics included in the best model. Landscape structure metrics related to pastoral wildfire density according to the best Artificial Neural Network model: range of values across Nature Park landscapes, mean sensitivity (MS) and genetic algorithm selection frequency (GA-SF).

| Metric (Fragstats acronym) ^a | Range of Values | MS ^b | GA-SF |
|---|------------------------------|-----------------|--------------|
| Patch density (PD) | 0.16 - 0.43 patches / 100 ha | -0.256 | 0.225 |
| Patch area standard deviation (AREA_SD) | 915 - 5730 ha | 0.523 | 0.284 |
| Circle median (CIRCLE_MD) | 0.60 - 0.70 (range 0-1) | 0.015 | 0.216 |
| Circle range (CIRCLE_RA) | 0.55 - 0.90 (range 0-1) | -1.489 | 0.387 |
| Interspersion and juxtaposition index (IJI) | 35.7 - 70.9 % | 0.578 | 0.147 |
| Division (DIVISION) | 0.31 - 0.92 (range 0-1) | 0.362 | 0.446 |
| Shannon's diversity index (SHDI) | 0.60 - 1.47 bits | 0.177 | 0.230 |

Note: The highest values for MS and GA-SF are indicated in **bold**.

^a A detailed description of these metrics can be found in McGarigal *et al.* (2002)

^b Positive or negative values in MS indicate, respectively, direct or inverse relationships between the metric and the predicted pastoral wildfire density.

There were four other landscape metrics with a less strong influence on the best ANN model. According to these four metrics, pastoral wildfire density was higher when:

- Patch density (PD) was lower: indicative of a coarser grained landscape.
- CIRCLE median (CIRCLE_MD) was higher: patches in the landscape are more elongated.
- Interspersion and juxtaposition index (IJI) was higher: patch types more intermixed, so they are more equally adjacent to all other patch types.
- Shannon's diversity index (SHDI) was higher: the area is more evenly distributed between the different classes in the landscape.

This best ANN model was developed without using any class metrics. Accordingly, the seven independent variables used were selected from the pool of 34 landscape metrics. Table 5.5 summarises some of the other models, obtained using the same procedure, which did include class metrics, or a combination of landscape and class metrics. None of these models achieved better results in terms of predictive capacity and architecture simplicity, nor did they offer straightforward interpretations of the selected variables regarding the pastoral wildfire phenomenon under investigation. The inclusion of socio-economic variables linked to pastoral activities was also tested, but these variables consistently failed to be retained in models.

Table 5.5. Comparison of the best four models. Correlation values and variables included in the best Artificial Neural Network models obtained for pastoral wildfire density using different sets of metrics.

| Set of metrics | Correlation values in the datasets: Training / Test / Validation | Variables included in the model ^a |
|-------------------|---|--|
| Landscape metrics | 0.78 / 0.98 / 0.74 | Best model, see Table 5.4 |
| All metrics | 0.71 / 0.96 / 0.70 | DIVISION 1 (-); CONTIG_MN 3 (+) |
| Landscape metrics | 0.63 / 0.99 / 0.64 | CWED (-); SHEI (+) |
| Class metrics | 0.65 / 0.77 / 0.63 | LPI 2 (+); PARA_SD 3 (-); PARA_AM 5 (-); ENN_SD 5 (+) |

^a The meaning of these acronyms can be found in previous tables and in McGarigal *et al.* (2002). (+) or (-) after the metrics indicate, respectively, direct or inverse relationships with the predicted pastoral wildfire density.

4. DISCUSSION

This research analysed pastoral wildfires, an important environmental issue in Mediterranean Europe, through a novel approach: their relationship with the spatial arrangement of the pasture resources in the landscape. The ANN modelling process led to the identification of seven pastoral landscape metrics which were significantly correlated to pastoral wildfire ignitions in Andalusia (Spain). The patterns they depict can contribute to deepen our understanding of this complex phenomenon and improve current land management accordingly.

The studied NP landscapes tended to contain one or several very large patches combined with many smaller ones (Table 5.2). This structure corresponds to two very common livestock breeding systems in Andalusia (Robles & González-Rebollar, 2006). In mountain areas, livestock graze mostly on relatively small patches of grassland (Class 5) located near the farms and on

extensive shrubland and evergreen forests (Class 4). The latter Class and pine forests (Class 3) dominate the landscape. In valley areas, in contrast, small patches of natural vegetation (primarily Class 4) occupy marginal locations within a matrix of extensive non-irrigated arable lands (Class 3) and permanent crops (Class 2) such as olive and almond groves. These extensive agricultural lands are grazed when they lie fallow or after harvesting, while the smaller patches of natural vegetation are grazed irregularly according to the requirements of the farm.

In recent decades, however, livestock farms have increased the seasonal use of supplements to meet animal feed requirements. As a result, patches such as the shrubland (in the first case) and the natural vegetation (in the second) are grazed less intensely than in the past. This underutilisation can facilitate shrub growth and expansion into neighbouring areas (Romero-Calcerrada & Perry, 2004), a process that livestock farmers may offset by using fire to maintain pastoral value.

According to our best model, pastoral wildfire density was higher in landscapes where patch size was more variable (higher AREA_SD). This seems to reflect landscapes that contain more very large patches (that dominate the landscape), as well as more much smaller patches. So when the use and structure of the pasture resources in the landscape, described above, was more extreme (numerous small patches in an expanding matrix), pastoral wildfires increased.

Regarding the shape of the patches in the landscape, pastoral wildfire density was larger when most patches had more elongated shapes (higher CIRCLE_MD), and more so when all patches in the landscape shared this characteristic (lower CIRCLE_RA). Elongated shapes result in a greater amount of interface between classes and, as we hypothesised for Class 4 patches and is suggested in the literature (Jappiot *et al.*, 2002; Martínez *et al.*, 2009), this characteristic can be expected to increase wildfire occurrence.

A landscape more divided in patches (higher DIVISION), where the different classes are more intermixed (higher IJI) was also a pattern detected to increase pastoral wildfire density. Taking into account the predominant structure of large patches with smaller areas of distinct grazing use discussed above, these metrics showed clearly that pastoral wildfires are more frequent in landscapes with more numerous patches (both large and small), particularly when the different levels of estimated grazing use are closely intermixed. This tendency was somewhat counterbalanced in the model by the patch density variable, but this latter metric affected the predictions to a much lesser extent. In other Mediterranean landscapes, low patch densities (Lloret *et al.*, 2002) and local homogeneity (Vega-García & Chuvieco, 2006) have been found to increase the probability of an area burning. This structure is quite the contrary of that indicated

by our model, but these authors analysed the size of wildfires rather than the number of wildfire ignitions. Despite their inherent connexions, wildfire ignitions and the size of the areas burnt have distinct linkages with land cover configuration (Bajocco & Ricotta, 2008).

The greater division and intermixing indicates higher levels of human activity, including livestock farming, which could be linked to a higher use and ease of access to some areas of the landscape. This has been proved to enhance fire ignition risk (Vega García *et al.*, 1995; Carmel *et al.*, 2009), in accordance with our observed higher pastoral wildfire density. In fact, pastoral wildfires tend to be ignited in areas further from main access roads than other wildfires (Catry *et al.*, 2010). The intermixture of different vegetation types can also contribute to shrub and tree encroachment from moderately or occasionally grazed areas into grasslands (which require persistent grazing to be perpetuated). This process is more likely when communities are close (Navarro *et al.*, 2006) and the proportion of boundary is greater, as indicated also by the CIRCLE_MD metric in the model. As a result, the likelihood that livestock farmers will use fire to offset this process would increase.

As all landscapes contained the five Classes of grazing use, the Shannon's diversity index (SHDI) metric in the model indicated that those landscapes with a more equitable distribution of area among these Classes were affected by pastoral wildfires more often. When we examined the composition of the NP landscapes of our study, those with highest SHDI values had relatively higher percentages of land (PLAND) covered by Classes 1 and/or 5. Low values of SHDI were obtained in landscapes heavily unbalanced towards Classes 2, 3 or 4, with some of them almost totally lacking Class 5 terrain. Urban areas (Class 1) have been found to be a very common wildfire ignition location (Bajocco & Ricotta, 2008), but their relationship with pastoral wildfires may be considered minimal. Therefore, regarding this metric, we may conclude that a higher pastoral wildfire density was related to a higher proportion of Class 5 (natural grasslands and agroforestry systems) in the NP landscapes. As hypothesised, more Class 5 terrain, which indicates the abundance of extensive livestock farming activities, seems to have involved an increased use of fire to regenerate pastures and meet the greater need for animal forage.

It is remarkable that the socioeconomic variables, as well as some of the metrics we were expecting to be relevant, were not retained in the best models. The fact that several of these variables were found significant in previous research (Leone *et al.*, 2002; Martínez *et al.*, 2009), rather than posing a contradiction with ours, is an indication of the complexity of the wildfire ignition phenomenon. Indeed, those authors addressed all human-caused wildfires while, in our study, we focused on pastoral wildfire ignitions in particular, finding that they were significantly

correlated with the arrangement of pasture resources in the landscape. Overall, more pastoral wildfire ignitions may be expected in landscapes where the pattern of being dominated by a matrix of several large patches of low to moderate grazing use, and having abundant small and elongated patches of higher grazing use, is more extreme.

The results obtained in this study were conditioned by several unavoidable limitations. Issues such as the correct classification of wildfire causes (constrained by the resources and training that wildfire inspectors receive) or the relatively small scale at which consistent livestock and land-use information can be obtained (which could have masked some important smaller scale processes) may have concealed the capacity of pastoral landscape structure to predict pastoral wildfire density. However, our results shed some valuable light on this important environmental issue by identifying which landscape patterns are indicative of higher rates of pastoral wildfires in a representative Mediterranean region. Further research would be desirable to test these patterns in other study areas, and to put forward other more comprehensive procedures of analysis to improve our understanding of the phenomenon of pastoral wildfires.

5. CONCLUSIONS AND MANAGEMENT IMPLICATIONS

This study deepens our understanding of pastoral wildfires in the Mediterranean by correlating their abundance to the arrangement of pasture resources in managed landscapes. We conclude that pastoral wildfire ignitions are more likely in landscapes where the pattern of being dominated by a matrix of several large patches of low to moderate grazing use, and having abundant small and elongated patches of higher grazing use, is more extreme.

According to these results, less pastoral wildfires should be expected in areas with extensive livestock farming activities if land management attempts to enlarge and merge the small patches of higher grazing use, reducing the amount of interface and their intermixture with poorer pasture resources. Assuming that the expansion of the matrix is beyond the control of environmental managers, mitigation measures may also need to be implemented. For instance, fuel loads could be reduced in the areas of the matrix surrounding those small patches of higher grazing use. Knowing that pastoral fire is frequently targeted at overgrown shrublands, hazard could also be diminished by small-scale brush cutting or prescribed burning performed on that vegetation in agreement with local livestock farmers.

CAPÍTULO 6. Control Animal Automatizado:
¿puede modificarse el comportamiento del ganado
vacuno en pastoreo con estimulaciones
desagradables discontinuas?

Los aborígenes eran nómadas y no atinaban a imaginar el territorio como un bloque de tierra limitado por fronteras, sino que lo veían más bien como una red intercomunicada de líneas o caminos de paso. Todas nuestras palabras que significan "terruño" –manifestó–, son idénticas a las que significan "línea".

Ello tenía una explicación muy sencilla. La mayor parte de la llanura interior de Australia era un matorral árido o un desierto donde la lluvia siempre caía muy esporádicamente y donde a un año de abundancia podían seguir siete de penuria. Desplazarse por semejante paisaje equivalía a sobrevivir; permanecer en el mismo lugar era suicida. El sentirse cómodo en dicho terruño equivalía a la posibilidad de abandonarlo.

BRUCE CHATWIN
Los trazos de la canción

RESUMEN DEL CAPÍTULO

Como es sabido, el ganado que pasta libremente se distribuye en el territorio de acuerdo con sus preferencias por los recursos disponibles. Sin embargo, un uso ganadero sostenible requiere gestionar la distribución natural de los animales, sea para evitar que el ganado paste en zonas sensibles, para ajustar la carga ganadera a la capacidad sustentadora de los pastos, o para concentrar animales en zonas como las áreas pasto-cortafuegos, que cumplen una función de prevención de incendios. El pastoreo y los vallados son las técnicas que habitualmente se emplean para estos fines, aunque también existen otras, como la ubicación estratégica de puntos de agua, de suplementación o de mejoras de pastos. En tal sentido, el Control Animal Automatizado (CAA) es una tecnología en desarrollo, también conocida como *vallados virtuales*, que podría constituir una alternativa a estas técnicas.

En los sistemas de CAA, se equipa a los animales con un dispositivo electrónico (habitualmente un collar), que permite monitorizar su ubicación mediante GPS y aplicarles un estímulo sensorial cuando entran en una zona restringida, cuyos límites suelen definirse mediante coordenadas geográficas. Esta tecnología ha demostrado su efectividad en varios experimentos a pequeña escala, pero presenta ciertas limitaciones que deben resolverse antes de que sea posible su uso comercial. Una de las más importantes es la baja eficiencia energética de los dispositivos electrónicos, que agotan la energía de las baterías en poco tiempo. Atendiendo a este hecho, en este trabajo se evalúa si el CAA mantiene su efectividad cuando opera de forma discontinua: es decir, cuando los dispositivos están apagados parte del tiempo para ahorrar energía. Cuanto menor fuera la proporción de tiempo que los dispositivos estuvieran conectados (1/2, 1/4, 1/10), tanto más (x2, x4, x10) durarían las baterías.

Esta estrategia difiere notablemente de la aplicada hasta ahora en la investigación sobre vallados virtuales. Habitualmente, el CAA se ha mantenido activo continuamente para obtener el mejor control posible de los animales a lo largo de un vallado virtual permanente. En el CAA discontinuo, en cambio, se asume que los animales van a entrar ocasionalmente en la zona restringida, y el objetivo del sistema se limita a reducir la cantidad de tiempo que permanecen en ella. Sin embargo, el CAA discontinuo nunca ha sido ensayado experimentalmente sobre animales. El principal objetivo del presente trabajo es, precisamente, determinar si el CAA discontinuo modifica de forma efectiva el comportamiento del ganado.

El experimento se desarrolló en Australia, en la finca experimental Belmont, próxima a Rockhampton (Queensland). Se utilizaron cuatro parcelas rectangulares, llanas y de unas 7,6 ha

de extensión. En uno de los extremos de las parcelas se situó un comedero que ofrecía *ad libitum* un suplemento líquido de melazas, lo que atraía a los animales hacia esa zona. El punto de agua estaba situado en el otro extremo de las parcelas (Fig. 6.1). En cada parcela se introdujo un grupo de ocho cebúes jóvenes. Se equipó a cada animal con un collar electrónico (Fig. 6.2) que tenía las siguientes características: 1) un receptor GPS para determinar la posición, con un lector de tarjetas SD integrado, que registraba los datos; 2) una placa de audio para generar un sonido de aviso, que se emitía por dos altavoces colocados cerca de las orejas del animal; 3) una placa para generar un pulso eléctrico de 1 kV, que se transmitía al animal a través de dos electrodos situados sobre su cuello; 4) una placa madre Fleck™ 3 que controlaba todo el sistema mediante un software específico.

Antes del inicio del experimento, cada grupo de cebúes permaneció una semana en sus parcelas, con el fin de que pudieran reconocerlas, y establecieran relaciones de grupo y rutinas diarias (Fotografía 12). El experimento se inició con un primer período de tres días, denominado Período Libre, en el que los animales utilizaron libremente las parcelas, sin recibir ninguna estimulación desagradable. Tras un intervalo de cuatro días, se inició un segundo período de tres días, denominado Período Controlado, en el que los animales recibían de forma discontinua estimulaciones desagradables si se encontraban en la zona de restricción. Esta zona estaba situada alrededor del comedero de melazas y ocupaba un 10% de la superficie de las parcelas. Los collares registraron la posición de los animales durante ambos períodos, que se compararon entre sí para determinar el efecto de la estimulación sobre la distribución del ganado en las parcelas.

La estimulación utilizada en este experimento consistía en una señal auditiva indicadora (no desagradable) de hasta tres segundos, seguida de una suave descarga eléctrica (1 kV) de un segundo de duración. El estímulo se aplicaba sobre el animal cuando intentaba acceder a la zona de restricción o, una vez dentro, si caminaba en esa misma dirección. Si el animal se detenía, o caminaba hacia fuera de la zona de restricción, el estímulo se interrumpía (Fig. 6.3). Para que el CAA fuera discontinuo, los collares se programaron para que generaran estímulos sólo durante un 25% del tiempo: se activaban 5 min y se desactivaban después por un intervalo de duración aleatorizada entre 0 y 30 min (duración media = 15 min). Si, al activarse el collar tras un intervalo, se detectaba que el animal ya se encontraba dentro de la zona de restricción, se le proporcionaba un estímulo inicial, consistente en la señal auditiva y la descarga eléctrica posterior, independientemente de en qué dirección se moviera en esos momentos. Los animales nunca recibían estímulos durante los intervalos o si se mantenían fuera de la zona de restricción.



Fotografía 12. Uno de los grupos de ocho cebúes, pastando en su parcela experimental.

La localización espacial de cada cebú se monitorizó de forma permanente a través del GPS de su collar, que se mantuvo encendido incluso durante los intervalos sin estimulación del Período Controlado. Los collares estaban programados para grabar dos veces por segundo las coordenadas geográficas (entre otros datos) sobre las tarjetas SD, que fueron descargadas al final de cada período experimental. No todos los collares funcionaron correctamente: algunos no registraron las coordenadas geográficas, y otros no generaron estímulos, a pesar de detectar que los animales estaban en la zona de restricción. Al final de los períodos experimentales, un mínimo de dos collares se mantenía en pleno funcionamiento en cada grupo. Desafortunadamente, en las últimas horas del Período Controlado, los dos collares que aún funcionaban en uno de los grupos (Grupo D) generaron los pulsos eléctricos oportunos, pero los electrodos no transmitieron la descarga, posiblemente por no hacer buen contacto con la piel de los animales. Al no haber recibido la estimulación debida, los datos de este grupo de animales se analizaron por separado.

El comportamiento del ganado se analizó a través de un Índice de Preferencia (LPI), calculado como el ratio entre la proporción del tiempo que habían permanecido en una zona, y la extensión relativa de esa zona con respecto a la parcela. Los valores de LPI superiores a 1 indican

una preferencia por la zona en cuestión, ya que los animales pasan más tiempo en ella de lo esperable por la superficie que ocupan. Asimismo, se calculó el número de visitas a la zona de restricción, su duración y el tiempo entre visitas sucesivas (el intervalo de retorno) para cada período experimental. En todos los casos, los períodos se compararon entre sí mediante tests de la *t* de Student para datos apareados.

Para la zona de restricción, el LPI pasó de 4,48 en el Período Libre a 0,14 en el Período Controlado, lo que supuso una reducción del 97% en el uso de la zona. Este resultado de clara significación estadística (ver Tabla 6.1) puede considerarse muy satisfactorio, si se toma en cuenta que los collares sólo generaban estímulos durante un 25% del tiempo. El diferente LPI observado en el Grupo D sirvió para confirmar que, siempre que los animales reciban la estimulación desagradable, el CAA discontinuo resulta eficaz, ya que permite reducir la preferencia del ganado por la zona de restricción.

Lógicamente, al evitar la zona de restricción durante el Período Controlado, el ganado modificó también su utilización del resto de la parcela. En la zona próxima al punto de agua y a la puerta de acceso a las parcelas (*Gate zone* en la Fig. 6.1), por ejemplo, el LPI pasó de 1,68 en el Período Libre, lo que ya indicaba una cierta preferencia, a 5,29 en el Período Controlado. Aunque esta diferencia no tuviera una clara significación estadística, debe tomarse como una advertencia: el restringir el acceso a una zona determinada puede ocasionar un mayor impacto en otras zonas preferidas.

Las visitas del ganado a la zona de restricción fueron significativamente más breves (2 h 39 min *vs.* 10 min) y el intervalo de retorno más largo (2 h 33 min *vs.* 12 h 8 min) cuando se les aplicó la estimulación discontinua (Fig. 6.4). De hecho, en el Período Controlado las primeras tres o cuatro visitas se produjeron al comienzo del período y, tras un rápido aprendizaje, los animales evitaron la zona durante un largo período. Hacia el final de este período, todos los grupos volvieron a visitar la zona de restricción, pero únicamente aquel en el que falló el contacto de los electrodos permaneció largo tiempo en la zona. Este hecho demuestra la importancia de la estimulación desagradable periódica para reforzar el aprendizaje y mantener a los animales fuera de la zona de restricción.

En general, el protocolo de estimulación aplicado (estimulación de 5 min seguida de un intervalo medio de 15 min, y la combinación de aviso sonoro y posterior descarga eléctrica) se mostró muy efectivo para nuestras condiciones experimentales, y consiguió disminuir a un valor muy bajo el uso que los cebúes hicieron de la zona de restricción. De hecho, el tiempo medio desde el inicio de la estimulación hasta la salida de los animales de la zona fue menos de tres

minutos (ver Tabla 6.2). En algunos casos, aunque sólo una parte de los animales con collares en funcionamiento recibieron la estimulación, ésta provocó la salida de todo el grupo de la zona. Este resultado sugiere que puede no ser necesario que todos los animales porten collares para controlar los movimientos del grupo, lo que disminuiría los costes en una aplicación comercial.

En este experimento, el GPS se mantuvo encendido permanentemente para monitorizar detalladamente la localización de los animales, lo que supuso un consumo alto de energía, que agotó las baterías en pocos días. Sin embargo, en una aplicación comercial los collares se habrían podido desconectar completamente, incluido el GPS, durante los intervalos sin estimulación (el 75% del tiempo). Este ahorro de energía habría permitido multiplicar por cuatro la duración de las baterías y, por tanto, de los collares en funcionamiento sobre los animales.

En suma, los resultados de este experimento sugieren que la estimulación desagradable generada por collares electrónicos en funcionamiento discontinuo es suficiente para modificar el comportamiento del ganado y reducir su preferencia por una zona de restricción. Este hallazgo supone un importante paso adelante para mejorar la eficiencia energética de los sistemas de Control Animal Automatizado, ya que sugiere que los dispositivos pueden ser desconectados parte del tiempo y seguir siendo efectivos para controlar al ganado. En todo caso, aún se requiere más investigación para conseguir que las explotaciones ganaderas extensivas se beneficien de versiones comerciales de esta tecnología.

Automated animal control: can discontinuous monitoring and aversive stimulation modify cattle grazing behaviour?

ABSTRACT

Grazing livestock freely select landscape resources, unless they are herded or constrained by fences. Automated animal control (AAC) systems offer an alternative to physical fences by using animal positioning technology and aversive stimuli to deter animals from staying in sensitive environments and so limit their impact. This paper reports on a replicated field experiment completed to test whether occasional stimuli (audio cue followed by a mild electric stimulus), delivered by discontinuously activated AAC collars, could suffice to modify the grazing behaviour of groups of cattle. Four groups of eight steers were confined in 8-hectare rectangular paddocks which had an *ad libitum* supplement feeder located in one end to attract cattle. The steers'

positional information was recorded continuously for three days using a GPS receiver encased in a collar fitted around their neck. These data were used to characterise their use of the paddocks without intervention. Subsequently, a restriction zone was activated on the collars. This zone contained the supplement feeders and represented approximately 10% of the paddock area. Cattle movement was again monitored during a second three-day period, in which the steers were subjected to discontinuous aversive stimuli (5 minutes of stimulation followed by a random 0–30 minute interval without stimulation) if they were located inside or moved into the restriction zone. Cattle visits to the restriction zone were shorter and the return interval longer when steers were subjected to discontinuous stimulation. Overall, there was a 97% reduction in the use of the restriction zone between the first and second deployments. These results suggest that grazing impact can be drastically reduced by making a zone less desirable through discontinuous aversive stimulation. Such a discontinuous (25% of the time on) AAC system can reduce power consumption in collars and so help overcome energy supply limitations that hinder commercial AAC applications.

1. INTRODUCTION

The natural distribution of foraging animals across a landscape develops from choices animals make after evaluating tradeoffs between the different resources available. These choices are based on the interaction of biotic factors such as forage biomass or nutritive quality and abiotic factors such as topography, water availability or microclimate (Senft *et al.*, 1987). Comparing the time animals spend in a particular zone with its relative surface area in the landscape is a frequent approach to assessing animal preference for particular resources (Pienaar *et al.*, 1992; Handcock *et al.*, 2009). For wildlife, the highest density of a species often suggests optimal habitat. However, sustainable management of grazing livestock requires a managed distribution of animals across the landscape to avoid overgrazing certain areas and to make the best use of the pastoral resources available (Bailey, 2005).

Therefore, modifying natural grazing distribution is frequently regarded as necessary for several management objectives, such as protecting areas sensitive to grazing, matching stocking rate with carrying capacity across a property or scheduling targeted grazing to reduce fuel loads and the risk of wildfire (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009). Traditionally, herding and fencing have been successfully used to manage livestock movements. However, other techniques such as placing supplements or drinking water in key locations, or improving pasture quality in some areas, can also modify livestock distribution (DelCurto *et al.*, 1999; Ganskopp, 2001; Bailey, 2005). The

development of technology may offer further cost-efficient alternatives for extensive livestock farming systems. For example, sensor networks and other information communication technologies (ICT) have been proposed for low-labour livestock systems, so as to improve their productivity by increasing the awareness on the state of both pastures and animals (Wark *et al.*, 2007; Handcock *et al.*, 2009).

Automated animal control (AAC), a wider term for virtual fencing, is a relatively recent technological development (Butler *et al.*, 2006) designed to provide an alternative to conventional fencing. In AAC systems, a virtual boundary is usually defined by geographic coordinates, the location of an animal is monitored via a satellite global positioning system (GPS), and a sensory stimulus is applied using electronics housed in a device worn by the animal (frequently a collar) when an animal enters a restriction zone. Location data can be obtained at an ever decreasing cost through GPS technology, while different combinations of sensory stimuli (e.g., audio, electric, vibration, or light followed by an electric stimulus) have been found successful at eliciting a flight response in cattle (Butler *et al.*, 2006; Bishop-Hurley *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2007). Even though AAC is not yet commercially available, it could become a practical alternative to physical fences in the future, particularly where fence installation and maintenance is expensive, more customisable animal control is needed or fences are an issue for wildlife or recreation. Research into AAC is still needed to optimise the animal-borne equipment, develop an optimal suite of sensory cues to elicit a consistent behavioural response, and improve power sources and efficiency (Anderson, 2007).

To date, most AAC experiments have been conducted on relatively small numbers of animals, and for relatively short periods of time. Very precise data have been obtained from AAC devices, but at a very high battery power cost (Swain *et al.*, 2008b). To prevent animals crossing a virtual fence, detailed continuous behavioural control algorithms have been mostly researched (Butler *et al.*, 2006; Anderson, 2007; Bishop-Hurley *et al.*, 2007). Deriving AAC applications that can work at larger spatial and temporal scales, however, requires a more pragmatic approach to animal control.

Discontinuous AAC operation (i.e., an AAC system where the devices remain in stand-by during part of the deployment time) may provide a useful approach to address power efficiency, a practical constraint which is limiting more widespread use of AAC. Rather than maintaining the virtual fence activated continuously and, thus, stimulating animals as soon as they attempt to enter a restriction zone, discontinuous AAC would involve allowing animals to enter the zone occasionally. This approach moves away from previous research that aimed to obtain complete

control of livestock along a virtual fence line. The focus is set on reducing grazing impact on a zone delimited by a permeable virtual boundary, with the use of discontinuous AAC. The smaller the proportion of time AAC devices remained activated (1/2, 1/4, 1/10), the longer the deployment time would be extended (x2, x4, x10) based on the energy saved.

Nevertheless, the effectiveness of discontinuous AAC in reducing animal use of a restriction zone remains unknown. The mechanisms that initiate and determine the degree of avoidance are still not well understood (Swain *et al.*, 2008a), but animals could be expected to progressively learn, through negative reinforcement, to avoid an area where an aversive stimulus is occasionally delivered (Launchbaugh & Howery, 2005; Broom & Fraser, 2007). The main objective of this paper is to use a replicated experimental design to determine the effectiveness of discontinuous AAC. Our hypothesis was that occasional cue (stimulus) and control (aversive stimulus) packages, delivered by discontinuously activated AAC devices, could suffice to significantly modify the grazing behaviour of groups of cattle and reduce their preference for a restriction zone.

Automated animal control collars were deployed on four groups of cattle, which were under very similar experimental conditions (paddock size and configuration, handling procedures, etc.). Access to an area in the paddocks containing an attractive supplement was first unlimited and later restricted using the discontinuous stimuli provided by AAC collars. If cattle responded consistently and their use of the restriction zone was effectively reduced, the discontinuous AAC operation would be scientifically supported. This would validate this approach to improve power efficiency in AAC systems and open the way for further research that could make this novel technology commercially applicable in the future.

2. METHODS

2.1. Experimental site

The experiment was conducted at the Belmont Research Station (lat 23°13'S, long 150°23'E, 15 m a.s.l.), located 20 km NW of Rockhampton in Queensland, Australia. Four adjacent rectangular paddocks (645 m E–W × 120 m N–S) of 7.6 ha ± 0.3 SD and flat relief were used for the experiment. Larger paddocks available at the Research Station were inadequate for a replicated experiment due to their dissimilar sizes and configuration. The experiment was conducted between 18 and 28 November 2008, a period with 98 mm of rainfall and ambient air temperatures ranging from 13.5 °C to 36.2 °C (mean 26.0 °C).

Throughout the experiment, cattle grazed on Rhodes grass (*Chloris gayana* Kunth) pastures with uniform and abundant standing crop. An intake restricted liquid molasses supplement, designed to provide cattle with supplementary protein, essential trace minerals, and vitamins (40% sour [cow/calf] & 60% sweet [weaner], salt content = 3%, protein content = 22%; AniproNCQ – Performance Feeds, QLD 4400, Australia) was provided *ad libitum* in 200 L feeders placed 15 m from the west end of the paddocks. Placement of supplement feeders aimed to increase the attractiveness of the west end area for cattle. Permanent drinking water troughs were situated 75 m from the east end of each paddock (Fig. 6.1). This paddock configuration was maintained throughout the experiment, including the period of cattle preparation.

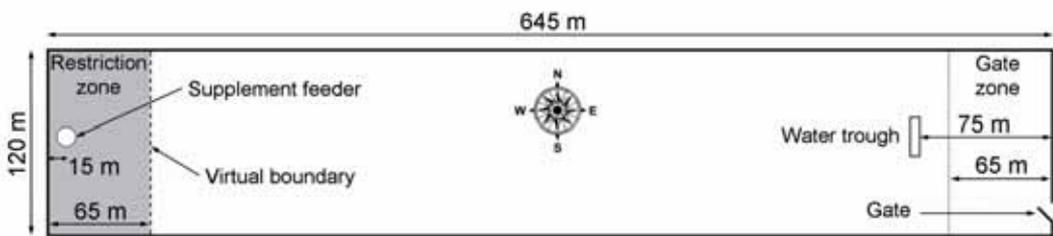


Fig. 6.1. Configuration of the experimental paddocks.

2.2. Monitoring and stimulation devices

The electronics used to monitor the location of each steer and provide the stimuli were housed in a neck collar (Fig. 6.2) based on an earlier version of AAC equipment (Bishop-Hurley *et al.*, 2007). The hardware consisted of a Fleck™ 3 mainboard and three daughter boards: 1) a GPS board with an antenna to determine spatial location and an integrated Secure Digital card reader to store the data, 2) an audio board to reproduce a computer-generated buzzing sound (60 dB at 1 m), and 3) a board that produced a 1 kV electrical pulse for 1 s.

This equipment was contained in a 110 x 70 x 50 mm plastic box (electronics box) and powered by 24 AA Ni-Mh rechargeable batteries housed in two plastic boxes (12 in each battery box). A 50 mm-wide nylon neck collar attached to a modified horse halter was used to carry the equipment, and kept the electronics box on top of the animals' neck for optimal GPS reception (Fig. 6.2). The battery boxes were secured on either side of the neck towards the bottom of the collar and acted as counterweights. Two speakers connected to the audio board were attached to the halter near the animals' left and right ear canals. Electric stimuli were delivered from a single pair of electrodes, which were fixed to the halter strap positioned on the top of cattle's neck. A dedicated programme was loaded into the Fleck™ 3 and provided the set of commands

used to control each device. Hereafter, the device described above will be referred to as AAC collar.

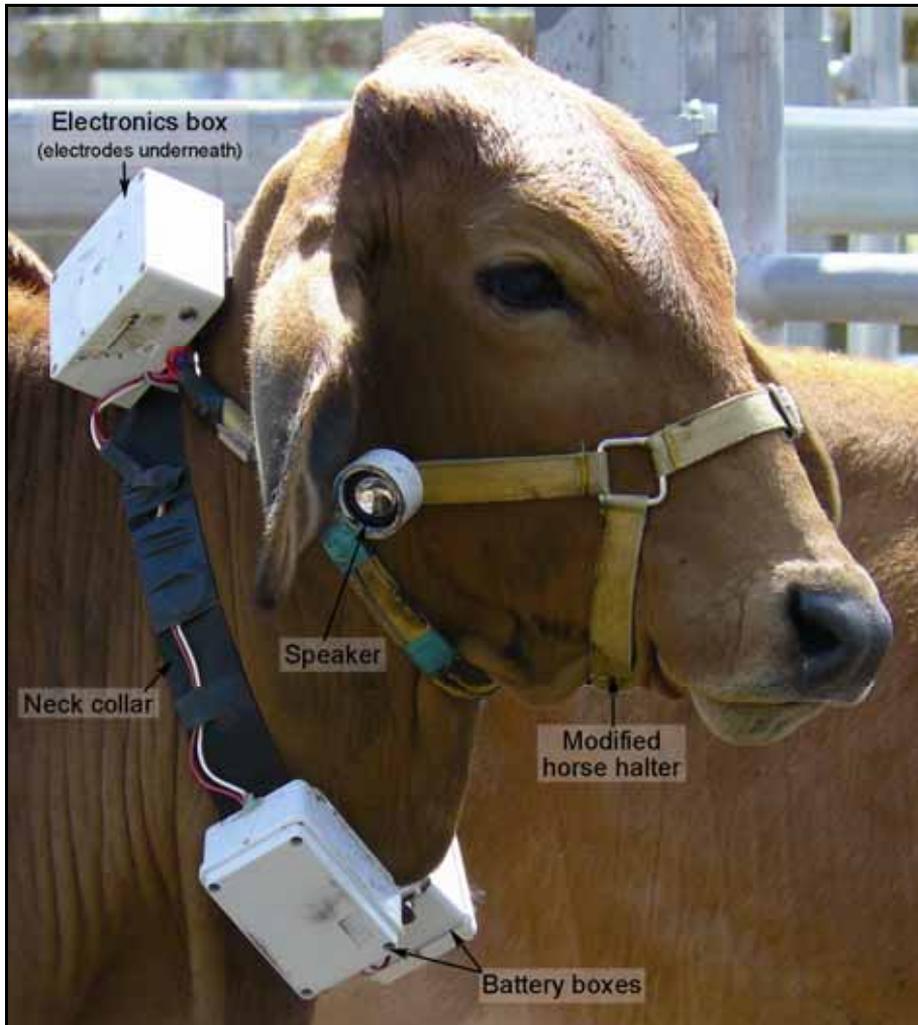


Fig. 6.2. Steer wearing Automated Animal Control (AAC) equipment.

2.3. Preparation of cattle

Thirty-seven Brahman (*Bos indicus*) yearling steers with an initial live weight of $312 \text{ kg} \pm 26 \text{ SD}$ were purchased for the experiment. Once at the Research Station, the steers were inducted over seven weeks into being handled in the yards and wearing dummy AAC collars. During this period, the steers were handled once or twice per week to either put on or take off the collars. For safety reasons, five animals were excluded from the experiment due to their aggressive behaviour during the induction period. Subsequently, the remaining thirty-two steers were

weighed again ($375 \text{ kg} \pm 30 \text{ SD}$) and split into four groups (A, B, C, and D) of similar mean weight using a weight-stratified random procedure. Each group of eight steers was randomly assigned to an experimental paddock and kept there for one week to enable the steers to familiarise themselves with its configuration, to develop daily routines (DelCurto *et al.*, 1999) and establish group behaviours (Launchbaugh & Howery, 2005). Each cattle group was considered as an experimental unit and a full day was the unit of time analysed. Analysing individual steer behaviours fell beyond the goals of this paper. However, scrutiny of the data indicated the steers behaved mostly as united groups throughout the experiment.

To maintain consistency, the same persons mustered and handled the cattle at the beginning and end of the experimental periods. To minimise the effects of mustering and handling on the experimental results, deployments began at least one hour after the last group of steers had returned to its paddock. The steers were not mustered or handled during the deployments.

This experiment was approved by the Rockhampton Animal Experimentation Ethics Committee (Application number RH231-07).

2.4. Experimental treatment

Animal location data from the period where the steers received aversive stimuli was compared with the data from the period when no aversive stimuli were applied. All four groups (replicates) of steers followed the same experimental procedure. During the first three days, the cattle used the resources in the paddocks in the absence of any stimuli (called free-grazing deployment [Free GD] hereafter). After a four-day interval, a second three-day experimental period was run (called controlled-grazing deployment [Controlled GD] hereafter), where the steers were subjected to discontinuous aversive stimulation. All animals were fitted with AAC collars which monitored their location (Free GD and Controlled GD) and delivered the aversive stimuli (Controlled GD only). In the interval between deployments, the steers were not instrumented and groups remained in their respective paddocks. Both deployments started with fully recharged batteries and lasted two full days (48 h), beginning at 1530 hours on Day 1 and ending at 1530 hours on Day 3. The restriction zone was defined as a rectangular strip 120 m long x 65 m wide at the west end of each paddock, where the supplement feeder was located (Fig. 6.1). This area ($0.77 \text{ ha} \pm 0.08 \text{ SD}$) represented approximately one tenth ($10.2\% \pm 0.9 \text{ SD}$) of the total area of the paddocks, which differed slightly in shape and size.

The stimulation protocol implemented in this trial (Fig. 6.3) was based on an algorithm previously developed for AAC, which automatically delivered stimuli proven to work in earlier experiments (Bishop-Hurley *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2007). Originally, the control algorithm continuously recorded the animal's location and the stimuli were delivered as soon as the animal tried to enter the restriction zone. The standard stimuli consisted of a non-aversive audio cue (maximum duration of three seconds), followed by an aversive mild (1 kV) electric stimulus (one second duration) if the animal attempted to cross the virtual fence line. This behavioural based control algorithm utilised associative learning methodologies (for details, see Lee *et al.*, 2007), as the stimulus would immediately stop if the animal reacted adopting the desired behaviour (i.e., halted or turned around). The stimuli were deactivated when a speed threshold was exceeded, avoiding unnecessary stimuli occurring to an alarmed animal. Outside the restriction zone, no stimuli were delivered.

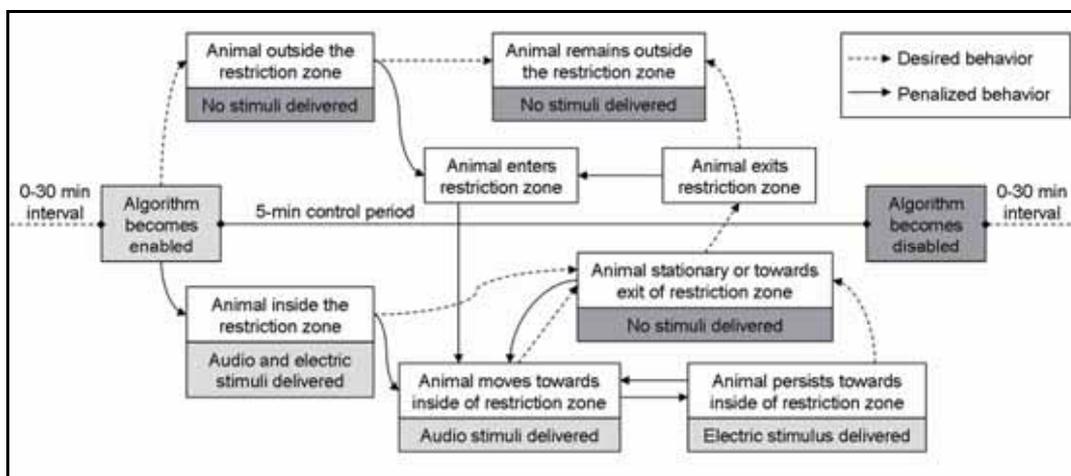


Fig. 6.3. Decision flow followed by algorithm to determine stimuli delivery during controlled-grazing deployment (Controlled GD).

For the experiment, the control algorithm was modified to operate discontinuously. After being enabled for a 5-min-long control period, the algorithm was disabled for intervals with a random duration of between 0 and 30 minutes. This procedure created, on average, 15-min intervals between the 5-min control periods. During the intervals, the GPS remained active and provided continuous monitoring of steers but no stimuli was delivered, regardless of the location of steers in the paddocks. The interval sequence was programmed in such a way that control periods took place simultaneously for all steers in a group, and at different times for each group.

The control algorithm was also recoded to deliver a single 3-s-long audio cue followed by the 1-s-long electric stimulus if the steer was inside the restriction zone when the algorithm

became enabled, regardless of steer's movement in that moment. This "wake-up" feature was introduced to initiate movement of the steers, as lack of movement would have rendered the control algorithm ineffective. During the following five minutes, those steers still inside the restriction zone would receive stimuli as would those animals attempting to enter the restriction zone (Fig. 6.3).

2.5. Data recorded, processing, and statistical analyses

Each steer's AAC collar recorded data twice per second throughout the experiment. Each record contained the date and time, location data (northing, easting and UTM zone), type of GPS fix (3D, 2D or No fix), and information regarding the algorithm and the stimuli being delivered (algorithm enabled/disabled, type of stimulation audio/electric, electrodes delivering stimuli yes/no). These records were stored on Secure Digital cards that were downloaded after each deployment. Data were parsed using Matlab 7.7 (The MathWorks, Natick, MA, USA) and summarised using MS Office Access 2003 (Microsoft Corp., Redmond, WA, USA) and ArcGIS 9.3 software (ESRI, Redlands, CA, USA), including Hawth's Analysis Tools 3.27 extension for ArcGIS (Beyer, 2004).

Records with poor GPS fix quality (i.e., 2D and No Fix) were deleted from the datasets. If less than 95% of the total daily records (172,800) of an AAC collar had 3D precision, it was considered to have been malfunctioning and its dataset was discarded. Furthermore, 3D records more than 5 m outside the paddock boundaries (mean = 0.04%) were also removed. Those records within the 5-m buffer around the boundaries were considered to be near-fence fixes drifted by the GPS error.

The number of AAC collars operating correctly (i.e., functional electronics recording GPS positions and generating the stimuli due) decreased progressively in both deployments. In the course of the 48 h of Free GD, the mean (and minimum) number of functional units in the cattle groups went down from 7 (5) to 5 (3). In Controlled GD, this number decreased from 5 (4) to 3 (2). Unfortunately, the electrodes of the two collars that were still working in one of the groups at the end of Controlled GD failed to deliver electric stimuli in the last hours of the deployment. The data from this group was, therefore, excluded from the statistical analysis. No collars delivered audio or electric stimuli outside the programmed times and areas.

The grazing behaviour of cattle was analysed through a Landscape Preference Index (LPI). Generically, LPI could be defined as "the ratio between the proportional time spent in an area of

interest and the proportion of the area of interest compared to the whole area available” (p. 3597, Handcock *et al.*, 2009). LPI values were computed for the restriction zone and the total duration (48h) of each deployment, and they were compared to determine the global effectiveness of the discontinuous stimulation in reducing the preference of the steers for the restriction zone.

LPI for the restriction zone was also calculated separately for the first and second halves of Controlled GD. Comparison of these two 24h periods was used to assess how progressive learning impacted behaviour in cattle. Furthermore, understanding how avoidance of the restriction zone affected the use of the rest of the paddocks was also of interest. This effect was assessed in another preferred but unrestricted area: the gate zone located at the opposite (east) end of the paddocks (Fig. 6.1). LPI values for the gate zone were computed for the total duration of each deployment.

The duration of cattle visits to the restriction zone was calculated as the length of time between the first animal in the group entering the area and the last animal leaving it. The time cattle groups spent outside the restriction zone between two consecutive visits (the return interval) was also measured. The mean duration of visits and the mean return interval were computed for each cattle group and these values were compared between deployments.

The Controlled GD was further analysed to determine the number of steers that entered the restriction zone in each visit and the amount and type of stimuli delivered. Steers’ response to the stimuli was evaluated based on the time it took for the group to leave the restriction zone after the start of the stimuli. The mean distance from the location of the stimulated steers to the virtual boundary of the restriction zone at the start of the stimuli was also calculated. All these parameters were determined by detailed scrutiny of the data recorded on AAC collars.

Analyses were completed using the R 2.9.1 statistics software package (R Development Core Team, 2009). Deployments were compared through paired Student’s *t*-tests and the normality in the distribution of the data was tested for using the Shapiro-Wilk *W* test.

3. RESULTS

The random discontinuous application of stimuli modified the grazing behaviour of the cattle and it therefore constitutes a useful addition to existing automated animal control algorithms. All four steer groups reacted consistently by avoiding the restriction zone where the stimuli were applied. The failure of the AAC collars in Group D gave this group non-stimulated access to the

restriction zone towards the end of Controlled GD. Accordingly, the statistical analyses were carried out with the data only from Groups A, B, and C, and the distinct behaviour observed in Group D is reported separately.

The Landscape Preference Index (LPI) for the restriction zone in Controlled GD (0.14) was 3.1% of that observed in Free GD (4.48). This difference was highly significant (Table 6.1) and proved that grazing behaviour of the steers was successfully modified by the experimental treatment, resulting in a drastic reduction of steer use of the restriction zone.

Table 6.1. Landscape Preference Index (LPI) values for cattle groups during free-grazing deployment (Free GD) and controlled-grazing deployment (Controlled GD).

| Zone and period / Cattle Group | A | B | C | Mean \pm SEM | <i>t</i> -test |
|---|------|------|------|-----------------|------------------|
| <i>Restriction zone, total duration of deployments</i> | | | | | |
| Free-grazing deployment | 3.78 | 4.66 | 5.01 | 4.48 \pm 0.37 | <i>t</i> = 12.42 |
| Controlled-grazing deployment | 0.11 | 0.13 | 0.17 | 0.14 \pm 0.02 | <i>P</i> = 0.006 |
| <i>Restriction zone, evolution during the controlled-grazing deployment</i> | | | | | |
| First half of deployment | 0.18 | 0.22 | 0.33 | 0.24 \pm 0.04 | <i>t</i> = 4.14 |
| Second half of deployment | 0.03 | 0.04 | 0.01 | 0.03 \pm 0.01 | <i>P</i> = 0.054 |
| <i>Gate zone, total duration of deployments</i> | | | | | |
| Free-grazing deployment | 1.21 | 1.62 | 2.21 | 1.68 \pm 0.29 | <i>t</i> = -3.10 |
| Controlled-grazing deployment | 6.99 | 4.87 | 4.01 | 5.29 \pm 0.89 | <i>P</i> = 0.090 |

LPI values between the first and second halves of Controlled GD showed a clear decreasing trend. In the first 24h, LPI for the restriction zone was already very low (0.24) compared with Free GD, but it further diminished to a negligible value (0.03) in the second half of the deployment. However, the difference between the two halves was only marginally significant (Table 6.1).

The restriction zone was the most preferred area during Free GD, followed by the gate zone (LPI = 1.68), located at the opposite end of the paddocks. The aversive stimulation implemented during Controlled GD in the restriction zone produced a noticeable increase in steer preference for the gate zone (LPI = 5.29). However, the small number of replicates ($n = 3$, as Group D was excluded from the analyses) limited the statistical significance of this increase (Table 6.1).

In the 48 hours of Free GD, the mean number of visits to the exclusion zone per cattle group was 9.7 ± 1.2 SEM. The mean duration of the visits was 2 h 39 min \pm 19 min, while the mean return interval was 2 h 33 min \pm 18 min. During Controlled GD, the mean number of visits per group was reduced to 4.3 ± 0.3 , and the mean time cattle spent inside the restriction zone was 10 ± 1 min. The mean return interval was 12 h 8 min \pm 1 h 36 min. According to the statistical tests, the duration of visits was significantly shorter ($t = 7.68, P = 0.017$) in Controlled GD, while the return interval between visits was longer ($t = -5.09, P = 0.037$).

During Free GD, the longest visits to the restriction zone were concentrated during the night and the morning (Fig. 6.4). In Controlled GD, the first (three to four) visits of each group were concentrated in the first 15 h of the deployment and lasted 31 min at most (Table 6.2). Afterwards, no visits to the restriction zone took place for a period that lasted from 24 h to 32 h across the groups. Towards the end of the deployment, all groups revisited the restriction zone but remained there for very short (< 10 min) periods, with the exception of Group D.

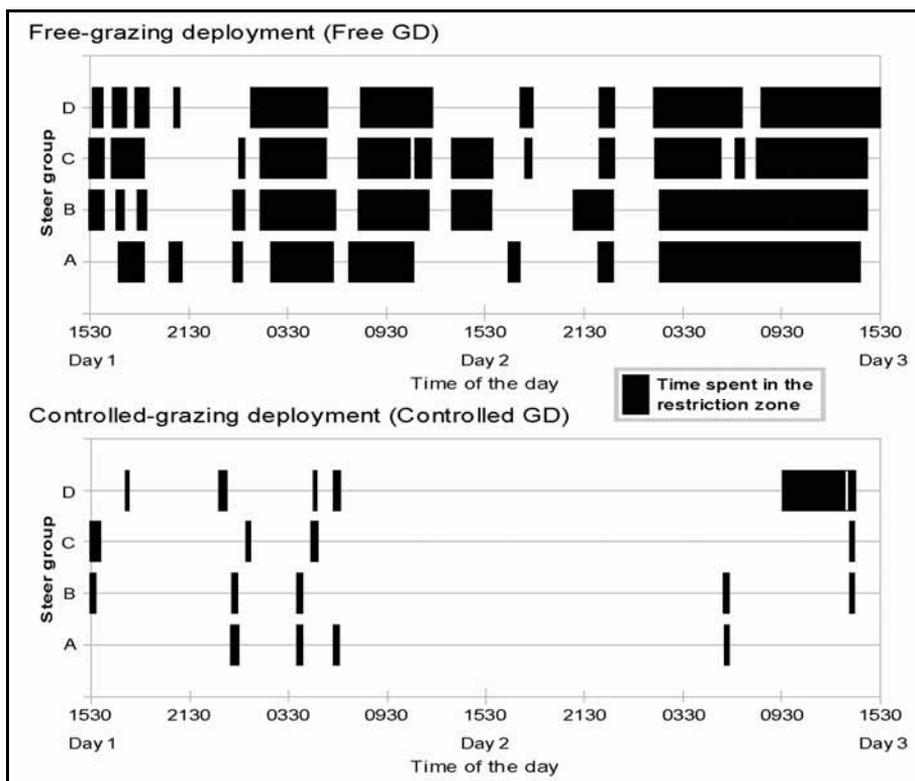


Fig. 6.4. Time steer groups spent inside the restriction zone during free-grazing deployment (Free GD) and controlled-grazing deployment (Controlled GD).

Table 6.2. Characterisation of cattle-group visits (time, steers monitored, visit duration) to the restriction zone during controlled-grazing deployment (Controlled GD), including stimuli delivered (audio and electric) and the reaction of the group (time and distance to exit).

| Group-Visit | Time from start of deployment (h:min:s) | No. of visiting steers monitored | Visit duration (h:min:s) | Mean distance to exit at start of stimuli (m) | Time from start of stimuli until exit (h:min:s) | Audio stimuli per steer (s) | No. of electric stimuli delivered | No. of steers that received electric stimuli |
|-------------|---|----------------------------------|--------------------------|---|---|-----------------------------|-----------------------------------|--|
| A-1 | 8:35:50 | 4 | 0:16:24 | 28.5 | 0:05:18 | 24.8 | 29 | 4 |
| A-2 | 12:38:12 | 4 | 0:09:08 | NA ¹ | NA ¹ | 0.0 | 0 | 0 |
| A-3 | 14:52:19 | 4 | 0:07:51 | 9.3 | 0:00:10 | 2.9 | 3 | 3 |
| A-4 | 38:36:55 | 4 | 0:07:45 | NA ¹ | NA ¹ | 0.0 | 0 | 0 |
| B-1 | 0:00:00 | 4 | 0:11:56 | 47.0 | 0:05:09 | 16.6 | 4 | 3 |
| B-2 | 8:37:34 | 4 | 0:13:48 | 29.5 | 0:02:27 | 3.5 | 2 | 2 |
| B-3 | 12:38:07 | 4 | 0:08:01 | 23.5 | 0:01:12 | 3.5 | 2 | 2 |
| B-4 | 38:35:58 | 2 | 0:09:47 | 10.5 | 0:03:32 | 14.3 | 3 | 1 |
| B-5 | 46:17:40 | 3 | 0:01:31 | 11.0 | 0:00:23 | 3.3 | 0 | 0 |
| C-1 | 0:00:00 | 5 | 0:30:52 | 54.1 | 0:02:05 | 6.5 | 4 | 4 |
| C-2 | 09:32:35 | 3 | 0:00:37 | 0 | 0:00:37 | 5.0 | 3 | 1 |
| C-3 | 13:30:20 | 5 | 0:11:51 | 47.1 | 0:02:18 | 6.6 | 4 | 3 |
| C-4 | 46:17:49 | 4 | 0:01:43 | NA ¹ | NA ¹ | 0.0 | 0 | 0 |
| D-1 | 02:10:02 | 2 | 0:00:34 | 0 | 0:00:34 | 2.8 | 0 | 0 |
| D-2 | 07:53:58 | 5 | 0:15:10 | 31.1 | 0:00:16 | 3.3 | 5 | 5 |
| D-3 | 13:37:00 | 3 | 0:02:29 | 0 | 0:02:29 | 1.7 | 0 | 0 |
| D-4 | 14:49:09 | 5 | 0:16:44 | 52.3 | 0:10:59 | 23.6 | 17 | 4 |
| D-5 | 42:08:08 | 2 | 3:49:19 | 0 | 3:49:19 | 126.8 | 0 | 0 |
| D-6 | 46:08:32 | 1 | 0:16:03 | 0 | 0:16:03 | 43.0 | 0 | 0 |

¹ NA: Not applicable: algorithm was disabled throughout the visit.

The stimuli delivered to the four groups of cattle throughout each visit to the restriction zone during Controlled GD is summarised in Table 6.2. Leaving aside the visits where the stimulation failed (D-5 and D-6), the mean time from the start of the stimuli until all steers exited the area was 2 min 41 s \pm 47 s SEM. Two consecutive stimulation cycles were needed in D-4 to make the animals exit the restriction zone. In three other visits (A-1, B-1 and C-2) the 5-min stimulation period finished before the last animal of the group exited, but in all three cases this took place less than 20 seconds prior to the animals leaving the restriction zone. Even though the algorithm was enabled in both D-1 and D-3 when animals entered the restriction zone, their movements were mostly along the virtual boundary, so they did not trigger any electric stimuli and few audio cues. In B-2, B-3, B-4, and C-2, one or two of the steers received the electric stimuli and the rest of the group only received audio cues, but all steers exited the restriction zone.

D-5 and D-6 were the visits made by Group D to the restriction zone where, due to technical failure, no electric stimuli were delivered to any of the steers of the group (Table 6.2). In the first of these visits (D-5), the steers perceived immediately the lack of aversive stimuli and rested in the restriction zone during 3 h 49 min. As a result, LPI values for the restriction zone incremented in Group D between the first half (0.20) and the second half (1.57) of Controlled GD. The contrast with Free GD (LPI = 4.42) was still clear, but the overall use of the restriction zone was much greater than in the other three cattle groups (Table 6.1).

4. DISCUSSION

Automated animal control (AAC) is a new technology which promises assistance in controlling animal location to managers of extensive livestock farms. This study builds on previous AAC research (Butler *et al.*, 2006; Anderson, 2007; Bishop-Hurley *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2007) by validating the hypothesis that discontinuous AAC monitoring and aversive stimulation can significantly modify the grazing behaviour of cattle groups and reduce their preference for a restriction zone. This finding supports the use of discontinuous AAC to improve power efficiency in AAC systems, which constitutes an important step forward in the research that could make this technology commercially applicable in the future.

The results from our replicated experiment demonstrated a clear statistical difference in the preference indices for the restriction zone between controlled and free-grazing steers (Table 6.1). Taking into account that the AAC collars only delivered stimuli 25% of the time during their

deployment, the 96.9% reduction observed in the use of the restriction zone can be considered very satisfactory. The somewhat divergent behaviour observed in one of the replicates was caused by technical limitations detailed below, and served to confirm that, as long as the aversive stimuli are effectively delivered, random discontinuous AAC operation is able to reduce the use of an area by steers.

Steer groups were expected to increasingly avoid the restriction zone as a consequence of receiving successive aversive stimuli. The mean LPI values of the first and the second halves of Controlled GD (0.24 and 0.03, respectively) seemed to confirm this hypothesis, but differences were not statistically clear ($P = 0.054$). In fact, LPI values for the restriction zone were already very low even in the first 24 h of the deployments, which suggests that steers learned very rapidly to avoid the area. Indeed, the experimental steers were strongly discouraged to enter the restriction zone for some time (24–32 h) after their first three to four visits (Fig. 6.4). A similar number of aversive stimuli were needed in another experiment until cattle associated an audio cue to the subsequent electric stimulus (Bishop-Hurley *et al.*, 2007). Rapid associative learning has also been reported by Lee *et al.* (2007) who analysed cattle response to receiving electrical stimuli when they approached a feed attractant.

The avoidance of the restriction zone was expected to influence how the steers used the rest of the paddocks. The important increase observed in the preference shown for the gate zone (Table 6.1) captured this effect clearly. This zone contained the gate to the paddock, was close to the drinking water trough and was the area furthest from the restriction zone (Fig. 6.1). All these features probably contributed to the remarkably high frequentation of the gate zone (LPI = 5.29) registered during Controlled GD. This result could be considered a warning about restricting the access to a preferred area: restriction may result in very high impact in other areas of the paddock.

The statistical analyses indicated that during Controlled GD not only were LPI values lower, but visits to the restriction zone were shorter in duration ($P = 0.017$), and the mean return interval was longer ($P = 0.037$) than during Free GD (Fig. 6.4). These findings demonstrate that the stimuli and their protocol for being applied elicited the desired animal behaviour in our experiment. The degree of intervention applied can be summarised as 5-min-long control periods on a random sequence with a mean interval (without stimulation) of 15 min. Randomizing the time interval between control periods was considered important to prevent animals from learning that exploring the restriction zone in the first minutes following a control period was always “safe”. The randomized approach was successful in our experiment, but no

complementary tests were run with a non-randomized sequence to determine the importance of this characteristic.

In most of the visits steers made to the restriction zone (Table 6.2), one control period (5 min) sufficed to make animals exit the restriction zone. This indicated that this was an adequate duration for our experimental setup, which comprised relatively small (< 1 ha, 10% of the paddocks) and distinct restriction zones (Fig. 6.1). Three (16%) of the visits, however, were completed during an interval when the algorithm was disabled (Table 6.2). Learning of appropriate responses could have been disrupted by this location–stimuli association inconsistency (Lee *et al.*, 2007). However, none of these three visits lasted for more than 10 min. The association of features in the restriction zone (most importantly, the supplement feeder) with an aversive stimuli did not last very long. Delivery of electric stimuli was necessary to maintain avoidance behaviour towards the end of Controlled GD; when not delivered, as in Group D, steers restarted to use the restriction zone.

The distinct behaviour of Group D was caused by technical failure of the two AAC collars which were still working at visits D-5 and D-6 (Table 6.2). Collars failed to deliver electric stimuli, most probably due to a defective contact between the electrodes and the steers' skin. This undesirable result calls for an improvement in the interface between AAC collars and animals. There were other collars that failed to deliver electric stimuli, but on only one other occasion (B-5) did all collars in the group fail. In these cases, however, the audio cues proved effective in ensuring the cattle did not stay in the restriction zone. In a replicated experiment with similar stimulation (Bishop-Hurley *et al.*, 2007), cattle also responded appropriately to the audio cue after having previously experienced audio cues followed by electric stimuli. The response to audio stimuli, however, has been reported to wane as cattle get habituated (Butler *et al.*, 2006), and the application of an aversive stimulus would be, at some point, necessary to maintain avoidance (Nolte, 1999). The behaviour observed in Group D towards the end of Controlled GD seems to support this assertion.

The number of AAC collars operating correctly decreased progressively in both deployments. As collars failed, fewer steers were monitored, so the behaviour of the whole cattle group had to be inferred from the behaviour of fewer animals. This assumption was supported by scrutiny of the data, including periods with many functional collars, which showed that steers behaved mostly as united groups throughout the deployments. However, it was anticipated that fewer functional collars would be less effective in encouraging the whole cattle group to leave the restriction zone, as fewer steers would potentially receive the stimuli.

Nevertheless, there were four visits to the restriction zone (i.e., B-2, B-3, B-4, and C-2) in which only one or two animals (out of the two to four with functional collars) received electric stimuli, but it was still possible to successfully have all steers exit the restriction zone. This result suggests that it may not be necessary to instrument all animals within a commercial AAC application (Anderson, 2007).

Although the AAC collars were programmed to deliver stimuli only during 25% of the deployment time, their GPS remained activated throughout the deployments. Indeed, recording high frequency GPS positions was necessary to provide continuous monitoring of steers and this caused high battery consumption, which led to short-duration experimental deployments (3 days). In commercial applications, however, the designed duty cycling could allow the AAC collar (including the GPS) to be in stand-by for 75% of the time; this would represent a four-fold increase in deployment time based on the energy saved.

In future research, further reductions in power consumption of AAC collars may require additional algorithm modifications. A simplified algorithm that delivered an occasional electric stimulus to cattle when inside a restriction zone may be sufficient to initiate avoidance behaviour. Indeed, the frequency of these stimuli could possibly be reduced as cattle progressively learned to avoid the area. A more complex algorithm could also be of interest, if it estimated the probability of an animal entering a restriction zone in the subsequent period of time (Swain *et al.*, 2008b), or predicted the most probable length of time until the animal reached the restriction zone. This would reduce the frequency with which AAC collars would need to be activated and diminish energy consumption. These algorithms should be designed to work with low GPS fix frequency, as this would also save energy in commercial applications. Other AAC challenges also need to be researched, such as improving the animal borne equipment or determining whether AAC is still effective when only part of the herd (i.e., group leaders) are collared.

5. IMPLICATIONS

Our results suggest that the aversive stimuli provided by discontinuously activated AAC collars can suffice to significantly modify the grazing behaviour of groups of cattle and reduce their preference for a restriction zone. This finding constitutes an important step forward in improving power efficiency in AAC systems, as it suggests that AAC collars can be duty cycled to save energy whilst still delivering successful animal control. This approach focuses on reducing grazing impact on a zone delimited by a permeable virtual boundary, rather than attempting to obtain

complete control of livestock along a virtual fence line. Further research is still needed before livestock management in extensive rangelands benefits from AAC commercial applications.

DISCUSIÓN CONJUNTA

–Esperen un minuto –les decía yo–. ¿No hay algún caso particular de este problema general?

–Claro que sí, desde luego.

–Estupendo. Dénme un ejemplo.

A mí me resulta imposible entender nada de manera general a menos que tenga en mi mente un ejemplo concreto y pueda ver cómo va funcionando.

Al principio hay quienes piensan que soy tardo de entendederas, y que no comprendo el problema, porque no hago más que hacer un montón de preguntas tontas.

Pero luego, cuando el otro está liado en mitad de un montón de ecuaciones, él va y dice algo, y yo le corto:

–¡Espere un momento! ¡Hay un error! ¡Eso no puede ser correcto!

El otro mira sus ecuaciones, y desde luego, un rato más tarde descubre el error y se pregunta:

¿Cómo diablos ha hecho este tipo, que al principio apenas si entendía nada, para hallar el error en mitad de todas estas ecuaciones?

RICHARD P. FEYNMAN

¿Está usted de broma, Sr. Feynman?

El hilo conductor de los seis capítulos de esta tesis doctoral es la integración del pastoreo en la prevención de incendios forestales. Las investigaciones realizadas alrededor de esta idea central han explorado diversos campos de conocimiento, que han sido particularmente dispares en aquellos estudios realizados durante estancias en otros centros de investigación (Capítulos 5 y 6). En el resto de casos existen conexiones más directas entre los trabajos, al estar todos ellos estrechamente relacionados con la gestión silvopastoral de áreas cortafuegos en Andalucía, sea a escala regional (Capítulo 1) o en la zona de estudio piloto (Capítulos 2, 3 y 4). Además de mostrar estas interrelaciones, en esta sección se discuten brevemente los principales resultados obtenidos en los distintos trabajos, contextualizándolos en la literatura científica.

El sistema de seguimiento aplicado en la RAPCA para evaluar el pastoreo en áreas cortafuegos (Capítulo 1) está inspirado en la metodología utilizada en el programa RCC del sudeste francés (Étienne & Rigolot, 2001). En el proceso de ajuste de esta metodología, se incorporaron algunos parámetros de campo a las evaluaciones, fundamentalmente para monitorizar mejor el impacto del pastoreo sobre las especies leñosas, y se descartaron otros que no parecían aportar información relevante en la mayoría de las áreas pasto-cortafuegos. Dado que se buscaba una metodología sencilla y rápida de aplicar, se prefirió incorporar la tasa de consumo de especies arbustivas (Étienne, 1989) en lugar de otros parámetros, más precisos pero laboriosos, utilizados con fines de investigación (Jauregui *et al.*, 2007; Dopazo *et al.*, 2009).

En este trabajo se ofrecen por primera vez funciones que permiten determinar, de forma fiable y automática a partir de los parámetros de campo, el nivel de cumplimiento de los objetivos de pastoreo en áreas pasto-cortafuegos. Más allá de su aplicación en la RAPCA, este desarrollo metodológico constituye una referencia que puede ser útil para otros programas análogos. Asimismo, en base a los resultados obtenidos en Andalucía, se identifican los tres parámetros de campo más importantes para evaluar correctamente el pastoreo, que conjuntamente podrían integrar una metodología de seguimiento más ligera.

En lo que respecta al análisis de las características de las áreas pasto-cortafuegos de la RAPCA, el principal resultado fue que el volumen de matorral era el elemento que más condicionaba el éxito del pastoreo. En el sudeste francés también se considera que este parámetro dificulta el pastoreo (Thavaud, 2006), probablemente debido a la lignificación y pérdida de palatabilidad asociada a los arbustos de mayor tamaño (Jauregui *et al.*, 2007). En vista de lo afirmado en otros estudios (Senft *et al.*, 1987; Bailey, 2005), también se esperaba que factores abióticos como la pendiente o la distancia (a puntos de agua o apriscos) dificultaran que se produjera el pastoreo intenso deseado. Sin embargo, no tuvieron una influencia importante en la

RAPCA, posiblemente porque el ganado era cuidado por pastores, y estos adaptaban el manejo para cumplir con los compromisos adquiridos.

Tanto el ganado ovino como el caprino mostraron su capacidad de controlar la vegetación en áreas pasto-cortafuegos. La diferencia más destacable entre estos tipos de ganado se produjo en la tasa de consumo de la encina, una de las especies más habituales en la RAPCA. Tal y como ya habían observado otros autores (Cuartas & García-González, 1992; Bartolomé *et al.*, 2000), esta especie fue consumida más intensamente por el ganado caprino. Precisamente, en uno de los estudios realizados en la finca piloto (Capítulo 3) se analizó con detalle el impacto del pastoreo con ganado ovino en el crecimiento de las encinas. En líneas generales, el pastoreo restringió pero no impidió el crecimiento de las jóvenes encinas situadas en el área pasto-cortafuegos. En este resultado posiblemente influyera el hecho de que el pastoreo fue muy intenso sólo en uno de los tres años que duró el estudio, y que siempre tuvo lugar en la época de mayor abundancia de pasto. De hecho, otros autores han observado que, en esta época, el ganado ovino que pasta en zonas repobladas con encinas dedica muy poco tiempo a consumirlas (Blázquez *et al.*, 2003; Blázquez *et al.*, 2005).

La metodología aplicada para el seguimiento de las encinas fue similar a la utilizada para evaluar la respuesta al pastoreo del salado blanco (*Atriplex halimus*); en ambos casos se compararon ejemplares ramoneados con otros protegidos del pastoreo durante tres años. En el caso del salado blanco (Capítulo 4), se observó que esta especie mantiene su vitalidad y capacidad de rebrote tras pastoreos sucesivos. Este resultado confirma los obtenidos en otros estudios de duración más corta (Luna *et al.*, 1994; Valderrábano *et al.*, 1996), y muestra por vez primera que la excelente respuesta observada a corto plazo se mantiene también cuando el salado blanco es sometido a pastoreos repetidos durante varios años. De hecho, esta especie soportó sin dificultades un doble pastoreo, puntual pero muy intenso, en febrero y mayo del mismo año, mientras que lo habitual es aplicar un único pastoreo anual y se recomienda dejar recuperarse a los arbustos el resto del año (Valderrábano *et al.*, 1996; Correal & Sotomayor, 1999).

En este mismo estudio se detectó que el pastoreo había modificado la estructura de los arbustos, haciéndolos más compactos. Así, aunque su volumen fuera en ocasiones muy inferior, la biomasa forrajera y leñosa de los arbustos ramoneados era mayor de lo esperado, y las diferencias con los arbustos no ramoneados, mínimas. Para atender a su diferente compacidad, calculamos ecuaciones de regresión específicas para arbustos ramoneados y no ramoneados, con lo que mejoraron los ajustes entre volumen y biomasa. Las ecuaciones genéricas propuestas en otros estudios (Luna *et al.*, 1994; Valderrábano *et al.*, 1996; Ben Salem *et al.*, 2005), en cambio, no

toman en consideración este importante factor. Otro efecto causado por el pastoreo fue un retraso en la fenología de las plantas, ya que requerían algún tiempo para rebrotar tras ser ramoneadas intensamente. Esto ocasionó un aumento significativo del contenido en humedad en verano de los brotes jóvenes, lo que puede ser beneficioso para la prevención de incendios, ya que un mayor contenido en humedad disminuye la inflamabilidad de la vegetación (Weise *et al.*, 2005). En suma, el valor forrajero, baja inflamabilidad y excelente respuesta al pastoreo del salado blanco lo convierten en una especie muy adecuada para realizar mejoras de pastos en áreas pasto-cortafuegos. De hecho, las mejoras de pastos atraen al ganado y eso propicia un mayor control de la vegetación en su entorno (Étienne *et al.*, 1995).

Precisamente, el control del pastizal en el área pasto-cortafuegos piloto fue un tanto irregular a lo largo del período de estudio (Capítulo 3). El mantenimiento de esta zona estaba a cargo de un ganadero profesional que, en lugar de adaptar la carga ganadera a la variable producción anual del pastizal, la mantuvo muy constante durante los tres años en que se realizaron seguimientos. Consecuentemente, sólo en el año con menores precipitaciones y producción de pastos se consideró que el resultado del pastoreo había sido óptimo de cara a la prevención de incendios. Efectivamente, la cantidad de biomasa restante tras el pastoreo en ese año (200 kg ha^{-1}) únicamente podría dar lugar a incendios débiles y de avance lento (Diamond *et al.*, 2009). En estos mismos años, el pastoreo apenas produjo cambios en la composición botánica y diversidad del pastizal. La mayor influencia que tuvieron otros factores ambientales, como la cantidad de lluvia, sobre estas variables es, de hecho, una dinámica característica de comunidades vegetales poco productivas (Milchunas & Lauenroth, 1993).

Este seguimiento del pastizal se realizó sobre una faja cortafuegos, desarbolada y de pequeña superficie, que ya existía con anterioridad al estudio y venía siendo mantenida mediante decapados mecánicos regulares. Al iniciarse el proyecto y planificarse una gestión silvopastoral para la prevención de incendios, se consideró necesario crear un área cortafuegos, más amplia y arbolada, a su alrededor. A tal efecto, se realizaron klareos sobre el pinar, lo que mejoraría la protección frente a los incendios (Agee *et al.*, 2000; Vélez, 2009) e incrementaría los recursos pascícolas para el ganado (Navarro *et al.*, 2010). Ninguno de los pocos estudios disponibles sobre klareos en pinares de pino carrasco (Ne'eman *et al.*, 1995; Montero *et al.*, 2001; González-Ochoa *et al.*, 2004; Verkaik & Espelta, 2006), documenta resultados obtenidos en una repoblación, por lo que se desconocía qué tipo o intensidad de klareo podían ser más adecuados a nuestros fines. Paralelamente al objetivo de prevención de incendios, se pretendía transformar el patrón espacial regular del arbolado de la repoblación en una distribución más irregular, similar a la de una masa

de origen natural (Montero *et al.*, 2001), por lo que se optó por un clareo aleatorio. La selección al azar de árboles es muy poco habitual pero, aplicada a una intensidad alta, se mostró como un tratamiento muy efectivo para el antedicho objetivo.

En una zona aledaña, en cambio, el clareo se diseñó para que los árboles residuales quedaran equidistantes. El crecimiento individual de los árboles fue mayor en estos clareos regulares, posiblemente debido a una menor competencia entre pies (Daniels, 1976; Crecente-Campo *et al.*, 2009). En ambos tipos de clareo, los tratamientos de mayor intensidad redujeron tanto la densidad del arbolado, que el crecimiento en área basimétrica y biomasa por unidad de superficie se vio reducido. Este efecto se ha observado en otras ocasiones (del Río *et al.*, 2008b; Crecente-Campo *et al.*, 2009), y puede no ser deseable si interesa maximizar la producción o el secuestro de carbono (del Río *et al.*, 2008a).

En general, todos los clareos produjeron un incremento en el diámetro medio de los árboles, lo que puede beneficiar a la resistencia y resiliencia de la masa forestal frente a los incendios (González-Ochoa *et al.*, 2004; Verkaik & Espelta, 2006; Fernandes *et al.*, 2008). Sin embargo, los clareos también provocaron una disminución en la diferenciación y variabilidad del tamaño del arbolado, un efecto indeseado si la diversificación es un objetivo de la gestión. En todo caso, se debe considerar que los clareos para la creación de un área cortafuegos se realizan sobre una superficie relativamente pequeña, y estas actuaciones localizadas crean indefectiblemente un ambiente distinto en el seno de una repoblación extensa, por lo que siempre aumentará la diversidad estructural del conjunto.

En contraposición a la relación positiva entre pastoreo y reducción del riesgo de incendios expuesta hasta el momento, también analizamos el fenómeno del uso tradicional del fuego por ganaderos (Capítulo 5). Las quemas para la regeneración de pastos son una causa muy importante de incendios forestales (Martínez *et al.*, 2009), y son singularmente diferentes de otras causas de ignición, por lo que requieren análisis específicos (Catry *et al.*, 2010). Se conoce que los patrones de usos del suelo están relacionados con la frecuencia de igniciones de incendio (Bajocco & Ricotta, 2008), y es razonable pensar que estas conexiones serán particularmente fuertes con las quemas de pastos, ya que el objetivo de éstas es modificar los recursos pascícolas disponibles para la ganadería. Precisamente, el estudio de los incendios por quemas de pastos en diversas unidades de paisaje de Andalucía perseguía identificar estas conexiones.

A tal fin, la relación entre los incendios por quemas de pastos y los índices descriptores de patrones de paisaje se modelizaron mediante redes neuronales, una herramienta crecientemente utilizada en estudios sobre incendios forestales (Vega-García *et al.*, 1996; de Vasconcelos *et al.*,

2001; Yang *et al.*, 2006). Su virtud radica en que los modelos son robustos y pueden aplicarse para datos alejados de la distribución normal (caso frecuente con los incendios), o cuando las variables están muy correlacionadas (como sucede con los índices calculados para un paisaje).

En otros estudios se han abordado cuestiones como la relación entre la extensión de un incendio y la estructura del paisaje (Lloret *et al.*, 2002; Vega-García & Chuvieco, 2006), la importancia de variables socioeconómicas ligadas a la ganadería pastoral para explicar la ocurrencia de incendios (Leone *et al.*, 2002; Martínez *et al.*, 2009) o ciertas singularidades (localización del lugar de ignición, tipo de vegetación afectada, etc.) que caracterizan a las quemas de pastos (Catry *et al.*, 2010). En este trabajo, en cambio, se identifican por primera vez patrones de uso del suelo significativamente correlacionados con las igniciones de incendios por quemas de pastos en una región mediterránea.

La existencia de ganaderías pastorales en el territorio es el elemento clave que posibilita la gestión silvopastoral de áreas cortafuegos. Sin pastores, no habría sido posible desarrollar un programa como la RAPCA, pero es sabido que esta profesión se encuentra en declive. Por tanto, consideramos importante analizar la posibilidad de disponer de herramientas modernas de apoyo a la gestión pastoral, como la tecnología de los vallados virtuales, dado que podrían incrementar el atractivo de esta profesión para las jóvenes generaciones. Está demostrado que el ganado responde a los estímulos sensoriales desagradables que se utilizan en esta tecnología (Butler *et al.*, 2006; Bishop-Hurley *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2007) y que, por tanto, es posible modificar su comportamiento en pastoreo. Sin embargo, muchos experimentos se han realizado a muy pequeña escala (Anderson, 2007; Bishop-Hurley *et al.*, 2007) y es necesario mejorar aspectos concretos, como la eficiencia energética de los dispositivos (Anderson, 2007), para que la tecnología sea aplicable en la gestión ganadera.

En tal sentido, en el último estudio evaluamos la posibilidad de apagar los dispositivos durante parte del tiempo para ahorrar energía y los resultados experimentales obtenidos fueron muy satisfactorios (Capítulo 6). De hecho, se consiguió modificar de forma efectiva el comportamiento en pastoreo de grupos de cebúes aunque los dispositivos sólo se activaron durante un 25% del tiempo; el ahorro de energía asociado permitiría multiplicar por cuatro la duración de las baterías. Al igual que en experimentos anteriores (Bishop-Hurley *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2007), los animales aprendieron rápidamente a evitar los estímulos desagradables, aunque en este experimento fueran discontinuos, y redujeron drásticamente el uso que hacían de la zona de restricción. En todo caso, tal y como era previsible (Nolte, 1999), se observó que los cebúes volvían a hacer uso de la zona si dejaban de recibir los estímulos desagradables. Asimismo, se

detectó que en muchos casos bastaba con que únicamente algunos animales recibieran la estimulación para que todo el grupo abandonara la zona de restricción. Este resultado confirma que puede no ser necesario instrumentar a todos los animales en una aplicación comercial de esta tecnología (Anderson, 2007).

CONCLUSIONES

Teníamos una tradición gestora en sistemas biológicos que ahora desaparecen sin darnos cuenta.

*Conviene recuperar ese dinamismo interno y espontáneo,
el adecuado para cada uno de los tres niveles superpuestos de organización:
a) la vegetación que alimenta, b) el gregarismo animal que sabe aprovecharla,
y c) la vida comunal gestora del hombre, con su evolución cultural apasionante.*

El hombre aprovechó bien ese gregarismo conseguido con anterioridad por unas manadas que después pudo domesticar, para obtener así alimento de los pastos más alejados en las estepas y alta montaña; son por lo tanto unos sistemas naturales y en ellos el hombre se naturalizó también (cultura ganadera).

Somos científicos y la Ciencia puede contribuir, perfeccionar, esas culturas antiquísimas sin deformarlas, aumentar sus posibilidades, fomentar la eficiencia y controlar la potencia.

PEDRO MONTSERRAT RECODER

Naturalicemos, internalicemos la gestión en ambiente de montaña

En esta tesis doctoral se han abordado distintos aspectos de la gestión silvopastoral de áreas cortafuegos. Los trabajos de investigación se han realizado a diversas escalas y con metodologías distintas, pero todos ellos han proporcionado conclusiones que constituyen una valiosa referencia para una adecuada integración del pastoreo en los programas de prevención de incendios:

1. Se ha desarrollado una metodología específica para el seguimiento de áreas pasto-cortafuegos a escala regional, contrastada durante dos campañas en la Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía (RAPCA). Esta metodología incluye un sistema de clasificación automático que determina, de manera fiable, el nivel de cumplimiento de los objetivos de pastoreo en un área pasto-cortafuegos en base a parámetros de campo fácilmente observables.
2. Entre los distintos parámetros de campo utilizados, se han seleccionado aquellos que han mostrado ser más adecuados para la evaluación del pastoreo en áreas cortafuegos. Así, se propone una metodología de seguimiento aligerada que comprende: 1) la tasa de consumo del estrato de vegetación dominante (herbáceo o arbustivo), 2) la tasa de consumo de la encina (como especie indicadora), y 3) una evaluación global del nivel de pastoreo observado.
3. El volumen de matorral presente en un área pasto-cortafuegos es una característica clave para que el pastoreo con fines de prevención de incendios resulte efectivo. De hecho, un volumen pequeño de matorral es más importante para asegurar el éxito del pastoreo que el tamaño de un área pasto-cortafuegos, su pendiente media, la distancia al aprisco o, incluso, el tipo de ganado que la pade. Los resultados obtenidos en la RAPCA con pastoreo de cabra son algo superiores a los de oveja, pero ambos tipos de ganado son efectivos en el control de la vegetación.
4. A la hora de crear un área cortafuegos en un pinar de repoblación similar al de nuestra zona de experimentación piloto, un clareo intenso y aleatorio, en el que los árboles son seleccionados al azar, resulta el tratamiento más apropiado cuando se desea reducir el riesgo de incendios y, al mismo tiempo, transformar el patrón espacial regular del arbolado de la repoblación en una distribución más similar a la de masas forestales de origen natural.
5. Los clareos regulares resultan más adecuados cuando el sotobosque puede generar un alto riesgo de incendios, ya que los árboles quedan distribuidos a intervalos regulares por toda la zona clareada, lo que propicia un mayor crecimiento del arbolado y que éste ejerza

una mayor competencia sobre el sotobosque. La intensidad ligera resulta la más apropiada para estos claros, ya que asegura una mayor competencia y evita que disminuya la capacidad productiva y de secuestro de carbono de la masa forestal.

6. En áreas pasto-cortafuegos en las que el pasto es predominantemente herbáceo, resulta muy importante ajustar anualmente la carga ganadera aplicada a la producción anual del pastizal, para asegurar así que la biomasa herbácea sea minimizada todos los años. Reducir esta biomasa a valores inferiores a 200 kg MS ha⁻¹ puede resultar difícil mediante pastoreo, pero también innecesario, ya que un incendio que se desarrollara sobre esta cantidad de combustible fino sería poco intenso y se expandiría lentamente.
7. En condiciones similares a las de nuestra zona de estudio, debe esperarse que el pastoreo con fines de prevención de incendios produzca un descenso en la cobertura de pasto herbáceo, y un aumento notable en el porcentaje de suelo desnudo. Tras más de un año de pastoreo, también es probable que la cobertura de mantillo comience a reducirse.
8. El pastoreo de áreas cortafuegos apenas producirá cambios en la composición botánica y diversidad del pastizal, por lo menos durante los primeros años de manejo pastoral. De hecho, en las condiciones de clima mediterráneo semiárido de la zona estudiada, estos parámetros botánicos se muestran notablemente más sensibles a la variabilidad climática y ambiental que al impacto del pastoreo.
9. El pastoreo reducirá, pero no impedirá, el crecimiento de jóvenes encinas (*Quercus rotundifolia* Lam.) que estén situadas en un área pasto-cortafuegos, al menos si el pastoreo se realiza con ganado ovino y en épocas con abundancia de pasto herbáceo fresco.
10. El salado blanco (*Atriplex halimus* L.) es un arbusto forrajero poco inflamable que sería muy adecuado para realizar mejoras de pastos en áreas pasto-cortafuegos, ya que responde muy positivamente al pastoreo estacional; incluso cuando el pastoreo se repite en tres años consecutivos, el salado blanco mantiene una excelente capacidad de rebrote.
11. El ramoneo del salado blanco a finales de invierno y primavera provoca una reducción del volumen de los arbustos en comparación con ejemplares no ramoneados, particularmente en zonas con buenas condiciones para el crecimiento. Sin embargo, los arbustos ramoneados se vuelven más compactos: presentan una biomasa forrajera y leñosa más elevada por unidad de volumen. Además, al verse forzados a rebrotar tardíamente en primavera, el contenido en humedad de sus brotes jóvenes se incrementa en verano, lo que

reduce su inflamabilidad en caso de incendio y puede beneficiar también al ganado en una época de carencia de pasto fresco.

12. El estudio de los incendios por quemas de pastos en diversas unidades de paisaje de Andalucía ha mostrado que existen conexiones entre este fenómeno y los patrones de uso del suelo. De este estudio se desprende que las igniciones de incendios por quemas de pastos son más probables en aquellos paisajes que tienen un patrón más acusado de estar dominados por una matriz compuesta por varias teselas grandes de poco a moderado uso pastoral, y de contener un gran número de teselas pequeñas y alargadas de mayor uso pastoral.

13. De acuerdo con la conclusión anterior, una gestión del territorio que propiciara el agrandamiento y fusión de estas pequeñas teselas de mayor uso pastoral podría reducir la incidencia de este fenómeno. En todo caso, y asumiendo que ciertos procesos, como la expansión de la matriz dominante, son difícilmente controlables, podría ser necesaria la adopción de otras medidas para reducir el impacto de las quemas pastorales sobre el territorio.

14. La tecnología de Control Animal Automatizado resulta muy efectiva para modificar el comportamiento del ganado en pastoreo incluso cuando, en lugar de mantenerse encendidos permanentemente, los dispositivos (que monitorizan la localización del ganado y aplican estímulos sensoriales desagradables) se desconectan parte del tiempo para ahorrar energía.

15. La aplicación discontinua (únicamente durante un 25% del tiempo) de una estimulación desagradable sobre aquellos animales que se encuentran en una zona predeterminada, basta para reducir drásticamente (en un 97% en nuestras condiciones experimentales) el uso que el ganado hace de esa zona. El ahorro de energía que supone este sistema discontinuo permite cuadruplicar la duración de las baterías, sin afectar sensiblemente a la efectividad del control animal.

CONCLUSIONS

This PhD thesis tackles different aspects of the silvopastoral management of fuelbreaks. The studies have been performed at diverse scales with different methods, but the conclusions drawn from all of them constitute a valuable reference for a sound integration of livestock grazing into wildfire prevention programmes:

1. A specific methodology has been developed for the monitoring of grazed fuelbreaks at a regional scale, and tested during two years in the grazed fuelbreak network in Andalusia. This methodology includes an automatic classification system that determines reliably the level of accomplishment of the grazing objectives in fuelbreaks, on the basis of easily observable field parameters.
2. Among the different field parameters used, those found to be most adequate for fuelbreak grazing evaluation have been selected. Accordingly, we propose a streamlined monitoring system which includes: 1) the utilization rate of the dominant (herb or shrub) stratum, 2) the utilization rate of the holm oak (as an indicator species), and 3) an assessment of the general grazing level observed.
3. The shrub volume found in a grazed fuelbreak is a key feature for wildfire preventive grazing to be effective. Indeed, low shrub volume is more important to ensure grazing success than the size of a grazed fuelbreak, its mean slope, distance to shelter or even the type of grazing livestock. In the grazed fuelbreak network in Andalusia, the results obtained with goats are somewhat better than with sheep, but both are effective in reducing fuel loads.
4. In the creation of a fuelbreak in a planted forest similar to that in our pilot study area, the application of intense random thinning, in which trees are selected at random, is the most appropriate option to lower wildfire risk and, at the same time, transform the regular plantation pattern into a near-natural tree distribution.
5. Regular thinning is more suitable when the undergrowth can pose a high fire risk, as remaining trees are distributed regularly over all the thinned area, so they will grow more and exert greater competition on the undergrowth. Regular thinning is best when applied at a light intensity, as this ensures greater competition and avoids reducing timber production and carbon sequestration capacity.
6. In grazed fuelbreaks where herbage is the predominant pasture, it is very important to adjust the stocking rate yearly to the annual herbage production, in order to ensure that herbage biomass is minimised every year. Reducing this biomass to values below 200 kg DM ha⁻¹ through grazing could be difficult but also unnecessary, as this amount of fine fuel can only sustain mild wildfires with a slow rate of spread.

7. In conditions similar to those in our study area, grazing for wildfire prevention should be expected to produce a decrease in herbage cover, as well as a notable increase in bare soil cover. After more than one year of grazing, it is also likely that litter cover starts to diminish.
8. Fuelbreak grazing will hardly produce any changes in the botanical composition and diversity of herbage, at least during the first years of grazing management. Indeed, in the study area, where the climate is Mediterranean and semiarid, all botanical parameters are more sensitive to climatic and environmental variability than to grazing impact.
9. Grazing will restrict, but will not impede, the growth of holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) saplings located in a grazed fuelbreak, provided that grazing is applied with ovine livestock and in seasons when abundant fresh herbage is available.
10. The Mediterranean saltbush (*Atriplex halimus* L.) is a fodder shrub of low flammability that is very adequate to improve pastures in grazed fuelbreaks, as it responds very positively to seasonal grazing; even when grazing is repeated in three consecutive years, the Mediterranean saltbush maintains an excellent capacity to resprout.
11. Browsing the Mediterranean saltbush at the end of the winter and in the spring produces a remarkable reduction in shrub volume when compared to non-browsed shrubs. Nevertheless, browsed saltbushes become more compact: they have greater fodder and wood biomass per unit volume. Further, browsed saltbushes being forced to resprout late in the spring, their shoot moisture content in the summer increases, which reduces their flammability in the event of wildfire and can also benefit livestock in a season lacking fresh pasture.
12. The analysis of pastoral wildfires in a number of landscapes in Andalusia has shown that this phenomenon has linkages with patterns of land cover. Overall, more pastoral wildfire ignitions may be expected in landscapes where the pattern of being dominated by a matrix of several large patches of low to moderate grazing use, and having abundant small and elongated patches of higher grazing use, is more extreme.
13. According to the conclusion above, less pastoral wildfires should be expected if land management attempts to enlarge and merge the small patches of higher grazing use. However, assuming that certain processes, such as the expansion of the matrix, fall beyond the control of environmental managers, other measures may also need to be implemented to reduce the impact of pastoral wildfires on the territory.

14. Automatic Animal Control technology modifies cattle grazing behaviour very effectively even when, rather than remaining continuously activated, the devices (which monitor the location of animals and provide the stimuli) are disconnected during part of the time to save energy.

15. The discontinuous application (only during 25% of the time) of aversive stimuli on animals located in a predefined area suffices to reduce drastically (by 97% in our experimental conditions) use of the area by cattle. This discontinuous system can multiply four-fold the duration of batteries based on the energy saved, and still deliver successful animal control.

BIBLIOGRAFÍA

A veces aparecía por el pueblo el ingeniero, que era un hombre campechano aunque con esa palidez que contagian las páginas de los libros a quien ha estudiado mucho.

.../...

–¿Y la escuela? ¿Por qué no vas a la escuela Nini?

–¿Para qué?

–Mira qué preguntas. Para aprender.

–¿Se aprende en la escuela?

.../...

–Pero sí te gustaría saber de plantar pinos más que Guadalupe, el Extremeño.

–Sí.

–O saber cuántos dedos tiene el águila real o dónde anida el cernicalo lagartijero ¿verdad que sí?

–Eso ya lo sé, doña Resu.

MIGUEL DELIBES

Las ratas

- Abu-Zanat, M.W.; Ruyle, G.B.; Abdel-Hamid, N.F. 2004. *Increasing range production from fodder shrubs in low rainfall areas*. Journal of Arid Environments **59** (2): 205-216.
- Agee, J.K.; Bahro, B.; Finney, M.A.; Omi, P.N.; Sapsis, D.B.; Skinner, C.N.; van Wagtenonk, J.W.; Phillip Weatherspoon, C. 2000. *The use of shaded fuelbreaks in landscape fire management*. Forest Ecology and Management **127** (1-3): 55-66.
- Alcázar, J.; Palau, A.; Vega-García, C. 2008. *A neural net model for environmental flow estimation at the Ebro River Basin, Spain*. Journal of Hydrology **349** (1-2): 44-55.
- Allué-Andrade, J.L. 1990. *Atlas fitoclimático de España*. Ministerio de Agricultura; Madrid.
- Anderson, D.M. 2007. *Virtual fencing - past, present and future*. Rangeland Journal **29** (1): 65-78.
- Andueza, D.; Muñoz, F.; Delgado, I.; Correal, E. 2005. *Intraspecific variation in *Atriplex halimus*: chemical composition of edible biomass*. En: Molina, E.; Ben Salem, H.; Biala, K.; Morand-Fehr, P. (Eds.) *Sustainable grazing, nutritional utilization and quality of sheep and goat products*. CIHEAM-IAMZ; Zaragoza (Spain). Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens **67**: 377-381.
- Antrop, M. 1993. *The transformation of the Mediterranean landscapes: an experience of 25 years of observations*. Landscape and Urban Planning **24**: 3-13.
- Atzberger, C. 2004. *Object-based retrieval of biophysical canopy variables using artificial neural nets and radiative transfer models*. Remote Sensing of Environment **93** (1/2): 53-67.
- Bailey, D.W. 2005. *Identification and creation of optimum habitat conditions for livestock*. Rangeland Ecology & Management **58** (2): 109-118.
- Bajocco, S.; Ricotta, C. 2008. *Evidence of selective burning in Sardinia (Italy): which land-cover classes do wildfires prefer?* Landscape Ecology **23** (2): 241-248.
- Barroso, F.G.; Alados, C.L.; Boza, J. 1995. *Food selection by domestic goats in Mediterranean arid shrublands*. Journal of Arid Environments **31** (2): 205-217.
- Bartolomé, J.; Franch, J.; Plaixats, J.; Seligman, N.G. 2000. *Grazing alone is not enough to maintain landscape diversity in the Montseny Biosphere Reserve*. Agriculture, Ecosystems and Environment **77**: 267-273.
- Ben Salem, H.; Abdouli, H.; Nefzaoui, A.; El-Mastouri, A.; Ben Salem, L. 2005. *Nutritive value, behaviour, and growth of Barbarine lambs fed on oldman saltbush (*Atriplex nummularia* L.) and*

- supplemented or not with barley grains or spineless cactus (Opuntia ficus-indica f. inermis) pads. Small Ruminant Research* **59** (2-3): 229-237.
- Benjamin, R.W.; Lavie, Y.; Forti, M.; Barkai, D.; Yonatan, R.; Hefetz, Y. 1995. *Annual regrowth and edible biomass of 2 species of Atriplex and Cassia sturtii after browsing. Journal of Arid Environments* **29** (1): 63-84.
- Beyer, H.L. 2004. *Hawth's analysis tools for ArcGIS. Version 3.27. Disponible en: <http://www.spatalecolology.com/htools>.*
- Bishop-Hurley, G.J.; Swain, D.L.; Anderson, D.M.; Sikka, P.; Crossman, C.; Corke, P. 2007. *Virtual fencing applications: Implementing and testing an automated cattle control system. Computers and Electronics in Agriculture* **56** (1): 14-22.
- Blanca, G.; Cabezudo, B.; Cueto, M.; Fernández López, C.; Morales Torres, C. (Eds.). 2009. *Flora vascular de Andalucía Oriental, 4 vols. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía); Sevilla.*
- Blanca, G.; Cabezudo, B.; Hernández-Bermejo, J.E.; Herrera, C.M.; Molero, J.; Muñoz, J.; Valdés, B. 1999. *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía. Tomo I: Especies en peligro de extinción. Junta de Andalucía; Sevilla. 70 pp.*
- Blanca, G.; Cabezudo, B.; Hernández-Bermejo, J.E.; Herrera, C.M.; Muñoz, J.; Valdés, B. 2000. *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía. Tomo II: Especies vulnerables. Junta de Andalucía; Sevilla. 375 pp.*
- Blázquez, A.; Fernández-Rebollo, P.; Carbonero, M.D.; Navarro, R. 2005. *Comportamiento del ganado ovino en una forestación. Consumo de leñosas y daños a plántulas de encina. IV Congreso Forestal Español; Zaragoza.*
- Blázquez, A.; Fernández-Rebollo, P.; Fernández-Rebollo, R.; Carbonero, M.D. 2003. *Comportamiento del ovino en pastoreo en una repoblación de encinas. Resultados preliminares. En: Pastos, Desarrollo y Conservación. SEEP; Granada: 469-474.*
- Bocio, I.; Navarro, F.B.; Ripoll, M.A.; Jiménez, M.N.; de Simón, E. 2004. *Holm oak (Quercus rotundifolia Lam.) and Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. Annals of Forest Science* **61**: 171-178.
- BOCyL. 2003. *Orden MAM/806/2003, de 13 de junio, por la que se establecen las bases reguladoras del régimen de ayudas de la medida agroambiental de gestión integrada de las explotaciones*

- ganaderas extensivas para actuaciones de desbroces en zonas de prados y pastizales*. Consejería de Medio Ambiente. Boletín Oficial de Castilla y León 120/2003 (24 de junio): 9157-9190.
- BOCyL. 2010. Orden MAM/314/2010, de 10 de marzo, por la que se convoca el pago de ayudas, cofinanciadas por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), de la medida agroambiental de gestión integrada de las explotaciones ganaderas extensivas para actuaciones de desbroces en zonas de prados y pastizales (incorporación 2005). Consejería de Medio Ambiente. Boletín Oficial de Castilla y León 53/2010 (17 de marzo): 24163-24178.
- BOJA. 2008. Orden de 25 de febrero de 2008, por la que se establecen las bases reguladoras de la concesión de ayudas para la Prevención y Control de los Incendios Forestales, en el ámbito de la Comunidad Autónoma de Andalucía, y se efectúa la convocatoria para el año 2008. Consejería de Medio Ambiente. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía 122/2008 (20 de junio): 42-67.
- Bond, W.J.; Keeley, J.E. 2005. *Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems*. Trends in Ecology & Evolution 20 (7): 387-394.
- Bowden, G.J.; Dandy, G.C.; Maier, H.R. 2005. *Input determination for neural network models in water resources applications. Part 1 - background and methodology*. Journal of Hydrology 301 (1/4): 75-92.
- Bowman, D.; Balch, J.K.; Artaxo, P.; Bond, W.J.; Carlson, J.M.; Cochrane, M.A.; D'Antonio, C.M.; DeFries, R.S.; Doyle, J.C.; Harrison, S.P.; Johnston, F.H.; Keeley, J.E.; Krawchuk, M.A.; Kull, C.A.; Marston, J.B.; Moritz, M.A.; Prentice, I.C.; Roos, C.I.; Scott, A.C.; Swetnam, T.W.; van der Werf, G.R.; Pyne, S.J. 2009. *Fire in the Earth System*. Science 324 (5926): 481-484.
- Broom, D.M.; Fraser, A.F. 2007. *Domestic animal behaviour and welfare*. Cab International; Cambridge, UK. 540 pp.
- Butler, Z.; Corke, P.; Peterson, R.; Rus, D. 2006. *From robots to animals: virtual fences for controlling cattle*. International Journal of Robotics Research 25 (5-6): 485-508.
- Carmel, Y.; Paz, S.; Jahashan, F.; Shoshany, M. 2009. *Assessing fire risk using Monte Carlo simulations of fire spread*. Forest Ecology and Management 257: 370-377.
- Casals, P.; Baiges, T.; Bota, G.; Chocarro, C.; de Bello, F.; Fanlo, R.; Sebastià, M.T.; Tauli, M. 2009. *Silvopastoral systems in the northeastern Iberian Peninsula. a multifunctional perspective*. En: Rigueiro-Rodríguez, A.; McAdam, J.; Mosquera-Losada, M.R. (Eds.) *Agroforestry in Europe. Current Status and Future Prospects*. Springer; Dordrecht, Netherlands. Advances in Agroforestry: 161-181.

- Casasús, I.; Bernués, A.; Sanz, A.; Villalba, D.; Riedel, J.L.; Revilla, R. 2007. *Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **121** (4): 365-370.
- Catry, F.X.; Rego, F.C.; Silva, J.S.; Moreira, F.; Camia, A.; Ricotta, C.; Conedera, M. 2010. *Fire starts and human activities*. En: Silva, J.S.; Rego, F.; Fernandes, P.; Rigolot, E. (Eds.) *Towards integrated fire management. Outcomes of the European project Fire Paradox*. European Forest Institute; Joensuu, Finland: 9-22.
- Ciancio, O.; Iovino, F.; Mendicino, V.; Menguzzato, G.; Nicolaci, A.; Nocentini, S. 2007. *Structure and management of Aleppo pine forests*. En: Leone, V.; Lovreglio, R. (Eds.) *Proceedings of the international workshop MEDPINE 3: conservation, regeneration and restoration of Mediterranean pines and their ecosystems*. CIHEAM-IAMB; Bari, Italy. *Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens* **75**: 61-72.
- Clark, P.J.; Evans, F.C. 1954. *Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations*. *Ecology* **35** (4): 445-453.
- Correal, E.; Sotomayor, J.A. 1999. *Strategies for the utilization of Atriplex plantations in a cereal-sheep pastoral zone of NW Murcia (Spain)*. En: Étienne, M. (Ed.) *Dynamics and sustainability of Mediterranean pastoral systems*. CIHEAM-IAMZ; Zaragoza. *Cahiers Options Méditerranéennes* **39**: 217-221.
- Cotillas, M.; Sabaté, S.; Gracia, C.; Espelta, J.M. 2009. *Growth response of mixed mediterranean oak coppices to rainfall reduction: Could selective thinning have any influence on it?* *Forest Ecology and Management* **258** (7): 1677-1683.
- Coughenour, M.B. 1985. *Graminoid responses to grazing by large herbivores: adaptations, exaptations, and interacting processes*. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **72** (4): 852-863.
- Crecente-Campo, F.; Pommerening, A.; Rodríguez-Soalleiro, R. 2009. *Impacts of thinning on structure, growth and risk of crown fire in a Pinus sylvestris L. plantation in northern Spain*. *Forest Ecology and Management* **257** (9): 1945-1954.
- Cuartas, P.; García-González, R. 1992. *Quercus ilex browse utilization by caprini in Sierra de Cazorla and Segura (Spain)*. *Vegetatio* **100**: 317-330.
- Chiang, Y.M.; Chang, L.C.; Chang, F.J. 2004. *Comparison of static-feedforward and dynamic-feedback neural networks for rainfall-runoff modeling*. *Journal of Hydrology* **290** (3-4): 297-311.
- Ching, F.T.; Stewart, W.S. 1962. *Research with slow burning plants*. *Journal of Forestry* **60**: 796-798.

- Chirino, E.; Bonet, A.; Bellot, J.; Sánchez, J.R. 2006. *Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain*. *Catena* **65** (1): 19-29.
- Daget, P.; Poissonet, J. 1971. *Une méthode d'analyse phytologique des prairies*. *Annales Agronomiques* **22**: 5-41.
- Daniels, R.F. 1976. *Notes: Simple Competition Indices and Their Correlation with Annual Loblolly Pine Tree Growth*. *Forest Science* **22**: 454-456.
- de Rancourt, M.; Fois, N.; Lavin, M.P.; Tchakerian, E.; Vallerand, F. 2006. *Mediterranean sheep and goats production: an uncertain future*. *Small Ruminant Research* **62** (3): 167-179.
- de Vasconcelos, M.J.P.; Silva, S.; Tome, M.; Alvim, M.; Pereira, J.M.C. 2001. *Spatial prediction of fire ignition probabilities: Comparing logistic regression and neural networks*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **67** (1): 73-81.
- del Río, M.; Barbeito, I.; Bravo-Oviedo, A.; Calama, R.; Cañellas, I.; Herrero, C.; Bravo, F. 2008a. *Carbon sequestration in Mediterranean pine forests*. En: Bravo, F.; LeMay, V.; Jandl, R.; von Gadow, K. (Eds.) *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Springer. *Managing Forest Ecosystems* **17**: 221-245.
- del Río, M.; Calama, R.; Cañellas, I.; Roig, S.; Montero, G. 2008b. *Thinning intensity and growth response in SW-European Scots pine stands*. *Annals of Forest Science* **65** (3): 308.
- del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G. 2003. *Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales*. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* **12** (1): 159-176.
- DelCurto, T.; Porath, M.; McInnins, M.; Momont, P.; Parsons, C. 1999. *Management strategies for optimal beef cattle distribution and use of mountain riparian meadows*. En: Launchbaugh, K.L.; Sanders, K.D.; Mosley, J.C. (Eds.) *Grazing behavior of livestock and wildlife*. University of Idaho; Moscow, ID, USA. Idaho Forest, Wildlife, and Range Experiment Station Bulletin **70**: 119-129.
- Delgado, I. 1992. *Nota técnica sobre la introducción de arbustos forrajeros en el secano aragonés*. ITEA **88A**: 129-132.
- Diamond, J.M.; Call, C.A.; Devoe, N. 2009. *Effects of targeted cattle grazing on fire behavior of cheatgrass-dominated rangeland in the northern Great Basin, USA*. *International Journal of Wildland Fire* **18**: 944-950.

- DOCV. 2009. *Orden de 11 de mayo de 2009, de la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, por la que se convocan y se aprueban las bases reguladoras de las ayudas gestionadas por la Dirección General de Gestión del Medio Natural, en materia de prevención de incendios forestales, para el ejercicio 2009. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana 6018/2009 (21 de mayo): 19585-19625.*
- DOGC. 2007. *Decret 50/2007, de 27 de febrer, pel qual es regula el contracte global d'explotació. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya 4832/2007 (1 de marzo): 7195-7199.*
- DOGV. 1996. *Orden de 21 de junio de 1996, de la Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente, por la que se establece un régimen de primas compensatorias para el control del pasto y matorral en áreas cortafuegos de la Comunidad Valenciana y boales de la provincia de Castellón, mediante pastoreo controlado, y se convoca la concesión de primas compensatorias para el ejercicio 1996. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana 2792/1996 (16 de julio): 8339-8345.*
- Dopazo, C. 2008. *Efecto de diferentes prácticas de pastoreo en el mantenimiento de áreas cortafuegos en la Comunidad Valenciana. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.*
- Dopazo, C.; Robles, A.B.; Ruiz García, R.; San Miguel, A. 2009. *Efecto del pastoreo en el mantenimiento de cortafuegos en la Comunidad Valenciana. 5º Congreso Forestal Español, SECF; Ávila.*
- Emanuelsson, U. 2009. *The rural landscapes of Europe - How man has shaped European nature. Forskningsradet Formas; Stockholm, Sweden. 384 pp.*
- Étienne, M. 1989. *Non destructive methods for evaluating shrub biomass - a review. Acta Oecologica-Oecologia Applicata 10 (2): 115-128.*
- Étienne, M. 2001. *Aménagement de la forêt méditerranéenne contre les incendies et biodiversité. Revue Forestière Française Numéro spécial: 149-155.*
- Étienne, M.; Derzko, M.; Rigolot, E. 1995. *Impact du pâturage sur les arbustes dans des aménagements sylvopastoraux à objectif de prévention des incendies. En: Sylvopastoral systems. Environmental, agricultural and economic sustainability. CIHEAM-IAMZ; Zaragoza. Cahiers Options Méditerranéennes 12: 217-220.*
- Étienne, M.; Rigolot, É. 2001. *Méthodes de suivi des coupures de combustible. Éditions de la Cardère; Morières, France. 64 pp.*

- Fabbio, G.; Merlo, M.; Tosi, V. 2003. *Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - the Mediterranean region*. Journal of Environmental Management **67** (1): 67-76.
- FAO, 2007. *Fire management - Global assessment 2006. A thematic study prepared in the framework of the global forest resources assessment 2005*. FAO; Rome, Italy.
- Farina, A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall; London, UK. 235 pp.
- Fernandes, P.M.; Vega, J.A.; Jiménez, E.; Rigolot, E. 2008. *Fire resistance of European pines*. Forest Ecology and Management **256** (3): 246-255.
- Fernández Alés, R.; Laffarga, J.M.; Ortega, F. 1993. *Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance*. Journal of Vegetation Science **4** (3): 313-322.
- Franca, A. (Ed.) 2001. *The future of the Green Mediterranean*. Environmental Defence Office of the Autonomous Region of Sardinia; Alghero, Italy. 208 pp.
- Francis, C.F.; Thornes, J.B. 1990. *Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation covers*. En: Thornes, J.B. (Ed.) *Vegetation and Erosion*. John Wiley and Sons; Chichester, UK: 363-385.
- Gadow, K.V. 1993. *Zur Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung*. Forst und Holz **21**: 601-606.
- Ganskopp, D. 2001. *Manipulating cattle distribution with salt and water in large arid-land pastures: a GPS/GIS assessment*. Applied Animal Behaviour Science **73** (4): 251-262.
- Ginsberg, P. 2006. *Restoring biodiversity to pine afforestations in Israel*. Journal for Nature Conservation **14** (3-4): 207-216.
- Glatzle, A.; Mechel, A.; Lourenco, M.E.V. 1993. *Botanical components of annual Mediterranean grassland as determined by point-intercept and clipping methods*. Journal of Range Management **46** (3): 271-274.
- González-Ochoa, A.I.; López-Serrano, F.R.; de las Heras, J. 2004. *Does post-fire forest management increase tree growth and cone production in Pinus halepensis?* Forest Ecology and Management **188** (1-3): 235-247.
- González-Rebollar, J.L.; Robles, A.B.; de Simón, E. 1999. *Las áreas pasto-cortafuego: entre las prácticas de gestión y protección de los espacios forestales mediterráneos (Propuestas de selvicultura preventiva)*. En: Actas de la XXXIX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos; Almería: 145-154.

- Gutman, M.; Perevolotsky, A.; Yonatan, R.; Gutman, R. 2001. *Grazing as a management tool against fire in open areas*. En: Franca, A. (Ed.) *The future of the Green Mediterranean*. Environmental Defence Office of the Autonomous Region of Sardinia; Alghero, Italy.
- Handcock, R.N.; Swain, D.L.; Bishop-Hurley, G.J.; Patison, K.P.; Wark, T.; Valencia, P.; Corke, P.; O'Neill, C.J. 2009. *Monitoring animal behaviour and environmental interactions using wireless sensor networks, GPS collars and satellite remote sensing*. *Sensors* **9** (5): 3586-3603.
- Hecht-Nielsen, R. 2004. *Perceptrons*. University of California San Diego; La Jolla, CA, USA. 60 pp.
- Hegyí, F. 1974. *A simulation model for managing black pine stands*. En: Fries, J. (Ed.) IUFRO meeting Sr.01.04. Royal College of Forestry; Stockholm, Sweden: 74-90.
- Hernando, C.; Guijarro, M.; Madrigal, J., 2004. *Physical, chemical and thermal characteristics of the wildland fuel particles*. EUFIRELAB, Deliverable D-02-02.
- Hester, A.J.; Mitchell, F.J.G.; Kirby, K.J. 1996. *Effects of season and intensity of sheep grazing on tree regeneration in a British upland woodland*. *Forest Ecology and Management* **88** (1-2): 99-106.
- Heymann, Y.; Steenmans, C.; Croissille, G.; Bossard, M. 1994. *Corine land cover - A technical guide*. Office for Official Publications of the European Communities; Luxembourg.
- IESA/CSIC, 2008. *Ecobarómetro de Andalucía 2008*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía; Sevilla. 84 pp.
- IGME, 1979. *Mapa Geológico de España, E. 1:50.000 (Hoja Benalúa de Guadix 21-40 (993))*. Instituto Geológico y Minero de España; Madrid.
- IGN, 2004. *Actualización de la base de datos Corine Land Cover. Proyecto I&CLC2000. Informe final*. Instituto Geográfico Nacional; Madrid. 62 pp.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK.
- IUSS Working Group WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006*. FAO; Rome, Italy.
- Izquierdo, J. 2006. *Desarrollo rural, conservación cultural de la naturaleza y biodiversidad: nuevas ideas para una reforma pendiente*. VIII Congreso Nacional de Medio Ambiente; Madrid.
- Jappiot, M.; Sauer, S.; Alibert, N.; Philiber-Caillat, C. 2002. *Wildland/urban interfaces and fire risk - an automatic mapping*. En: Viegas, D.X. (Ed.) *Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit*. Millpress; Coimbra, Portugal: 166 (cd-rom).

- Jauregui, B.M.; Celaya, R.; Garcia, U.; Osoro, K. 2007. *Vegetation dynamics in burnt heather-gorse shrublands under different grazing management with sheep and goats*. *Agroforestry Systems* **70** (1): 103-111.
- Jauregui, B.M.; Garcia, U.; Osoro, K.; Celaya, R. 2009. *Sheep and goat grazing effects on three atlantic heathland types*. *Rangeland Ecology & Management* **62** (2): 119-126.
- Jones, M.J.; Arous, Z. 2000. *Barley-salt-bush intercropping for sustainable feed production in a dry Mediterranean steppe environment*. *Journal of Agronomy and Crop Science* **184** (4): 253-260.
- Kalabokidis, K.D.; Konstantinidis, P.; Vailakos, C. 2002. *GIS analysis of physical and human impact on wildfire patterns*. En: Viegas, D.X. (Ed.) *Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit*. Millpress; Coimbra, Portugal: 38 (cd-rom).
- Kerby, J.D.; Fuhlendorf, S.D.; Engle, D.M. 2007. *Landscape heterogeneity and fire behavior: scale-dependent feedback between fire and grazing processes*. *Landscape Ecology* **22** (4): 507-516.
- Kint, V. 2005. *Structural development in ageing temperate Scots pine stands*. *Forest Ecology and Management* **214** (1-3): 237-250.
- Koza, J.R. 1993. *Genetic programming*. MIT Press; Cambridge, MA, USA.
- Lähde, E.; Laiho, O.; Norokorpi, Y.; Saksala, T. 1999. *Stand structure as the basis of diversity index*. *Forest Ecology and Management* **115** (2-3): 213-220.
- Lambert, B.; Casteignau, D.; Costa, M.; Étienne, M.; Guiton, J.L.; Rigolot, É. 1999. *Analyse après incendie de six coupures de combustible*. Éditions de La Cardère; Montfavet, France. 81 pp.
- Larbi, A.; Khatib-Salkini, A.; Jamal, P.B.; Iniguez, L. 2009. *Shrub yield and fodder quality variations in a non-tropical dryland environment in West Asia*. *Agroforestry Systems* **75** (2): 147-155.
- Lasanta, T.; González-Hidalgo, J.C.; Vicente-Serrano, S.M.; Sferi, E. 2006. *Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas*. *Landscape and Urban Planning* **78**: 101-114.
- Launchbaugh, K.; Brammer, B.; Brooks, M.L.; Bunting, S.; Clark, P.; Davison, J.; Fleming, M.; Kay, R.; Pellant, M.; Pyke, D.A.; Wylie, B., 2008. *Interactions among livestock grazing, vegetation type, and fire behavior in the Murphy Wildland Fire Complex in Idaho and Nevada, July 2007*. U.S. Geological Survey; Washington, USA. 42 pp.

- Launchbaugh, K.L.; Howery, L.D. 2005. *Understanding landscape use patterns of livestock as a consequence of foraging behavior*. *Rangeland Ecology & Management* **58** (2): 99-108.
- Le Houérou, H.N. 1992. *The role of saltbushes (Atriplex spp.) in arid land rehabilitation in the Mediterranean basin - a review*. *Agroforestry Systems* **18** (2): 107-148.
- Le Houérou, H.N. 2006. *Agroforestry and sylvopastoralism: The role of trees and shrubs (Trubs) in range rehabilitation and development*. *Secheresse* **17** (1-2): 343-348.
- Lee, C.; Prayaga, K.; Reed, M.; Henshall, J. 2007. *Methods of training cattle to avoid a location using electrical cues*. *Applied Animal Behaviour Science* **108** (3-4): 229-238.
- Lei, X.; Lu, Y.; Peng, C.; Zhang, X.; Chang, J.; Hong, L. 2007. *Growth and structure development of semi-natural larch-spruce-fir (Larix olgensis-Picea jezoensis-Abies nephrolepis) forests in northeast China: 12-year results after thinning*. *Forest Ecology and Management* **240** (1-3): 165-177.
- Leone, V.; Lovreglio, R.; Martínez, J. 2002. *Forest fires and anthropic influences: a study case (Gargano National Park, Italy)*. En: Viegas, D.X. (Ed.) *Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit*. Millpress; Coimbra, Portugal: 11 (cd-rom).
- Levy, B.; Madden, E. 1933. *The point method of pasture analysis*. *New Zealand Journal of Agriculture* **46**: 267-279.
- López-Serrano, F.R.; de las Heras, J.; González-Ochoa, A.I.; García-Morote, F.A. 2005. *Effects of silvicultural treatments and seasonal patterns on foliar nutrients in young post-fire Pinus halepensis forest stands*. *Forest Ecology and Management* **210** (1-3): 321-336.
- Luna, L.; Lazreg, O.; Delgado, I. 1994. *Estudio de las poblaciones autóctonas de Atriplex halimus L. en Aragón. II. Respuesta al pastoreo*. En: *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos*; Santander: 349-354.
- Lloret, F.; Calvo, E.; Pons, X.; Díaz-Delgado, R. 2002. *Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula*. *Landscape Ecology* **17** (8): 745-759.
- Maestre, F.T.; Cortina, J. 2004. *Are Pinus halepensis plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas?* *Forest Ecology and Management* **198** (1-3): 303-317.
- Magadlela, A.M.; Dabaan, M.E.; Bryan, W.B.; Prigge, E.C.; Skousen, J.G.; Dsouza, G.E.; Arbogast, B.L.; Flores, G. 1995. *Brush clearing on hill land pasture with sheep and goats*. *Journal of Agronomy and Crop Science* **174** (1): 1-8.

- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science; Oxford, UK.
- MARM, 2007. *Anuario de estadística forestal 2007*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino; Madrid. 104 pp.
- Martínez, J. 2004. *Análisis, estimación y cartografía del riesgo humano de incendios forestales*. Tesis doctoral, Universidad de Alcalá de Henares.
- Martínez, J.; Martín, P. 2004. *El factor humano en los incendios forestales: Análisis de factores socio-económicos relacionados con la incidencia de incendios forestales en España*. En: Chuvieco, E.; Martín, P. (Eds.) *Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. CSIC; Madrid.
- Martínez, J.; Vega-García, C.; Chuvieco, E. 2009. *Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain*. *Journal of Environmental Management* **90**: 1241-1252.
- McGarigal, K.; Cushman, S.A.; Neel, M.C.; Ene, E. 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Version 3.3. University of Massachusetts; Amherst, MA, USA. Disponible en: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- McPherson, G.R. 1993. *Effects of herbivory and herb interference on oak establishment in a semi-arid temperate savanna*. *Journal of Vegetation Science* **4** (5): 687-692.
- Médail, F.; Quézel, P. 1999. *Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: Setting global conservation priorities*. *Conservation Biology* **13** (6): 1510-1513.
- Milchunas, D.G.; Lauenroth, W.K. 1993. *Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments*. *Ecological Monographs* **63** (4): 327-366.
- Milchunas, D.G.; Sala, O.E.; Lauenroth, W.K. 1988. *A generalized-model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure*. *American Naturalist* **132** (1): 87-106.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2007. *Los incendios forestales en España. Decenio 1996-2005*. Centro de Coordinación de la Información Nacional sobre Incendios Forestales; Madrid. 106 pp.
- Mitsopoulos, I.D.; Dimitrakopoulos, A.P. 2007. *Canopy fuel characteristics and potential crown fire behavior in Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) forests*. *Annals of Forest Science* **64** (3): 287-299.
- Montero de Burgos, J.L.; González Rebollar, J.L. 1973. *Diagramas bioclimáticos*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza; Madrid. 380 pp.

- Montero, G.; Cañellas, I.; Ruiz-Peinado, R. 2001. *Growth and yield models for Pinus halepensis Mill.* Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales **10** (1): 179-201.
- Montgomery, K.R.; Cheo, P.C. 1969. *Moisture and salt effects on fire retardance in plants.* American Journal of Botany **56** (9): 1028-1032.
- Moreira, F.; Rego, F.C.; Ferreira, P.G. 2001. *Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence.* Landscape Ecology **16**: 557-567.
- Mosley, J.C.; Roselle, L. 2006. *Targeted livestock grazing to suppress invasive annual grasses.* En: Launchbaugh, K. (Ed.) *Targeted grazing: a natural approach to vegetation management and landscape enhancement.* American Sheep Industry Association; Denver, CO, USA: 68-77.
- Moya, D.; de las Heras, J.; López-Serrano, F.; Condés, S.; Alberdi, I. 2009. *Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands.* Plant Ecology **200** (2): 217-228.
- Mozafar, A.; Goodin, J.R. 1970. *Vesiculated hairs - a mechanism for salt tolerance in Atriplex halimus L.* Plant Physiology **45** (1): 62-65.
- Muñoz, F.; Joy, M.; Pardo, J.; Andueza, D. 1996. *In vivo digestion and in situ degradability of Atriplex halimus.* En: Zervas, N.P.; Hatziminaoglu, J. (Eds.) *The optimal exploitation of marginal Mediterranean areas by extensive ruminant production systems.* EAAP: 211-216.
- Navarro, F.B. 2001. *Estudio de la evolución de la vegetación natural bajo distintos tratamientos del suelo en la forestación de tierras agrarias.* Tesis doctoral, Universidad de Granada.
- Navarro, F.B.; Jiménez, M.N.; Gallego, E.; Ripoll, M.A. 2010. *Short-term effects of overstory reduction and slash mulching on ground vegetation in a Mediterranean Aleppo pine woodland.* European Journal of Forest Research **129** (4): 689-696.
- Navarro, F.B.; Jiménez, M.N.; Ripoll, M.A.; Bocio, I.; de Simón, E. 2003. *Análisis de la riqueza florística en cultivos agrícolas abandonados de la depresión de Guadix-Baza (Granada).* Monografías de Flora y Vegetación Béticas **13**: 17-34.
- Navarro, F.B.; Ripoll, M.A.; Jiménez, M.N.; de Simón, E.; Valle, F. 2006. *Vegetation response to conditions caused by different soil-preparation techniques applied to afforestation in semiarid abandoned farmland.* Land Degradation & Development **17**: 73-87.

- Ne'eman, G.; Lahav, H.; Izhaki, I. 1995. *Recovery of vegetation in a natural east Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel, as affected by management strategies*. *Forest Ecology and Management* **75** (1-3): 17-26.
- NeuralWare. 2000. *NeuralSIM, the complete solution for neural data modelling. User guide*. NeuralWare; Pittsburgh, PA, USA.
- Nolte, D. 1999. *Behavioral approaches for limiting depredation by wild ungulates*. En: Launchbaugh, K.L.; Sanders, K.D.; Mosley, J.C. (Eds.) *Grazing behavior of livestock and wildlife*. University of Idaho; Moscow, ID, USA. Idaho Forest, Wildlife, and Range Experiment Station Bulletin **70**: 60-69.
- Noss, R.F. 1990. *Indicators for monitoring biodiversity - a hierarchical approach*. *Conservation Biology* **4** (4): 355-364.
- Noy-Meir, I.; Gutman, M.; Kaplan, Y. 1989. *Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection*. *Journal of Ecology* **77** (1): 290-310.
- Osem, Y.; Ginsberg, P.; Tauber, I.; Atzmon, N.; Perevolotsky, A. 2008. *Sustainable management of Mediterranean planted coniferous forests: an Israeli definition*. *Journal of Forestry* **106**: 38-46.
- Osem, Y.; Zangy, E.; Bney-Moshe, E.; Moshe, Y.; Karni, N.; Nisan, Y. 2009. *The potential of transforming simple structured pine plantations into mixed Mediterranean forests through natural regeneration along a rainfall gradient*. *Forest Ecology and Management* **259** (1): 14-23.
- Osoro, K.; Garcia, U.; Jauregui, B.M.; Ferreira, L.M.M.; Rook, A.J.; Celaya, R. 2007. *Diet selection and live-weight changes of two breeds of goats grazing on heathlands*. *Animal* **1** (3): 449-457.
- Otal, J.; Alcolado, V.; Romero, M.J.; Burgos, A.; Climent, P.; Pérez, J.I.; Selva, M. 1995. *Adaptación y producción de arbustos forrajeros en el sur de la provincia de Ciudad Real*. En: Actas de la XXXV Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos; Tenerife: 193-196.
- Otal, J.; Correal, E.; Belmonte, C. 1991. *Variaciones estacionales de la palatabilidad y consumo por el ganado ovino de diversos arbustos forrajeros preseleccionados en el S.E. español*. En: Actas de la XXXI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos; Murcia: 353-357.
- Papanastasis, V.P.; Kyriakakis, S.; Kazakis, G.; Abid, M.; Doulis, A. 2003. *Plant cover as a tool for monitoring desertification in mountain Mediterranean rangelands*. *Management of Environmental Quality: an International Journal* **14** (1): 69-81.

- Papanastasis, V.P.; Yiakoulaki, M.D.; Decandia, M.; Dini-Papanastasi, O. 2008. *Integrating woody species into livestock feeding in the Mediterranean areas of Europe*. *Animal Feed Science and Technology* **140** (1-2): 1-17.
- Pardini, A.; Natali, F.; Tallarico, R. 2007. *Horse grazing in firebreaks sown with *Trifolium brachycalycinum* (Katznl. & Morley) and *Cynodon dactylon* (L.) Pers.* *Agroforestry Systems* **70** (1): 17-24.
- Pausas, J.G. 2004. *Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin)*. *Climatic Change* **63** (3): 337-350.
- Perevolotsky, A.; Seligman, N.G. 1998. *Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems*. *BioScience* **48** (12): 1007-1017.
- Philip, M.S. 1994. *Measuring trees and forests*. CAB International; Wallingford, UK. 310 pp.
- Pienaar, D.J.; Bothma, J.d.P.; Theron, G.K. 1992. *Landscape preference of the white rhinoceros in the southern Kruger National Park*. *Koedoe* **35**: 1-7.
- Pommerening, A. 2002. *Approaches to quantifying forest structures*. *Forestry* **75** (3): 305-324.
- R Development Core Team. 2009. *R: a language and environment for statistical computing*. Version 2.9.1. R Foundation for Statistical Computing; Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.R-project.org>.
- Rahmoune, C.; Maâlem, S.; Bennaceur, M. 2004. *Étude comparative de rendement en matière sèche et en matière azotée totale de trois espèces de plantes steppiques du genre *Atriplex**. En: Cantero-Martínez, C.; Gabiña, D. (Eds.) *Mediterranean rainfed agriculture: strategies for sustainability*. CIHEAM-IAMZ; Zaragoza (Spain). *Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens* **60**: 219-221.
- Reinhardt, E.D.; Keane, R.E.; Calkin, D.E.; Cohen, J.D. 2008. *Objectives and considerations for wildland fuel treatment in forested ecosystems of the interior western United States*. *Forest Ecology and Management* **256**: 1997-2006.
- Rey-Benayas, J.M.; Martins, A.; Nicolau, J.M.; Schulz, J.J. 2007. *Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences*. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* **2** (57): 1-14.

- Rigolot, É. 2002. *Fuel-break assessment with an expert appraisal approach*. IV International Conference on Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit; Coimbra, Portugal.
- Rigolot, É.; Alexandrian, D. 2006. *Learning from fuel-break behaviour during the 2003 large fires in south eastern France*. V International Conference on Forest Fire Research; Coimbra, Portugal.
- Rigolot, É.; Costa, M. (Eds.). 2000. *Conception des coupures de combustible*. Éditions de la Cardère; Morières, France. 154 pp.
- Rigolot, É.; Étienne, M. 1995. *Épaisseur de la couverture morte sur des coupures de combustible arborées entretenues par le pâturage*. En: CIHEAM-IAMZ (Ed.) *Sylvopastoral systems. Environmental, agricultural and economic sustainability*. CIHEAM-IAMZ; Zaragoza (Spain). Cahiers Options Méditerranéennes **12**: 205-208.
- Rigueiro-Rodríguez, A.; Santiago-Freijanes, J.J.; Fernández-Núñez, E.; Mosquera-Losada, M.R. 2009. *Sistemas biológicos de prevención de incendios forestales: los sistemas silvopastorales*. En: Vélez, R. (Ed.) *La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias*. McGraw-Hill; Aravaca (Madrid): 447-451.
- Rigueiro, A.; Mosquera, M.R.; Romero, R.; González, M.P.; Villarino, J.J.; López, L. 2005. *25 años de investigación en Galicia sobre sistemas silvopastorales en prevención de incendios forestales*. II International Conference on Prevention Strategies of Fires in Southern Europe; Barcelona, Spain.
- Ripoll, M.A. 2004. *Aprovechamiento de escorrentías superficiales mediante la construcción de microcuencas: aplicación a la forestación en ambientes mediterráneos*. Tesis doctoral, Universidad de Granada.
- Rivas-Martínez, S. 1987. *Memoria y mapa de series de vegetación de España*. ICONA; Madrid (Spain).
- Rivas-Martínez, S.; Loidi Arregui, J. 1999. *Bioclimatology of the Iberian Peninsula*. *Itinera Geobotanica* **13**: 41-47.
- Robles, A.B.; González-Rebollar, J.L. 2006. *Pastos áridos y ganado del sudeste de España*. *Secheresse* **17** (1): 309-313.

- Robles, A.B.; Ruiz-Mirazo, J.; González-Rebollar, J.L. 2009a. *Pastoreo con ganado ovino en un cortafuegos. Efecto sobre el combustible herbáceo*. En: *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. SEEP; Huesca: 657-662.
- Robles, A.B.; Ruiz-Mirazo, J.; Ramos, M.E.; González-Rebollar, J.L. 2009b. *Role of grazing livestock in sustainable use, fire prevention and naturalization of marginal ecosystems of southeastern Spain*. En: Rigueiro-Rodríguez, A.; McAdam, J.; Mosquera-Losada, M.R. (Eds.) *Agroforestry in Europe. Current Status and Future Prospects*. Springer; Dordrecht, Netherlands. *Advances in Agroforestry*: 211-231.
- Rogotic, J.; Pfister, J.A.; Provenza, F.D.; Grbesa, D. 2006. *Sheep and goat preference for and nutritional value of Mediterranean maquis shrubs*. *Small Ruminant Research* **64** (1-2): 169-179.
- Romero-Calcerrada, R.; Perry, G.L.W. 2004. *The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio', Central Spain, 1984-1999*. *Landscape and Urban Planning* **66**: 217-232.
- Rowntree, K.; Duma, M.; Kakembo, V.; Thornes, J. 2004. *Debunking the myth of overgrazing and soil erosion*. *Land Degradation & Development* **15** (3): 203-214.
- Ruiz-Mirazo, J. 2004. *Naturalización de una masa repoblada de Pinus halepensis Miller en los límites continentales del semiárido andaluz: importancia de las prácticas silvopastorales en el desarrollo de una propuesta de gestión multifuncional y preventiva*. Proyecto fin de carrera, Universidad Politécnica de Madrid.
- Ruiz-Mirazo, J.; Robles, A.B. 2010. *Establecimiento y desarrollo de Atriplex halimus L.: técnicas de implantación y efecto del pastoreo*. En: González-Rebollar, J.L.; Chueca, A. (Eds.) *C₄ y CAM. Características generales y uso en programas de desarrollo de tierras áridas y semiáridas*. CSIC; Madrid (Spain): 177-190.
- Ruiz-Mirazo, J.; Robles, A.B.; Delgado, F.; Jiménez, R.; González-Rebollar, J.L. 2008. *Las áreas pasto-cortafuegos como experiencia de selvicultura preventiva en los espacios forestales y agroforestales mediterráneos: 2. Los seguimientos ligeros*. En: *Pastos, clave en la gestión de los territorios: integrando disciplinas*. SEEP; Córdoba: 559-564.
- Ruiz-Mirazo, J.; Robles, A.B.; González-Rebollar, J.L. 2009. *Pastoralism in natural parks of Andalucía (Spain): a tool for fire prevention and the naturalization of ecosystems*. En: Pacheco, F.; Morand-Fehr, P. (Eds.) *Changes in sheep and goat farming systems at the beginning of the 21st century*.

- CIHEAM-IAMZ; Zaragoza, Spain. Options Méditerranéennes, Série A, Séminaires Méditerranéens **91**: 141-144.
- Ruiz-Mirazo, J.; Robles, A.B.; González-Rebollar, J.L. 2011. *Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain)*. Agriculture, Ecosystems & Environment **141** (1-2): 13-22.
- Ruiz-Mirazo, J.; Robles, A.B.; Jiménez, R.; Martínez-Moya, J.L.; López-Quintanilla, J.; González-Rebollar, J.L. 2007. *La prevención de incendios forestales mediante pastoreo controlado: el estado del arte en Andalucía*. Wildfire 2007; Sevilla, Spain.
- San Miguel, A. 2001. *Pastos naturales españoles. Caracterización, aprovechamiento y posibilidades de mejora*. Fundación Conde del Valle de Salazar y Mundiprensa; Madrid.
- Scarascia-Mugnozza, G.; Oswald, H.; Piussi, P.; Radoglou, K. 2000. *Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs*. Forest Ecology and Management **132** (1): 97-109.
- Senft, R.L.; Coughenour, M.B.; Bailey, D.W.; Rittenhouse, L.R.; Sala, O.E.; Swift, D.M. 1987. *Large herbivore foraging and ecological hierarchies*. BioScience **37** (11): 789-799.
- Sullivan, T.P.; Sullivan, D.S.; Lindgren, P.M.F.; Ransome, D.B. 2009. *Stand structure and the abundance and diversity of plants and small mammals in natural and intensively managed forests*. Forest Ecology and Management **258**: S127-S141.
- Swain, D.L.; Friend, M.A.; Mayes, R.W.; Wilson, L.A.; Hutchings, M.R. 2008a. *Combining an active transponder system with sprayed n-alkanes to quantify investigative and ingestive grazing behaviour of dairy cattle in pastures treated with slurry*. Applied Animal Behaviour Science **109** (2-4): 211-222.
- Swain, D.L.; Wark, T.; Bishop-Hurley, G.J. 2008b. *Using high fix rate GPS data to determine the relationships between fix rate, prediction errors and patch selection*. Ecological Modelling **212** (3-4): 273-279.
- Thavaud, P. (Ed.) 2006. *Dispositif agroenvironnemental appliqué à la prévention des incendies de forêt en région méditerranéenne. Résultats de 20 ans de réalisations et propositions pour l'avenir. Document de synthèse*. Éditions La Cardère - l'Éphémère; Laudun, France. 52 pp.
- Thavaud, P. (Ed.) 2009. *Guide pratique pour l'entretien des coupures de combustible par le pastoralisme*. Éditions La Cardère - l'Éphémère; Laudun, France. 70 pp.

- Thornes, J.B. 2007. *Modelling soil erosion by grazing: recent developments and new approaches*. Geographical Research **45** (1): 13-26.
- Tong, Q.J.; Zhang, S.Y.; Thompson, M. 2005. *Evaluation of growth response, stand value and financial return for pre-commercially thinned jack pine stands in Northwestern Ontario*. Forest Ecology and Management **209** (3): 225-235.
- Torrano, L.; Valderrabano, J. 2005. *Grazing ability of European black pine understory vegetation by goats*. Small Ruminant Research **58** (3): 253-263.
- Valbuena-Carabaña, M.; López de Heredia, U.; Fuentes-Utrilla, P.; González-Doncel, I.; Gil, L. 2010. *Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process*. Review of Palaeobotany and Palynology **162** (3): 492-506.
- Valderrábano, J.; Muñoz, F.; Delgado, I. 1996. *Browsing ability and utilization by sheep and goats of *Atriplex halimus* L. shrubs*. Small Ruminant Research **19** (2): 131-136.
- Valderrábano, J.; Torrano, L. 2000. *The potential for using goats to control *Genista scorpius* shrubs in European black pine stands*. Forest Ecology and Management **126** (3): 377-383.
- Valle, F. 2003. *Mapa de series de vegetación de Andalucía*. Editorial Rueda; Madrid.
- Varela-Redondo, E.; Calatrava-Requena, J.; Ruiz-Mirazo, J.; Jiménez-Piano, R.; González-Rebollar, J.L. 2008. *El pastoreo en la prevención de incendios forestales: análisis comparado de costes evitados frente a medios mecánicos de desbroce de la vegetación*. Pequeños Rumiantes **9** (3): 12-20.
- Vega-García, C.; Chuvieco, E. 2006. *Applying local measures of spatial heterogeneity to Landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes*. Landscape Ecology **21** (4): 595-605.
- Vega-García, C.; Woodard, P.M.; Lee, B.S.; Titus, S.J. 1996. *Applying neural network technology to daily human-caused forest fire occurrence prediction*. AI Applications **10** (3): 9-18.
- Vega García, C.; Woodard, P.M.; Titus, S.J.; Adamowicz, W.L.; Lee, B.S. 1995. *A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires*. International Journal of Wildland Fire **5** (2): 101-111.
- Vélez, R. 2004. *Europa: desarrollo y fuego*. II Simposio sobre Políticas, Planificación y Economía en la Defensa contra Incendios Forestales; Córdoba.
- Vélez, R. 2007. *Experiences in Spain of community based fire management*. Wildfire 2007; Sevilla.

- Vélez, R. (Ed.) 2009. *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. McGraw-Hill; Aravaca.
- Verkaik, I.; Espelta, J.M. 2006. *Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management* **231** (1-3): 155-163.
- Vicente-Serrano, S.M.; Lasanta, T.; Gracia, C. 2010. *Aridification determines changes in forest growth in Pinus halepensis forests under semiarid Mediterranean climate conditions*. *Agricultural and Forest Meteorology* **150** (4): 614-628.
- Vila, B.; Vennetier, M.; Ripert, C.; Chandieux, O.; Liang, E.; Guibal, F.; Torre, F. 2008. *Has global change induced divergent trends in radial growth of Pinus sylvestris and Pinus halepensis at their bioclimatic limit? The example of the Sainte-Baume forest (south-east France)*. *Annals of Forest Science* **65** (7): 709.
- Wark, T.; Corke, P.; Sikka, P.; Klingbeil, L.; Guo, Y.; Crossman, C.; Valencia, P.; Swain, D.; Bishop-Hurley, G. 2007. *Transforming agriculture through pervasive wireless sensor networks*. *IEEE Pervasive Computing* **6** (2): 50-57.
- Weise, D.R.; White, R.H.; Beall, F.C.; Etlinger, M. 2005. *Use of the cone calorimeter to detect seasonal differences in selected combustion characteristics of ornamental vegetation*. *International Journal of Wildland Fire* **14** (3): 321-338.
- WWF, 2006. *Grandes incendios forestales. Causas y efectos de una ineficaz gestión del territorio*. World Wildlife Fund - España; Madrid. 32 pp.
- Yang, L.; Dawson, C.W.; Brown, M.R.; Gell, M. 2006. *Neural network and GA approaches for dwelling fire occurrence prediction*. *Knowledge-Based Systems* **19** (4): 213-219.
- Zavala, M.A.; Espelta, J.M.; Retana, J. 2000. *Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: The case of holm oak-Aleppo pine forests*. *Botanical Review* **66** (1): 119-149.
- Zhao, W.Y.; Li, J.L.; Qi, J.G. 2007. *Changes in vegetation diversity and structure in response to heavy grazing pressure in the northern Tianshan Mountains, China*. *Journal of Arid Environments* **68** (3): 465-479.

*Y al finalizar,
tiren del "tirez".*