

QUINCE AÑOS DE SUCESIÓN DESPUÉS DE CORTA EXPERIMENTAL EN BREZALES DE *ERICA AUSTRALIS* L. EN LA PROVINCIA DE LEÓN (ESPAÑA)

L. CALVO, R. TÁRREGA & E. DE LUIS

Area de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de León.
24071 León. Spain. E-mail: deglcs@isidoro.unileon.es

ABSTRACT.- *The response of the woody species to experimental cutting was studied for a period of fifteen years in a shrub community of NW Spain. This treatment represents the disturbance most frequently imposed by humans on these shrub communities throughout history. The dominant species, Erica australis, influences the regeneration patterns of the rest of the species which make up the community. There is a significant increase in the cover values of the woody species until the fourth year and of the herbaceous ones until the third year. Since then Erica australis attains the spatial occupancy and cover values it originally had, removing the herbaceous species and negatively influencing the growth of some woody ones like Halimium umbellatum and H. alyssoides. Both Erica australis and Genistella tridentata sprout after cutting. Arctostaphylos uva-ursi does not recover. Halimium alyssoides, H. umbellatum, Erica umbellata and Calluna vulgaris regenerate by germination. These shrubland communities have a high degree of resilience due to the strong sprouting potential of the component species.*

RÉSUMÉ.- *L'étude porte sur la régénération des espèces ligneuses après coupe, sur une durée de 15 ans, dans une lande dominée par Erica australis. Ce traitement expérimental est l'un des plus fréquemment utilisés dans ce type de communautés. L'espèce dominante Erica australis agit sur les types de régénération des autres espèces. On observe un accroissement significatif des taux de couverture pour les espèces ligneuses jusqu'au 4ème. année et jusqu'au 3ème. année pour les herbacées. À partir de ce moment, Erica australis retrouve les valeurs d'origine, en limitant les taux des herbacées et en diminuant la croissance de quelques espèces ligneuses comme Halimium umbellatum et H. alyssoides. La régénération par rejet est le mécanisme principal pour Erica australis comme pour Genistella tridentata. Halimium alyssoides, H. umbellatum, Erica umbellata et Calluna vulgaris se régénèrent par semences, tandis que Arctostaphylos uva-ursi ne se régénère d'aucune manière. 15 ans après la coupe, on ne note aucune différence significative dans ce type de communautés par rapport à l'état initial.*

RESUMEN.- En un brezal dominado por *Erica australis* se ha estudiado durante un periodo de 15 años la respuesta de regeneración después del tratamiento de corta de todas las especies leñosas. Este tratamiento experimental representa uno de los más frecuentes a los que este tipo de comunidades se ve sometido. La especie dominante, *Erica australis*, influye sobre los patrones de regeneración del resto de las especies que componen la comunidad. Hay un incremento significativo de los valores de cobertura de las especies leñosas hasta el cuarto año y en el caso de las herbáceas hasta el tercer año. A partir de este periodo, *Erica australis* alcanza los valores de cobertura que presentaba en origen, desplazando a las herbáceas e influyendo negativamente en el crecimiento de algunas leñosas como *Halimium umbellatum* y *H. alyssoides*. Tanto *Erica australis* como *Genistella tridentata* emplean como mecanismos de regeneración principal el rebrote vegetativo. *Arctostaphylos uva-ursi* no se recupera. *Halimium alyssoides*, *H. umbellatum*, *Erica umbellata* y *Calluna vulgaris* se regeneran por germinación. A los quince años de la corta este tipo de comunidades no presenta diferencias significativas con la situación que presentaban en estado original.

Keywords: Shrubland, anthropogenic disturbance, regeneration, secondary succession, NW Spain.

1. Introducción

Los matorrales se han definido como formaciones de plantas leñosas, de mediano porte, que pueden tener origen natural o artificial (SAUVAGE, 1961). Asimismo, LE HOUEROU (1993) añade que por la estructura y la composición florística no se corresponden en general con una vegetación climática. En la Península Ibérica ocupan una gran superficie, reflejando el modo de vida que ha caracterizado a nuestra civilización a lo largo de la historia. Con el paso del tiempo, las primigenias formaciones arbóreas han estado sometidas a la acción del hombre y esto ha provocado una expansión de estas comunidades de matorral. En general, los bosques mediterráneos actuales se encuentran muy modificados por la acción humana desde antiguo, lo que ha provocado que estos biotopos arbolados estén reducidos en muchos casos a etapas seriales arbustivas o de matorral.

En la provincia de León, según datos del MINISTERIO DE AGRICULTURA (1984), el 33% de la superficie está ocupada por formaciones leñosas de matorral. Entre estas, las formaciones que presentan mayor área distribución son los brezales dominados por *Erica australis*. Sin embargo, desde el punto de vista de cantidad de biomasa hay que destacar a los pionales dominados por *Genista florida*, puesto que presentan los valores más elevados (7534 g/m²). En el caso de las comunidades dominantes, los brezales, los valores de biomasa oscilan entre 1435 y 2800 g/m². (LUIS *et al.*, 1989).

El origen de estas comunidades se puede buscar en los incendios forestales, bajo la acción directa o indirecta del hombre, que ocurren en las masas

arboladas. De tal manera que las áreas que inicialmente estaban cubiertas por bosques quedan reducidas a sus etapas seriales de matorral (NAVEH, 1975; 1999; TRABAUD, 1980, 1991; CASAL, 1985; CLEMENT & TOUFFET, 1990; CALVO, 1993; CALVO *et al.*, 1992, 1998). Otra de las causas de la aparición de estas comunidades es la corta o tala de los bosques (CODY, 1986), cuya finalidad ha sido cubrir las necesidades de madera para uso doméstico, construcción, leñas. Por último, mencionemos la acción indirecta a través de un abusivo pastoreo y posterior abandono (LUIS *et al.*, 2000).

Así mismo, digamos que una de las principales actividades que sobre ellas y desde antiguo se han estado ejerciendo y aún se sigue en el momento actual es la tala (CASAL, 1985; CALVO *et al.*, 1992). Esta actuación en la provincia de León se explica teniendo en cuenta que los terrenos comunales, que estaban cubiertos por matorrales de brezo, servían en algunos casos para obtener dinero por la venta de leña para la capital, y para hacer carbón vegetal a partir de la cepa de alto valor energético. Otra utilización de la rama de urz o brezo era para los hornos de pan, pero estos usos más o menos frecuentes en la actualidad tienen muy poca importancia, ya que la fabricación de pan en las casas está en desuso, y las cocinas de leña son sustituidas por eléctricas o de gas. No obstante, en la mayoría de los pueblos sigue habiendo un notable consumo de leña (no se puede olvidar la duración de la estación fría en León). En la casi totalidad de las casas, aún en las de más reciente construcción, subsiste la cocina de leña (FERRERAS, 1981).

Por tanto, después de la corta la comunidad presenta un proceso de sucesión secundaria, que en estas formaciones se ha identificado como autosucesión (CALVO *et al.* 1992; CALVO, 1993). La mayor parte de las especies leñosas que constituyen este tipo de comunidades son capaces de emplear, como mecanismo de regeneración, tanto el rebrote vegetativo como la producción de semillas (GILL, 1981; LLORET & VILÀ, 1997). El empleo mayoritario de uno u otro mecanismo determina la velocidad con la que son capaces del alcanzar la situación original. Cuando son las semillas la principal fuente de regeneración, a menudo este proceso es más lento que cuando se parte del rebrote vegetativo.

El principal objetivo del presente estudio es definir los patrones de recuperación de las especies leñosas de este tipo de brezal frente a la perturbación por corta, analizando los posibles efectos de competencia entre ellas, así como determinar el tiempo que estas especies necesitan para alcanzar una situación similar a la original.

2. Material y Métodos

El área de estudio está próxima a las tierras altas de la provincia de León. Esta zona se sitúa a una altitud de 1050 m. Las coordenadas UTM son 30 TUN

2429. La comunidad de brezal se clasifica como una variante de *Genistelo tridentatae-Ericetum aragonensis-Cytisetosum laurifolii* con *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) P. Cout. como especie dominante (RIVAS MARTÍNEZ *et al.*, 1987). En la situación original además de esta especie hay que destacar la presencia de: *Arctostaphylos uva-ursi* (L.) Sprengel, *Erica umbellata* L., *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Genistella tridentata* (L.) P. Gibbs, *Halimium alyssoides* (Lam) C. Koch, *H. umbellatum* (L.) Spach y *Quercus pyrenaica* Willd. en estado arbustivo. Esta última especie es la característica de la comunidad clímax en estas zonas.

Desde el punto de vista climatológico se incluye en el clima mediterráneo. Los valores medios de precipitación son de 839.8 mm y la temperatura media anual es de 10.3°C (MINISTERIO DE AGRICULTURA, 1980). Los suelos de esta zona se clasifican como cambisol húmico (JUNTA DE CASTILLA y LEÓN, 1987). A partir de los análisis granulométricos podemos clasificar los suelos como muy arenosos y ácidos (pH=5.5) (CALVO, 1993).

Dentro de una zona homogénea ocupada por matorral se estableció una parcela permanente de 10 x 10 m. Antes de llevar a cabo el tratamiento experimental se realizó un muestreo de la vegetación en las 100 unidades de muestreo de 1 m². En cada unidad de muestreo se estimaron los porcentajes de cobertura visual de cada una de las especies leñosas y de las herbáceas consideradas en conjunto, ya que sus valores de importancia eran muy bajos. El tratamiento experimental consistió en cortar a ras de suelo toda la biomasa aérea en julio de 1985. Después del tratamiento se analizaron las 100 unidades de muestreo considerando los porcentajes de cobertura de las especies presentes después de 1, 3, 4, 5, 9, 12 y 15 años. Asimismo a partir del cuarto año, cuando en la comunidad se apreciaban visibles diferencias en los valores de la altura máxima, ésta se midió en cada inventario.

A partir de los datos de cobertura y las alturas máximas se ha aplicado un análisis de la varianza de medidas repetidas con el fin de determinar las diferencias en el tiempo de los valores de cobertura y de alturas para cada especie. El grado de significación de los resultados se comprobó por el test de Scheffe (SCHEFFE, 1959).

La determinación de las plantas se hizo siguiendo la obra europea de TUTIN *et al.* (1964-1980).

3. Resultados

3.1 Respuesta de las especies leñosas a la corta

Las frecuentes alteraciones a las que se han visto sometidos los brezales situados en la parte noroeste de la Península Ibérica, determinan que las

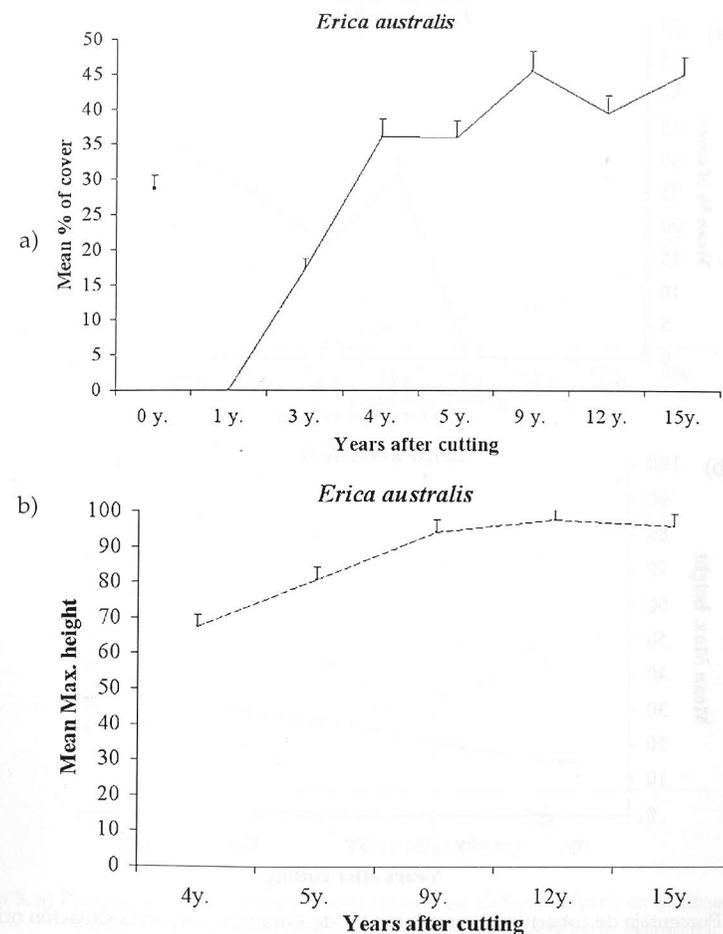


Figura 1. a) Porcentaje de cobertura y error estándar de *Erica australis* en la situación original y después de corta. b) Media de la altura máxima (y error estándar).

0 = situación original; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = años después de corta.

Figure 1. a) Cover percentage (and standard error) of *Erica australis* originally and after cutting. b) Mean (and standard error) of maximum heights.

0 = original situation; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = years after cutting.

especies que los componen hayan desarrollado diferentes patrones de regeneración.

La especie dominante en los brezales de la provincia de León, *Erica australis* (Figura 1), presenta una respuesta de regeneración muy buena después

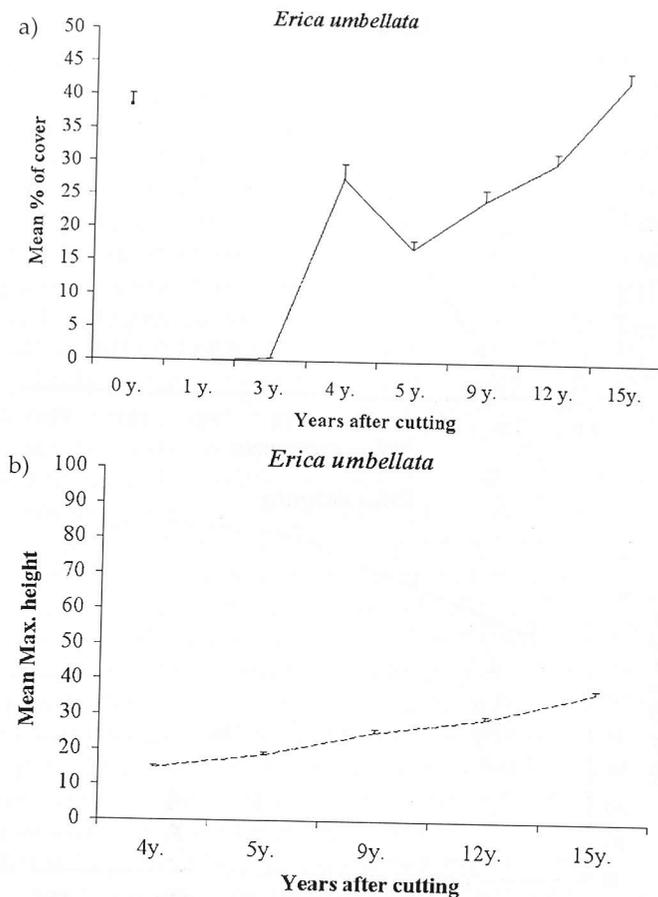


Figura 2. a) Porcentaje de cobertura y error estándar de *Erica umbellata* en la situación original y después de corta. b) Media de la altura máxima (y error estándar). 0 = situación original; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = años después de corta.
 Figure 2. a) Cover percentage (and standard error) of *Erica umbellata* originally and after cutting. b) Mean (and standard error) of maximum heights. 0 = original situation; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = years after cutting.

de corta. El incremento en los valores de cobertura es pronunciado hasta el cuarto año, marcando diferencias significativas entre los mismos. Sin embargo, a partir de este momento, los cambios son pequeños, no presentando diferencias significativas. Respecto a la talla a partir del noveno año las alturas alcanzadas están muy próximas a las originales (100 cm) (CALVO, 1993).

Otra de las especies leñosas que pertenece a la familia Ericaceae, *Erica umbellata* (Figura 2), se ve alterada de forma negativa por la perturbación, ya

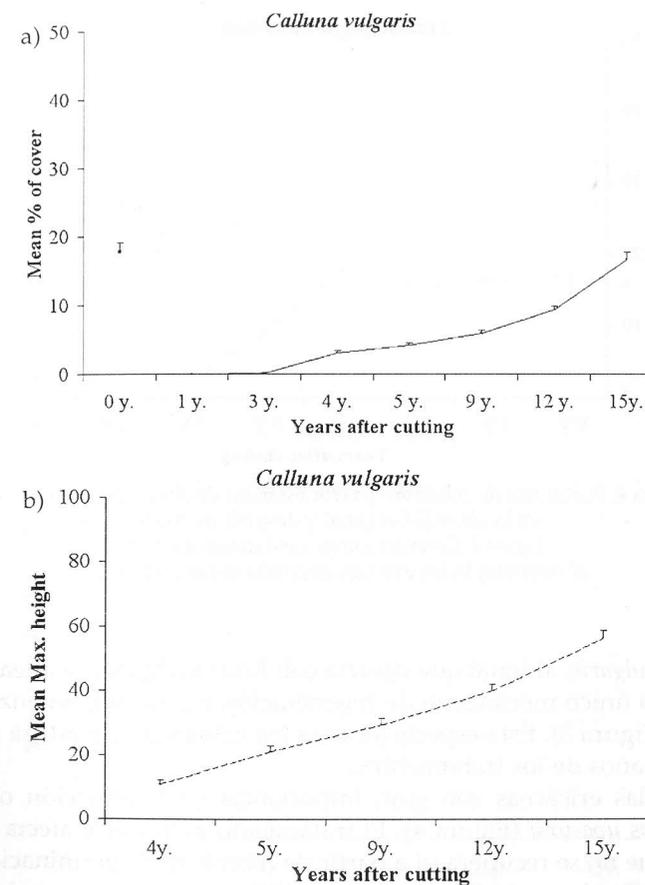


Figura 3. a) Porcentaje de cobertura y error estándar de *Calluna vulgaris* en la situación original y después de corta. b) Media de la altura máxima (y error estándar). 0 = situación original; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = años después de corta.
 Figure 3. a) Cover percentage (and standard error) of *Calluna vulgaris* originally and after cutting. b) Mean (and standard error) of maximum heights. 0 = original situation; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = years after cutting.

que necesita más de doce años para alcanzar los valores que tenía en la situación original. El principal mecanismo de recuperación que presenta es la germinación. Éste comienza a partir del tercer año y es significativo a partir del cuarto año. Respecto a la altura, los patrones de cambio son similares a los de la cobertura.

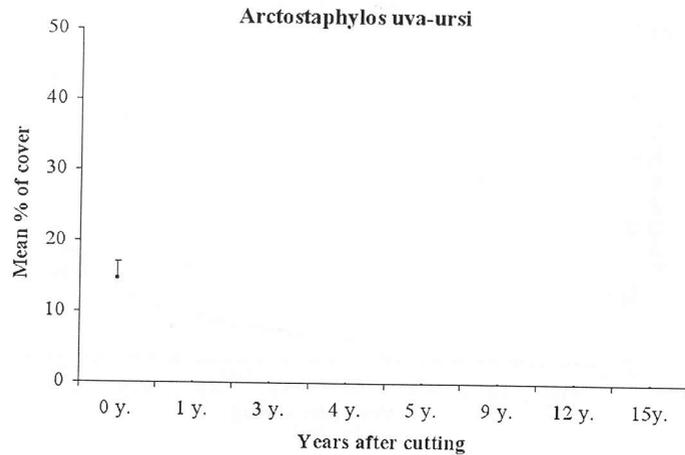


Figura 4. Porcentaje de cobertura y error estándar de *Arctostaphylos uva-ursi* en la situación original y después de corta.
 Figure 4. Cover percentage (and standard error) of *Arctostaphylos uva-ursi* originally and after cutting.

Calluna vulgaris, al igual que ocurría con *Erica umbellata*, emplea la germinación como único mecanismo de regeneración y ésta no comienza hasta el tercer año (Figura 3). Esta especie alcanza los valores de cobertura originales a los quince años de los tratamientos.

Otra de las ericáceas con gran importancia en la situación original es *Arctostaphylos uva-ursi* (Figura 4). El tratamiento de corta le afecta negativamente, ya que no se recupera ni a partir de rebrote ni de germinación.

Entre las Cistáceas, *Halimium alyssoides* (Figura 5) destaca con importante representación en la situación original y está favorecida su recuperación durante los primeros años de sucesión. Esta especie emplea como mecanismo de regeneración la germinación, que comienza ya el primer año. Durante los cuatro primeros años incrementa significativamente sus valores de cobertura. A partir de este momento, y coincidiendo con el incremento cuantitativo y la amplia ocupación espacial de *Erica australis*, el crecimiento deja de ser significativo. Además, los incrementos de altura en el tiempo no son significativos.

La otra cistácea, *Halimium umbellatum* (Figura 6) tenía una representación en la situación original muy pequeña. La perturbación supone la eliminación de la competencia ejercida por especies de mayor porte y esto se refleja en un incremento con relación a la situación original. Este efecto favorecedor se manifiesta hasta el cuarto año, momento en el cual las especies con mayor porte y mayor cobertura empiezan a ser dominantes, ejerciendo una fuerte competen-

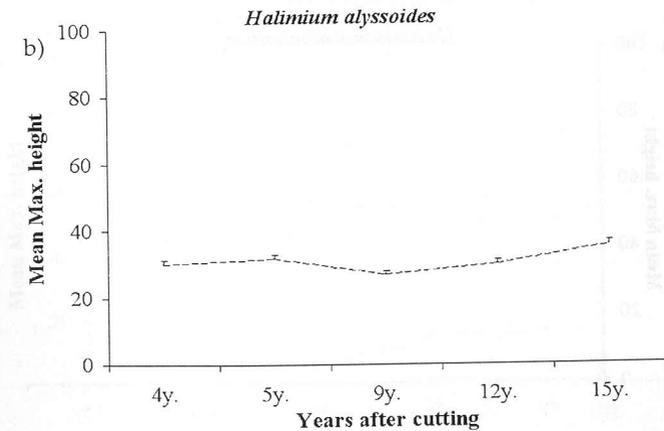
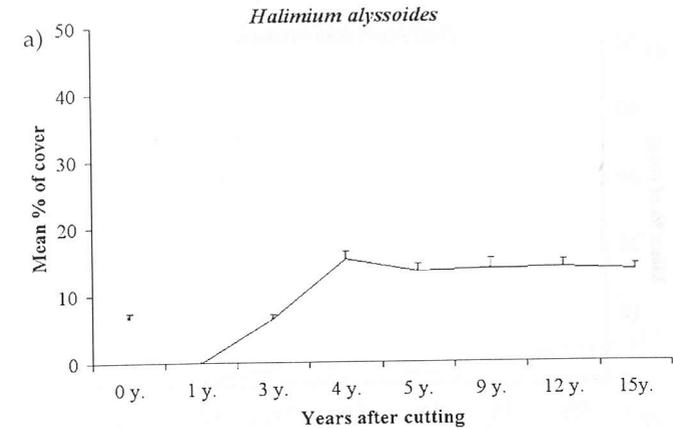


Figura 5. a) Porcentaje de cobertura y error estándar de *Halimium alyssoides* en la situación original y después de corta. b) Media de la altura máxima (y error estándar).
 0 = situación original; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = años después de corta.
 Figure 5. a) Cover percentage (and standard error) of *Halimium alyssoides* originally and after cutting. b) Mean (and standard error) of maximum heights.
 0 = original situation; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = years after cutting.

cia y provocando la disminución de *H. umbellatum*. Esta especie emplea como mecanismo de regeneración la germinación. En relación con las alturas, ocurre igual que con la cobertura, a partir del cuarto año comienza a disminuir.

Genistella tridentata es otra de las especies leñosas que en la situación original presentaba unos valores de cobertura y una ocupación espacial muy pequeños (Figura 7). Ambas características están favorecidas después de la corta al eliminar la competencia con *Erica australis*. Se recupera de forma muy lenta,

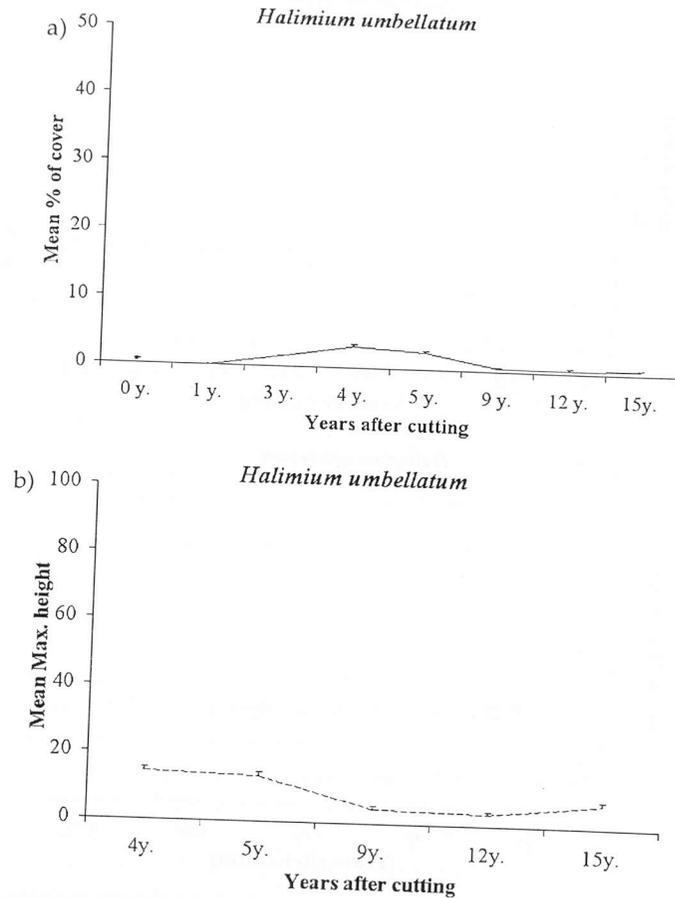


Figura 6. a) Porcentaje de cobertura y error estándar de *Halimium umbellatum* en la situación original y después de corta. b) Media de la altura máxima (y error estándar). 0 = situación original; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = años después de corta.
 Figure 6. a) Cover percentage (and standard error) of *Halimium umbellatum* originally and after cutting. b) Mean (and standard error) of maximum heights. 0 = original situation; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = years after cutting.

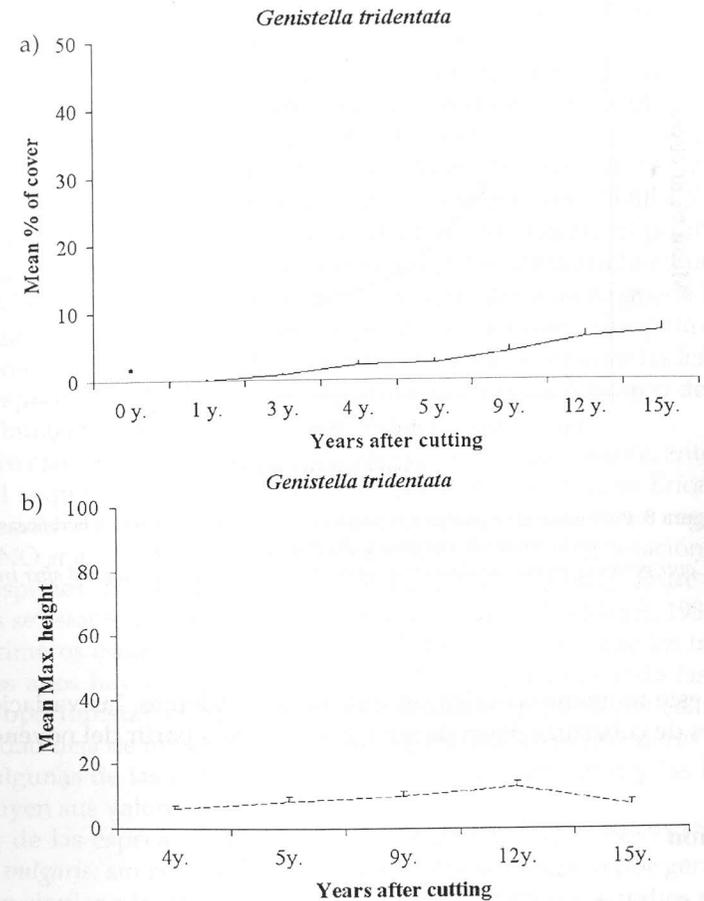


Figura 7. a) Porcentaje de cobertura y error estándar de *Genistella tridentata* en la situación original y después de corta. b) Media de la altura máxima (y error estándar). 0 = situación original; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = años después de corta.
 Figure 7. a) Cover percentage (and standard error) of *Genistella tridentata* originally and after cutting. b) Mean (and standard error) of maximum heights. 0 = original situation; 1, 3, 4, 5, 9, 12, 15 = years after cutting.

3.2 Comportamiento de las especies herbáceas

Los cambios en la cobertura de las especies herbáceas, consideradas en conjunto, manifiestan una evolución inversa al incremento en las leñosas (Figura 8), de tal forma que incrementan sus valores hasta el tercer año y a

empleando tanto el rebrote, como la germinación. Respecto a las alturas es una especie que por su forma de crecimiento en estas zonas tiene un porte muy bajo y no presenta diferencias significativas durante el periodo de estudio.

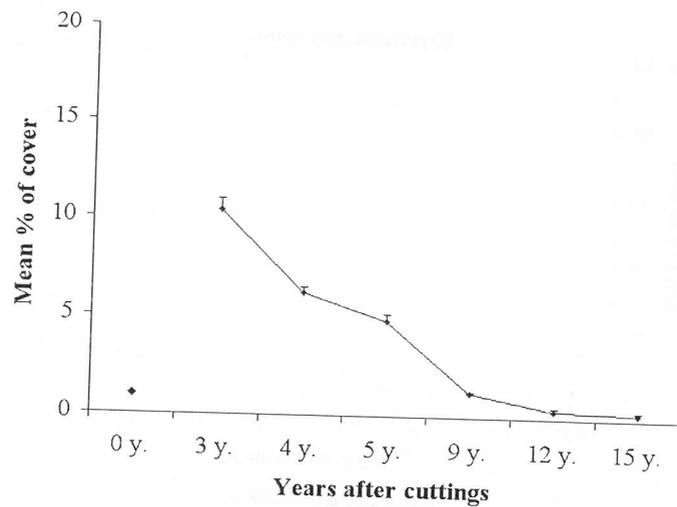


Figura 8. Porcentaje de cobertura (y error estándar) de las especies herbáceas en la situación original y después del tratamiento.

Figure 8. Cover percentage (and standard error) of herbaceous species originally and after treatment.

partir de este momento comienzan a disminuir. Además, las variaciones en los valores de cobertura dejan de ser significativas a partir del noveno año.

4. Discusión

Las comunidades de matorral del noroeste de la Península Ibérica dominadas en grandes extensiones por Ericáceas tienen su formación, en la mayor parte de los casos, en los procesos regresivos repetidos tales como el fuego y la roza, a los que se han visto sometidas las masas arbóreas de esta zona. Al mismo tiempo, con una frecuencia relativamente alta estas comunidades están sometidas a la actividad humana como repetidas cortas. Por tanto, la mayoría de las especies leñosas presentes en estas comunidades son capaces de regenerarse fácilmente, presentando una alta estabilidad ante las alteraciones como ocurre en el caso del chaparral californiano (KEELEY, 1992). Las especies estudiadas en esta comunidad de matorral presentan como mecanismos de regeneración no sólo el rebrote sino también la germinación. El empleo mayoritario de uno u otro determina la velocidad con la que son capaces de recuperar la situación original. Por lo general, el empleo de la ger-

minación supone una recuperación más lenta que cuando utilizan el rebrote vegetativo (FORGEARD, 1990).

La eliminación de la biomasa aérea por corta favorece que algunas de las especies que en la situación original tenían una representación muy pequeña en cobertura como *Halimium alyssoides* y *H. umbellatum*, al eliminar la competencia aumentan significativamente sus valores de importancia durante los cuatro primeros años. Resultados similares encontraron LLORET & VILÀ (1997) en estudios realizados en la garriga mediterránea. El posible efecto benefactor de la corta consiste en que, como se ha demostrado en otros estudios (CALVO *et al.*, 1998), la eliminación de la biomasa aérea puede favorecer la emergencia o supervivencia de las plántulas, aunque principalmente esto se pone de manifiesto, tanto en las especies herbáceas como en las leñosas con menor representación en la situación original. Al mismo tiempo después de la corta también se favorece el rebrote vegetativo.

Parece claro que en estas comunidades la especie dominante, entendiendo como tal la que presenta los valores más altos de cobertura, es *Erica australis*. La posesión de «lignotuber» le confiere una gran ventaja regenerativa (MORENO *et al.*, 1999), influyendo en los patrones de regeneración del resto de las especies leñosas y en general de toda la comunidad. Entre todas las especies se establecen competencias (FUENTES & GUTIÉRREZ, 1981) durante los primeros estadios de la regeneración. Por tanto, durante los tres-cuatro primeros años hay un fuerte incremento de las herbáceas y de las especies leñosas oportunistas, *H. umbellatum* y *H. alyssoides*. A partir del cuarto año la comunidad deja de manifestar cambios significativos en los valores de cobertura y algunas de las especies como el mismo *H. umbellatum* y las herbáceas disminuyen sus valores de importancia.

Otra de las especies con capacidad rebrotadora según NAVEH (1975) es *Calluna vulgaris*; sin embargo, en esta zona solo se recupera por germinación, situación similar a la encontrada por REGO *et al.* (1991) en estudios realizados en el norte de Portugal. Por tanto, es posible que los diferentes mecanismos empleados por esta especie estén relacionados con las diferencias en las condiciones ambientales en las que se encuentren. Por el contrario, *Arctostaphylos uva-ursi*, que responde fácilmente a otros tipos de alteraciones como la quema, empleando tanto el rebrote como la germinación, en este caso no se recupera.

Otras especies que tienen la capacidad de emplear ambos mecanismos, aunque en esta zona sólo germinan, son las dos cistáceas: *Halimium alyssoides* y *H. umbellatum*. Al analizar la ocupación espacial y el aumento en cobertura se pueden considerar como especies colonizadoras, ya que incrementan rápidamente sus valores de cobertura hasta el momento en el que la especie dominante ejerce una fuerte competencia dando como resultado el estancamiento de su crecimiento, caso de *Halimium alyssoides*, o el inicio del declive,

caso de *H. umbellatum*. En general, la existencia de espacios abiertos favorece su germinación.

De todas las especies leñosas la única que es definida por diferentes autores como germinadora obligatoria es *Erica umbellata* (LUNA *et al.*, 1998), que presenta una recuperación muy lenta en comparación con el resto, manteniendo un porte siempre pequeño. Sin embargo, no se ve reemplazada en el tiempo por la especie dominante.

5. Conclusiones

Por lo general, la recuperación es rápida cuando se basa principalmente en el rebrote vegetativo y permite a la especie dominante ejercer como tal desde el primer momento.

En este tipo de comunidades sometidas a corta con elevada frecuencia hay que descartar la posibilidad del reemplazamiento en el proceso de sucesión por otro tipo de vegetación diferente al que existía originalmente. Así mismo, estos estudios reflejan el enorme potencial energético contenido en estas comunidades tan extensas en España y prácticamente desaprovechadas en la mayoría de los casos.

Por otra parte, los brezales están generalmente asociados a suelos pobres y degradados, pero no por ello se puede considerar que carecen de importancia, ya que en algunos casos permiten favorecer la estabilización del terreno, impidiendo o dificultando la erosión.

Referencias

- CALVO, L. (1993). *Regeneración vegetal en comunidades de Quercus pyrenaica Willd. después de incendios forestales. Análisis especial de comunidades de matorral*. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología, Genética y Microbiología. Universidad de León.
- CALVO, L., TÁRREGA, R. & LUIS, E. (1992). The effect of human factors (cutting, burning and uprooting) on experimental heathland plots. *Pirineos*, 140: 15-27.
- CALVO, L., TÁRREGA, R. & LUIS, E. (1998). Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk.) Cout. after experimental burning, cutting and ploughing. *Plant Ecology*, 137:1-12.
- CASAL, M. (1985). Cambios en la vegetación del matorral tras incendio en Galicia. pp 93-101. In: *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los*

- incendios forestales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- CLEMENT, B. & TOUFFET, J. (1990). Plant strategies and secondary succession on Brittany heathlands after several fires. *Journal of Vegetation Science*, 1:195-202.
- CODY, M. L. (1986). Diversity, rarity and conservation in Mediterranean-climate regions. pp 122-152. In: Soule, M.E. (ed.) *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, M.A.
- FERRERAS, C. (1981). *El norte de la meseta leonesa*. Institución "Fray Bernardino de Sahagún" de la Diputación de León. 456 p.
- FORGEARD, F. (1990). Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica*, 11:191-213.
- FUENTES, E. R. & GUTIÉRREZ, J. R. (1981). Intra- and interspecific competition between matorral shrubs. *Acta Oecologica*, 2 (16):283-289.
- GILL, A. M. (1981). Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant Soil*, 120:69-77.
- JUNTA DE CASTILLA y LEÓN, (1987). *Mapa de suelos de Castilla y León*. Junta de Castilla y León.
- KEELEY, J. E. (1992). Recruitment of seedlings and vegetative sprouts in unburned chaparral. *Ecology*, 73: 1194-1208.
- LE HOEROU, H. N. (1993). Land degradation in Mediterranean Europe: can agroforestry be a part of the solution? A prospective review. *Agroforestry Systems*, 21: 43-61.
- LLORET, F. & VILA, M. (1997). Clearing of vegetation in Mediterranean garrigue: response after a wildfire. *Forest Ecology and Management*, 93:227-234.
- LUIS-CALABUIG, E.; TÁRREGA, R.; CALVO, L.; MARCOS, E. & VALBUENA, L. (2000). History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In: Trabaud, L. (ed.) *Life and environment in the mediterranean*. 43-86. Witt press.
- LUIS, E.; TÁRREGA, R. & CALVO, L. (1989). Biomass and biomass regeneration after disturbance in shrub communities in León province (NW Spain). pp. 1114- 1120. In: Grassi, G., Gosse, G., Dos Santos, G. (eds.), *Biomass for energy and industry*. Elsevier Applied Science.
- LUNA, B.; ZUAZUA, E.; CRUZ, A. & MORENO, J. M. (1998). *Phenology and seed productions of a Mediterranean shrubland community of Central Spain: implications for postfire plant regeneration*. International Congress of Forest Fire Research. Portugal.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA (1980). *Caracterización Agroclimática de la provincia de León*. Dirección General de Producción Agraria. Subdirección General de la Producción Vegetal. Madrid.

- MINISTERIO DE AGRICULTURA (1984). *Mapa de cultivos y aprovechamientos de la provincia de León*. Dirección General de Producción Agraria. Madrid.
- MORENO, J. M.; CRUZ, A. & OECHTEL, W. C. (1999). Allometric relationships in two lignotuberous species from Mediterranean-type climate areas of Spain and California. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 49-60.
- NAVEH, Z. (1975). The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 29:199-208.
- NAVEH, Z. (1999). The role of fire as an evolutionary and ecological factor on the landscapes and vegetation of Mt. Carmel. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 11-25.
- REGO F. C., BUNTING, S. C. & da SILVA, J. M. (1991). Changes in the fire understory vegetation following prescribed fire in maritime pine forest. *Forest Ecology and Management*, 41: 21-31.
- RIVAS MARTÍNEZ, S.; GANDULLO, J. M.; ALLUÉ, J. L.; MONTERO, J. L. & GONZÁLEZ, J. L. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. ICONA. Madrid.
- SAUVAGE, C. (1961). Recherches géobotaniques sur les suberaies marocaines. *Travaux de l'Institut Scientifique Cherifien. Série Botanique*, 21.
- SCHEFFE, H. (1959). *The analysis of variance*. John Wiley & Sons, INC. New York.
- TRABAUD, L. (1980). *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse Doct. Etat Univ. Sci. Tech. Languedoc. Montpellier.
- TRABAUD, L. (1991). Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen? *Sécheresse*, 3, (2): 163-174.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; VALENTINE, D. H.; MOORE, D. M.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1964-1980). *Flora Europaea*, Cambridge University Press.