



## EFFECTO DEL HERBIVORISMO EN LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE AMENAZADA *ANDROCYMBIUM EUROPAEUM* (Lange) K. Richt

Ana Belén Robles Cruz\*, Francisco Mario Cabeza Arcas, María Eugenia Ramos Font y José Luis González Rebollar

Grupo de Pastos y Sistemas Silvopastorales Mediterráneos. Estación Experimental del Zaidín (CSIC). C/ Profesor Albareda, 1, E-18008, Granada (España).

\* [anabelen.robles@eez.csic.es](mailto:anabelen.robles@eez.csic.es)

## EFFECT OF HERBIVORISM ON THE CONSERVATION OF THE ENDANGERED SPECIES *ANDROCYMBIUM EUROPAEUM* (Lange) K. Richt

### Historial del artículo:

Recibido: 04/02/15

Revisado: 01/04/15

Aceptado: 29/07/15

Disponible online: 06/10/2015

### Autor para correspondencia:

[anabelen.robles@eez.csic.es](mailto:anabelen.robles@eez.csic.es)

ISSN: 2340-1672

Disponible en: <http://polired.upm.es/index.php/pastos>

### Palabras clave:

Perturbación, densidad, pastoreo, conejo, Almería.

### Keywords:

Disturbance, density, grazing, rabbit, Almería.

### RESUMEN

*A. europaeum* es un endemismo ibero-magrebí incluido en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española (Moreno et al., 2008). Los objetivos del trabajo han sido evaluar el efecto del ganado ovino doméstico y del conejo sobre la densidad de individuos de *A. europaeum*, así como analizar la evolución de ésta especie durante cinco años de seguimiento en el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar. Se realizó un seguimiento durante los años 2010 a 2014, con un diseño en bloques aleatorizados (seis) con tres tratamientos (tipo de manejo) por bloque: 1) con herbivorismo de ganado y conejo (G+C+), 2) excluidas sólo al ganado (G-C+) y, 3) excluidas al conejo y ganado (G-C-); en el año 2010 no hubo exclusión. Analizando sólo las zonas con herbivorismo, se observa un aumento paulatino de la densidad desde 2010 a 2014, con efecto significativo de los años y los bloques. Durante los cuatro años de exclusión (2011-2014) nuevamente se advierte la misma respuesta para años y bloques. Sin embargo, el factor tipo de manejo no muestra efecto significativo sobre la densidad, aunque presenta mayor densidad media (individuos 0,25 m<sup>-2</sup>) el tratamiento G+C+, 67,30, respecto a G-C+, 53,85 y G-C- 60,84. Este aumento también puede observarse si consideramos el incremento de la densidad del último año en relación a 2010: 241 % (G+C+) respecto a 200 % (G-C+) y 229 % (G-C-). Estos datos sugieren que la actual gestión de la zona de estudio es sostenible para la supervivencia de *A. europaeum* y que el herbivorismo, mayoritariamente ganado y conejo, no está afectando significativamente a la supervivencia de la especie, percibiéndose una tendencia a incrementar la densidad en las zonas no excluidas. Además, parece que la especie se ve influenciada más por las variaciones interanuales que por las debidas al tipo de manejo.

### ABSTRACT

*A. europaeum* is an ibero-magheb endemism which is included in the Red List of the Spanish Vascular Flora (Moreno et al., 2008). The aims of this work have been to evaluate the effect of domestic livestock and rabbit on the density of individuals of *A. europaeum* as well as to analyze the evolution of this species during a five-year survey in Cabo de Gata-Níjar Natural Park. Monitoring was performed from 2010 until 2014, following a randomized block design (six blocks) with three treatments (type of management) per block: 1) with herbivorism of sheep and rabbit (G+C+), only excluded to livestock (G-C+) and, 3) excluded to rabbit and livestock (G-C-). When analyzing only the areas with herbivorism, a gradual increase in density from 2010 to 2014 is observed, with significant effects of years and blocks. During the four years with exclusions (2011-2014) the same response of years and blocks is detected, but no significant differences among the three types of management are observed. Nevertheless the mean density (individual 0.25 m<sup>-2</sup>) was higher for G+C+, 67.30, with respect to G-C+, 53.85 and G-C- 60.84. This increment can be also detected if we compare the density of 2014 with respect to that of 2010: 241 % (G+C+), 200 % (G-C+) and 229 % (G-C-). These data suggest that the current management of *A. europaeum* in the study area is adequate and that herbivorism, mainly by livestock and rabbit, is not significantly affecting the survivorship of this species, since an increasing trend for density in non-excluded areas has been detected. Furthermore, it seems that the species responds more rapidly to interannual climatic variations than to those caused by the type of management.



© Ana Belén Robles

Pastos xerofíticos algo nitrificados de desarrollo otoño-invernal donde vive *A. europaeum*. Zona de estudio de las Marinas-Amoladeras del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, Almería (Reserva de la Biosfera). Detalle de la flor, a la izquierda se puede observar rastro de pastoreo (heces).

## INTRODUCCIÓN

*Androcymbium* Willd. es un género ligado a zonas con clima mediterráneo. Su presencia en la Cuenca Mediterránea está relacionada con las condiciones de aridez que reinaron durante el Mioceno en esta región (Caujapé-Castells *et al.*; 2001, Del Hoyo *et al.*, 2009). Comprende 57 especies que se distribuyen, principalmente, en el sur y en el extremo norte de África (50 y 7 especies, respectivamente), llegando hasta Canarias y la Península Ibérica (Del Hoyo *et al.*, 2009). En esta última está representado por una sola especie, *A. europaeum* (Lange) K. Richt., que durante mucho tiempo se incluyó en *A. gramineum* (Cav.) McBride (Pedrola-Monfort y Caujapé-Castells, 1994, 1996). Recientemente, los estudios morfológicos, fenológicos y de ADN cloroplastídico llevados a cabo en poblaciones de Almería, Marruecos, Argelia y Túnez, ponen de manifiesto que la especie del sur de España es *A. europaeum*, caracterizada por su fruto indehiscente (Del Hoyo y Pedrola-Monfort, 2010).

*A. europaeum* es un endemismo ibero-magrebí que pertenece a la familia *Colchicaceae*, si bien, en la revisión de *Flora iberica*

se incluye en *Liliaceae* (Talavera *et al.*, 2013). Se presenta como taxón disjunto a ambos lados del estrecho de Gibraltar (Caujapé-Castells y Pedrola, 1997; Caujapé-Castells y Jamsen, 2003), extendiéndose por la costa atlántica de Marruecos y la Península Ibérica, donde sólo se localiza en la zona litoral de la provincia de Almería entre la punta del Sabinar y la Sierra de Cabrera (Blanca *et al.*, 1999), con su mejor representación dentro del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar.

Este geófito presenta desarrollo otoño-invernal, pudiendo prolongar su presencia hasta el mes de abril (septiembre-abril) (Del Hoyo y Pedrola-Monfort, 2010) en función de la climatología anual. Vive en pastos xerofíticos sobre dunas móviles o fijas y a menudo en sustratos rocosos calizos o arenosos algo nitrificados, entre 0-200 m (350 m) de altitud, en el piso termomediterráneo con ombroclima semiárido-árido (Blanca *et al.*, 1999; Rico, 2013). Los pastos donde se localiza son propios del dominio de las comunidades de azufaífo (*Ziziphus lotus*), hábitat incluido como prioritario por la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE) (Blanca *et al.*, 1999; Tirado 2009). Por otra parte, desde el año 1994 está incluida en el Catálogo de Flora Silvestre Amenazada andaluza (B.O.J.A. núm.

107/1994, de 14 de julio de 1994) y en el año 2000 se incluyó en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española (Moreno *et al.*, 2008). Actualmente, está calificada con el grado de amenaza de *vulnerable*, en relación a la reducción de su área de distribución geográfica, afectada por graves problemas de fragmentación. Su distribución en parches está ligada a los cambios de uso de suelo, muy acentuados en la provincia de Almería desde los años 70 debido a la expansión de los invernaderos del poniente y levante almeriense, así como al desarrollo urbanístico ligado al creciente aumento de población en estos territorios (Mota *et al.*, 1996; Blanca *et al.*, 1999). Sin embargo, se desconoce cómo le afectan las perturbaciones relacionadas con la actividad de los animales silvestres o domésticos. Ecólogos y conservacionistas reconocen que muchas perturbaciones (fuego, pastoreo, movimiento de tierras, etc.) son un componente de los ecosistemas naturales (Hobbs y Huenneke, 1992), importante para el desarrollo y mantenimiento de la heterogeneidad espacial y temporal de los mismos (Whitford y Kay, 1999). El efecto de las perturbaciones de los mamíferos sobre el medio y las comunidades vegetales es compleja (Osem *et al.*, 2002), siendo diversa la respuesta de la vegetación en términos de diversidad y estructura, ya que depende de diferentes factores como es el tipo de herbívoro e intensidad de herbivoría (Milchunas y Lauenroth, 1993), de la escala tiempo, espacio o de las condiciones del suelo y el clima (Milchunas *et al.*, 1988; Hobbs y Huenneke, 1992).

En relación a los geófitos, diversos estudios ponen de manifiesto cómo prosperan en ambientes alterados (Esler *et al.*, 1999; Whitford y Kay, 1999; Diadema *et al.*, 2007; Palacio *et al.*, 2013), y en el caso de la familia *Liliaceae* (*sensu Flora iberica, op. cit.*) se ha señalado el efecto positivo que tienen los pequeños herbívoros y el ganado sobre la densidad de las poblaciones de algunas de sus especies (Gómez-García *et al.*, 1995, 2009; Borghi y Giannoni, 1997), observándose que son comidas incluso cuando tienen alcaloides altamente tóxicos (Gómez-García *et al.*, 2003). *A. europaeum* presenta similares metabolitos secundarios (colchicina, demelcocina, desmetilcolchicina y colchifolin) y se han observado tanto en los órganos vegetativos como en los de reproducción (Ellington *et al.*, 2003; Moussaid *et al.*, 2012). Sin embargo, es frecuente verlo comido, aunque su tasa de consumo varía según la localidad (Boza *et al.*, 1998). Por otra parte, su porte postrado con hojas al ras del suelo evidencia su adaptación al herbivorismo (Esler *et al.*, 1999; Noy-Mer y Oron, 2001).

El territorio del sudeste peninsular donde vive *A. europaeum* presenta una alta densidad de conejos y el pastoreo extensivo con ganado ovino perdura como única práctica tradicional (Verdú y Galante, 2002; Alados *et al.*, 2004), por lo que se puede considerar a ambos herbívoros como consumidores potenciales. Dentro de este contexto, los objetivos de nuestro trabajo han sido evaluar el efecto del ganado doméstico y del conejo sobre la densidad de *A. europaeum*, así como

analizar la evolución de la especie durante cinco años de seguimiento (2010-2014) en una de las poblaciones mejor conservadas en el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Zona de estudio

El ensayo se llevó a cabo en la reserva integral de las Marinas-Amoladeras, principal zona esteparia del Parque Natural de Cabo de Gata Níjar (Almería, España) (36° 51' N y 2° 6' W) incluida como refugio de caza y estación zoológica. Los suelos son de naturaleza caliza, pobres y de escaso desarrollo (Girado *et al.*, 2001). Esta zona es uno de los pocos terrenos públicos dentro del parque y en él están bien representadas las subpoblaciones de *A. europaeum*, lo que motivó la selección de esta localidad para su seguimiento.

Biogeográficamente pertenece a la provincia corológica Murciano-Almeriense, sector almeriense, piso termomediterráneo semiárido-árido. La precipitación anual es de 200 mm con fuerte variación intra e interanual y la temperatura media anual es de 19 °C (Miranda *et al.*, 2009), la Tabla 1 recoge los datos climáticos de precipitación mensual y temperatura media mensual durante los años de estudio. La vegetación potencial de la zona está formada por espinares de *Ziziphus lotus* (Valle *et al.*, 2003). En la actualidad, dominan tomillares de la alianza *Helianthemo-Siderition pusillae*, reflejo de la antigua actividad cerealista-pastoral, hoy en abandono y de la que ya sólo queda el uso pastoral con oveja, junto a la actividad cinegética. El pastoreo en la zona de estudio es continuo, y se clasifica como bajo (rango de 1 a 2 en una escala de 0 a 5) (Boza *et al.*, 1998; Robles *et al.*, 2002). Los días de pastoreo pueden variar, ya que la alimentación de los animales se complementa con subproductos de invernadero aprovechados directamente en los corrales.

### Diseño experimental

Para evaluar el efecto del ganado ovino y el conejo sobre la población de *A. europaeum* se instalaron en campo 18 parcelas de 2,5 m x 2,5 m. Se ha seguido un diseño de seis bloques aleatorizados separados unos de otros entre 300 y 400 m, diferenciando en cada uno de ellos tres tratamientos (tipos de manejo): 1) con herbivorismo de ganado y conejo (G+C+), 2) excluidas sólo al ganado (G-C+) (con malla cinegética) y 3) excluidas al conejo y ganado (G-C-) (con malla romboidal de 4 cm de luz). Los seguimientos se realizaron durante cinco años consecutivos (2010 a 2014) en el período de floración-fructificación: 23/03/2010, 08/02/2011, 21/01/2012, 16/01/2013, 15/01/2014. En el primer año de estudio el muestreo se retrasó hasta el mes de marzo, sin embargo, la abundante lluvia caída desde diciembre de 2009 (184,2 mm) hasta marzo de 2010 (enero: 88,8 mm, febrero: 90 mm y marzo: 62 mm)

Meses	2009-2010		2010-2011		2011-2012		2012-2013		2013-2014	
	P <sub>p</sub>	T <sup>a</sup>	P <sub>p</sub>	T <sup>a</sup>	P <sub>p</sub>	T <sup>a</sup>	P <sub>p</sub>	T <sup>a</sup>	P <sub>p</sub>	T <sup>a</sup>
Septiembre	48,4	24,2	3,0	24,7	13,6	24,7	10,0	23,4	4,8	24,2
Octubre	3,0	21,6	19,8	19,4	12,2	21,1	23,8	19,3	0,2	21,0
Noviembre	9,0	17,8	66,4	14,8	38,2	17,1	68,8	17,1	17,8	14,7
Diciembre	184,2	14,1	69,8	13,3	4,0	13,6	0,2	13,4	29,2	13,3
Enero	88,8	12,7	24,4	12,4	19,4	12,4	2,6	12,8	8,2	13,1
Febrero	90,0	13,7	16,6	12,9	0,2	11,2	14,8	12,5	23,2	13,34
Marzo	62,0	13,9	26,6	14,8	4,4	14,8	8,2	14,6	3,4	14,98
Pp Total/T <sup>a</sup> media <sup>1</sup>	333,4	18,1	183,4	16,9	87,4	17,8	105,4	17,2	60,2	17,3

<sup>1</sup> Suma/Promedio: en ambos comprenden los valores de septiembre a enero.

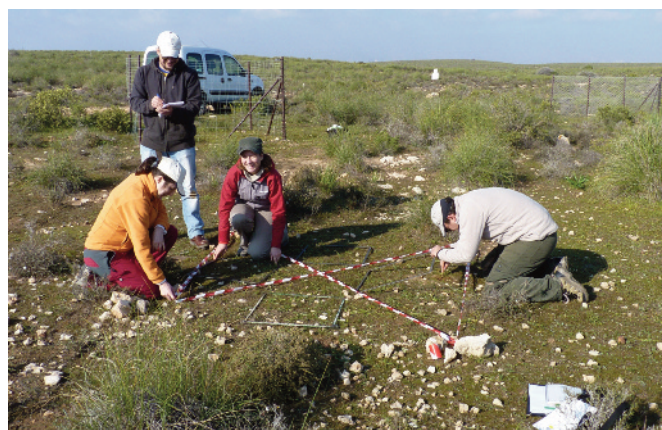
**TABLA 1.** Precipitación mensual (P<sub>p</sub>, mm) y temperatura media mensual (T<sup>a</sup>, °C) durante los cinco años de seguimiento. Se incluyen los meses del año meteorológico hasta la fecha de muestreo en cada año: 2010 (2009-2010), 2011 (2010-2011), 2012 (2011-2012), 2013 (2012-2013), 2014 (2013-2014).

mantuvo en flor a los individuos durante largo tiempo, y no se observaron individuos secos o muertos sobre el terreno durante el muestreo.

La densidad de *A. europaeum* en cada parcela y año se ha evaluado mediante el censo de individuos en cuadrados de 50 cm x 50 cm, tomando cuatro cuadrados por parcela, distribuidos según los cuatro puntos cardinales (N, S, E y O): 24 cuadrados por tratamiento (seis bloques por cuatro cuadrados). De cara al análisis, se han utilizado valores promediados de los medidos en los cuatro cuadrados por parcela y año. Cada individuo de *A. europaeum* está formado por un conjunto de hojas enteras lineares a estrechamente triangulares, sésiles y envainadoras, reunidas en roseta (4 a 12) en el ápice del tallo, a modo de involucro que rodea las flores (1 a 6) (Blanca *et al.*, 2009; Rico, 2013), aunque en la zona de estudio como máximo se han observado 3 flores por roseta. En Amoladeras, la naturaleza del sustrato (costra caliza) dificulta la agrupación de los individuos, y estos aparecen aislados en la mayoría de los casos y con una sola flor. En condiciones de suelo más favorables los pies de las plantas se agrupan, lo que hace más difícil su diferenciación. Para unificar la labor de evaluación entre los observadores, previo al muestreo se establecieron y practicaron criterios para la identificación correcta de los individuos. Por lo general, desde el inicio se obtuvieron resultados bastante coincidentes y sin sesgos entre observadores. Cada año los muestreos se realizaron por dos o tres observadores, estando al menos uno de ellos presente en todos los muestreos.

Las parcelas de exclusión se instalaron en mayo de 2010, después de haber realizado el primer muestreo de densidad (marzo), por lo que este año debe ser considerado como año cero, sin tratamientos de exclusión. Para evaluar el efecto del herbivorismo sobre *A. europaeum* se comparan zonas excluidas (G-C+ y G-C-) con zonas con herbivoría (G+C+) a lo largo de cuatro años de seguimiento (2011 a 2014). Por otra parte, para determinar la evolución de la especie en la zona de estudio se analizan los cinco años de muestreo (2010-2014) sólo en las parcelas con herbivorismo (G+C+), ya que estas representan el manejo que actualmente se realiza en Amoladeras.

**TABLA 1.** Monthly precipitation (P<sub>p</sub>, mm) and monthly mean temperature (T<sup>a</sup>, °C) for the duration of the study. Months of the meteorological year up to the sampling date for each year are included: 2010 (2009-2010), 2011 (2010-2011), 2012 (2011-2012), 2013 (2012-2013), 2014 (2013-2014).



© Ana Belén Robles

**Parcelas de muestreo (2,5 m x 2,5 m) en la zona de las Marinas-Amoladeras. Se puede observar los tres tratamientos (Tipo de manejo) de un bloque: 1) Delante: parcela con herbivorismo de ovejas y conejos (G+C+), 2) Atrás izquierda: parcela excluida sólo al ganado (G- C+) (con malla cinegética) y 3) Atrás derecha: parcela excluida al conejo y ganado (G- C-) (con malla romboidal/4 cm de luz). En la parcela G+C+ detalle del censo de densidad (cuatro cuadrados de 50 cm x 50 cm).**

## Análisis estadístico

En todos los análisis se ha considerado la densidad como variable respuesta, transformándose sus valores al logaritmo neperiano con el fin de cumplir las condiciones de normalidad de los residuos y homocedasticidad (tests Shapiro-Wilk y Bartlett respectivamente).

Previo a establecer las parcelas de exclusión (año 2010: sin tratamientos) se comprobó que los datos de partida (densidad) en los tres niveles de manejo (G+C+, G-C+ y G-C-) eran homogéneos. Para ello, se realizó con los datos de 2010 un ANOVA univariante de dos vías, considerando como factores el tipo de manejo y los bloques.

En el resto de los análisis incluidos en el trabajo: i) evolución temporal y, ii) efecto del herbivorismo; la variación de la densidad se estudia siguiendo modelos lineales que consideran la existencia de medidas repetidas, efectos fijos y aleatorios, y una estructura jerarquizada de las observaciones. Para ello se

han empleado modelos lineales mixtos (MLM), utilizando el programa estadístico R 3.2.1 (R Core Team, 2014) y su librería *nlme* (Pinheiro y Bates, 2000).

Para estudiar la evolución de la densidad de la especie desde 2010 a 2014, se ha considerado sólo el tratamiento con herbivorismo (G+C+), el cual representa el manejo actual en el área de estudio. Se han diferenciado un factor aleatorio, el bloque (seis niveles) y una covariable, el año (2010 a 2014). Por otro lado, para evaluar el efecto del herbivorismo durante cuatro años (2011 a 2014), se han considerado un factor fijo, el tipo de manejo (tres niveles), anidado al bloque (seis niveles) como factor aleatorio, y una covariable, el año (de 2011 a 2014). En ambos análisis, se probaron y compararon distintos MLM de complejidad creciente utilizando como criterio de estimación el método de Máxima Verosimilitud. La determinación del mejor modelo en cada análisis se realizó considerando sus valores de los Criterios de Información de Akaike (AIC) y de Bayes (BIC) y su representación en figuras (figuras 1 y 2) para la elección del modelo con mejor ajuste.

## RESULTADOS

La Tabla 2 muestra los resultados de densidad media (individuos 0,25 m<sup>-2</sup>) de *A. europaeum* para cada año de estudio (2010 a 2014) y tipo de manejo (G+C+, G-C+, G-C-).

En el primer año de estudio (2010: sin tratamiento de manejo) (Tabla 2), no se detectaron diferencias significativas entre los tres tipos de manejo ( $F = 0,16$ ; g.l. = 2;  $p$ -valor > 0,05), lo que muestra la homogeneidad en los datos de partida entre las parcelas correspondientes a estos tres tratamientos. Sí hubo diferencias significativas entre bloques ( $F = 5,55$ , g.l. = 5;  $p$ -valor = 0,01), lo que indica la heterogeneidad entre estos. No se observó interacción entre los factores tipo de manejo y el bloque.

Para determinar la evolución de la densidad de *A. europaeum* durante los cinco años de seguimiento, se analizaron

sólo las parcelas con herbivorismo (G+C+), que reflejan el manejo actual que se lleva a cabo en la zona. Desde el año 2010 a 2014 se advierte un incremento paulatino de la densidad de individuos de *A. europaeum* (Tabla 2 y Figura 1). La Tabla 3 muestra los cinco MLM que mejor ajustan esta evolución creciente. El menor valor AIC y BIC indica que el Modelo M5 (polinomial hasta la potencia cuarta) es el que presenta mejor ajuste, seguido por el modelo M2 (lineal), ambos representados en la Figura 1. Estos modelos incluyen la covariable año y el factor aleatorio bloque, lo que indica que para el tratamiento G+C+, tanto el año como el bloque afectan significativamente a la densidad. También en la Figura 1 se observa distinta variabilidad en las cuatro mediciones realizadas por parcela y año (líneas verticales sobre círculos).

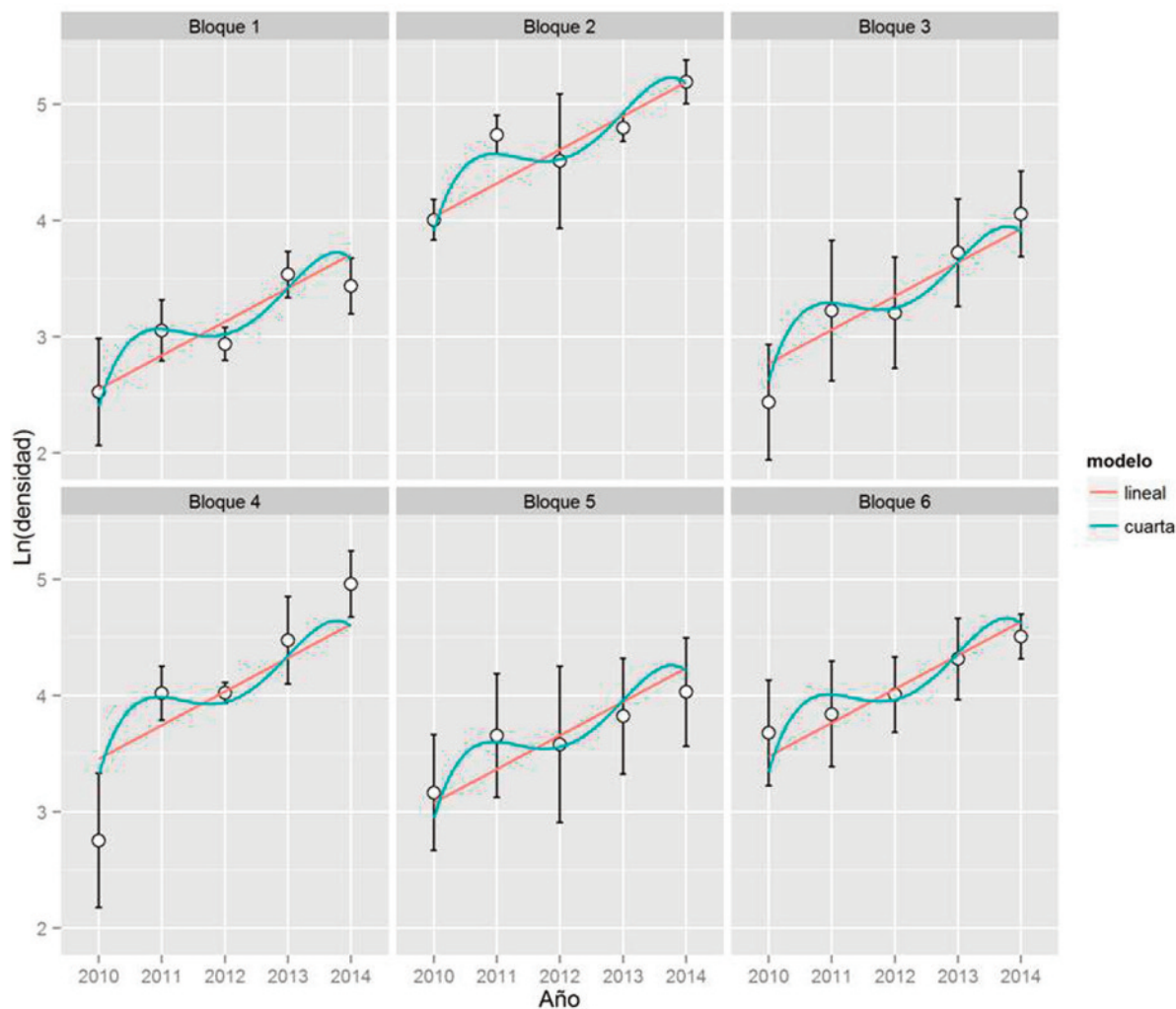
La Tabla 4 muestra los cinco mejores MLM, considerando los efectos fijos del herbivorismo (distintos tipos de manejo: G+C+, G-C+, G-C-) y del tiempo (años 2011 a 2014), y los aleatorios del bloque y del tratamiento anidado al bloque (efecto parcela). El M5, que es el modelo polinomial de la covariable año hasta la potencia cúbica es el que presenta el mejor ajuste, siguiéndole el modelo M4 (polinomial cuadrático) y el M2 (lineal) (ver AIC y BIC en Tabla 4; y Figura 2). La inclusión de los tratamientos de manejo, bien como efecto fijo aditivo (modelo M3), o interaccionando con el año (modelos no mostrados en la Tabla 4), produjo modelos con peor capacidad predictiva, señalando así la falta de significación estadística de los manejos probados sobre la densidad de plantas. Al igual que en el anterior análisis, se observa que los efectos aleatorios bloque y tratamiento dentro de bloque (parcela), mostraron una varianza importante, más alta en casi todos los modelos que la varianza residual.

La Figura 2 corrobora los valores aportados en la Tabla 4. Se observa que en casi todas las parcelas (Bloque x Tratamiento) los tres modelos M2, M4 y M5 se ajustan bastante bien a las densidades medidas de 2011 a 2014. También se aprecia que el intercepto de los modelos (altura de las líneas respecto al eje horizontal) varía de forma notable entre bloques (comparar p.ej. los bloques 1 y 2) y también entre tratamientos dentro de los

Años	Tipo de manejo (individuos 0,25 m <sup>-2</sup> )			EED	Media Años* (ind-0,25 m <sup>-2</sup> )
	G+C+	G-C+	G-C-		
2010 (Sin tratamiento: Tipo Manejo)	26,27	22,08	23,30	4,36	23,89
Con tratamiento: Tipo Manejo					
2011	50,15	40,98	48,89	9,21	46,67
2012	46,83	36,57	41,92	7,73	41,77
2013	67,47	55,41	53,58	10,35	58,82
2014	93,00	69,58	77,44	18,11	80,01
Media manejo (4 años)	61,63	48,67	53,57	9,21	(*EED = 6,64)

**TABLA 2.** Densidad de *A. europaeum* (individuos 0,25 m<sup>-2</sup>) para los años (2010 a 2014) y según el tipo de manejo: 1) con herbivorismo de ovejas y conejos (G+C+), 2) excluido al ganado ovino (G-C+) y 3) excluido al ganado ovino y conejo (G-C-). EED: error estándar de la diferencia. Los datos de la fila Media manejo se calculan para los años de exclusión: 2011 a 2014.

**TABLE 2.** Density of *A. europaeum* (individuals 0.25 m<sup>-2</sup>) for years and type of management: 1) with herbivorism of sheep and rabbit (G+C+), excluded to ovine livestock (G-C+) and, 3) excluded to rabbit and ovine livestock (G-C-). EED: standard error of the difference. Data of row Media manejo are calculated for years 2011 to 2014.



**FIGURA 1.** Densidad de *A. europaeum* (individuos 0,25 m<sup>2</sup>) por bloque (seis niveles) en el tratamiento con herbivorismo de ovejas y conejos (G+C+) durante cinco años de seguimiento (2010 a 2014). Se representan los valores medios (círculos) del logaritmo neperiano de la densidad en cada parcela y año, así como las predicciones (líneas) de dos de los modelos lineales mixtos ajustados (potencia cuarta y lineal), considerando como covariable el año. Las barras verticales sobre los círculos señalan la desviación típica de las cuatro mediciones de densidad realizadas en cada parcela y año.

**FIGURE 1.** Density of *A. europaeum* (individuals 0.25 m<sup>2</sup>) per block (six levels) in the treatment with herbivorism of sheep and rabbit (G+C+) during a five-year sampling (2010 to 2014). The average values of the naepierian logarithm of the density (circles) in each plot and year, as well as predictions (lines) of two of the adjusted mixed linear models (forth power and lineal) considering the year as a covariable are represented. Vertical bars on the circles indicate the standard deviation of the four measures of density in each plot and year.

bloques (comparar p.ej. las tres gráficas del bloque 4), pero sin un patrón definido claro de valores diferentes de unos tratamientos a otros. También, al igual que lo apuntado en el anterior análisis, se observan diferencias en la variabilidad de las cuatro mediciones realizadas en cada parcela-año (magnitud de las líneas verticales sobre círculos) a nivel de bloques (p.ej. bloque 1 respecto a bloque 5), parcelas (p.ej. dentro de bloque 6, parcela G+C+ respecto a las otras dos) y años dentro de parcelas (p.ej. bloque 4 parcela G-C+).

Aunque el tipo de manejo no mostró un efecto significativo sobre la densidad (ver los valores del intervalo de confianza de los parámetros  $\beta_2$  y  $\beta_3$  del modelo M3, Tabla 4), los valores absolutos de la densidad (Tabla 2), señalan un ligero

aumento de ésta en las parcelas con herbivorismo (G+C+) respecto a los tratamientos con algún grado de exclusión (G-C+ y G-C-), tendencia que se mantiene desde el año 2012 hasta 2014. Por otra parte, el tratamiento excluido sólo al ganado (G-C+) presentó los valores más bajos. En relación al año, en todos ellos se observa que la densidad aumento respecto al primero, exceptuando el 2012 que disminuyó ligeramente.

## DISCUSIÓN

El área de estudio se asienta en una zona esteparia con abundante roca superficial. La diferente rugosidad de la superficie

Modelos Estructura de los efectos fijos	Desviación estandar (efectos aleatorios)			Criterios	
	Bloque	Residuo		AIC	BIC
<b>M1:</b> $LnD = \alpha$ $\alpha = 3,81(3,37-4,24)$	0,46 (0,23-0,94)	0,52 (0,39-0,69)		61,46	65,67
<b>M2:</b> $LnD = \alpha + \beta \times A$ $\alpha = 3,52(3,08-3,96); \beta = 0,29(0,22-0,36)$	0,50 (0,28-0,91)	0,25 (0,19-0,33)		27,65	33,26
<b>M3:</b> $LnD = \alpha + \beta \times A + \psi \times A^2$ $\alpha = 3,54(3,10-3,99); \beta = 0,34(0,22-0,47);$ $\psi = -0,03(-0,08-0,03)$	0,50 (0,28-0,91)	0,25 (0,18-0,32)		28,66	35,67
<b>M4:</b> $LnD = \alpha + \beta \times A + \psi \times A^2 + \omega \times A^3$ $\alpha = 3,65(3,19-4,11); \beta = 0,32(0,20-0,44);$ $\psi = -0,17(-0,33- -0,01); \omega = 0,05(-0,004 - 0,10)$	0,50 (0,28-0,91)	0,22 (0,17-0,30)		27,23	35,63
<b>M5:</b> $LnD = \alpha + \beta \times A + \psi \times A^2 + \omega \times A^3 + \phi \times A^4$ $\alpha = 3,75(3,29-4,22); \beta = -0,03(-0,34-0,28);$ $\psi = -0,28(-0,45- -0,11); \omega = 0,33(0,10-0,58);$ $\phi = -0,07(-0,13- -0,01)$	0,51 (0,28-0,91)	0,20 (0,15-0,26)		23,44	33,25

**TABLA 3.** Modelos lineales mixtos probados de la evolución temporal de la densidad de plantas de *A. europaeum* sometidas al manejo actual de la zona con herbivorismo de ovejas y conejos (tratamiento G+C+) para el periodo 2010-2014.  $LnD$  es el logaritmo neperiano de la densidad y  $A$  es el año. AIC y BIC son los criterios de información de Akaike y Bayes, respectivamente. Los valores entre paréntesis corresponden al intervalo de confianza del 95%.

**TABLE 3.** Tested Lineal Mixed Model of the temporal evolution of density of plants of *A. europaeum* under the current management at the area with herbivorism of sheep and rabbit (treatment G+C+) for the period 2010-2014.  $LnD$  is the naeperian logarithm of density and  $A$  is the year. AIC and BIC are the Akaike and Bayes information criteria, respectively. Values in brackets are the 95% confidence interval.

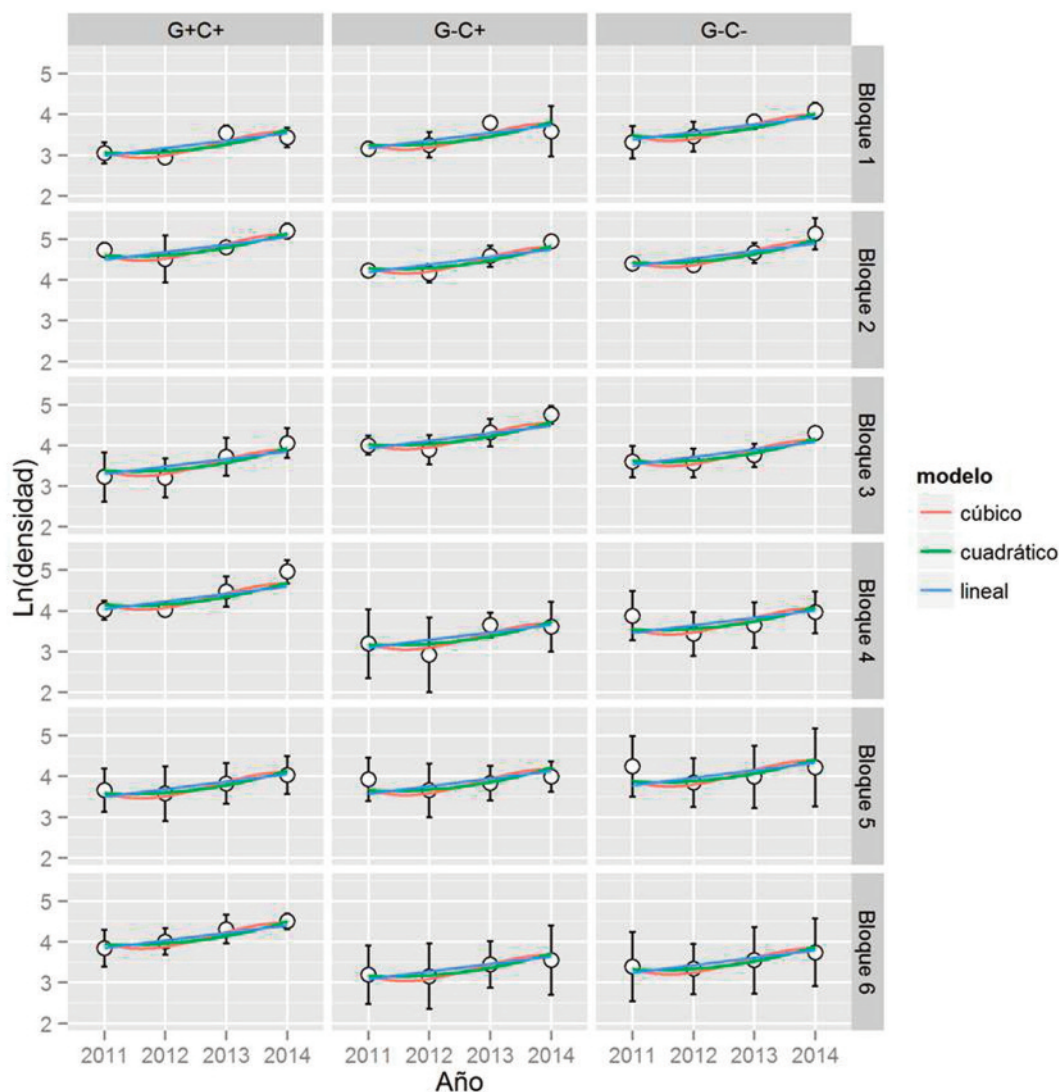
Modelos Estructura de los efectos fijos	Desviación estandar (efectos aleatorios)			Criterios	
	Bloque	Tratamiento en Bloque	Residuo	AIC	BIC
<b>M1:</b> $Y = \alpha$ $\alpha = 3,89(3,59-4,19)$	0,31 (0,14-0,70)	0,30 (0,18-0,50)	0,31 (0,26-0,37)	78,43	87,53
<b>M2:</b> $Y = \alpha + \beta \times A$ $\alpha = 3,80(3,50-4,10); \beta = 0,19(0,15-0,23)$	0,31 (0,14-0,70)	0,32 (0,21-0,50)	0,19 (0,16-0,23)	29,88	41,26
<b>M3:</b> $Y = \alpha + \beta_1 \times A + \beta_2 \times (G-C+) + \beta_3 \times (G-C-)$ $\alpha = 3,89(3,52-4,26); \beta_1 = 0,19(0,15-0,23);$ $\beta_2 = -0,20(-0,62- 0,21); \beta_3 = -0,08(-0,49-0,33)$	0,31 (0,15-0,69)	0,31 (0,20-0,48)	0,19 (0,16-0,23)	32,72	48,66
<b>M4:</b> $Y = \alpha + \beta \times A + \psi \times A^2$ $\alpha = 3,71(3,41-4,01); \beta = 0,10(0,05-0,15);$ $\psi = 0,08(0,05-0,12)$	0,32 (0,14-0,70)	0,32 (0,21-0,50)	0,17 (0,14-0,20)	15,69	29,35
<b>M5:</b> $Y = \alpha + \beta \times A + \psi \times A^2 + \omega \times A^3$ $\alpha = 3,62(3,32-3,93); \beta = 0,22(0,14-0,31);$ $\psi = 0,23(0,14-0,31); \omega = -0,09(-0,15-0,04)$	0,31 (0,14-0,70)	0,33 (0,22-0,50)	0,15 (0,12-0,18)	5,85	21,79

**TABLA 4.** Modelos lineales mixtos probados de la densidad de plantas de *A. europaeum* considerando los tratamientos de herbivorismo como efecto fijo, anidado al bloque (efecto aleatorio) y los años (2011-2014) como covariable.  $LnD$  es el logaritmo neperiano de la densidad,  $A$  es el año, G-C+ es el tratamiento de exclusión del ganado y G-C- el tratamiento de exclusión de ganado y conejos. AIC y BIC son los criterios de información de Akaike y Bayes, respectivamente. Los valores entre paréntesis corresponden al intervalo de confianza del 95%.

**TABLE 4.** Tested Lineal Mixed Model of the density of plants of *A. europaeum* considering treatments as fixed effect, nested to the block (random effect) and the year (2011-2014) as a covariable.  $LnD$  is the naeperian logarithm of density,  $A$  is the year, G-C+ is the treatment only excluded to livestock and G-C- is the treatment excluded to rabbit and livestock. AIC and BIC are the Akaike and Bayes information criteria, respectively. Values in brackets are the 95% confidence interval.

del sustrato genera diversidad de situaciones microtopográficas, las cuales tienen una fuerte influencia en la escorrentía, en la capacidad superficial de almacenamiento de agua y en el acúmulo de sedimentos (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012). Pensamos que dichas situaciones podrían haber incidido en la distribución y densidad de *A. europaeum*. Así, en el campo se puede observar cómo esta especie se reparte de manera discontinua sobre el terreno, probablemente aprovechando las localizaciones dispersas de acúmulo de suelo y agua. Las diferencias observadas entre bloques en el primer año de muestreo (2010) y el efecto significativo de los bloques e incluso de las parcelas dentro de los bloques en el resto de años (2011-2014) (ver Figuras 1 y 2, y Modelos en Tablas 3

y 4,) pueden ser reflejo de la gran heterogeneidad microtopográfica y edáfica existente. En relación a las condiciones edáficas, Membrives *et al.* (2003), estudiando diferentes especies del género *Androcymbium* de Sudáfrica, señalan la importancia que puede tener la heterogeneidad edáfica (cantidad de suelo y disponibilidad hídrica) en el desarrollo de las especies de este género, pudiendo afectar a la gran variabilidad morfológica de las especies. En nuestro caso, dadas las variaciones de la densidad de *A. europaeum* en relación a las distintas localizaciones en campo (bloques y parcelas), consideramos necesario plantear futuros trabajos que pudieran clarificar esta respuesta, posiblemente ante las diferencias de suelo.



**FIGURA 2.** Densidad de *A. europaeum* (individuos  $0,25 \text{ m}^{-2}$ ) por tipo de manejo (tres tratamientos: G+C+, G-C+, G-C-) y por bloque (seis niveles) durante cuatro años de seguimiento (2011 a 2014). Se representan los valores medios (círculos) del logaritmo neperiano de la densidad por parcela y año, así como las predicciones (líneas) de tres de los modelos lineales mixtos ajustados (cúbico, cuadrático y lineal) considerando como covariable el año. Las barras verticales sobre los círculos señalan la desviación típica de las cuatro mediciones de densidad realizadas en cada parcela y año.

**FIGURE 2.** Density of *A. europaeum* (individuals  $0.25 \text{ m}^{-2}$ ) per type of management (three treatments: G+C+, G-C+, G-C-) and per block (six levels) during a four-year survey (2011 to 2014). The average values of the neapierian logarithm of the density (circles) per plot and year, as well as predictions (lines) of three of the adjusted mixed linear models (cubic, quadratic and lineal) considering the year as a covariable are represented. Vertical bars on the circles indicate the standard deviation of the four measures of density in each plot and year.

El área del parque de Cabo de Gata-Níjar de las Marinas-Amoladeras está diferenciada como una Zona de Refugio de Caza y Ecológica (Guirado *et al.*, 2001); en ella están permitidos los usos cinegético, turismo ecológico y el pastoreo, a lo que hay que sumar la actividad propia de la fauna silvestre. El seguimiento de *A. europaeum* durante cinco años consecutivos pone de manifiesto que el número de individuos ha aumentado en más del triple respecto al primer año de muestreo (3,4 veces mayor en 2014 que en 2010, en parcelas G+C+), lo que indica que las poblaciones de esta especie no están en retroceso en la zona de Amoladeras. La tendencia significativa a incrementar la densidad en un período de cinco años (Figuras 1 y 2) sugiere un posible efecto de los factores climáticos

en la dinámica poblacional de esta especie. En este sentido, diversos trabajos señalan la gran influencia de las incidencias climáticas en las especies con bulbo, tanto en su distribución biogeográfica y diversidad de especies, como en el crecimiento y fisiología de los individuos (Esler *et al.*, 1999; Rossa y von Willert, 1999; Caujapé-Castells *et al.*, 2002; Proches *et al.*, 2006). En relación a la humedad, Rossa y von Willert (1999) indican cómo los geófitos y herbáceas anuales deben completar su ciclo de vida en un corto período de tiempo, motivado por la disponibilidad de agua en el suelo.

En relación al clima, *A. europaeum* inicia su desarrollo con las primeras lluvias de otoño, frecuentemente en octubre, aunque



si la climatología es favorable (humedad y temperatura) los primeros pies pueden aparecer a finales de septiembre (Del Hoyo y Pedrola-Monfort, 2010). Considerando la precipitación total y temperatura media del período de desarrollo (Tabla 1: Pp Total/Tª Media de septiembre a enero), se observa como, a pesar de que el año 2009-2010 fue extremadamente lluvioso, la densidad fue la más baja. Este menor número de individuos pudo estar motivado porque, aunque llovió a finales de septiembre, la sequía extrema del verano previo y la mayor temperatura en este mes (mínima: 18° C) podrían haber impedido reponer el contenido hídrico del suelo y, por tanto, la emergencia de los individuos. A esto hay que sumar la casi nula lluvia caída durante octubre y noviembre, junto a la considerable temperatura media (sobre todo en octubre, Tabla 1), lo que también pudo limitar el agua disponible en el suelo y la función fotosintética. En este sentido, Esler *et al.* (1999) señalan que las lluvias tempranas que siguen a veranos secos pueden conducir a la estimulación del crecimiento temprano en geófitos. Sin embargo, la insuficiente humedad del suelo originada por períodos de sequía prolongados puede, en cambio, producir un estrés severo en los órganos subterráneos, lo que tendría un impacto negativo en el crecimiento posterior de las plantas al verse obligadas a gastar las reservas de carbohidratos almacenadas en los bulbos. Respecto a la temperatura óptima de fotosíntesis, Rossa y von Willert (1998) observaron que ésta es algo más baja en los geófitos que en otros grupos funcionales, variando entre 12 °C y 19 °C, aunque hubo una especie con 22 °C. Así, las temperaturas elevadas de septiembre y octubre (Tabla 1) pudieron incidir negativamente en el desarrollo de la especie. Además, estos mismos autores señalan que las temperaturas y radiaciones muy altas afectan negativamente a las especies de porte postulado, como es también el caso de *A. europaeum*.

Debido a que la presencia de las herbáceas efímeras está estrechamente ligada a las lluvias (Anderson y Hoffman, 2007; Miranda *et al.*, 2009), otro aspecto que podría haber perjudicado el desarrollo de *A. europaeum* en el año 2010 es la inusual precipitación de los meses de diciembre y enero (273 mm), que supera el total medio anual en esta zona (200 mm; Miranda *et al.*, 2009), lo que podría haber favorecido a los terófitos y haber limitado por competencia la proliferación de geófitos.

Aunque el factor tipo de manejo no tuvo efecto significativo sobre la densidad, se advierte que la densidad media del tratamiento con herbivorismo (G+C+) fue algo mayor al final del estudio en relación a los otros tratamientos excluidos (Tabla 2). Esto también se puede apreciar si tenemos en cuenta los incrementos de densidad del último año de muestreo (2014) respecto al primero (2010): mayor en el tratamiento con herbivoría (G+C+: 241,46 %) respecto al excluido sólo al ganado (G-C+: 199,66 %, G-C-: 229,79 %). Estudios realizados en pastos mesófilos del norte de la Península Ibérica, han podido constatar el efecto positivo del herbivorismo en *Merendera montana* (L.) Lange, otra especie de la familia *Liliaceae* (Gómez-García

*et al.*, 2003, 2004), aunque no hay que olvidar que estos ambientes son muy diferentes a los semiáridos donde vive *A. europaeum*, lo que puede condicionar la respuesta de las especies. Los anteriores autores encontraron un incremento de individuos en las zonas perturbadas por topillos (*Myrcotus duodecimcostatus* de Séllys-Longchamps) respecto a las no perturbadas. Este herbívoro se alimenta preferentemente de los bulbos, previa retirada de las envueltas por su mayor toxicidad. La ruptura de bulbos durante el proceso de búsqueda, contribuye a la dispersión asexual de los mismos. Algo parecido podría pasar en relación al conejo y *A. europaeum*, ya que en el campo, junto a las escuraduras de conejo, proliferan envueltas del bulbo. Trabajos realizados con estratos de bulbo de esta especie y suministrados a ratones, han demostrado su mediana toxicidad, aunque ésta depende de la concentración ingerida (Moussaid *et al.*, 2012). En nuestro ensayo, la actividad excavadora del conejo unida al pisoteo del ganado, que dispersaría y enterraría los bulbos, podría estar afectando positivamente a la propagación de la especie en el tratamiento con herbivorismo (G+C+). Además, la mayor cobertura de herbáceas que se puede advertir en las parcela excluidas, tanto al ganado (G-C+) como al ganado y conejo (G-C-), podría contribuir a reducir el crecimiento de *A. europaeum* por competencia con el pasto. En este sentido, diversos trabajos señalan que los geófitos muestran preferencia por los espacios abiertos desprovistos de vegetación y de baja productividad (Hoffmann *et al.*, 1998; Noy-Meir y Oron, 2001), los cuales frecuentemente están creados por la actividad del pastoreo y pequeños mamíferos (Naveh y Whittaker, 1979; Gómez-García *et al.*, 1995; Borghi y Giannoni, 1997, Todd y Hoffman, 2009; Sternberg *et al.*, 2000; Osem *et al.*, 2002). Así mismo, la bioperturbación actuaría reduciendo la competencia con otras especies vegetales y aumentando la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Canals y Sebastiá, 2000, 2004; Canals *et al.*, 2003; Gómez-García *et al.*, 2003), lo que favorecería la colonización de estas zonas por las especies bulbosas. Además, en pastos herbáceos mediterráneos se ha visto una mayor respuesta al pastoreo de los geófitos de hoja estrecha de las familias *Iridaceae* y *Liliaceae*, como la que parece presentar *A. europaeum* (Noy-Meir y Oron, 2001).

Por otra parte, el seguimiento de la densidad para los cuatro años de exclusión (2011-2014) refleja una respuesta más rápida de *A. europaeum* a las variaciones propias de los años (probablemente climáticas) que a las debidas al manejo (con o sin herbívoros). Esto queda reflejado en la similar o mayor capacidad predictiva de los modelos lineales mixtos considerando sólo el año, que en el modelo donde se consideró el año y el manejo de la herbivoría (Tabla 4 y Figura 2). Similar comportamiento ha sido puesto de manifiesto en pastos áridos-semiáridos mediterráneos, en donde se ha observado que los cambios en composición y estructura de la vegetación están más estrechamente ligados a las variaciones de precipitación que a las debidas al tipo o intensidad de pastoreo (Sternberg *et al.*, 2000; Anderson y Hoffman, 2007; Ruiz-Mirazo y Robles,

2012). Las plantas que componen estos pastos han evolucionado con una carga de herbívoros probablemente mucho más alta a la actual, por lo que están adaptadas al pisoteo y al consumo de los animales (Milchunas *et al.*, 1988).

Nuestros resultados evidencian que el pastoreo moderado que se lleva a cabo en la zona (Robles *et al.*, 2002 y 2013), junto a la actividad del conejo y otros animales silvestres (Verdú y Galante, 2002) no está afectando a la supervivencia de la especie, como ha sido puesto de manifiesto en otros trabajos llevados a cabo en el litoral almeriense sobre especies vegetales amenazadas (Mota *et al.*, 1996; Mendoza *et al.*, 2014). Creemos que en otras zonas próximas a la de nuestro estudio, donde abundan los cultivos bajo plástico, probablemente la verdadera amenaza para la conservación de *A. europaeum* radique en el crecimiento mal planificado de estos cultivos, más que a un posible efecto de los herbívoros.

Consideramos que, dada la larga historia de pastoreo en el mediterráneo, cuatro años de exclusión son posiblemente insuficientes para extraer conclusiones definitivas sobre el efecto del herbivorismo sobre la densidad de *A. europaeum*, a pesar de advertirse una tendencia al aumento con la herbivoría.

## CONCLUSIONES

Nuestros resultados sugieren que la actual gestión del territorio en la zona de estudio es sostenible para la supervivencia de *A. europaeum* y, que el herbivorismo, mayoritariamente ganado y conejo, no está afectando significativamente a la supervivencia de la especie, aunque se advierta una tendencia a un incremento de la densidad en las zonas no excluidas a los herbívoros mayoritarios. Además, parece que la especie se ve influenciada más por las variaciones interanuales que las debidas al tipo de manejo (con herbívoros y sin herbívoros).

A la luz de los resultados, y teniendo en cuenta la larga historia evolutiva en común entre pastos y herbívoros, consideramos que serían necesarios más años de seguimiento para determinar la respuesta de la especie ante la acción del ganado y del conejo.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado a través del Convenio de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente y Conservación del Territorio de la Junta de Andalucía y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas para la realización del Proyecto de investigación: "Ganadería extensiva y biodiversidad". Agradecemos a D. José Santiago Guirado Romero y a Dña. Rosa Mendoza Castellón, responsables del proyecto en dicha Consejería, las sugerencias realizadas en el seguimiento de la especie. Especialmente, queremos agradecer la ayuda

prestada en los muestreos a nuestro compañero D. Mauro Tognetti Barbieri.

## REFERENCIA BIBLIOGRÁFICAS

- ALADOS C.L., PUEYO Y., BARRANTES O., ESCÓS J. GINER L. Y ROBLES A.B. (2004) Variations in landscape patterns and vegetation cover between 1957 and 1994 in a semi-arid Mediterranean ecosystem. *Landscape Ecology*, 19 (5), 543-559.
- ANDERSON P.M.L. Y HOFFMAN M.T. (2007) The impacts of sustained heavy grazing on plant diversity and composition in lowland and upland habitats across the Kamiesberg mountain range in the succulent Karoo, South Africa. *Journal of Arid Environments*, 70 (4), 686-700.
- BLANCA G., CABEZUDO B., CUETO M., FERNÁNDEZ-LÓPEZ C. Y MORALES-TORRES C. (2009) *Flora Vascular de Andalucía Oriental*. Vol. 4. Sevilla, España: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- BLANCA G., CABEZUDO B., HERNÁNDEZ-BERMEJO J.E., HERRERA C.M., MOLERO J., MUÑOZ J. Y VALDÉS B. (1999) *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía. Especies en peligro de Extinción*. Tomo I. Sevilla, España: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- BORGHI C.E. Y GIANNONI S.M (1997) Dispersal of geophytes by mole-voles in the Spanish Pyrenees. *Journal of Mammalogy*, 78, 550-555.
- BOZA J., ROBLES A.B., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ A., BARRERO F., FERNÁNDEZ-REBOLLO P. Y TERRADILLOS A. (1998) *Análisis de los Pastos y Evaluación de la Capacidad Sustentadora del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar*. Sevilla, España: SINAMBA. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- CANALS R.M., HERMAN D.J. Y FIRESTONE M.K. (2003) How disturbance by fossorial mammals alters N cycling in a California annual grassland. *Ecology*, 84, 875-881.
- CANALS R.M. Y SEBASTIÁ M.T. (2000) Soil nutrient fluxes and vegetation changes on molehills. *Journal of Vegetation Science*, 11, 23-30.
- CANALS R. M. Y SEBASTIÁ M.T. (2004) Papel de las perturbaciones de pequeños mamíferos en pastos de montaña. *Pastos*, 34 (1), 47-60.
- CAUJAPÉ-CASTELLS J. Y JANSEN R.K. (2003) The influence of the Miocene Mediterranean desiccation on the geographical expansion and genetic variation of *Androcymbium gramineum* (Cav.) McBride (Colchicaceae). *Molecular Ecology*, 12, 1515-1525.
- CAUJAPÉ-CASTELLS J. Y PEDROLA-MONFORT J. (1997) Space-time patterns of genetic structure within a stand of *Androcymbium gramineum* (Cav.) McBride (Colchicaceae). *Heredity*, 79, 341-349.
- CAUJAPÉ-CASTELLS J., JANSEN R.K., MEMBRIVES N., PEDROLA-MONFORT J., MONTSERRAT J.M. Y ARDANUY

- A. (2001) Historical biogeography of *Androcymbium* Willd. (*Colchicaceae*) in Africa: evidence from cpDNA RFLPs. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 136, 379-392.
- CAUJAPÉ-CASTELLS J., JANSEN R.K., PEDROLA-MONFORT J. Y MEMBRIVES N. (2002) Space-time diversification of *Androcymbium* Willd. (*Colchicaceae*) in western South Africa. *Plant Systematic and Evolution*, 232, 73-88.
- DEL HOYO A., GARCÍA-MARTÍN J.L. Y PEDROLA-MONFORT J. (2009) Temporal and spatial diversification of the African disjunct genus *Androcymbium* (*Colchicaceae*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 53 (3), 848-861.
- DEL HOYO A. Y PEDROLA-MONFORT J. (2010) Taxonomic clarification in W Mediterranean *Androcymbium* (*Colchicaceae*): *A. wyssianum* sunk in the synonymy of *A. gramineum* and *A. europaeum* restored. *Willdenowia*, 40, 47-53.
- DIADEMA K., MÉDAIL F. Y BRETIGNOLLE F. (2007) Fire as a control agent of demographic structure and plant performance of a rare Mediterranean endemic geophyte. *Comptes Rendus Biologies*, 330, 691-700.
- ELLINGTON E., BASTIDA J., VILADOMA F., SIMÁNEK V. Y CODINA C. (2003) Occurrence of colchicine derivatives in plants of the genus *Androcymbium*. *Biochemical Systematics and Ecology*, 31, 715-722.
- ESLER K.J., RUNDEL P.W. Y VORSTER P. (1999) Biogeography of prostrate-leaved geophytes in semi-arid South Africa: hypotheses on functionality. *Plant Ecology*, 142 (1-2), 105-20.
- GÓMEZ-GARCÍA D., AZORÍN J. Y AGUIRRE J. (2009) Effects of small-scale disturbances and elevation on the morphology, phenology and reproduction of a successful geophyte. *Journal of Plant Ecology*, 2 (1), 13-20.
- GÓMEZ-GARCÍA D., AZORÍN J., BASTIDA J., VILADOMAT F. Y CODINA C. (2003) Seasonal and spatial variations of alkaloids in *Merendera montana* in relation to chemical defence and phenology. *Journal of Chemical Ecology*, 29 (5), 1117-1126.
- GÓMEZ-GARCÍA D., AZORÍN J., GIANNONI S.M. Y BORGHI C.E. (2004) How does *Merendera montana* (L.) Lange (*Liliaceae*) benefit from being consumed by mole-voles?. *Plant Ecology*, 172, 173-181.
- GÓMEZ-GARCÍA D., BORGHI C.E. Y GIONNONI S.M. (1995) Vegetation differences caused by pine vole mound building in subalpine plant communities in the Spanish Pyrenees. *Vegetatio*, 117, 61-7.
- GUIRADO J., NAVARRO M., FERNÁNDEZ-PALACIOS J. (2001) El Parque Natural Marítimo-Terrestre de Cabo de Gata-Níjar. Un espacio excepcional. *PH Boletín 37* (Especial Monográfico: Institutos de Patrimonio), 181-188.
- HOBBS R.J. Y HUENNEKE L.F. (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implication for conservation. *Conservation Biology*, 6, 324-337.
- HOFFMANN A.J., LIBERONA F. Y HOFFMANN A. E. (1998) Distribution and Ecology of Geophytes in Chile. En: Rudel *et al.* (Eds) *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems. Ecological Studies* Vol. 136, pp 231-253. Berlin-Heidelberg, Germany: Springer-Verlag.
- MEMBRIVES N., PEDROLA-MONFORT J. Y CAUJAPÉ-CASTELLS J. (2003) Leaf morphology and anatomy of genus *Androcymbium* (*Colchicaceae*) in Southwest Africa. *Collectanea Botanica*, 26, 83-99.
- MENDOZA-FERNÁNDEZ A.J., MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ F., PÉREZ-GARCÍA F. J., GARRIDO-BECERRA J.A., BENITO B.M., SALMERÓN-SÁNCHEZ E., GUIRADO J., MERLO M.E. Y MOTA J.F. (2014) Extreme habitat loss in a Mediterranean habitat: *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea*. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 1-27. Disponible en: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/11263504.2014.995146#.VM-g2NKG-rk>
- MILCHUNAS D.G. Y 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. Y LAUENROTH W.K. (1988) A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grasslands community structure. *The American Naturalist*, 132, 87-106.
- MIRANDA J.D., PADILLA F.M., LÁZARO R. Y PUGNAIRE F.I. (2009) Do changes in rainfall patterns affect semiarid annual plant communities? *Journal of Vegetation Science*, 20 (2), 269-276.
- MORENO J.C. coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Madrid, España: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas).
- MOTA J.F., PEÑAS J., CASTRO H., CABELLO J., GUIRADO J.S. (1996) Agricultural development vs biodiversity conservation: The Mediterranean semiarid vegetation in El Ejido (Almería, south-eastern Spain). *Biodiversity and Conservation*, 5, 1597-1617.
- MOUSSAID M., ELAMRANI A.A., BOURHIM N. Y BENAÏSSA M. (2012) Bulbes d'*Androcymbium gramineum* (Cav.) J.F.Macbr. (*Colchicaceae*) composition chimique, étude pharmacologique et toxicologique chez les souris. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 81, 90-100.
- NAVEH Z. Y WHITTAKER R.H. (1979) Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean regions. *Vegetatio*, 41, 171-190.
- NOY-MEIR I. Y ORON T. (2001) Effects of grazing on geophytes in Mediterranean vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 12, 749-760.
- OSEM Y., PEREVOLOTSKY A. Y KIGEL J. (2002) Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *The Journal of Ecology*, 90 (6), 936-946.
- PALACIO S., BUENO C.G., AZORÍN J., MAESTRO M. Y GÓMEZ-GARCÍA D. (2013) Wild-boar disturbance increases

- nutrient and C stores of geophytes in subalpine grasslands. *American Journal of Botany*, 100 (9), 1790-1799.
- PEDROLA-MONFORT J. Y CAUJAPÉ-CASTELLS J. (1994) Allozymic and morphological relationships among *Androcymbium gramineum*, *A. europaeum*, and *A. psammophilum* (Colchicaceae). *Plant Systematic and Evolution*, 191, 111-126.
- PEDROLA-MONFORT J. Y CAUJAPÉ-CASTELLS J. (1996) Genetic and morphological divergence in the *Androcymbium gramineum* complex (Colchicaceae). *Plant Systematic and Evolution*, 201, 149-162.
- PINHEIRO J.C. Y BATES D.M. (2000) *Mixed effect models in S and S-PLUS*. New York, USA: Springer.
- PROCHES S., COWLING R.M., GOLDBLATT P., MANNING J.C. Y SNIJMAN D.A. (2006) An overview of the Cape geophytes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 87 (1), 27-43.
- R CORE TEAM (2014) *R: A language and environment for statistical computing*. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <http://www.R-project.org>.
- RICO E. (2013) *Androcymbium*. En: Talavera *et al* (Eds) *Flora iberica* 20, pp 103-105. Madrid, España: Real Jardín Botánico, CSIC.
- ROBLES A.B., BARROSO F.G., GONZÁLEZ A., BOZA J. Y GONZÁLEZ-REBOLLAR J.L. (2002) Propuesta metodológica para el diagnóstico del estado de los pastos en el Parque Natural de Cabo de Gata Níjar. En: Chocarro C. *et al*. (Eds) *Producción de Pastos, Forrajes y Césped*, pp 573-578. Lleida, España: Universitat de Lleida.
- ROBLES A.B., RAMOS M.E. Y GONZÁLEZ-REBOLLAR J.L. (2013) Efecto del herbivorismo en la conservación de la especie amenazada *Androcymbium gramineum* (Cav.) McBride. En: Busqué J. *et al*. (Eds) *Pastos y PAC 2014-2020*, pp 33-40. Potes, Cantabria, España: Sociedad Española para el Estudio de los Pastos.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO E., CANTÓN Y., CHAMIZO S., AFANA A. Y SOLÉ-BENET A. (2012) Effect of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology*, 145-146, 81-89.
- ROSSA B. Y VON WILLERT D.J. (1999) Physiological characteristics of geophytes in semi-arid Namaqualand, South Africa. *Plant Ecology*, 142, 121-132.
- RUIZ-MIRAZO J. Y ROBLES A.B. (2012) Impact of targeted sheep grazing on herbage and holm oak saplings in a silvopastoral wildfire prevention system in south-eastern Spain. *Agroforestry Systems*, 86, 477-491.
- STERNBERG M., GUTMAN M., PEREVOLOTSKY A., UNGAR E.D. Y KIGEL J. (2000) Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal Applied Ecology*, 37, 224-237.
- TALAVERA S., ANDRÉS C., ARISTA M., FERNÁNDEZ PIEDRA M.P., RICO E., CRESPO M.B., QUINTANAR A., HERRERO A. Y AEDO C. (Eds) (2013) *Liliaceae-Agavaceae. Flora iberica* 20. Madrid, España: Real Jardín Botánico, CSIC.
- TIRADO R. (2009) 5220 Matorrales arborescentes con *Ziziphus* (\*). En: VV.AA. (Eds) *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp 68. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- TODD S.W. Y HOFFMAN M.T. (2009) A fence line in time demonstrates grazing-induced vegetation shifts and dynamics in the semiarid Succulent Karoo. *Ecological Applications*, 19, 1897-1908.
- VALLE F., ALGARRA J.A., ARROJO E., ASENSI A., CABELLO J., CANO E., CAÑADAS E.M., CUETO M., DANA E., DE SIMÓN NAVARRETE E., Díez-Garretas B., GARCÍA-FUENTES A., GIMÉNEZ E., GÓMEZ-MERCADO F., JIMÉNEZ MORALES M.N., LINARES J.E., LORITE J., MELLENDO M., MONTOYA M.C., MOTA J., NAVARRO F.B., PEÑAS J., SALAZAR C. Y TORRES J.A. (2003) *Mapa de Series de Vegetación de Andalucía*. Madrid, España: Editorial Rueda.
- VERDÚ J.R. Y GALANTE E. (2002) Climatic stress, food availability and human activity as determinants of endemism patterns in the Mediterranean region: the case of dung beetles (*Coleoptera, Scarabaeoidea*) in the Iberian Peninsula. *Diversity and Distributions*, 8 (5), 259-274.
- WHITFORD W.G. Y KAY F.R. (1999) Biopedturbation by mammals in deserts: a review. *Journal of Arid Environments*, 41, 203-230.