

ULL

Universidad
de La Laguna



Facultad de Ciencias
Sección BIOLOGÍA

Efectos del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en
los ecosistemas canarios

Rabbit effects (*Oryctolagus cuniculus*) in the
Canary islands ecosystems

Cristina Jiménez Gomis

Grado en Biología

Septiembre 2015

SOLICITUD DE DEFENSA Y EVALUACIÓN TRABAJO FIN DE GRADO Curso Académico: 2014/2015	ENTRADA Fecha: Núm:
--	--------------------------------------

Datos Personales


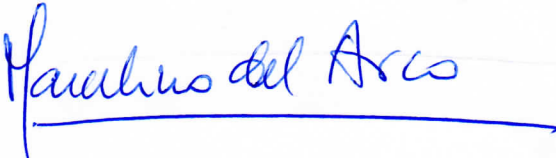
Nº DNI o pasaporte:	Nombre y Apellidos:
54063844K	Cristina Jiménez Gomis
Teléfono:	Dirección de correo electrónico:
678 19 53 17	cjimenezgomis@gmail.com

SOLICITA la defensa y evaluación del Trabajo Fin de Grado

TÍTULO

Efectos del conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) en los ecosistemas canarios.
--

Autorización para su depósito, defensa y evaluación

Dña. Juana M ^a González Mancebo	
Profesora del Departamento de Biología Vegetal (Botánica)	
y D. Marcelino J. Del Arco Aguilar	
Profesor del Departamento de Biología Vegetal (Botánica)	
autorizan al solicitante a presentar la Memoria del Trabajo Fin de Grado	
 Fdo.: Juana M ^a González Mancebo	 Fdo.: Marcelino J. Del Arco Aguilar

La Laguna, a 2 de septiembre de 2015



Firma del interesado/a

SR/A. PRESIDENTE DE LA COMISIÓN DE GRADO DE LA FACULTAD DE BIOLOGÍA

Agradecimientos

Este trabajo no habría sido posible sin la colaboración de muchas personas que, de alguna manera, han aportado algo para que este estudio saliera adelante. Quisiera darles a todos ellos las gracias.

En primer lugar, quisiera agradecer a mi familia y amigos la ayuda y paciencia que me han brindado a lo largo de estos cuatro años de carrera. Sin ellos no hubiera llegado tan lejos.

A mis tutores del trabajo de fin de grado, Juana María González Mancebo y Marcelino del Arco Aguilar, sin cuya guía y tutela no hubiera sido posible realizar este trabajo.

Quisiera agradecer también a Jonay Cubas, por su inestimable ayuda y por su apoyo desde que comencé a trabajar con él, tanto en las labores de campo como en la redacción de esta memoria.

A la Dra. Marta López Darías (CSIC) por su ayuda desinteresada en este trabajo.

Por último, quisiera darle las gracias a todo el equipo del grupo de investigación *Plant Conservation and Biogeography*, por su ayuda en los trabajos de campo, en especial a Julio Leal, colaborador de campo del equipo de investigación, a Víctor Bello y a Natalia Díaz.

A todos ellos, muchísimas gracias.

Resumen

En este trabajo se plantea que el conejo europeo, *Oryctolagus cuniculus*, está modificando la estructura de los paisajes del tabaibal-cardonal de la isla de Tenerife. Se ha analizado el efecto de esta especie en la estructura poblacional de tres especies estructurantes del paisaje, *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia lamarckii* y *Schizogyne sericea*. Para ello se establecieron 39 parcelas en el área de distribución del tabaibal-cardonal, tanto en la vertiente Norte como en la vertiente Sur de la isla, en las que se ha analizado la estructura y composición de la vegetación. También se ha calculado la densidad de conejos y otras variables ambientales que podrían afectar a la dinámica poblacional y composición de la vegetación. Este estudio demuestra que la variable más influyente en la estructura poblacional de las especies consideradas es la abundancia de conejo. Muestra además las diferencias en la densidad de conejo relacionadas con la alfa y beta diversidad. Así mismo permite valorar el uso de diferentes métodos de evaluación de la abundancia de conejo, en relación con las características de las parcelas de estudio y permite concluir sobre el número máximo de conejos que deberían permitirse para compatibilizar la presencia de esta especie con la conservación de la flora.

Palabras clave: Conservación, especies invasoras, estructura poblacional, *Euphorbia balsamifera*, *Oryctolagus cuniculus*.

Abstract

In this study it is set out that the european rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, is modifying the coastal shrubs landscapes structures from the island of Tenerife. The effect of this species has been analyzed in the population structure of three species; *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia lamarckii* and *Schizogyne sericea*. 39 plots were established in the distribution area of the tabaibal-cardonal, as much in the Northern slope as in the Southern slope of the island, where the structure and composition of the vegetation have been analyzed. It has also been estimated the rabbit population density and other environmental variables tha may cause effects on the population dynamics and on the vegetation composition. This study proves that the most influential variable on the population structure of these three species is the rabbit abundance. It also shows the differences in the rabbit population, related with alpha and beta diversity. Likewise, the study allows to value the use of different evaluation methods of rabbit abundance, regarding the plot traits and allows to conclude the rabbit maximum number that should be allowed to juggle this species presence with the flora conservation.

Key words: Conservation, invasive species, population structure, *Euphorbia balsamifera*, *Oryctolagus cuniculus*.

Contenido

Introducción	1
Material y métodos	4
<i>Área de estudio</i>	4
<i>Especies objeto de estudio de estructura poblacional</i>	5
<i>Método de muestreo</i>	6
<i>Análisis de poblaciones de especies estructurantes</i>	8
<i>Análisis de densidad de conejo</i>	9
<i>Análisis de datos</i>	10
Resultados	10
<i>Composición de la vegetación</i>	10
<i>Estructura poblacional de Euphorbia balsamifera, Euphorbia lamarckii y Schizogyne sericea</i>	13
<i>Factores que influyen en la estructura poblacional de Euphorbia balsamifera, Euphorbia lamarckii y Schizogyne sericea</i>	18
<i>Abundancia de conejo y diversidad de especies</i>	22
Discusión	23
<i>Composición, distribución y diversidad del cardonal-tabaibal de la isla de Tenerife</i>	23
<i>Estructura poblacional de Euphorbia balsamifera, Euphorbia lamarckii y Schizogyne sericea y factores abióticos y bióticos</i>	24
Conclusiones	26
Referencias bibliográficas	27

Introducción

Las Islas Canarias se encuentran en un área biogeográfica de importancia mundial, la Cuenca del Mediterráneo, un punto caliente de biodiversidad (*hotspot of biodiversity*) en Europa (Myers *et al.* 2000). El archipiélago presenta una gran proporción de especies endémicas, pues por su carácter de islas oceánicas se han visto sometidas a numerosos procesos de especiación y colonización. Este aislamiento junto a la variada topografía de las islas, que permite un gran número de microclimas diferentes, han influenciado los procesos evolutivos (Fernández-Palacios, 1999). Como resultado, la flora vascular endémica de las Islas Canarias comprende unos 680 taxones, más del 50% de la flora nativa (Reyes-Betancourt *et al.* 2008). Sin embargo, los ecosistemas insulares son muy sensibles a cualquier alteración que les afecte (Simberloff, 1995), en especial la introducción de especies invasoras de mamíferos herbívoros, que suponen un elevado impacto, sobre todo para la flora y vegetación de nuestros ecosistemas. La presencia de herbívoros altera la estructura y composición de las comunidades vegetales y no es desconocido que en las Islas Canarias estos herbívoros están provocando graves daños en ellas (Nogales *et al.*, 2006; Garzón-Machado, 2011, Irl *et al.*, 2012). De todos los mamíferos introducidos en el archipiélago, probablemente es el conejo europeo, *Oryctolagus cuniculus*, el que ha tenido el mayor éxito de establecimiento en las islas.

El conejo es una especie nativa del Sur de Europa y del Norte de África, que ha sido introducido en todos los continentes del planeta, a excepción de la Antártida (Thompson & King 1994; Monnerot *et al.* 1994) y en más de 800 islas o grupos de islas del mundo (Flux & Fullagar 1992). En Canarias, el conejo ha sido introducido por los conquistadores castellanos en el siglo XV (De Abreu Galindo, 1977). Debido a los terribles efectos que causa esta especie en los ecosistemas en los que se introduce, ha sido incluida por UICN en la lista de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al.* 2004). En las Islas Canarias constituye también una especie invasora (Nogales *et al.* 2006, Traveset *et al.* 2009), aunque legalmente, debido a la presión del gremio de cazadores no ha sido incluido en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 630/2013, de 2 de Agosto) y tanto a escala regional, como desde el punto de vista legal, es una especie cinegética amparada por la ley de caza de Canarias (Ley 7/1998, de 6 de julio). Como la flora nativa de las islas ha evolucionado durante largos periodos de tiempo en ausencia de los grandes herbívoros continentales, no posee estrategias suficientes para defenderse de los mismos, por lo que el

conejo se convierte en un invasor especialmente dañino que afecta directamente a especies vegetales e indirectamente a su fauna asociada (Cheylan 1984, Chapuis *et al.* 1995). En Canarias ha sido introducido en todas las islas del archipiélago, y sólo se ha erradicado en Montaña Clara (Martín *et al.* 2002). Está presente en todos los ecosistemas canarios, desde el mar hasta la cumbre (ej. Cabrera-Rodríguez, 2008). No se disponen de datos sobre densidad de conejo, con la excepción de los de Cubas *et al.* (2015), aunque en la isla de Tenerife se realizó un estudio cuyos resultados mostraron una mayor abundancia relativa del conejo en el matorral de cumbre y las medianías del sur (Emmerson, 1998).



Figura 1. Tabaibal-Cardonal del Parque Rural de Teno. [Cristina Jiménez]

Existen numerosas referencias al impacto de conejos en las especies invasoras de Canarias Bañares, *et al.*, 2004). Sin embargo, y a pesar del potencial interés de estudiar el impacto de este herbívoro en la flora de los diferentes hábitats del archipiélago, solo se han hecho contribuciones específicas a la dieta del conejo en algunos hábitats xéricos de Alegranza (Martín, 1999; Martín & Marrero, 1999; Marrero & Martín, 2000; Martín *et al.*, 2002); donde los conejos han seleccionado ciertas especies de plantas como base de su dieta (en particular de la familia Chenopodiaceae) (Martín *et al.*, 2002). Además, han sido descritas algunas interacciones con especies endémicas como es el caso del Balo (*Plocama pendula*, Rubiaceae) por Nogales, *et al.* (1995) en algunos hábitats costeros de Tenerife. Es de destacar los estudios realizados en la isla de la Palma, donde uno de los grandes problemas ocasionados por los herbívoros invasores es que homogeneizan la flora de los ecosistemas, que quedan dominados

por unas pocas especies más tolerantes, mientras que la mayoría de las especies, endémicas, quedan restringidas a pequeños espacios donde su peligro de extinción se incrementa (Garzón Machado *et al.* 2010, Irl *et al.* 2012). El efecto del conejo como ingeniero de los ecosistemas canarios se ha empezado a percibir gracias a los cercados de exclusión realizados en el P.N. de la Caldera de Taburiente, tanto en los ambientes de alta montaña (Irl *et al.* 2012) como en el pinar canario (Garzón-Machado *et al.* 2010). La pobreza del pinar canario ha sido relacionada con efectos de la ingeniería del conejo sobre este ecosistema (Garzón Machado *et al.* 2010). Además, estos efectos persisten y se ven agudizados por el empobrecimiento sucesivo del banco de diásporas, debido especialmente al alto impacto que estos herbívoros producen en las fases juveniles (ej. Irl *et al.* 2012). Por otra parte, en la alta montaña de Tenerife el estudio realizado muestra que el retamar de cumbre está sufriendo un retroceso importante a causa de la herbivoría del conejo, al mismo tiempo beneficia a otras especies poco consumidas por este herbívoro (Cubas *et al.*, enviado). Así el conejo europeo se ha citado como una amenaza importante en todos los ecosistemas de Canarias, con la excepción de los bosques de laurisilva, donde parece que este papel lo asume en primer lugar las ratas, también invasoras (Delgado, 1997, 2000, 2005; Hernández *et al.*, 1999; Godoy, 2001; Gomez & Fernández, 2003; Salvade *et al.*, 2006).

Como hemos visto, son muy pocos los estudios que analizan el efecto de este herbívoro invasor en la flora estructurante de los ecosistemas, con la excepción de los ya comentados. En estos estudios se contaba con parcelas de exclusión que diferenciaban los efectos de este herbívoro, de otros grandes herbívoros invasores como el arruí, sin embargo no disponemos fuera de los Parques Nacionales de sistemas de parcelas exclusión establecidos que nos permitan hacer esta diferenciación, por lo que es importante seleccionar espacios en los que otros herbívoros invasores estén ausentes o sean muy raros. En este sentido, los ecosistemas costeros situados en el ámbito de desarrollo de *Euphorbia balsamifera* son buenos candidatos, ya que, por un lado hasta ahora no se ha abordado su estudio, y por otro no tienen actualmente grandes herbívoros invasores, y además por su aridez, no son ecosistemas caracterizados por la abundancia de ratas (ej. Delgado 1997, 2000; Gomez & Fernández 2003).

Teniendo en cuenta todos los antecedentes expuestos, el trabajo de fin de grado que aquí se presenta tiene como **principal objetivo** analizar el efecto del conejo europeo en espacios protegidos de la isla de Tenerife pertenecientes al piso de vegetación *Kleinio nerifoliae-Euphorbietea canariensis*. Por una parte se pretende analizar el efecto del conejo en la estructura poblacional de tres especies estructurantes de este ecosistema (*Euphorbia*

balsamifera, *Euphorbia lamarcki*, y *Schizogyne sericea*), y por otro valorar los efectos de, este herbívoro en el conjunto de la flora del tabaibal costero de la isla de Tenerife.

Así los objetivos específicos de este estudio son:

1. Analizar los principales factores que determinan la composición de la vegetación
2. Analizar la estructura poblacional de *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia lamarckii* y *Schizogyne sericea*.
3. Comprobar si hay correlación entre la densidad de conejo y la distribución de clases de edad de *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia lamarckii* y *Schizogyne sericea*.
4. Analizar los factores abióticos que influyen en la estructura poblacional de *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia lamarckii* y *Schizogyne sericea*.

Material y métodos

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la isla de Tenerife, en sus vertientes norte y sur en zonas dominadas por tabaibal-cardonal (*Kleinio-Euphorbietea canariensis*). El trabajo de campo se llevó a cabo entre 0-200 m sobre el nivel del mar (snm), en ambientes típicos donde el desarrollo del tabaibal es óptimo.

Kleinio-Euphorbietea canariensis, el tabaibal cardonal, se distribuye en todas las islas; por media aproximadamente hasta los 300 m snm en las vertientes Norte y hasta los 500 m snm en la vertiente Sur. En estas zonas, las precipitaciones son escasas (apenas 250 mm/año) y las temperaturas son elevadas (con una media anual de entre 18°C-21°C). Además, existe una amplia insolación, que provoca una gran evapotranspiración. Predominan las plantas crasas xéricas, como las especies de *Euphorbia*. (Del Arco, *et al.*, 2006). Los riscos, particularmente aquellos formados por basaltos y fonolitas del terciario, albergan una serie de endemismos relícticos que presentan grandes afinidades con especies del Este y Sur de África e incluso de Sudamérica (Bramwell & Bramwell, 2001).

La comunidad vegetal característica de estas zonas es *Ceropegio fuscae-Euphorbietum balsamiferae* (tabaibal dulce tinerfeño), es una asociación endémica de la isla de Tenerife de las fachadas SE, S y SW donde puede alcanzar los 500 m de altitud, en los pisos inframediterráneo hiperárido y árido donde representa a la vegetación climatófila; asimismo, se distribuye por el inframediterráneo semiárido y seco, donde se muestra con carácter

edafoxerófilo pumítico (Del Arco, *et al.*, 2006). Las comunidades que lo forman actualmente son principalmente abiertas, xerofíticas y suculentas que se desarrollan sobre litosuelos o suelos poco desarrollados y altamente erosionados (Del Arco *et al.* 2006).

Su fisionomía típica es un matorral bajo dominado por *Euphorbia balsamifera* (tabaiba dulce), en el que son habituales *Ceropegia fusca* (cardoncillo gris), *Euphorbia lamarckii* (tabaiba amarga), *Kleinia neriifolia* (verode), *Lycium intricatum* (espino), *Neochamaelea pulverulenta* (leña buena), *Plocama pendula* (balo) y *Schizogyne sericea* (salado blanco), entre otras (Del Arco *et al.* 2006). En ocasiones, la presencia de cardones (*Euphorbia canariensis*), que se adentran en los territorios más próximos al mar, le confiere aspecto de cardonal, aunque por su composición florística es diferenciable del típico de *Periploco-Euphorbietum canariensis* (Del Arco *et al.* 2006). Estos últimos se adentran en territorios desérticos propios del tabaibal dulce, gracias a malpaíses y coladas basálticas someras protectoras de la humedad subyacente, en cuyas grietas se desarrolla el cardonal, o bien en situación edafohigrófila en vaguadas (Del Arco *et al.*, 2006).

Las actividades humanas han afectado a la cubierta vegetal natural del ecosistema costero, que ha visto su cobertura y diversidad paulatinamente reducidas por efecto del pastoreo y el aprovechamiento de la vegetación como combustible, o se ha visto desalojada por la roturación de tierras para el cultivo. En la actualidad las actividades agropecuarias se encuentran en regresión, posibilitando en algunas áreas la regeneración de la vegetación natural, de muy lento avance debido a los rigores del entorno y presumiblemente a la presión por herbivoría por parte del conejo europeo.

La vegetación actual del ecosistema costero ofrece en general una pobre protección al suelo frente a los procesos de degradación. La cobertura es escasa y se ve reducida en verano, cuando algunas de las especies más importantes como las tabaibas pierden las hojas. La protección ofrecida al suelo por la vegetación degradada o de sustitución es significativamente menor, al verse sustituidos los arbustos suculentos y leñosos por otras especies de menor porte y persistencia a lo largo del año y con raíces de menor desarrollo y vitalidad (Mora *et al.*, 2009).

Especies objeto de estudio de estructura poblacional

La tabaiba dulce, *Euphorbia balsamifera* Aiton (Acebes *et al.*, 2010; Machado & Morera, 2005), es un arbusto que alcanza hasta los 2 metros de altura (Figura 2). Presenta tallos

nudosos, de color grisáceos. Las hojas están arrosetadas en las puntas de las ramas, de forma oblongo espatuladas, de color verde claro a glauco, y pueden aparecer desde obtusas a agudas. La tabaiba amarga, *Euphorbia lamarckii* (Sweet 1818; Acebes *et al.*, 2010, Machado & Morera, 2005), es una especie arbustiva, que en ocasiones aparece de forma arbuscular y puede llegar a alcanzar hasta cerca de 3 m. de altura. Dentro de *E. lamarckii* se distinguen dos variedades cuyas diferencias morfológicas están asociadas a su distribución alopatrica. La variedad *broussoneti* del norte de Tenerife y las islas occidentales, y la variedad *lamarckii*, exclusiva del sur de Tenerife (Molero, J. & A. M. Rovira, 2004). *Schizogyne sericea* (L.f.) DC. (Acebes *et al.*, 2010; Machado & Morera, 2005), también llamado salado blanco es un arbusto de hasta 1 metro de altura cuyos tallos son de color blanco seríceo.



Figura 2. Tabaiba dulce (*Euphorbia balsamifera*) acostada por la acción del viento. [Cristina Jiménez]

Método de muestreo

Mediante selección de polígonos con el programa ArcGis 9.3 de la cartografía de Canarias (Del Arco *et al.*, 2006) se demarcaron las áreas de tabaibal cardonal de Tenerife y luego se seleccionaron 13 localidades repartidas a lo largo de la costa norte y sur (ver figura 4, tabla 1), con una separación mínima entre ellas de 200 m lineales, con la intención de evitar superposiciones de las áreas de campeo del conejo. En cada localidad se establecieron dos transectos de 200 m, separados por una distancia de 20 m (Figura 3). A lo largo de estos

transectos se marcaron tres parcelas, de 20x20 m, separadas entre sí 80 m, Además, en cada una de las parcelas se tomaron datos de cobertura de todas las especies presentes, así como la cobertura total de la vegetación y se anotaron las variables abióticas siguientes: tipo de sustrato, altitud, orientación, pendiente, cobertura de roca (indicando porcentajes para materiales rocosos fijos, es decir, coladas), y proporción de suelo desprovisto de vegetación. También se obtuvieron datos de coordenadas (UTM) de cada localidad como variables. Las localidades fueron seleccionadas según el grado de conservación que presentaba la zona, su accesibilidad, la pendiente, etc.

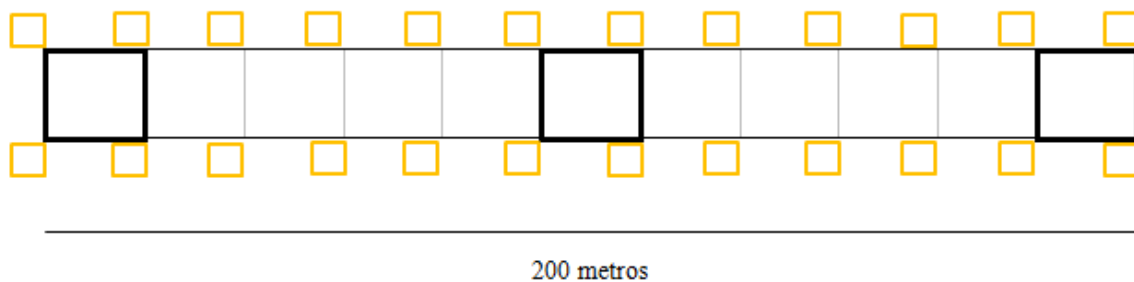


Figura 3. Esquema representativo de la técnica de muestreo utilizada en cada localidad, mostrándose las tres parcelas de 20x20 m. (cuadrados negros) en las que se medía la vegetación estructurante: Los cuadrados naranjas (24 cuadrados de 1 m²) representa el método para el cálculo de la densidad de conejos mediante el recuento de excrementos.



Figura 4. Distribución de las localidades de muestreo cubriendo el área de distribución del tabaibal-cardonal [Cristina Jiménez].

Localidad	Nombre	% Roca	Altitud (m)	Orientación	Caza
1	La Matanza	6	110	NW	No
2	Buenavista del Norte	24	38	NW	Si
3	El Sauzal	50	36	NW	Si
4	Teno 1	16	74	SW	Si
5	Teno 2	16	78	N	Si
6	Teno 3	70	42	NW	Si
7	Acantilado de la Hondura 1	35	36	SW	No
8	Acantilado de la Hondura 2	41	49	E	No
9	Acantilado de la Hondura 3	40	33	SE	No
10	Acantilado de la Hondura 4	28	44	S	No
11	Tabaibal del Porís 1	70	30	SE	No
12	Tabaibal del Porís 2	88	19	SE	No
13	Tabaibal del Porís 3	55	31	SE	No

Tabla 1. Relación de las localidades estudiadas con sus nombres, porcentaje de rocas en la parcela, su altitud, su orientación y si se practica la caza en ellas.

Análisis de poblaciones de especies estructurantes

Para estudiar la estructura de la población de las especies objeto de estudio, y debido a que no se disponen de datos precisos de la correlación que pueda existir entre el diámetro, altura o biovolumen de dichas especies con las clases de edad, se realizaron las siguientes medidas: dos diámetros perpendiculares entre sí y altura máxima de cada individuo presente en cada parcela. En el caso de las tabaibas (*E. balsamifera* y *E. lamarckii*), se contabilizaron además el número de las ramificaciones de las ramas de mayor desarrollo, con el objeto de disponer de una medida que fuera independiente de la altura adquirida por el individuo, ya que en áreas fuertemente venteadas los individuos pueden alcanzar menor altura independientemente de sus edad. Así, para estas dos especies se establecieron clases de edad en función del número de ramificaciones, parámetro que se contrastó con los otros ya mencionados y que fue considerado como el más adecuado, ya que es independiente de las características del hábitat. Así, se establecieron 8 clases, cada una de ellas formada por un intervalo de 2 ramificaciones, siendo la clase 1 la correspondiente a las tabaibas juveniles con al menos una ramificación, la clase 2 para las tabaibas con 2-3 ramificaciones, y así sucesivamente hasta la clase 7, que engloba a las tabaibas adultas con más de 13 ramificaciones y la clase 8 que incluye a las tabaibas muertas (esta última sin atender al número de ramificaciones que presenten). En el caso de *S. sericea*, se consideró la altura de los individuos como el parámetro más útil para la aproximación a las clases de edad, y los individuos fueron clasificados en intervalos de 10 cm de altura, respectivamente, con un total de 11 clases finales para *S. sericea*.

Análisis de densidad de conejo

Para la estimación de densidad de conejo se determinó mediante dos métodos distintos: un primer método consistió en establecer 24 cuadrantes de 1m² donde el número de excrementos no fuera mayor de 30 (para evitar letrinas, ya que se trata de contabilizar los excrementos distribuidos al azar). Estos cuadrantes se colocaron siguiendo los dos transectos de 200 m., separados entre sí por 20 m, completando así un total de 12 cuadrantes por transecto. Así cada cuadrante supera la distancia de 10 m de separación recomendable para que no interfieran entre sí (Fernandez-de-Simon *et al.* 2011) (Figura 1). En cada uno de estos cuadrantes se contabilizó el número de excrementos antiguos y recientes y se procedió a su limpieza, para contabilizarlos de nuevo al menos un mes después (Fernández-de Simón, *et al.*, 2011).

Este método se considera uno de los más fiables para obtener estimas de abundancia de conejos a escala local, sobre todo cuando entraña la limpieza previa de las zonas de muestreo (Fernández-de-Simon *et al.* 2011). Este método fue utilizado para calcular densidades de conejos en los espacios seleccionados según la fórmula de Eberhardt & Van Etten (1956):

$$D = \frac{d}{rt}$$

donde D es la densidad de conejos por hectárea, d es el número medio de excrementos por cuadrado, r es el número de excrementos producidos diariamente por un único individuo y t es el periodo de tiempo, expresado en días desde el último recuento, en el que los d excrementos fueron depositados. Debido a que no existe un número preciso del número de excrementos que un único conejo produce en los espacios ni en el hábitat considerado, r fue considerada como 350, tal y como se contabilizó para ambientes mediterráneos (Moreno & Villafuerte 1992) y similar a lo encontrado en otros países (Wood 1988).

El segundo método consistió en el conteo de letrinas. Éste se realizó siguiendo el transecto de 200 m. en un área de 3 m de ancho, que es una superficie adecuada para la revisión por parte de un único observador. Cada letrina fue contabilizada a la vez que se midieron los dos diámetros perpendiculares máximos y la profundidad, además de estimar la cobertura de excrementos viejos y recientes de cada una. Posteriormente se calculó el área ocupada por los excrementos viejos y nuevos de cada letrina aproximando el área total de las mismas a una elipse. De ese modo, se obtuvo un índice de abundancia de letrinas por hectárea (ha) y un índice de ocupación de letrinas/ha (total y recientes).

Análisis de datos

En una primera aproximación se hicieron análisis multivariantes de ordenación para ver la relación existente entre la composición de especies y el conjunto de variables utilizadas para cada localidad, con objeto de detectar los factores que determinan los principales gradientes de biodiversidad existente en las localidades analizadas. Los análisis realizados fueron Análisis de Correspondencia Corregido (en adelante DCA), que permite detectar los gradientes de β diversidad y Análisis Canónico de Correspondencia (en adelante CCA), que nos permitió visualizar las principales variables que dirigen el modelo. Para ello se utilizó el programa CANOCO (versión 4.5). Las coordenadas obtenidas para la construcción de los gráficos (*biplot scores*, DCA) fueron correlacionadas con las variables consideradas. Así mismo, para cada localidad se calculó el índice de diversidad alpha (α), es decir, la riqueza de especies para cada una de las localidades.

Para determinar los factores más importantes que determinan el modelo a construir con las variables consideradas, y las principales relaciones entre ellas, se utilizó un Análisis de Componentes Principales (en adelante CPA) que fue llevado a cabo con el programa XLStat (2013). En este mismo programa se realizaron las transformaciones de los datos (estandarización) y las correlaciones para determinar las principales relaciones entre las variables y las clases de edad establecidas para cada especie. En este mismo programa, se realizaron análisis de regresión lineal y de poisson para determinar las principales relaciones entre las densidades de conejos y las clases de edad juveniles de las especies estudiadas.

Resultados

Composición de la vegetación

En las 39 parcelas muestreadas de las 13 localidades incluidas en este estudio, se ha encontrado una diversidad alfa, beta y gamma de 15,38, 2,77 y 58 respectivamente. La alfa diversidad hace referencia al número de especies presentes en una localidad, la gamma diversidad es el número total de especies en las localidades, y la diversidad a lo largo de un gradiente corresponde con la diversidad beta. Gran parte de las especies encontradas en nuestro estudio, pertenecen a la clase *Kleinio-Euphorbieteae canariensis* (Del Arco *et al.*, 2006). Las cuatro especies que presentaron una mayor cobertura media fueron la tabaiba dulce (*Euphorbia balsamifera*, 29,965%), el cornical (*Periploca laevigata*, 10,365%), el

salado (*Schizogyne sericea*, 7,168%), y la tabaiba amarga (*Euphorbia lamarcki*, 6,802%), ocupando más de la mitad de la cobertura vegetal total estudiada (54,29%) (Tabla 2).

Especie	Frecuencia (m ²)	Cobertura (%)	Especie	Frecuencia (m ²)	Cobertura (%)
<i>Euphorbia balsamifera</i>	64,833	29,965	<i>Taeckholmia capillaris</i>	0,708	0,327
<i>Periploca laevigata</i>	22,425	10,365	<i>Aeonium sp1</i>	0,500	0,231
<i>Schizogyne sericea</i>	15,508	7,168	<i>Seseli webbii</i>	0,417	0,193
<i>Euphorbia lamarckii</i>	14,717	6,802	<i>Cuscuta planiflora</i>	0,333	0,154
<i>Hyparrhenia sinaica</i>	11,125	5,142	<i>Micromeria varia</i>	0,333	0,154
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>	8,500	3,929	<i>Argyranthemum sp.</i>	0,333	0,154
<i>Salsola divaricata</i>	8,425	3,894	<i>Euphorbia atropurpurea</i>	0,333	0,154
<i>Frankenia ericifolia</i>	7,142	3,301	<i>Euphorbia aphylla</i>	0,258	0,119
<i>Lavandula canariensis</i>	6,167	2,850	<i>Pennisetum setaceum</i>	0,217	0,100
<i>Opuntia dillenii</i>	5,542	2,561	<i>Aizoon canariense</i>	0,175	0,081
<i>Lycium intricatum</i>	5,458	2,523	<i>Geranium robertianum</i>	0,167	0,077
<i>Euphorbia canariensis</i>	5,375	2,484	<i>Trifolium campestre</i>	0,167	0,077
<i>Artemisia thuscula</i>	5,000	2,311	<i>Scilla latifolia</i>	0,167	0,077
<i>Rubia fruticosa</i>	4,792	2,215	<i>Rhamnus crenulata</i>	0,167	0,077
<i>Limonium pectinatum</i>	4,600	2,126	<i>Brachypodium arbuscula</i>	0,167	0,077
<i>Astydamia latifolia</i>	3,025	1,398	<i>Lavandula buchii</i>	0,167	0,077
<i>Neochamaelea pulverulenta</i>	2,592	1,198	<i>Helianthemum canariense</i>	0,167	0,077
<i>Plocama pendula</i>	2,133	0,986	<i>Polycarpha divaricata</i>	0,125	0,058
<i>Argyranthemum frutescens</i>	2,000	0,924	<i>Stellaria media</i>	0,083	0,039
<i>Kleinia neriifolia</i>	1,708	0,790	<i>Torilis nodosa</i>	0,083	0,039
<i>Cenchrus ciliaris</i>	1,708	0,790	<i>Aichryson sp.</i>	0,083	0,039
<i>Lotus sessilifolius</i>	1,358	0,628	<i>Silene gallica</i>	0,042	0,019
<i>Asphodelus aestivus</i>	1,171	0,541	<i>Forskaolea angustifolia</i>	0,042	0,019
<i>Asparagus pastorianus</i>	1,167	0,539	<i>Bituminaria bituminosa</i>	0,042	0,019
<i>Anagallis arvensis</i>	0,958	0,443	<i>Kyckxia scoparia</i>	0,042	0,019
<i>Asteriscus aquaticus</i>	0,918	0,424	<i>Ceropegia fusca</i>	0,042	0,019
<i>Rumex lunaria</i>	0,917	0,424	<i>Aeonium sp2</i>	0,042	0,019
<i>Launaea arborescens</i>	0,900	0,416	<i>Fagonia cretica</i>	0,042	0,019
<i>Patellifolia patellaris</i>	0,750	0,347	<i>Suaeda vera</i>	0,008	0,004

Tabla 2. Cobertura total (m²) de la vegetación en las 13 localidades de estudio y porcentaje total de cobertura de cada especie.

El análisis DCA realizado con los datos de abundancia para todas las especies y localidades (Figura 5) muestra que hay una ordenación de las parcelas desde La Matanza (vertiente Norte) hasta aquellas situadas en la vertiente Sur, quedando en posición central las de Teno. Las especies que fueron encontradas exclusivamente en las localidades del Norte aparecen en la parte inferior derecha del gráfico, como *Kyckxia scoparia* o *Micromeria varia*. Respecto a las especies objeto del estudio de estructura poblacional, *E. lamarckii* se sitúa preferentemente en las parcelas del norte; mientras que *E. balsamifera* se sitúa preferentemente localidades situadas a la derecha del gráfico, al igual que sucede con *S. sericea*. El análisis de correlación muestra que el eje 1 está correlacionado con la orientación, pendiente y la altitud, mientras que el eje 2 está correlacionado principalmente con la densidad de conejo (ver tabla 3)

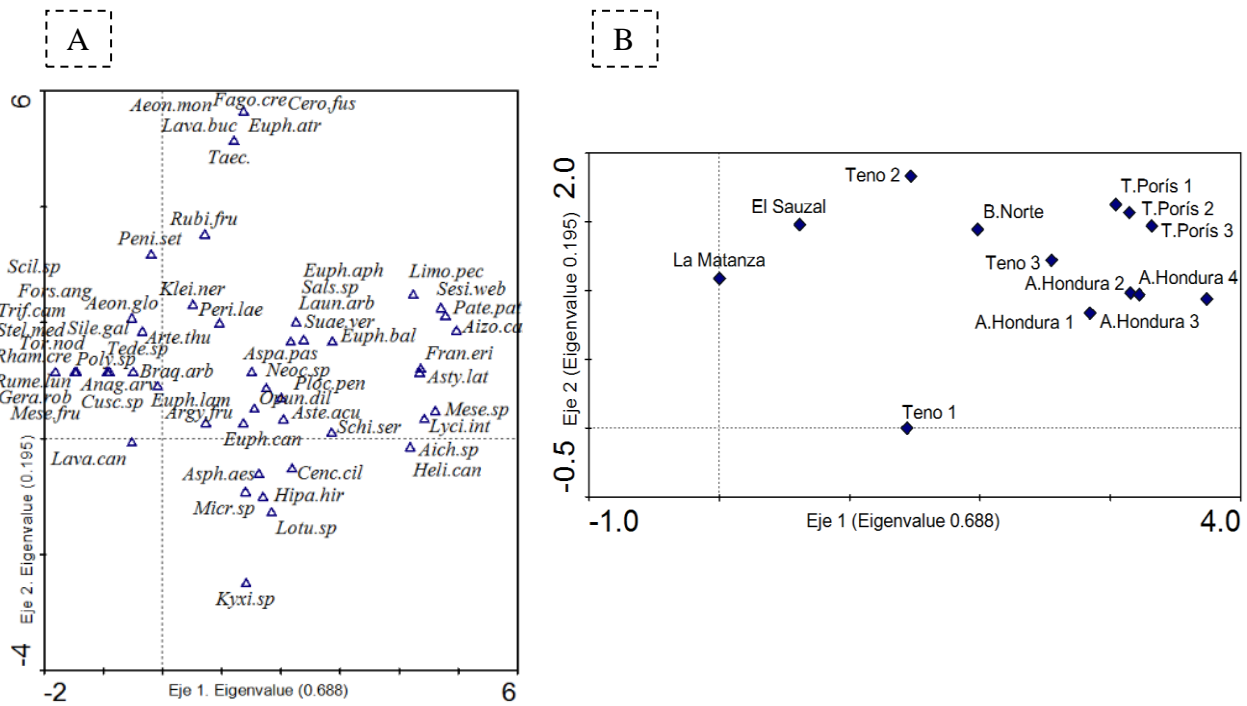


Figura 5. Análisis de Correspondencia Corregido (DCA) de las especies que se han encontrado en las 13 localidades muestreadas. [A] especies; [B] localidades. Los nombres de las especies están indicados por las cuatro primeras letras del género y las tres primeras del epíteto específico.

Variables	Eje 1	Eje 2	Variables	Eje 1	Eje 2
Conmed/ha	-0,738	-0,240	Coordenada X	0,775	-0,269
Letr. (% Total)	-0,181	-0,478	Coordenada Y	-0,764	-0,055
Letr. (% Reciente)	-0,616	-0,094	Orientación N	-0,718	0,380
Altitud	-0,627	-0,366	Orientación S	0,701	-0,165
Cob. Vegetación	-0,451	-0,190	Orientación E	0,701	0,000
% Sue. desn	0,337	0,031	Orientación W	-0,619	-0,206
% Roca	0,455	0,347	F1	0,786	0,066
% Mat. fijos	-0,111	-0,244	F2	-0,209	0,330
Pendiente	-0,528	-0,011	α -diversidad	-0,777	-0,058

Tabla 3. Correlaciones de los ejes 1 y 2 del análisis DCA con las variables de estudio ($p < 0.05$).

En la figura 6A se muestran los resultados del análisis CCA en el que se incorporaron todas las variables abióticas mencionadas en el capítulo de metodología, aunque en el gráfico sólo se representan aquellas que obtuvieron los valores más significativos en el modelo. Este análisis confirma que las principales variables que determinan la distribución de las especies a lo largo del eje 1 son la orientación, la altitud y la pendiente; mientras que la variable más influyente a lo largo del eje 2 fue la densidad de conejo/ha y el porcentaje de suelo desnudo.

En la figura 6B, donde podemos ver la distribución de localidades, se observa nuevamente la distribución desde el norte hasta el sur de la isla.

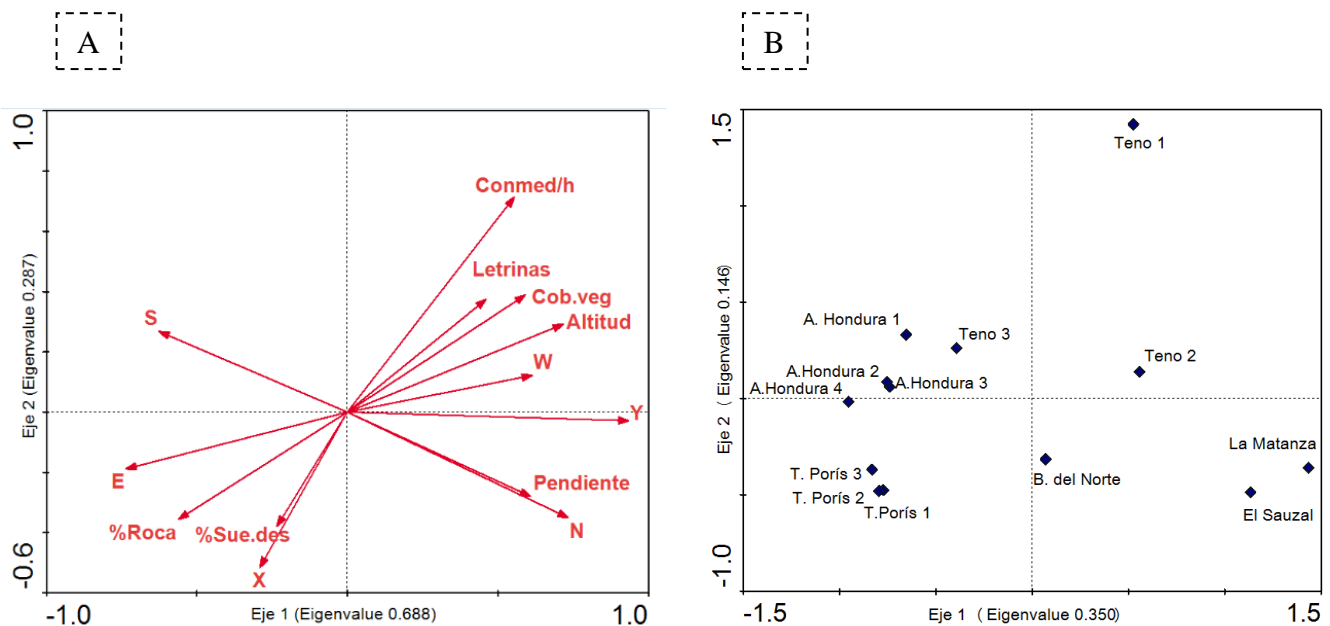


Figura 6. Análisis CCA de las variables ambientales (A): cobertura de vegetación (Cob.veg), densidad media de conejo por hectárea (Conmed/h). [B] Localidades.

Estructura poblacional de Euphorbia balsamifera, Euphorbia lamarckii y Schizogyne sericea.

Euphorbia balsamifera

En las 39 parcelas muestreadas se midieron un total de 1991 individuos de tabaiba dulce, de los que 1966 se encontraban vivos (98,7%) (es decir, con al menos un 5% de su porte verde) y 25 estaban muertos (1,3%) (con más del 95% de su porte seco). La pirámide poblacional con el número de individuos de cada clase de edad diferenciada (Figura 7) muestra que las clases 3 y 4, correspondientes a los individuos que presentan entre 4 y 7 ramificaciones, son las dominantes (47,3% del total de los individuos). Así mismo, un elevado número de individuos (370 individuos, 18,5% del total) pertenecen a la clase 2 (presentan entre 2 y 3 ramificaciones). El grupo de individuos de las clases 5, 6 y 7 (presentan más de 8 ramificaciones) está representado por el 27,9% del total (556 individuos). Finalmente, sólo un 1,3% del total corresponden con los individuos de la clase 8 (tabaibas muertas).

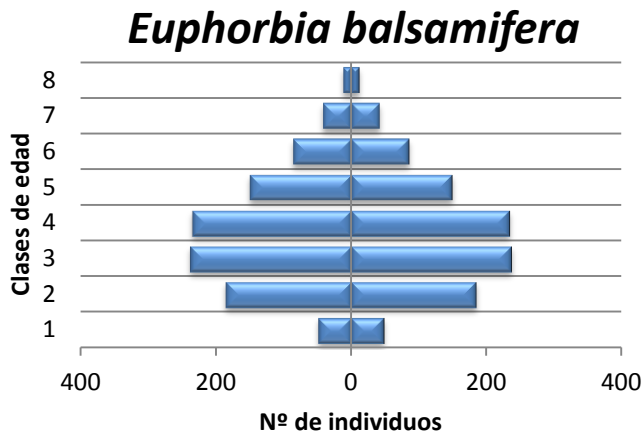


Figura 7. Pirámide poblacional de *E. balsamifera* en el conjunto de las localidades según las clases de edad establecidas.

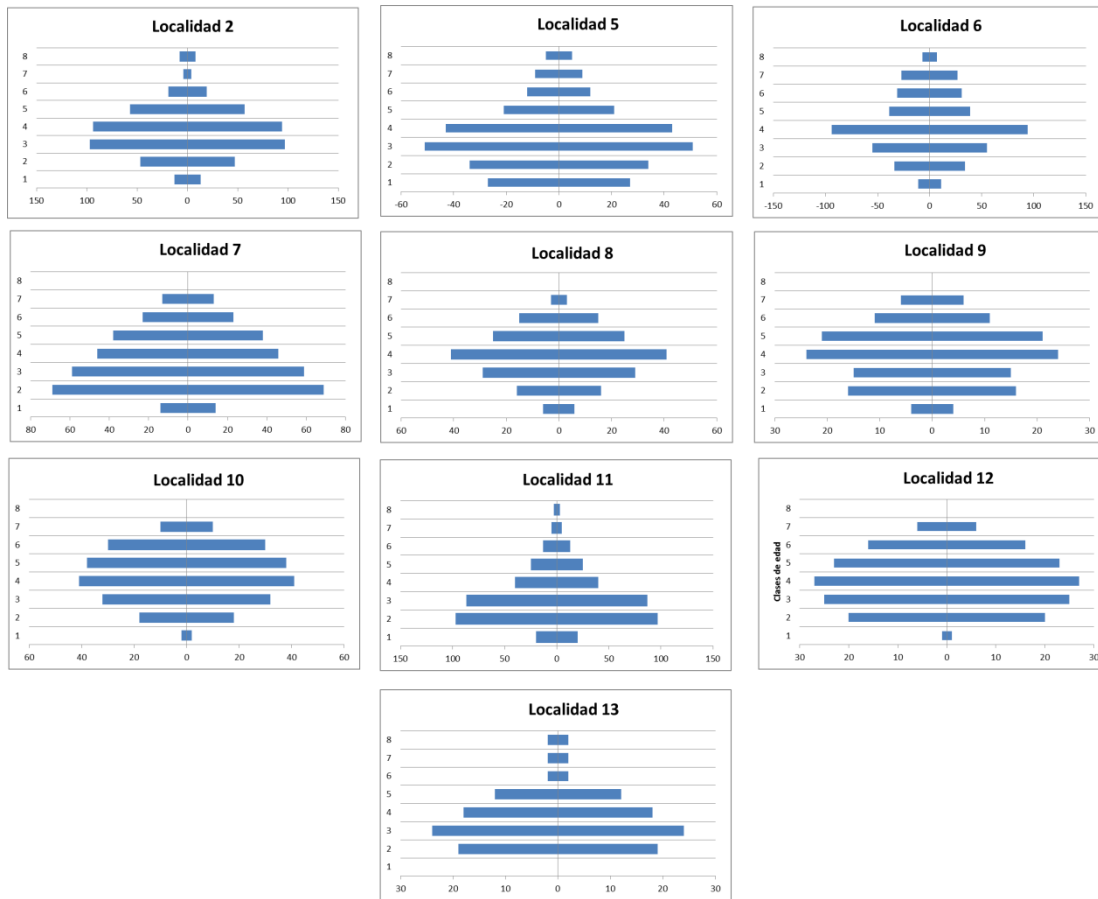


Figura 8. Pirámides poblacionales de *E. balsamifera* separadas por localidades, (indicadas con su número (figura 4) según las clases de edad establecidas. La ausencia de localidades implica la ausencia de la especie en dicha localidad. Eje X: número de individuos. Eje Y: Clases de edad.

Si comparamos la pirámide poblacional obtenida para cada una de las localidades estudiadas (figura 8) observamos que en ninguna de ellas la población se estructura de la manera

esperada, sin embargo, en algunas de ellas, se asemeja más a una pirámide si eliminamos algunas de las clases de edad. Por ejemplo, con la excepción de la clase 1 (los juveniles) en las localidades 7 y 11 (ambas correspondientes a las medidas en el Sur, del acantilado de la Honduras y del Tabaibal del Porís, respectivamente) se distribuye de manera muy parecida a una población en equilibrio.

Euphorbia lamarckii

Para *E. lamarckii* se midieron un total de 570 individuos, de los que 537 corresponden a individuos vivos (94,2%) y 33 corresponden a individuos muertos (5,7%).

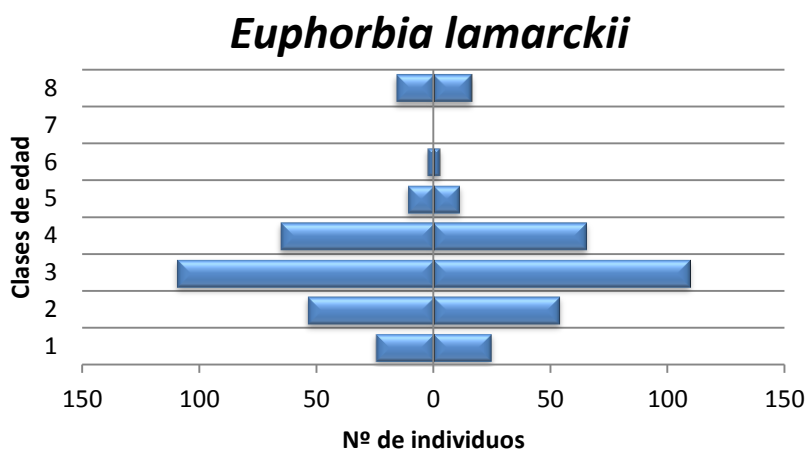


Figura 9. Pirámide poblacional de *E. lamarckii* en el total de las localidades según las clases de edad establecidas.

La pirámide poblacional con el número de individuos de las clases de edad diferenciadas (figura 9) muestra que la clase de edad 3, correspondiente a los individuos con 4 o 5 ramificaciones, es la dominante (38,4% del total de los individuos). Los individuos de las clases 5, 6 y 7, constituyen el grupo más escaso (29 individuos, 5% del total), con 0 individuos para representar la clase 7. Las clases de edad 1 y 2, que corresponden a los individuos que poseen hasta 3 ramificaciones (es decir, los juveniles) representan el 27,7% del total, con cerca de la mitad de individuos los juveniles en la clase 1. Finalmente, un 5,7% del total está representado por los individuos muertos (clase 8).

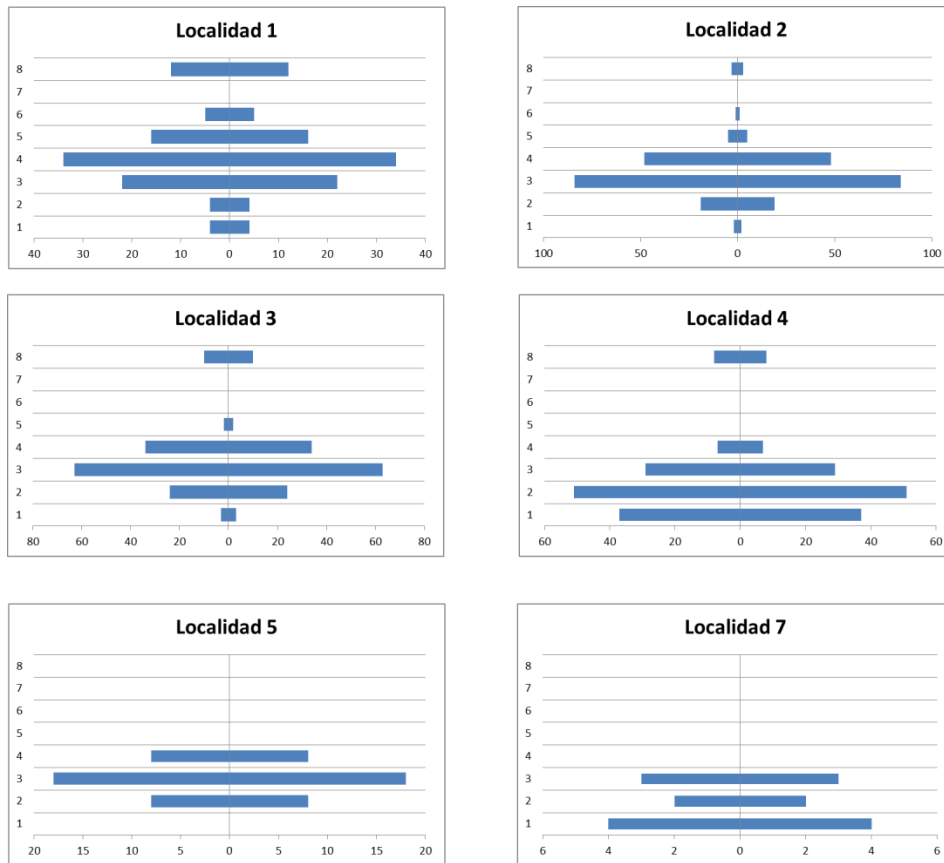


Figura 10. Pirámides poblacionales de *E. lamarckii* separadas por localidades, (indicadas con su número (figura 4) según las clases de edad establecidas. La ausencia de localidades implica la ausencia de la especie en dicha localidad. Eje X: número de individuos. Eje Y: clases de edad.

Se puede observar en la figura 10 como ninguna de las pirámides poblacionales para *E. lamarckii* tienen la estructura de una población en equilibrio, donde los individuos juveniles abundan y los de las clases superiores son escasos.

Schizogyne sericea

En este caso se midieron un total de 1131 individuos de *S. sericea* en las parcelas estudiadas, (1112 vivos (98,35%) y 19 muertos (1,7%).

La pirámide poblacional muestra que la clase de edad 2, correspondiente a los individuos que tenían entre 11 y 20 centímetros de altura, es la dominante (36,3% del total de los individuos) (figura 11). Así mismo, un elevado número de individuos pertenecen a las clases 3, 4 y 5 (39,9% del total). Los juveniles (clase 1) está representados por el 13,8% del total (157 individuos). Las clases más escasas son las 6, 7, 8, 9 y 10 (individuos entre 51 y 110 centímetros), representadas por el 8,1% del total (92 individuos). Finalmente, solo un 1,7% representa la clase de edad 11, correspondiente a los individuos muertos.

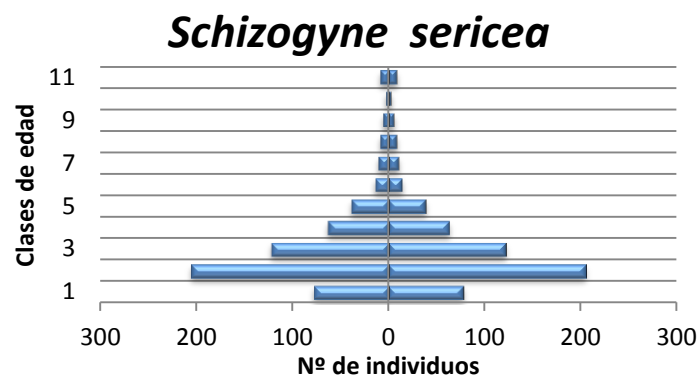


Figura 11. Pirámide poblacional de *S. sericea* en el total de las localidades según las clases de edad establecidas.

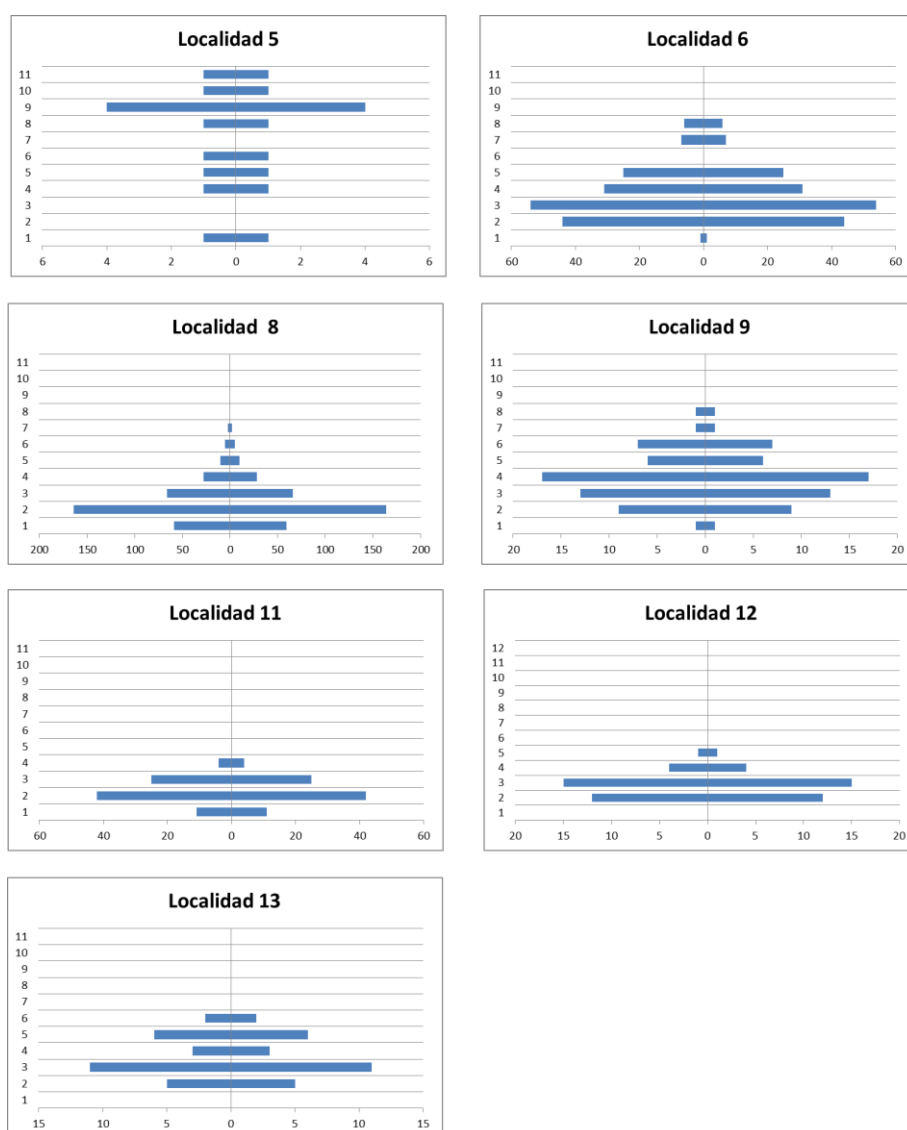


Figura 12. Pirámides poblacionales de *S. sericea* separadas por localidades, (indicadas con su número (figura 4) según las clases de edad establecidas. La ausencia de localidades implica la ausencia de la especie en dicha localidad. Eje X: número de individuos. Eje Y: clases de edad.

En el caso de las localidades en las que se midió *S. sericea*, ninguna posee poblaciones en equilibrio (ver figura 12), aunque en algunas de ellas se puede intuir la forma de pirámide. Sin embargo, la falta de individuos adultos impide que se logre la población en equilibrio.

Factores que influyen en la estructura poblacional de *Euphorbia balsamifera*, *Euphorbia lamarckii* y *Schizogyne sericea*

Para analizar la relación entre las principales variables abióticas se ha realizado un análisis de componentes principales, en el que se ha eliminado la variable densidad de conejo, con objeto de contrastar de forma independiente el efecto de las variables abióticas y la densidad de conejo en la estructura de las poblaciones de estas tres especies.

Variables	F1	F2
Altitud	0,777	0,149
%Sue.desn	-0,479	0,199
%Roca	-0,654	-0,237
%Mat.fijos	0,149	0,908
Pendiente	0,821	0,366
X	-0,661	0,583
Y	0,951	0,131
N	0,847	-0,203
S	-0,746	-0,013
E	-0,927	-0,007
W	0,623	-0,311

Tabla 4. Carga factorial de las variables asociadas a las localidades estudiadas en el ACP.

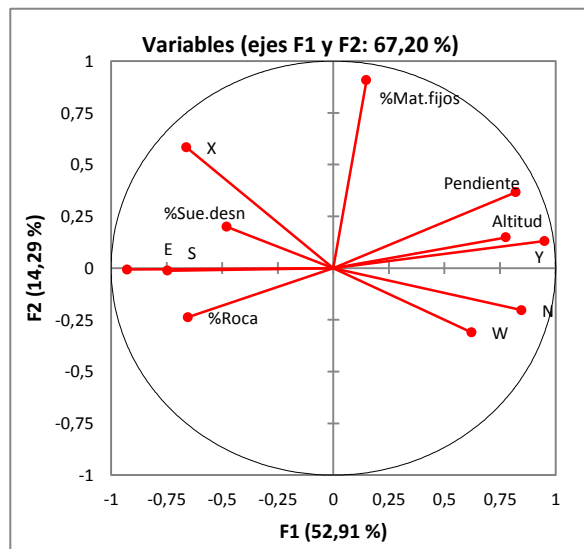


Figura 13. Análisis de componentes principales (CPA) en el que se muestran las variables asociadas a cada uno de los dos primeros componentes.

El análisis de componentes principales extrajo dos componentes cuya varianza total explicada fue del 67,20% (Tabla 4, figura 13). El primero de los componentes está principalmente correlacionado con la orientación Norte y la coordenada UTM Y en positivo y en negativo con la orientación Este. Estas son las variables más importantes, seguidas por la orientación Sur en negativo. Es decir la orientación, determinada por la posición geográfica en la isla, es el principal factor que determina el eje 1, seguida de la pendiente y la altitud. El segundo componente está principalmente correlacionado con la proporción de materiales fijos, es decir con la presencia de coladas. Si eliminamos las variables cualitativas de las orientaciones e

incluimos sólo las coordenadas UTM, las variables incluidas explican el 73% del modelo, pero se ha optado por presentar los resultados con las orientaciones para mostrar mejor el funcionamiento del sistema (ver figura 13). Como se puede observar en el gráfico, las orientaciones N y W presentan las parcelas de mayor pendiente y altitud; mientras que las que están al Sur y al Este son las que presentan mayor proporción de roca y a la vez de suelo desnudo. Mientras que la proporción de materiales fijos, en el eje 2, no depende de la localidad.

Cuando el área de las distintas clases de edad de *E. balsamifera* se correlacionó con los factores obtenidos en el ACP, y la abundancia de conejos (densidad y porcentaje de letrinas), se obtuvieron los resultados de la tabla 5. Se puede observar cómo no hay correlación significativa con los factores abióticos, ni con la densidad de conejo (max y min no mostrada), ni la cobertura de vegetación, pero si con las letrinas, que aparecen con una correlación negativa para todas las clases de edad, incluida la clase de edad 8 (correspondiente a las tabaibas muertas).

Variables	Conmed/ha	Letrinas (% Total) m ²	Letrinas (% Reciente)m ²	F1	F2	Cob. veg.
Eup.bal1	-0,334	-0,702	-0,664	-0,081	-0,259	0,028
Eup.bal2	-0,546	-0,629	-0,473	-0,382	-0,424	-0,323
Eup.bal3	-0,391	-0,707	-0,462	-0,210	-0,343	-0,199
Eup.bal4	-0,164	-0,659	-0,427	-0,022	-0,332	-0,190
Eup.bal5	-0,289	-0,563	-0,344	-0,216	-0,250	-0,311
Eup.bal6	-0,263	-0,508	-0,346	-0,265	-0,238	-0,437
Eup.bal7	-0,264	-0,456	-0,548	-0,243	-0,249	-0,348
Eup.bal8	0,057	-0,736	-0,348	0,172	-0,554	0,002

Tabla 5. Correlaciones obtenidas entre las clases de edad y los factores obtenidos en el ACP y de densidad de conejos en las 13 localidades estudiadas para *Euphorbia balsamifera*. Conmed/ha: densidad media de conejos por hectárea. Conmax/ha: densidad máxima de conejos por hectárea. Conmin/ha: densidad mínima de conejos por hectárea. F1: Componente principal 1. F2: Componente principal 2. Cob. Veg. Cobertura de la vegetación.

Sin embargo, en el caso de *E. lamarckii*, hay correlación positiva con la densidad de conejos, especialmente con la densidad máxima de conejo (tabla 6), pero además está positivamente correlacionada con la cobertura de vegetación (clases 2, 3, 4 y 8), lo que indica que la correlación positiva con la densidad de conejo podría relacionarse con la abundancia de vegetación. Para los juveniles sale una correlación también positiva con la abundancia de letrinas total y reciente, lo que parece indicar que, en este caso, el conejo pudiera no ser la causa de esta estructura poblacional, aunque para poder concluir esto son necesarios nuevos estudios en el área de dominio de esta especie, ya que el número de individuos es muy inferior al de las otras dos especies analizadas.

Variables	Con med/ha	Con max/ha	Con min/ha	Letrinas (% Total) m ²	Letrinas (% Reciente) m ²	F1	F2	Cob. veg.
Eup.lam1	0,415	0,442	0,396	0,700	0,814	0,408	-0,163	0,449
Eup.lam2	0,581	0,621	0,587	0,323	0,628	0,657	-0,239	0,772
Eup.lam3	0,515	0,567	0,515	0,281	0,679	0,687	-0,209	0,724
Eup.lam4	0,548	0,599	0,546	0,110	0,567	0,800	-0,160	0,732
Eup.lam5	0,332	0,379	0,305	0,216	0,670	0,643	0,067	0,372
Eup.lam6	0,184	0,236	0,154	0,149	0,464	0,524	-0,149	0,271
Eup.lam8	0,592	0,624	0,568	0,503	0,813	0,651	-0,047	0,571

Tabla 6. Correlaciones obtenidas entre las clases de edad y los factores obtenidos en el ACP y de densidad de conejos en las 13 localidades estudiadas para *E. lamarcki*. Conmed/ha: densidad media de conejos por hectárea. Conmax/ha: densidad máxima de conejos por hectárea. Conmin/ha: densidad mínima de conejos por hectárea. F1: Componente principal 1. F2: Componente principal 2. Cob. Veg. Cobertura de la vegetación.

Finalmente, se realizó también para *Schizogyne sericea*, obteniéndose los resultados expuestos en la tabla 7, donde observamos una correlación positiva con la densidad de conejo en las zonas de mayor biomasa de Schyzogyne, estando además las clases juveniles correlacionadas negativamente con el factor 1, representado especialmente por la orientación N, lo que indica la mayor abundancia de esta especie en las localidades del sur.

Variables	Con med/ha	Con max/ha	Con min/ha	Letrinas (% Total) m ²	Letrinas (% Reciente) m ²	F1	F2	Cob. veg.
Schi.ser1	-0,168	-0,239	-0,092	-0,077	-0,442	-0,299	0,111	-0,040
Schi.ser2	-0,377	-0,423	-0,357	-0,134	-0,423	-0,602	0,084	-0,586
Schi.ser3	-0,374	-0,418	-0,362	-0,206	-0,467	-0,602	0,089	-0,661
Schi.ser4	0,022	-0,025	0,045	0,025	-0,395	-0,373	-0,105	-0,295
Schi.ser5	0,179	0,162	0,142	0,198	-0,171	-0,232	-0,182	-0,298
Schi.ser6	0,029	-0,012	0,019	0,398	-0,188	-0,209	0,285	0,157
Schi.ser7	0,469	0,420	0,483	0,113	-0,160	0,044	-0,085	0,090
Schi.ser8	0,577	0,524	0,633	-0,006	-0,245	0,252	-0,379	0,352
Schi.ser9	0,473	0,472	0,502	0,052	-0,044	0,323	-0,411	0,630
Schi.ser10	0,473	0,472	0,502	0,052	-0,044	0,323	-0,411	0,630
Schi.ser11	-0,140	-0,140	-0,115	-0,070	-0,166	0,079	-0,105	0,079

Tabla 7. Correlaciones obtenidas entre las clases de edad y los factores obtenidos en el ACP y de densidad de conejos en las 13 localidades estudiadas para *S. sericea*. Conmed/ha: densidad media de conejos por hectárea. Conmax/ha: densidad máxima de conejos por hectárea. Conmin/ha: densidad mínima de conejos por hectárea. F1: Componente principal 1. F2: Componente principal 2. Cob. Veg. Cobertura de la vegetación.

Además, se utilizó regresión logística para analizar la relación entre las clases de edad juveniles de las tres especies de estudio; *E. balsamifera*, *E. lamarckii* y *S. sericea* (figura 14) y la densidad media de conejo en cada localidad. Las curvas de regresión para *E. balsamifera* y *S. sericea* son opuestas a la curva de regresión de *E. lamarckii*, aunque en todos los casos la regresión fue significativa. Para *E. balsamifera* ($p < 0,0001$) y *S. sericea* ($p < 0,015$) el número de juveniles decrece significativamente y a medida que aumenta la densidad de conejo, pero

en *E. lamarckii* el modelo es opuesto, especialmente para valores entre 1-3 conejos /ha. En *E. balsamifera* el número de juveniles decrece rápidamente por debajo de valores de 2-3 conejos/ha, al igual que en *S. sericea* (clases 1 y 2). En este último caso se observa claramente mayor supervivencia a medida que los individuos son de mayor tamaño (clase 3).

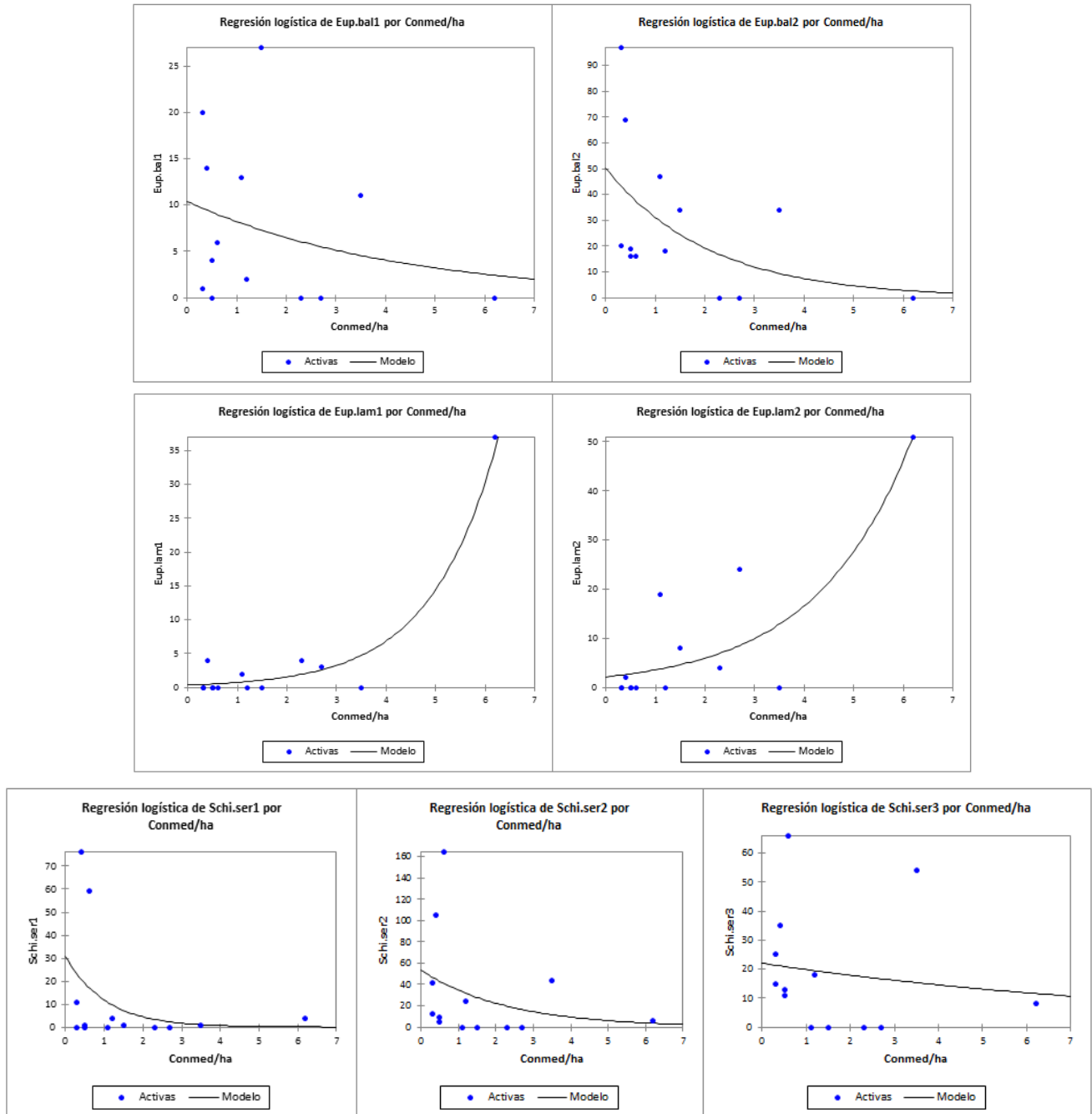


Figura 14. Regresiones logísticas para *E. balsamifera*, *E. lamarckii* y *S. sericea* de sus clases juveniles. *S. sericea* tiene las tres primeras clases de edad porque es una planta más pequeña y los individuos de la clase 3 siguen siendo juveniles.

Abundancia de conejo y diversidad de especies

La densidad media de conejo en la zona de estudio fue de 1,62 conejos por hectárea, con valores máximos de 8,6 en la localidad 1 de Teno, y mínimos de 0,1 en la loc. 2 de Tabaibal del Porís. Se obtuvieron densidades de conejo significativamente mayores ($p < 0,004$) en las localidades del Norte (incluyendo localidades 1-6), que aquellas muestreadas en el Sur. (ver Tabla 8, Tabla 1, figura 4). De acuerdo con la abundancia de conejos, también es mayor el volumen de letrinas reciente en las localidades del Norte que en las del Sur ($p < 0,046$), mientras que las diferencias no fueron significativas para la superficie total de letrinas. Sin embargo, la diversidad alfa (número de especies presentes en una localidad), es mayor en las localidades del Norte ($p < 0,0001$) que en las del Sur, y opuesta a esta, la diversidad beta (diversidad a lo largo de un gradiente) es significativamente menor en las localidades del Norte que en las del Sur (ver tabla 8).

La α diversidad está correlacionada positivamente con la densidad de conejos; mientras que la diversidad β está negativamente correlacionada. Por el contrario no se obtuvieron correlaciones significativas para la superficie de letrinas, y ésta, a su vez, no estaba correlacionada con la densidad de conejos.

Localidad	Densidad máx. (hectárea)	Densidad mín. (hectárea)	Letrinas Total (m2)	Letrinas Reciente (m2)	α Diversidad	β Diversidad	Caza
1	3,7	0,9	6,6647	6,0510	28	1,07	NO
2	1,7	0,5	1,0519	1,0770	15	2,87	SI
3	3,9	1,5	4,6320	6,5881	21	1,76	SI
4	8,6	3,8	8,0489	2,9524	19	2,05	SI
5	2,1	0,9	0,2512	0,0000	26	1,23	SI
6	5,1	1,9	0,9603	0,1418	20	1,90	SI
7	0,6	0,2	5,5767	0,9983	13	3,46	NO
8	0,9	0,3	1,1886	0,1341	13	3,46	NO
9	0,7	0,3	4,8436	0,0873	13	3,46	NO
10	1,6	0,8	1,2881	0,1958	9	5,44	NO
11	0,4	0,2	0,3247	0,0000	9	5,44	NO
12	0,5	0,1	2,2490	0,4118	6	8,67	NO
13	0,8	0,2	2,4768	0,3518	8	6,25	NO

Tabla 8. Densidad de conejo e índices de diversidad para cada localidad analizada.

Discusión

Composición, distribución y diversidad del cardonal-tabaibal de la isla de Tenerife

Según los resultados obtenidos, el modelo de distribución de la vegetación del tabaibal-cardonal de Tenerife está principalmente influido por la orientación, la pendiente y la altitud. Tanto el CCA como el DCA muestran una clara diferencia en la vegetación de las parcelas muestreadas en la vertiente Norte y aquellas muestreadas en la vertiente Sur, coincidiendo con la cartografía de Del Arco et al., 2006. El análisis CCA muestra la relación entre las variables y las parcelas, cuya comparativa muestra las variables que mayor influencia tenían en cada localidad. Así, las localidades más influenciadas por la pendiente y la orientación Norte son La Matanza y El Sauzal, que eran las que se encontraban más al Norte y las que presentaban mayor pendiente.

Por otra parte, la alfa diversidad es significativamente superior en las localidades orientadas al Norte, de mayor altitud y con mayor pendiente, y la regresión logística mostró diferencias significativas entre la densidad de conejo en el norte y en el sur, siendo inferior en este segundo caso. Uno de los factores que determinan la distribución del conejo es la productividad de la vegetación (Ritchie and Olf, 1999), así, en este piso de vegetación donde la temperatura no es un factor limitante, la precipitación, que determina mayor productividad es clave para esta especie invasora. Efectivamente la densidad de conejo resultó positivamente correlacionada con la cobertura de vegetación.

A pesar de esta elevada alfa diversidad en estas localidades del Norte, las parcelas son extremadamente homogéneas, con una beta diversidad inferior a la de las localidades del sur, lo que demuestra el alto grado de degradación de los ecosistemas estudiados en la vertiente norte. Uno de los datos más sorprendentes que se obtienen en los resultados, es la gran cobertura que tiene *Opuntia dillenii*, (tunera india) (ver Tabla 2), que a pesar de tratarse de una especie invasora ocupa el décimo puesto (con una cobertura de más del 2,5% del total). La abundancia de esta especie se puede considerar como un indicador de degradación en estos espacios, donde otra de sus especies invasoras, *Pennisetum setaceum*, está siendo erradicada, por lo que sólo muestra un 0,1% de cobertura total.

Podríamos pensar que las localidades de la vertiente sur están mejor conservadas, ya que muestran mayor beta diversidad. Sin embargo, en el conjunto de espacios estudiados sólo se han encontrado el 30% de las especies citadas para estos espacios, lo que indica así mismo

que, aunque la beta diversidad es superior a la del norte, dista mucho de ser la que podrían albergar estos espacios.

Estructura poblacional de Euphorbia balsamifera, Euphorbia lamarckii y Schizogyne sericea y factores abióticos y bióticos.

La clasificación de clases de edad utilizada en este trabajo para *Euphorbia balsamifera* y *E. lamarckii*, basada en el número de ramificaciones, nos ha permitido solventar el problema de la existencia de individuos de diámetros similares pero en estados diferentes de desarrollo debido a las diferencias en las condiciones climáticas.

Los resultados obtenidos en este trabajo permiten relacionar la estructura poblacional de *Euphorbia balsamifera* y *Schizogyne sericea* con la abundancia de conejo. En ambos casos, la superación de 2 conejos por hectárea produce una reducción significativa del número de plántulas, por lo que, como sucede con otras especies afectadas por este herbívoro, los mayores efectos se producen en la regeneración (Cooke, 2012). No hay que olvidar que estamos trabajando con especies estructurantes, que de alguna manera han tolerado a esta especie invasora desde que fue introducida en las Islas Canarias. Sin embargo, la reducción progresiva de los hábitats naturales y el incremento en la degradación de los mismos, podrían considerarse como factores que multiplican exponencialmente los efectos del conejo. De hecho consideramos que la estructura poblacional de *E. lamarckii* también podría estar afectada, pero carecemos aún de datos suficientes debido al bajo número de individuos presentes en las parcelas de estudio. La correlación positiva de esta especie con la densidad de conejo, podría estar totalmente mediada por la mayor productividad de los ecosistemas del Norte en los que es más abundante. Aunque es conocido el efecto tóxico del latex de esta especie y no hemos observado plántulas de la misma afectadas por conejo, el efecto del conejo en la regeneración de esta especie es una hipótesis que no deberíamos descartar. Según los resultados obtenidos en este estudio, actuaciones de control de las poblaciones del conejo en el tabaibal son altamente recomendables si queremos recuperar estos ecosistemas altamente empobrecidos.

Densidad de conejo en el cardonal-tabaibal de la isla de Tenerife

El valor medio de densidad de conejo obtenido para el tabaibal (1,67) es algo inferior que el obtenido para el piso supramediterráneo (2) (Cubas et al., in prep), lo que está en consonancia con que el valor máximo obtenido fue de unos 8 conejos por hectárea, algo inferior al

obtenido para la zona de Izaña que tuvo un máximo de 10 conejos por hectárea. Estos valores están todos muy por encima de valores compatibles con la conservación de la flora, que no deben superar un conejo por hectárea. En otras áreas del mundo como Australia, donde el conejo también es invasor, la especie incluso a bajas densidades puede eliminar todas las semillas de arbustos nativos y cambiar la composición herbácea (Bird *et al.* 2012). De hecho, a densidades menores de un conejo por hectárea, la regeneración efectiva de algunos árboles y arbustos de las zonas áridas australianas se ve completamente suprimida, permitiendo el establecimiento de plantas introducidas adaptadas al efecto de la herbivoría de los conejos (Cooke 2012).

Llama la atención la ausencia de correlación entre la superficie ocupada por las letrinas (totales y recientes) y los valores de densidad de conejo. Esto unido al hecho de que para *E. balsamifera* no se obtuviera correlación con la densidad de conejo, sino con las letrinas, indica el valor de utilizar métodos complementarios para analizar el efecto del conejo en la vegetación. *E. balsamifera* en este estudio ocupa especialmente las parcelas situadas en coladas volcánicas recientes, lo que explica la dificultad de localizar excrementos de conejo de forma aleatoria, ya que éstos ruedan y desaparecen fácilmente en las pequeñas grietas, algo que no sucede cuando los plots están en superficies de suelo con poca pendiente.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica, firmado por más de 150 países (entre ellos España) en 1992, exponen en su artículo 8 que es necesario prevenir la introducción y controlar o erradicar aquellas especies invasoras que amenazan los ecosistemas, hábitat o especies (Garzón Machado, 2011). Herbívoros introducidos en muchas islas, han sido erradicado satisfactoriamente (Martín *et al.*, 2002, 2003; Campbell *et. al.*, 2004; Carrión *et. al.* 2007). En Tenerife, la erradicación del conejo a priori es imposible, pero deben ejercerse métodos efectivos de control de la población, no sólo en los espacios protegidos, sino en toda la isla, para que su efecto en las áreas protegidas sea efectivo.

Conclusions

1. The composition of the vegetation and the alpha and beta diversity of the tabaibal-cardonal in the island of Tenerife present clear differences according to orientation, altitude and slope. The productivity of sampled localities (alpha diversity) is positively correlated with rabbit population density. Localities located in the Northern slope show higher alpha diversity and lower beta diversity than those located in the Southern slope, what joined to the abundance of invasive species as *Opuntia dillenii* on the North is indicative to the high degree of disturbance that shows this ecosystem, especially in this slope. Southern slope localities are impoverished what is proved by the fact that only the 22,7% of the endemic species previously cited on the protected areas studied were recorded in the plots.
2. The abundance of young individuals of *E. balsamifera* and *S. sericea* in the tabaibal-cardonal of Tenerife is negatively correlated with the rabbit population density per hectare. The young individual abundance in both cases drops drastically above one rabbit per hectare, though young individual abundance of each of this species in specific spots, indicates the existence of opportunity windows for the regeneration of both species. In the case of *E. lamarckii*, though there is a positive correlation between the number of young individuals and the rabbit population density, obtained data is not enough to interpret these results as a cause-effect relation, since abiotic factors showed also a correlation with the age classes for this species and for the rabbit.
3. This study shows up the need of using complementary methods to analyse the rabbit abundance, since the latrines count resulted to be more explanatory in those localities where malpais are recent, while the random excrement count worked better in the areas with more developed soil.
4. The use of ramification number as an indicative variable of age class for individuals of the *Euphorbia* genus has resulted to be a very effective method to value the current state of “tabaibas” population in the island of Tenerife.
5. In the light of the obtained results, rabbit population density in the “tabaibal-cardonal” of the island of Tenerife, should be cut down to less than one rabbit per hectare.

Referencias bibliográficas

- Acebes, J.R., León, M.C., Rodríguez L., Del Arco, M., García, A., Pérez de Paz, P.L., Rodríguez, O. Martín, V.E. & Wildpret, W. 2010. Pteridophyta, Spermatophyta. En: Arechavaleta, M., Rodríguez, S., Zurita, N. & García, A. (coord.) *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres 2009*. Gobierno de Canarias, p: 119-172.
- Bañares, A., López, GB. 2003. *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España*. Taxones prioritarios. Ministerio de Medio Ambiente
- Bird, P., Mutze, G., Peacock, D. & Jennings, S. 2012. Damage caused by low density exotic herbivore populations: the impact of low density European rabbits on marsupial herbivores and *Allocasuarina* and *Bursaria* seedling survival in Australian coastal shrublands. *Biological Invasions* 14: 743-755
- Bramwell, D., & Bramwell, Z. 2001. *Flores Silvestres de las Islas Canarias*. Editorial Rueda, Alcorcón (Madrid), España. 437 pp.
- Cabrera Rodríguez, F. 2002. *Estudio Cinegético del Hierro*. Cabildo del Hierro (informe inédito), 72 pp.
- Cabrera Rodríguez, F. 2006. Microhabitat selection of the European rabbit on La Palma, Canary Islands, Spain. *Acta Theriologica* 51 (4): 435-442.
- Cabrera Rodríguez, F. 2008. Seasonal abundance and management implications for wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on La Palma, Canary Islands, Spain. *Wildlife Biology in Practise* 4 (2): 39-47.
- Campbell, K., Donlan, C.J., Cruz, F. & Carrion, V. 2004. Eradication of feral goats *Capra hircus* from Pinta Island, Galápagos, Ecuador. *Oryx* 38: 328-333.
- Chapuis J.L., Barnaud, G., Bioret, F., Lebouvier, M. & Pascal, M. 1995. L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. *Natures-Sciences-Sociétés*. 3: 53-67
- Cheyland G. 1984. Les mammifères des îles de Provence et de Méditerranée occidentale: un exemple de peuplement insulaire non-équilibré? *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 39: 37-54.
- Cooke BD. 2012. Rabbits: manageable environmental pests or participants in new ecosystems. *Wildlife Research* 39: 279-289.
- Cubas, J., Nogales, M., Martín-Esquivel, JL, López-Darias, M., Hernández-Hernández, R., Marrero-Gómez, M., Del Arco, M., González-Mancebo, JM. 2015. The engineering effect of the introduced European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in high mountain insular environments. *Biological Conservation* (enviado)
- De Abreu Galindo, J. 1977. *Historia de la conquista de las siete islas de Canarias*. Goya, Santa Cruz de Tenerife, España. 367 pp. (Reedición del original de 1632).
- Del Arco, M., Wildpret, W., Pérez De Paz, P.L., Rodríguez, O., Acebes, J.R., García-Gallo, A., Martín, V.E., Reyes-Betancort, J.A., Salas, M., Bermejo, J.A, González, R., Cabrera, M.V. & García, S. 2006b. *Mapa de Vegetación de Canarias*. GRAFCAN. Santa Cruz de Tenerife. 550 pp + 7 mapas despleables + CD.
- Delgado J. D., Arévalo J. R., Fernández-Palacios J. M. 2005. Patterns of artificial avian nest predation by introduced rats in a fragmented laurel forests (Tenerife, Canary Islands). *Journal of Natural History* 38: 2661-2669
- Delgado J. D. 1997. *Viburnum tinus, ratas y aves: interacciones entre una planta con frutos carnosos y los vertebrados frugívoros en un bosque de laurisilva de tenerife (Islas Canarias)*. Tesina, Univ. La Laguna, España
- Delgado J. D. 2000. Selection and treatment of fleshy fruits by the ship rat (*Rattus rattus* L.) in the Canarian laurel forests. *Mammalia* 64: 11-18
- Eberhardt L. L., Van Etten R. C. 1956. Evaluation of de pellet group count as a deer census method. *Journal of Wildlife Management* 20, 70-74.
- Emmerson Shirley, K.W. 1998. *Estudio de la especie cinegética. El conejo salvaje (Oryctolagus cuniculus)*. Informe final. Cabildo Insular de Tenerife- ORNISTUDIO, S.L. Santa Cruz de Tenerife, 156 p. (Informe inédito).

- Fernandez-de-Simon, J., Díaz-Ruiz, F., Cirilli, F., Tortosa, F.S., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M., & Ferreras, P. 2011. Towards a standardized index of European rabbit abundance in Iberian Mediterranean habitats. *European Journal of Wildlife Research*, 57(5), 1091-1100.
- Fernández-Palacios, J. M. 1999. El marco ecológico de las Islas Canarias. En: Fernández-Palacios, J.M., Bacallado, J.J. & Belmonte, J.A. (eds.) 1999. *Ecología y Cultura en Canarias*. Museo de la Ciencia y el Cosmos, S.C. de Tenerife. pp: 83-105.
- Flux, J.E.C. & Fullagar, P.J. 1992. World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review* 22: 151-205.
- Garzón-Machado, V. 2011. Gran impacto de los herbívoros introducidos en Canarias: el caso del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *El Indiferente* 21: 76-85.
- Garzón Machado V., González J. M., Palomares A., Acevedo A., Fernández-Palacios J. M., Del Arco M., Pérez de Paz P. L. 2010. Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143: 2685-2694
- Godoy D. 2001. *Estudio sobre la dinámica de la depredación de semillas en el monteverde de Anaga (Tenerife)*. Tesis doctoral. Universidad de La Laguna, La Laguna, Spain
- Hernández M. A., Martín A., Nogales M. 1999. Breeding success and predation on artificial nests of the endemic pigeons Bolle's laurel pigeon *Columba bollii* and white-tailed laurel pigeon *C. junoniae* in the laurel forest of Tenerife (Canary Islands). *Ibis* 141: 52-59.
- Irl D.H., S.D., Steinbauer, M.J., Babel, W., Beierkuhnlein, C., Blume-Werry, G., Messinger, J., Palomares Martínez, A., Strohmeier, S. & Jentsch, A. 2012. An 11-yr exclosure experiment in a high-elevation island ecosystem: introduced herbivore impact on shrub species richness, seedling recruitment and population dynamics. *Journal of Vegetation Science* 23: 1114-1125.
- Ley 7/1998, de 6 de julio, de la Caza en Canarias. *Boletín oficial del Estado (BOE)* de 15 de julio de 1998, núm. 182, pp.26036-26048 [Consultado 12 de Agosto de 2015].
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. *100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo*. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 12 pp.
- Machado, A. & Morera, M. (coord.) 2005. *Nombres comunes de las plantas y los animales de Canarias*. Academia Canaria de la Lengua, Islas Canarias. 277 pp.
- Marrero, P. & C. Martín. 2000. Spring food preferences of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L., 1758) on the Islet of Alegranza (Canarian Archipelago). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 246-250.
- Martín, M.C. 1999. Dieta del Conejo *Oryctolagus cuniculus*, L.en el islote de Alegranza (Lanzarote, Islas Canarias). Tesis de Licenciatura. Universidad de La Laguna, La Laguna, Spain.
- Martín, M.C. & P. Marrero. 1999. Dieta primaveral del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Alegranza, islas Canarias (*Lagomorpha, Leporidae*). *Vieraea*, 27, 105-113.
- Martín, M.C., Marrero, P. & Nogales, M. 2003. Seasonal variation in the diet of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* on a semiarid Atlantic island (Alegranza, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica* 48, 399-410.
- Martín, A., Nogales, M., Alonso, J., Rodríguez, B., De León, L., Izquierdo, C., Martín, M., Marrero, P., Puerta, N., Cazorla, J., Rodríguez, B., López-Darias, M., Martínez, J., Pérez, D.P., Ginovés J. & González, E. 2002. Restauración de los Islotes y del Risco de Famara (Lanzarote). Departamento de Biología Animal (Zoología), Universidad de La Laguna, La Laguna. Informe técnico.
- Molero, J. & A. M. Rovira .2004. *Euphorbia lamarckii* Sweet, nombre correcto para *E. obtusifolia* Poir. non Lam. *Vieraea* 32: 117-122.
- Monnerot, M., Vigne, J.D., Biju-Duval, C., Casane, D., Callou, C., Hardy, C., Mougél, F., Soriguer, R.C., Dennebouy, N. & Mounolou, J.C. 1994. Rabbit and man: genetic and historic approach. *Genetics Selection Evolution* 26: 167-182.
- Mora Hernández J.L., Arbelo Rodríguez C. D., Rodríguez A. 2009. Características de los suelos de las Islas Canarias en relación a la vegetación natural. In: Beltrán Tejera E, Afonso-Carrillo J, García Gallo A,

- Rodríguez Delgado O. (eds.). *Homenaje al Prof. Dr. Wolfredo Wildpret de la Torre*, pp.664-684. Instituto de Estudios Canarios.
- Moreno S, Villafuerte R. 1992. *Seguimiento de las poblaciones de Conejo en el Parque Nacional de Doñana*. Estación Biológica de Doñana. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/consrvacion/de-especies-amenazadas/vertebrados/conejo_donana.aspx . 2. 09.2015
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nogales, M., A. Valido & F.M. Medina. 1995. Frugivory of *Plocama pendula* (Rubiaceae) by the Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in xerophytic zones of Tenerife (Canary Islands). *Acta Oecologica*, 16, 585–591.
- Nogales, M., Rodríguez, J.L. & Marrero, P. 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36 (1):49-65
- Pérez De Paz P. L., Del Arco M., Rodríguez O., Acebes J. R., Marrero M., Wildpret W. 1994. *Atlas cartográfico de los pinares canarios III. La Palma*. 160 pp y 7 mapas. Viceconsejería de Medio Ambiente. Consejería de Política Territorial. Gobierno de Canarias.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín oficial del Estado (BOE)* de 3 de agosto de 2013, núm. 185, pp.56765-56786[Consultado 12 de Agosto de 2015].
- Reyes, J.A., Santos, A., Rosana, I., Humphries, C.J. & Carine, M.A. 2008. Diversity, rarity and the evolution and conservation of the Canary Islands endemic flora. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65: 25-45.
- Ritchie, M.E. and Olf, H. 1999. Herbivore diversity and plant dynamics: compensatory and additive effects. In: Olf, H., Brown, R.H. and Drent, R.H. (eds.), *Herbivores: between plants and predators*. Blackwell Science Ltd, Oxford, pp 175-204.
- Salvande M., Mulet M., Gómez L. A. 2006. *Ilex canariensis* Poir. (Aquifoliaceae) post-dispersal seed predation in the Canary Islands. *Plant Ecology* 187:143–151
- Simberloff, D. 1995. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science* 49: 87-97.
- Thompson, H.V. & King, C.M. 1994. *The European rabbit. The history and biology of a successful colonizer*. Oxford University. Oxford, UK. 245 pp.
- Wood D. H. 1988. Estimating Rabbit density by counting dung pellets. *Australian Wildlife Research*: 15: 665