

Efectos del conejo europeo en diferentes ecosistemas de la isla de Tenerife

European rabbit effects in different ecosystems of Tenerife Island



Trabajo de Fin de Grado
Inés Hernández Piñero

Tutorizado por Juana M^a González Mancebo y Jonay Cubas Díaz.

Grado en Biología. Julio 2017

Agradecimientos

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

Agradecer, en primer lugar, a mi familia por su apoyo incondicional a lo largo de estos cuatro años de carrera.

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

Me gustaría agradecer también al equipo de investigación *Plant Conservation and Biogeography* de la Universidad de La Laguna por su inestimable ayuda en las tareas de campo, especialmente a Marcelino del Arco Aguilar, Julio Leal Pérez, Víctor Bello Rodríguez y Atteneri Rivero Quintero.

Además, agradecer a Juan Luís Rodríguez Luengo la ayuda recibida en algunas campañas de campo. Agradecer también en esta fase al Ejército de Tierra de las Fuerzas Armadas Españolas, por autorizarnos los trabajos realizados en la pista del filo (de uso restringido) en los márgenes del Parque Nacional del Teide y por su colaboración en las tareas de campo.

A Octavio Rodríguez Delgado, Profesor Titular del Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal de la Universidad de La Laguna, por resolver nuestras dudas y ofrecernos información valiosa para la localización y reconocimiento de algunas especies amenazadas.

Por último, agradecer al Servicio de Biodiversidad de la Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias la financiación de este estudio.

Resumen

Este trabajo analiza el efecto del conejo europeo, *Oryctolagus cuniculus*, en tres ecosistemas de Canarias a través del estudio del efecto de esta especie invasora en especies actualmente estructurantes, de distribución restringida y amenazadas de tres ecosistemas de la isla de Tenerife, el tabaibal-cardonal, el pinar y el retamar de cumbre. Para ello se ha analizado la estructura poblacional de 12 especies distribuidas en estos ecosistemas, a la vez que los daños producidos por conejo en cada una de las clases de edad diferenciadas para cada especie. Este estudio se ha realizado a través de 62 localidades distribuidas en los tres ecosistemas mencionados en la isla de Tenerife. En cada localidad se ha estimado la densidad de conejo mediante el método de recuento de excrementos con limpieza, y la abundancia de letrinas y se han considerado las variables abióticas: altitud, temperatura, precipitación, proporción de suelo desnudo y sustrato rocoso, para ver en qué medida afecta a estas especies la densidad de conejo en relación con estos factores. Con él se demuestra la importancia de los daños producidos por conejo en la estructura poblacional de las especies estudiadas y se pretende concienciar para la toma de medidas adecuadas.

Palabras clave: ecosistemas insulares, especies invasoras, estructura poblacional.

Abstract

This work analyzes the effect of the European rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, in three ecosystems of Canary Islands through the study of the effect of this invasive species in currently structuring species, threatened and restricted distribution of three ecosystems on Tenerife Island: coastal shrubs, the pine forest and the highland vegetation. The population structure of 12 species distributed in these ecosystems was analyzed for this purpose, as well as damage caused by rabbit in each age classes for each species. This study was realised in the 62 localities distributed in three ecosystems of Tenerife Island. The density of rabbit has been estimated in each locality by excrement counting method with the cleaning and latrines abundance and it has been considered by the following variables: elevation, temperature, precipitation, proportion of bare soil and rocks proportion, in order to see how these species are influenced by the rabbit density in relation to these factors. This study demonstrates the importance of rabbit damage in the population structure of studied species and aims to take conscious about the appropriate measures that resolve the problem.

Key words: Island ecosystems, invasive species, population structure.

Contenido

1. Introducción	1
2. Material y métodos	3
2.1. Área de estudio	3
2.2. Método de muestreo	4
2.3. Análisis de la densidad de conejo	5
2.4. Estructura poblacional de especies estructurantes	5
2.5. Análisis de datos	7
3. Resultados	7
3.1. Análisis de la densidad de conejo	7
3.2. Estructura poblacional de las especies vegetales en los ecosistemas y su relación con los daños producidos por el conejo	8
3.2.1. Tabaibal-Cardonal	8
3.2.2. Pinar	12
3.2.3. Retamar de cumbre	16
3.3. Relación entre abundancia de individuos y daños producidos por conejo	19
4. Discusión	20
4.1. Análisis de la densidad de conejo en los ecosistemas estudiados	20
4.2. Estructura poblacional de las especies vegetales en los ecosistemas y su relación con los daños producidos por el conejo	21
5. Conclusiones	24
6. Referencias	25

1. Introducción

La invasión de los ecosistemas por especies exóticas está considerada como una de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad (McNeely et al., 2001), sobre todo en islas (Courchamp et al., 2003). El conejo europeo, *Oryctolagus cuniculus*, es un claro ejemplo de especie invasora que está provocando la disminución de las poblaciones de plantas, llevando muchas de ellas a la extinción debido a que causa la disminución de plántulas (Grüner y Norton, 2006). La combinación de la degradación de hábitats debido a la acción del hombre y la introducción de especies invasoras genera graves problemas en los ecosistemas insulares, con extinciones en cascada (Vitusek et al., 1997; Campbell y Donlan, 2005; Caujapé-Castells et al., 2010, Carrion et al., 2011).

El conejo *O. cuniculus* es una especie nativa del sur de Europa y del norte de África que ha sido introducido y establecido con éxito en todos los continentes del planeta (a excepción de la Antártida), (Thompson y King 1994; Monnerot et al., 1994) y en más de 800 islas o grupos de islas del mundo (Flux y Fullagar, 1992). Debido a los problemas que dicha especie genera, se ha conseguido erradicar en más de 130 islas del mundo (DIISE, 2015). El motivo de su introducción consistía en proporcionar una fuente de alimento a los barcos que llegaban a las islas, en una época en que la disponibilidad de alimentos frescos en los barcos era reducida (Orueta, 2003).

Pese a que las islas representan sólo el 3,6% de de la superficie terrestre contienen 9,5 veces más riqueza biológica endémica que los continentes (Kier et al., 2009). Las Islas Canarias están consideradas como un punto caliente de biodiversidad en Europa (Myers et al., 2000), en especial el área que abarca la región mediterráneo-macaronésica representa el área con mayor riqueza en flora endémica vascular (Fernández-Palacios y Whittaker, 2008). Canarias con cerca de 4000 especies terrestres endémicas (Martín Esquivel et al., 2005), está sufriendo el efecto esta especie invasora, que se introdujo durante la conquista del archipiélago en el siglo XV (De Abreu Galindo, 1977). Está presente en todas las islas e islotes, exceptuando Montaña Clara donde se ha conseguido erradicar con éxito (Martín et al., 2002). Cabe destacar, que las islas al encontrarse rodeadas de agua por todas partes han impedido la entrada de muchos mamíferos terrestres por lo que las especies vegetales han evolucionado sin desarrollar los mecanismos de defensas necesarios (Atkinson, 2001), lo que conlleva a que aumente el riesgo de extinción y aumente su palatabilidad (más apetecibles), (Bowen y Van Vuren, 1997). Por tanto, debido a los daños que esta especie causa en los ecosistemas invadidos, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) la ha

considerado como una de las 100 especies invasoras más peligrosas del planeta (Lowe et al., 2004).

Bañares et al., (2004) indican que el conejo europeo es una amenaza directa para cerca de 30 especies amenazadas o críticamente amenazadas en las Islas Canarias. Pero su efecto no se limita exclusivamente a las especies amenazadas, también afecta a las especies estructurantes como la retama del Teide (*Spartocytisus supranubius*) que está teniendo problemas de regeneración debido a la herbivoría (Kyncl et al., 2006), como se ha comprobado también posteriormente utilizando las parcelas de exclusión instaladas en el Parque Nacional (Cubas et al., 2017). En el caso del pinar canario, éste se define básicamente como un ecosistema caracterizado por un sotobosque pobre en especies (Del Arco et al., 1992; Bramwell y Bramwell, 2001) en el que la mayor biodiversidad se restringe a las áreas rupícolas; sin embargo los estudios científicos actuales, indican que esta pobreza está más relacionada con los efectos del conejo sobre este ecosistema que con las restricciones de hábitat o de sus características particulares (Garzón-Machado et al., 2010) y la recolonización de los ecosistemas empobrecidos es especialmente difícil para las especies amenazadas debido al carácter restringido de sus poblaciones. Esto hace que cuando bajan las densidades de conejo no se aprecien cambios en los ecosistemas, porque sus efectos han llegado ya a afectar al banco de semillas, que se encuentra altamente empobrecido en lo que respecta a las especies endémicas (Garzón-Machado et al., 2010; Irl et al., 2012).

Teniendo en cuenta todos los antecedentes expuestos, el proyecto de fin de grado que aquí se presenta tiene como principal objetivo analizar el efecto del conejo en tres ecosistemas de la isla de Tenerife, a través del estudio de la estructura poblacional de 12 especies características de los mismos, aunque con diferencias en su abundancia. En particular, este trabajo pretende demostrar que el conejo europeo es responsable de la estructura poblacional de las especies endémicas de estos ecosistemas. Para ello, los objetivos específicos de este trabajo fueron:

1. Analizar la densidad de conejo en los ecosistemas estudiados.
2. Evaluar los daños producidos por conejo en las diferentes clases de especies de diferente grado de abundancia (estructurante, restringida y amenazada) en los ecosistemas estudiados.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

Este estudio fue realizado en tres ecosistemas de la isla de Tenerife: tabaibal-cardonal (*Ceropegia fuscae* – *Euphorbietum balsamiferae* y *Periploco laevigatae*–*Euphorbietum canariensis*), pinar de Tenerife (*Sideritido solutae* – *Pinetum canariensis*) y retamar de cumbre (*Spartocytisetum supranubii*) (del Arco et al., 2006a). Nuestra actividad de campo se ha desarrollado entre altitudes de 17-3003 m s.n.m. El tabaibal dulce tinerfeño, se encuentra en los pisos inframediterráneo hiperárido y árido (vegetación climatófila), asimismo, se distribuye por el inframediterráneo semiárido y seco (vegetación edafófila); y en el caso del cardonal tinerfeño, éste presenta su óptimo climatófilo en el piso inframediterráneo semiárido inferior, pero además muestra carácter edafoixerófilo en los pisos inframediterráneo semiárido superior y termomediterráneo semiárido y edafohigrófilo en el inframediterráneo árido, sobre malpaíses (Del Arco et al., 2006a). El pinar se encuentra en el piso termomediterráneo seco inferior y semiárido superior e incluso a las cotas superiores del semiárido inferior (área cubierta por los pinares más xéricos), (Del Arco et al., 2006a). El estudio se ha centrado en los pinares situados en vertiente sur, para evitar los pinares repoblados en áreas potenciales de Monteverde a su vez, los pinares sálicos del NW fueron excluidos por presentar un sustrato muy diferenciado y aquellos más empobrecidos y/o quemados recientemente situados en el W, también fueron excluidos. La mayor parte del territorio del retamar de cumbre, se encuentra comprendido en el piso bioclimático supramediterráneo pluviestacional seco; en el norte (alrededores de Izaña) también puede ser húmedo. La zona más alta del pico se comprende en el oromediterráneo pluviestacional seco y el área sur de Ucanca hasta el Portillo en el mesomediterráneo pluviestacional seco (Del Arco et al., 2006a). Los bosques de laurisilva (*Ixantho viscosae*–*Laurion novocanariensis* s.l.) y fayal-brezal (*Myrico fayae*–*Ericetum arboreae*) menos favorables para las poblaciones de conejo (Cabrera Rodríguez, 2008) fueron excluidos debido a la elevada humedad que existe, dominando en su lugar las ratas también invasoras (Delgado et al., 2005; Hernández et al. 1999; Godoy, 2001; Gómez y Fernández-López, 2003; Salvande et al., 2006), así como los pinares mixtos que incluyen especies de estas formaciones vegetales (Fig. 1).

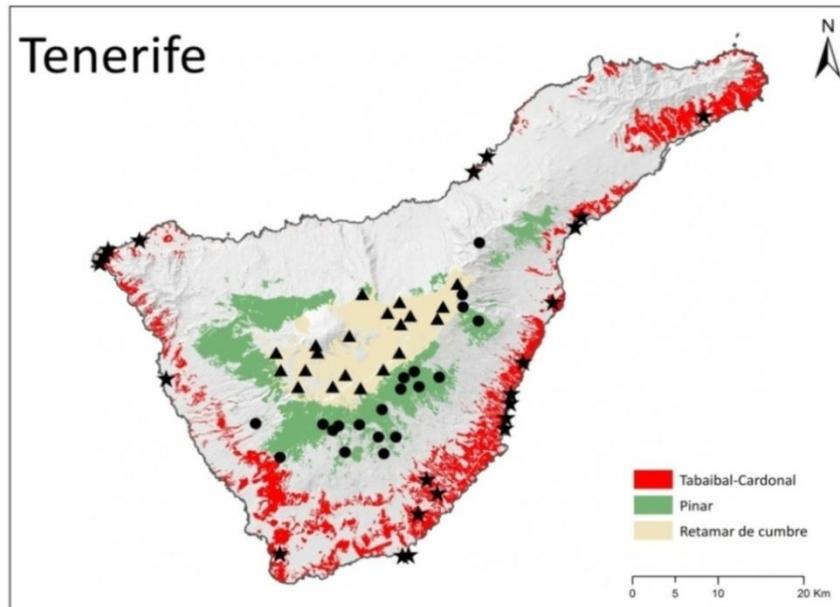


Figura 1. Superficie actual ocupada por los ecosistemas objeto de estudio y localidades estudiadas (▲ retamar de cumbre, ● pinar, ★ tabaibal-cardonal). Los pinares sálicos del NW fueron excluidos por presentar un sustrato muy diferenciado y aquellos más empobrecidos y/o quemados recientemente situados en el W, también fueron excluidos. [Extraído de González-Mancebo et al., 2016]

2.2. Método de muestreo

En el marco del proyecto “Estudio del impacto del conejo en los principales ecosistemas de la isla de Tenerife” financiado por el Gobierno de Canarias, se seleccionaron un total de 62 localidades distribuidas en los tres ecosistemas estudiados: 22 localidades en el tabaibal-cardonal, 20 en el pinar y 20 en el retamar de cumbre (Fig.1). En cada localidad se realizó un transecto de 220 m de largo por 20 m de ancho (Fig. 2) donde se seleccionaron 3 parcelas de 20x20 m, separadas entre sí 80 m. En cada una de ellas se tomaron datos de altitud, orientación, pendiente, proporción de suelo desnudo (desprovisto de vegetación) y cobertura de roca, añadiendo posteriormente las variables de temperatura y precipitación a partir de mapas interpolados (Santana y Martín, 2013) que permitirán analizar posteriormente la relación de éstas con la densidad de conejos.

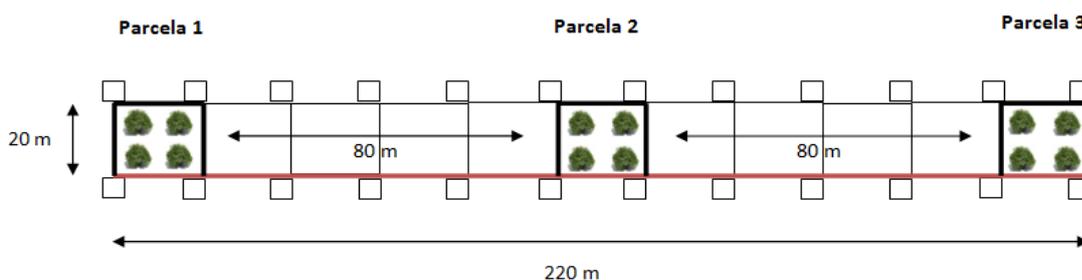


Figura 2: Esquema representativo de la metodología utilizada en cada localidad, donde se muestra la posición de las parcelas de 20x20 m (cuadrados negros), los 24 cuadrados de 1 m² utilizados para el cálculo de la densidad

de conejos y la línea roja representando el transecto para el recuento de letrinas en cada una de las localidades (adaptado de González-Mancebo et al., 2016).

2.3 Análisis de la densidad de conejo

Para la estimación de la densidad se utilizó el método de recuento de excrementos aleatorios con limpieza. Se considera uno de los métodos más fiables para obtener estimas de densidad de conejo. Para ello, se establecieron 24 cuadrantes de excrementos de 1 m², siempre en áreas externas a letrinas y en los que el número de excrementos, si los había, no superase las 30 heces (Fig. 2). Estos cuadrantes de excrementos se situaron paralelos a las parcelas de estudio a lo largo de dos transectos de 12 cuadrantes cada uno, separados 20 metros (Fig.2). En caso de existir letrina el cuadrante era desplazado en línea perpendicular al transecto hasta estar fuera del efecto de la letrina, con objeto de estimar la densidad según la deposición de excrementos aleatorios. En cada uno de los 24 cuadrantes se cuantificó el número de excrementos de conejo y se limpiaron del mismo, para ser revisado posteriormente dos meses después (Fernández-de-Simón, et al., 2011). Para el cálculo de la densidad de conejos se empleó la siguiente fórmula: $D = d/rt$; 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 (350 heces) tal y como se contabilizó para ambientes mediterráneos (Moreno y Villafuerte, 1992) y para otros países (Wood, 1988) y t es el periodo de tiempo, expresado en días, que han transcurrido desde el último recuento.

El segundo método consistió en establecer un transecto de 220 m de largo y 3 de ancho en el que se iba cuantificando el número de letrinas presentes (línea roja Fig. 2). Luego se extrapoló ese número a hectárea para poder ser comparado con la densidad de conejo analizada en la misma localidad.

2.4. Estructura poblacional de especies estructurantes.

Un total de 12 especies endémicas con diferente grado de abundancia fueron seleccionadas entre las localidades estudiadas. Se seleccionaron 4 especies en cada ecosistema con diferente frecuencia de aparición en las localidades estudiadas en cada uno. Así con una frecuencia superior a 65% (especies abundantes) se encuentran (*Schizogyne sericea*, *Pinus canariensis*, *Cistus symphytifolius*, *Spartocytisus supranubius* y *Pterocephalus lasiospermus*). Con una frecuencia inferior al 60% se seleccionaron las siguientes especies: *Rubia fruticosa*, *Plocama pendula*, *Chamaecytisus proliferus* y *Cheirolophus teydis*). Adicionalmente, en cada ecosistema se analizó la estructura poblacional de una especie amenazada (Bañares et al., 2008) que presumiblemente está afectada por la herbivoría del conejo: *Convolvulus scoparius*,

Argyranthemum adauctum subsp. *dugourii* y *Echium auberianum*, todas ellas con una frecuencia menor al 25% de aparición. De las 12 especies endémicas (Tabla 1) también se contabilizaron los individuos muertos que fueron agrupados en una categoría independiente. Además, se clasificó cada especie según su altura y porcentaje de verde a excepción de *E. auberianum*, cuya clasificación se realizó atendiendo al diámetro. Se crearon distintos rangos de adultos para optimizar el estudio poblacional y evitar la pérdida de información. Destacar, que el rango de “Maduros 1” fue delimitado en 70 cm ya que es la altura máxima a la que el conejo puede causar daños. En el caso de los individuos senescentes, la clasificación se realizó agrupando todos los individuos que presentaran un porcentaje de rama seca mayor o igual a 70%.

Tabla 1. Selección de las especies a estudiar por ecosistema clasificadas en abundante (AB), Restringida (RE) y Amenazada (AM). Las especies fueron clasificadas según la altura de éstas (expresado en centímetros).

Ecosistema	Especie	Categoría	Plántulas	Juveniles	Maduros 1	Maduros 2	Maduros 3	Maduros 4	Maduros 5	Maduros 6
Tabaibal-Cardonal	<i>Schizogyne sericea</i>	AB	0-15	16-35	36-70	>70				
	<i>Rubia fruticosa</i>	RE	0-15	16-35	36-70	>70				
	<i>Plocama pendula</i>		0-15	16-35	36-70	71-150	>150			
	<i>Convolvulus scoparius</i>	AM	0-15	16-35	36-70	71-150	>150			
Pinar	<i>Pinus canariensis</i>	AB	0-15	16-35	36-70	71-150	151-500	501-1000	1001-2000	>2000
	<i>Cistus symphytifolius</i>		0-15	16-35	36-70	71-150	>150			
	<i>Chamaecytisus proliferus</i>	RE	0-15	16-35	36-70	71-150	151-500	501-1000		
	<i>Argyranthemum adauctum</i> subsp. <i>dugourii</i>	AM	0-15	16-35	36-80					
Retamar de cumbre	<i>Spartocytisus supranubius</i>	AB	0-15	16-35	36-70	71-150	>150			
	<i>Pterocephalus lasiospermus</i>		0-15	16-35	36-70	71-140				
	<i>Cheirolophus teydis</i>	RE	0-15	16-35	36-70	>70				
	<i>Echium auberianum</i>	AM	0-15	16-35	36-90					

Para analizar la estructura poblacional de estas especies, se midieron todos los individuos presentes en las parcelas de estudio (altura máxima y dos diámetros perpendiculares entre sí). Además, para cada individuo se anotó también el porcentaje de rama verde y se anotó la presencia de daños provocados por conejos siguiendo la clasificación de Cooke et al., (2008), (Tabla 2). Posteriormente, para la realización de los análisis los daños fueron agrupados en: nulo (daños 0), moderado (daños 1, 2 y 3) y alto (daños 4 y 5).

Las características que suelen presentar las especies que sufren daño por conejo son las siguientes: ramas ramoneadas, ramas con cortes en forma de bisel (cortes oblicuos de 45 °), defoliación, corteza roída, excrementos bajo las hojas, ramas cortadas de plántulas desechadas sin ser comidas, defoliación completa (Cooke et al., 2008).

Tabla2: Clasificación de los daños provocados por conejo en las especies estudiadas.

DAÑOS DE CONEJOS
0: No hay evidencia de daño de conejos.
1: Daños ligeros en algunas plantas.
2: Daños evidentes pero limitados solo a algunas plantas.
3: Muchas plantas están moderadamente dañadas.
4: Daño general en muchas plantas, pero perduran los tallos y ramas principales
5: Daño afecta de forma general a las ramitas y ramas de la planta, solo subsisten restos del tallo central, el cual también se muestra dañado.

2.5. Análisis de datos

Para llevar a cabo el análisis de la densidad de conejo se calculó la media y desviación estándar de los datos obtenidos en cada ecosistema tras el recuento de excrementos con limpieza. Con el programa XLStat, además, se realizaron test no paramétricos como el test de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney para estudiar si existen diferencias significativas entre los tres ecosistemas (Kruskal-Wallis) y compararlos dos a dos (Mann-Whitney).

Para analizar las principales relaciones entre el número de individuos de cada clase obtenida en las distintas especies estudiadas y las variables consideradas, tanto las abióticas, como la densidad de conejo, se realizaron análisis de correlación y regresión de Poisson en el caso de las más significativas. Para ello se utilizó también el programa XLStat.

3. Resultados

3.1. Análisis de la densidad de conejo

La densidad media de conejos por hectárea en los tres ecosistemas estudiados fue de $1,02 \pm 1,14$. La densidad varió en los diferentes ecosistemas siendo los valores más bajos de densidad de conejo en el pinar ($0,45 \pm 0,52$) seguido del tabaibal-cardonal ($0,80 \pm 0,67$) y del retamar de cumbre ($1,83 \pm 1,53$). Las diferencias entre los tres ecosistemas estudiados fueron significativas (Kruskal-Wallis test, $\chi^2_2 = 10,12$; $p < 0,01$).

La comparación entre los diferentes ecosistemas (Mann-Whitney test) también fueron significativamente diferentes. En el caso del retamar de cumbre con respecto al resto de ecosistemas estudiados las diferencias fueron significativas (tabaibal-cardonal: $Z = -2,68$; $p < 0,01$ y pinar: $Z = -4,01$; $p < 0,001$). Las diferencias entre el tabaibal-cardonal y el pinar no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$). Las comparaciones dos a dos se muestran en la figura 3a.

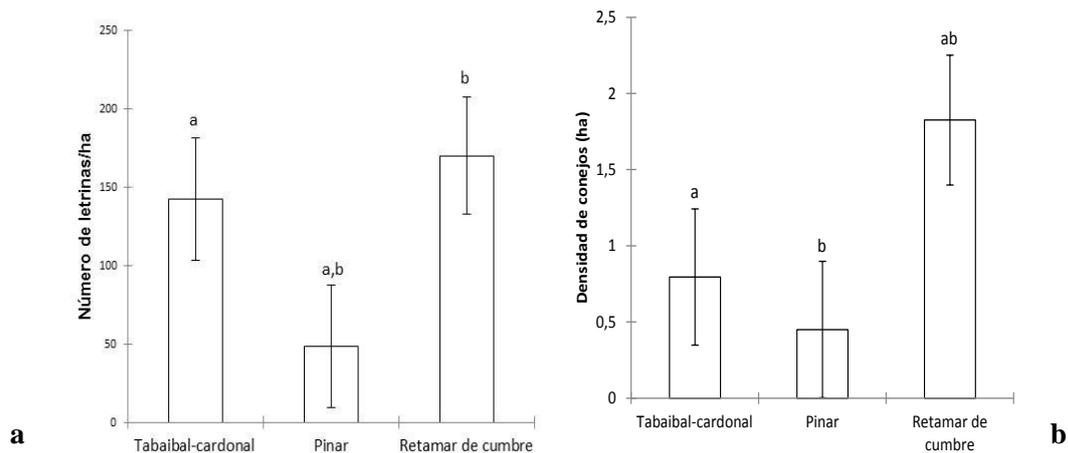


Figura 3: Medias y desviaciones estándar de las densidades de conejos en los diferentes ecosistemas estudiados para el cálculo de la densidad de conejo mediante el método de limpieza (a) y conteo de letrinas (b) Se muestran en letras minúsculas las comparaciones entre los diferentes ecosistemas (Mann-Whitney).

Igualmente, el número de letrinas/ ha en los ecosistemas analizados fue variable (media: $120,97 \pm 100,41$) encontrando en el ecosistema del pinar el menor número de letrinas ($48,33 \pm 71,51$) seguido a su vez, del tabaibal-cardonal ($142,42 \pm 96,46$) y del retamar de cumbre ($170 \pm 91,38$). Las diferencias entre los tres ecosistemas estudiados fueron significativamente diferentes (Kruskal-Wallis test, $\chi^2_2 = 22,78$; $p < 0,001$). La comparación del pinar con el resto de los ecosistemas estudiados fue significativamente diferente (tabaibal-cardonal: $Z = 3,62$; $p < 0,001$ y retamar de cumbre: $Z = -4,34$; $p < 0,001$). No se obtuvieron diferencias significativas entre el tabaibal-cardonal con el retamar de cumbre ($p > 0,05$) (Fig. 3b).

3.2. Estructura poblacional de las especies vegetales en los ecosistemas y su relación con los daños producidos por el conejo.

3.2.1. Tabaibal-Cardonal

Schizogyne sericea (L. f.) DC.

Se midieron un total de 1697 individuos de los cuales el 95,17% correspondieron a individuos vivos (1615 individuos) y el 4,83% fueron individuos muertos (82 individuos).

Esta especie muestra una buena estructura poblacional. A pesar del escaso número de plántulas, si lo comparamos con el de juveniles, la estructura a partir de los individuos juveniles muestra una población saludable, identificada por la forma de J invertida (Fig. 4). No obstante, en todas las clases hay individuos dañados por conejo, lo que indica que esta especie tiene cierta palatabilidad para el conejo y la abundancia de daños en los individuos

senescentes indica la relación, al menos parcial entre mortalidad y consumo por parte del conejo. Esto se explica por la distribución irregular del efecto del conejo en las localidades estudiadas en las que se presentaba esta especie. Así, esta especie presentó pirámides desestructuradas en algunas localidades (costa del Malpaís de Güímar, Acantilado de la Hondura, Tabaibal del Porís y Montaña Roja), lo que indica que, en las zonas más empobrecidas, donde la disponibilidad de alimento es más escasa, la especie es consumida con mayor intensidad y frecuencia.

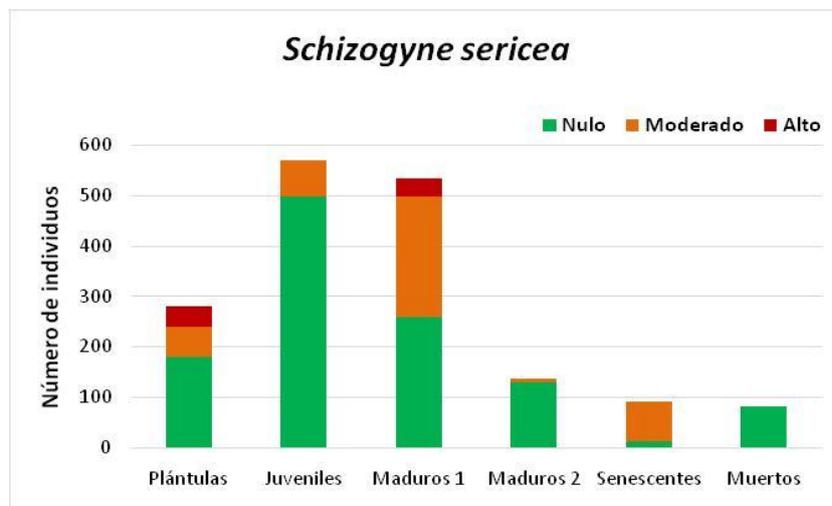


Figura 4. Estructura poblacional de *Schizogyne sericea*, con indicación de daño alto (color rojo), moderado (color naranja) y nulo (color verde).

***Rubia fruticosa* Aiton.**

Se midieron un total de 115 individuos de esta especie de los cuales 89 correspondieron a individuos vivos (77,39%) y 26 estaban muertos (22,61%).

Resulta muy llamativa la escasez de plántulas, individuos juveniles y maduros en estado 1 (inferior a la altura de efecto del conejo, 70 cm) dado que se trata de una especie que puede alcanzar hasta 2 m y que produce gran cantidad de frutos. El alto grado de daño causado por los conejos se puede explicar también porque la capacidad de germinación y la viabilidad de las semillas una vez consumidas por conejo se ha comprobado que se reduce de forma significativa hasta un 37,70% en comparación con los dispersores nativos de las islas (Nogales et al., 2005).

Además, existe un elevado número de individuos senescentes (60%) y como ya se ha citado, un elevado número de muertos, si lo comparamos con el de individuos maduros en estado 2 (15,65%), (Fig.5). La escasez de plántulas impide establecer correlaciones con las variables consideradas. Con el resto de las clases no se obtuvieron correlaciones con la densidad de

conejo y letrinas/ha, con la excepción de la clase que incluye a los individuos muertos que correlacionó positivamente con la abundancia de letrinas ($p < 0,001$). Esto indica que la presencia de conejo a largo plazo, indicada por la presencia de letrinas, determina mayor mortalidad de individuos de esta especie. No obstante, las clases 4, 5 y 6 (maduros 2, senescentes y muertos) correlacionaron positivamente con la precipitación ($p < 0,05$), lo que indica la importancia de este factor para la supervivencia de esta especie, aunque la abundancia de daños en todos los individuos juveniles y maduros que no han superado la altura de efecto de conejo (100%) demuestra el grave problema que el conejo representa para esta especie.

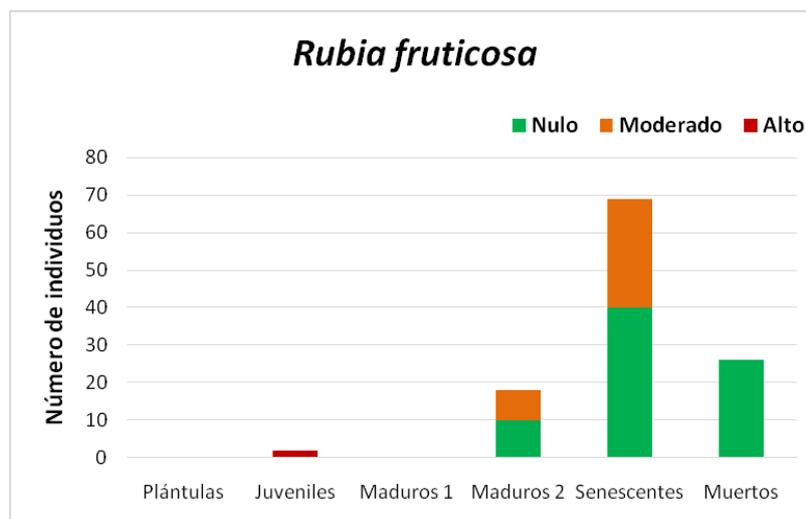


Figura 5. Estructura poblacional de *Rubia fruticosa*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

***Plocama pendula* Aiton.**

La escasez de individuos juveniles (incluyendo plántulas) en la mayoría de las parcelas es muy llamativa dado el tamaño que puede alcanzar esta especie en condiciones óptimas (hasta 3 metros) (Bramwell y Bramwell, 2001) y la alta producción de frutos que presenta. Se midieron un total de 284 individuos de los cuales el 97,18% corresponden a individuos vivos y solo el 2,82% fueron individuos muertos (Fig. 6).

P. pendula, presenta una estructura poblacional muy desestructurada. Existen estudios relacionados con la interacción de esta especie con el conejo (Nogales et al., 1995) donde demuestran que, tras un estudio con 200 semillas recolectadas de la planta y 200 semillas encontradas en los excrementos de los conejos, el porcentaje de germinación de la semilla se reduce de forma significativa cuando éstas son consumidas por conejo (34,5% de germinación) si lo comparamos en condiciones naturales (66,5% de germinación). En conclusión, esta especie altamente palatable para el conejo tiene problemas importantes

actualmente en el área de estudio que están directamente relacionados con el consumo de los juveniles por parte del conejo los cuales, mostraron daño moderado (52,63%) y alto (47,37%) mientras que los individuos que logran superar el tamaño crítico, aunque afectados en su morfología, sobreviven sin problema, aunque en muchas zonas aparecen altamente debilitados. La escasez de plántulas y juveniles impide obtener correlaciones significativas con la densidad de conejo y abundancia de letrinas. El problema que presenta esta especie es más acusado en cotas altitudinales inferiores, donde las localidades estudiadas son más pobres, lo que se manifiesta por sus correlaciones positivas con la altitud ($p < 0,01$).

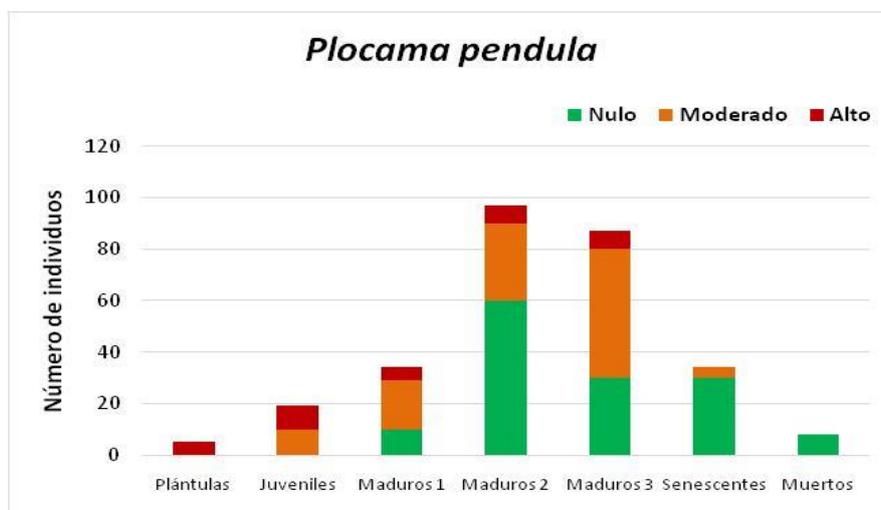


Figura 6. Estructura poblacional de *Plocama pendula*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

***Convolvulus scoparius* L. f.**

Según Bañares et al., (2008) su hábitat se encuentra muy degradado por la actividad humana, por lo que prácticamente se halla restringido a barrancos y laderas. Estos autores no citan entre las amenazas la predación por parte del conejo europeo. Sin embargo, los daños encontrados en esta especie claramente están producidos por conejo dado el aspecto de sus tallos cortados en forma de bisel, la altura a la que se producen los mismos y los restos de plantas y excrementos en la base de las plantas dañadas. De los 202 individuos medidos para esta especie, el 83,96% sufre algún tipo de daño (moderado o alto), lo que indica que el conejo representa una amenaza importante para la conservación de esta especie clasificada como Vulnerable (VU) (Bañares et al., 2004). El porcentaje de daño causado por los conejos fue del 97,83% debido a un escaso número de individuos maduros en estado 2 que no presentaron daños (2,17%). No se ha podido establecer correlaciones con la densidad de conejo debido a que sólo se encontraron individuos en una de las localidades muestreadas en

este estudio. Para conseguir un número adecuado de individuos para analizar la estructura poblacional fue necesario acceder a otra localidad (ladera de Güimar), donde la pendiente (mayor de 35°) impedía calcular de forma adecuada la densidad de conejo.

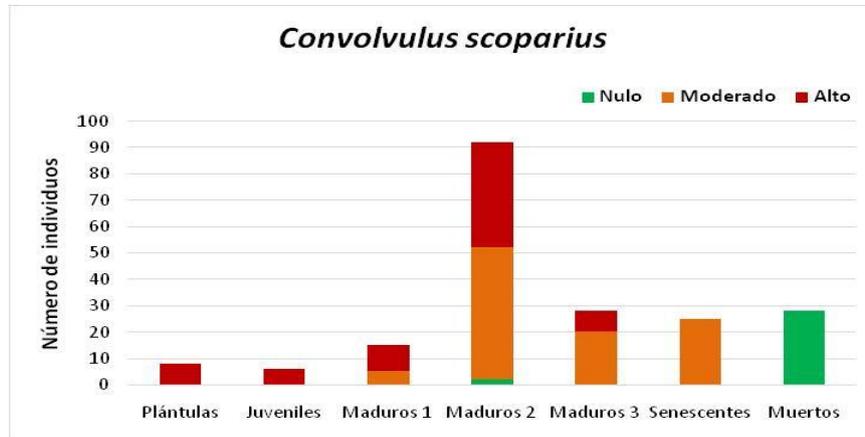


Figura 7. Estructura poblacional de *Convolvulus scoparius*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

3.2.2. Pinar

Pinus canariensis Sweet ex Spreng.

Se midieron un total de 1559 individuos de esta especie estructural del pinar canario. Como se puede observar, muestra una pirámide con un buen número de plántulas e individuos juveniles (30,98%) pero más de la mitad de estos individuos presentaron algún tipo de daño (moderado o alto) causados por el conejo (Fig. 8). A su vez presenta un alto porcentaje de individuos maduros (3-5) 49,52%. El 1,92% corresponde a individuos senescentes que ya han superado una altura considerable (superior a 1 metro) y en los que no existe daño por conejo. Sin embargo, los individuos de las clases maduro 1 y 2 son escasos en comparación con el resto de las clases. Esto se puede explicar por un lado por el efecto del conejo en los individuos juveniles, que se transforman en plantas muy ramificadas que no desarrollan tallas importantes. Esto se manifiesta con más intensidad a mayor altitud, ya que existe correlación negativa entre la clase 3 y la altitud ($P < 0,05$). Por otra parte, la existencia de incendios recurrentes podría también afectar a pinos demasiado jóvenes para rebrotar. Así, ésta es una especie que por su longevidad evidentemente no corre peligro, pero es importante el efecto que se observa en la carencia de estructura vertical que presentan los individuos de las clases maduro 1 y 2.

En conclusión, la abundancia actual de esta especie está condicionada en su mayoría por la juventud de este ecosistema, en buena parte repoblado (desde 1940 hasta la actualidad), que fue talado de forma masiva desde la época de la conquista hasta finales del siglo XVIII (Del

Arco et al., 1992). Sin embargo, comienza a notarse una desestructuración vertical, especialmente en las cumbres, de la que podemos responsabilizar a la abundancia de conejo a mayor altitud. De hecho, existe correlación positiva entre densidad de conejo y altitud en este ecosistema ($p < 0,05$).

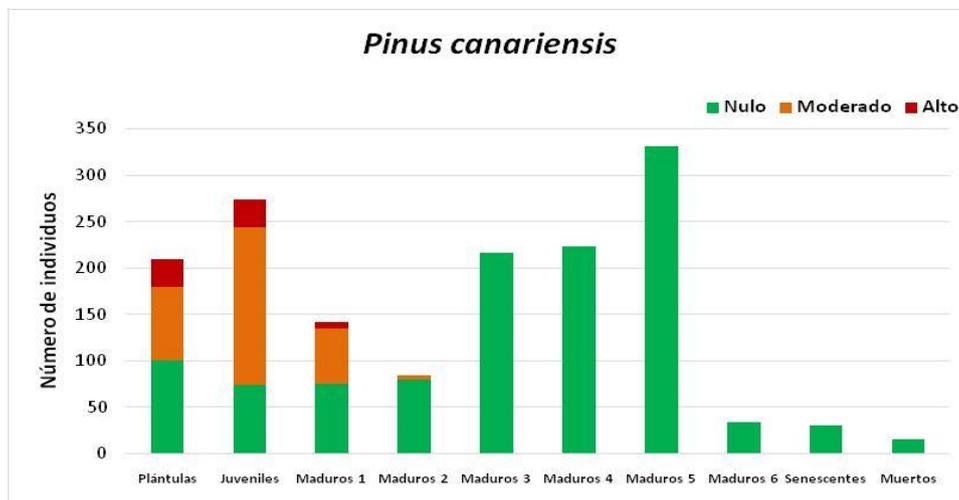


Figura 8. Estructura poblacional de *Pinus canariensis*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

***Cistus symphytifolius* Lam.**

Podemos decir que dado el alto número de individuos medidos (4936 individuos) es una de las especies endémicas dominantes en el sotobosque de los pinares estudiados con un 79,98% de individuos vivos, lo que puede estar relacionado en primer lugar con que el conejo no afecta a sus poblaciones y también con su capacidad de germinación post-incendio.

A pesar de que el conejo no afecta de forma significativa a esta especie, con sólo un 2,11% de daños producidos por conejo en juveniles y maduros 1, esta especie presenta una población desestructurada debido al bajo número de plántulas e individuos juveniles (24,92%) y alto número de individuos maduros (66,83%) (Fig.9). Es probable que las sequías recurrentes en este ecosistema afecten especialmente a los individuos más jóvenes (muchos de ellos incluidos en la categoría de muertos) o bien, que el conejo esté afectando a plantas enteras, de ahí su bajo número. El escaso número de individuos senescentes (1,76%) unido además con la baja palatabilidad que ésta presenta, nos explica la abundancia de esta especie en los pinares. Sin lugar a dudas la dominancia de esta especie en el pinar se debe a su baja palatabilidad para el conejo. No existen correlaciones significativas entre las clases de esta especie y las variables consideradas.

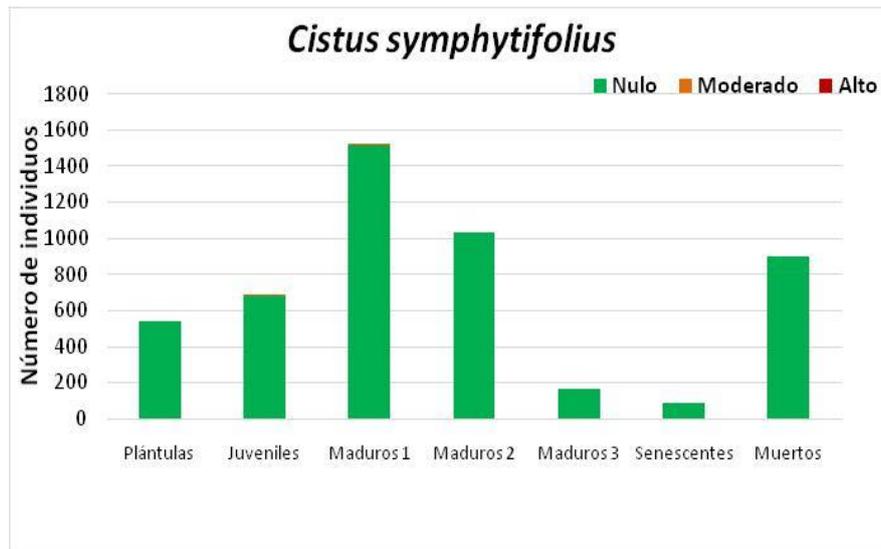


Figura 9. Estructura poblacional de *Cistus symphytifolius*, con indicación de daño moderado (naranja) y nulo (verde).

***Chamaecytisus proliferus* (L. f.) Link.**

Como era de esperar la presencia de esta especie altamente palatable (Garzón et al., 2010) determina un incremento de las poblaciones de conejo en el pinar, ya que el escobón representa un alimento de alta calidad para este herbívoro, especialmente en un ecosistema tan empobrecido como el del pinar, que tiene pocas especies palatables. Efectivamente se encontró una correlación positiva entre los individuos de las clases 1, 6 y 8 (plántulas, maduros 4 y muertos) con la densidad de conejo ($p < 0,05$). En las localidades donde la presencia de esta especie era nula o muy escasa las densidades de conejo fueron inferiores a 0,2 conejos/ha, mientras que se incrementa en las que está presente.

La existencia de esta especie en los pinares parece obedecer a “ventanas de oportunidad”, épocas en las que una baja densidad de conejo (por ejemplo después de un incendio), permite a algunos individuos sobrepasar el tamaño crítico. Sin embargo, hemos encontrado una elevadísima densidad de muertos (30,97%) lo que parece indicar que en muchas localidades las “ventanas de oportunidad” están muy distanciadas en el tiempo. En conclusión, esta especie, que por su gran tamaño y amplia valencia ecológica (se desarrolla aproximadamente desde unos 1000 m hasta los 2400 m en todas las vertientes de la isla) debería ser dominante en una buena parte de los pinares, está relegada en la mayoría de las áreas a hábitats con pendiente moderada como cauces, o taludes. Un control adecuado del conejo podría permitir a esta especie expandirse adecuadamente sin necesidad de gestión, ya que aún está presente en el banco de semillas.

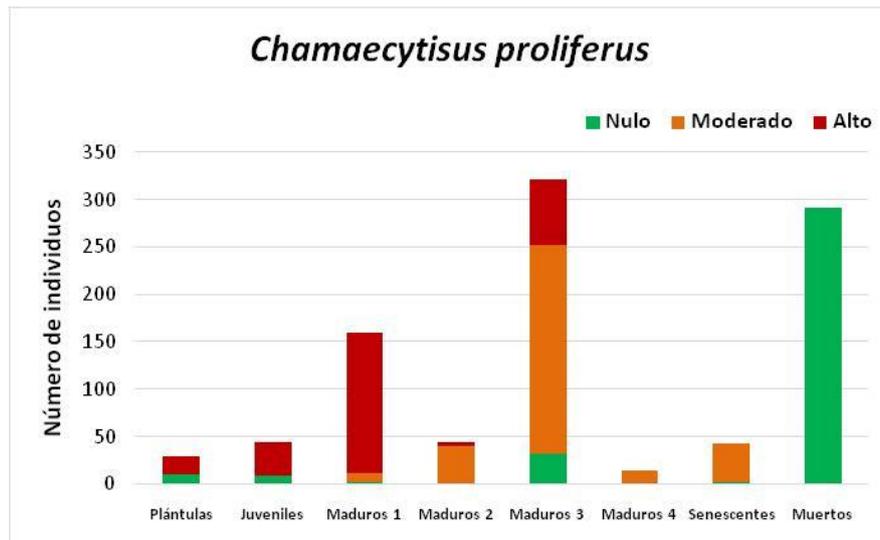


Figura 10. Estructura poblacional de *Chamaecytisus proliferus*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

***Argyranthemum adauctum* subsp. *dugourii* (Bolle) Humphries.**

Argyranthemum adauctum subsp. *dugourii* es una subespecie endémica de Tenerife que se distribuye principalmente por los pinares de orientación Sur y Oeste (Del Arco et al., 1992), pero su distribución está muy restringida y es especialmente llamativo que con esa distribución no sea más frecuente en las localidades de estudio. En este trabajo ha aparecido en 5 localidades de las 20 establecidas en el pinar y en todas ellas se ha encontrado con un 100% de daños de tipo moderado. La única clase que no hemos marcado con daños es la que corresponde a los individuos muertos. Ha sido clasificada como Vulnerable (VU) por Bañares et al., (2004), pero hasta donde nosotros conocemos no se habían descrito hasta ahora daños por conejo para esta especie.

La estructura poblacional obtenida presenta una mayor cantidad de individuos maduros (0,33%) frente a los juveniles (0%). Pero si además nos fijamos en el elevado número encontrado de individuos muertos (70,63%), podemos concluir que la escasa frecuencia de esta especie en el pinar se puede atribuir a daños por conejo (Fig. 11). El escaso número de individuos, impide establecer correlaciones con las variables densidad de conejo y letrina/ha en todas las clases más pobres, pero la clase de individuos senescentes está correlacionada positivamente con la densidad de conejo ($P < 0,0001$).

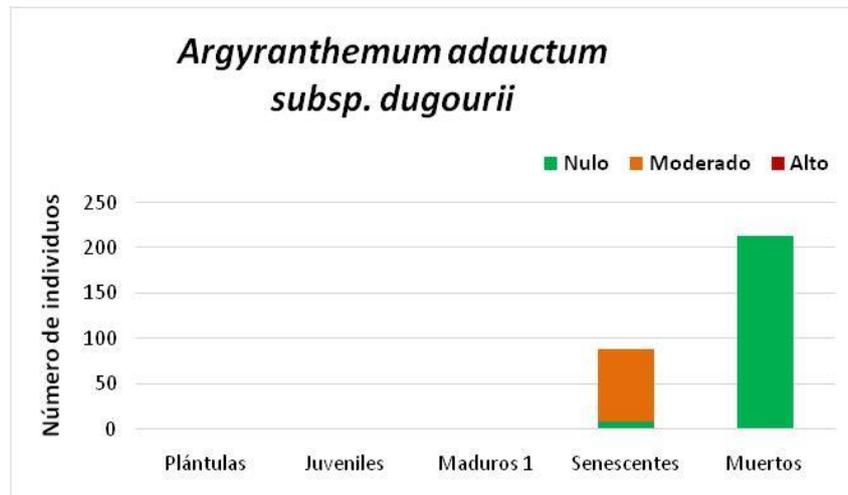


Figura 11. Estructura poblacional de *Argyranthemum adauctum* subsp. *dugourii*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

3.2.3. Retamar de cumbre

Spartocytisus supranubius (L. f.) Christ ex G. Kunkel.

En el retamar de cumbre, se contabilizaron un total de 701 individuos de *S. supranubius* de los cuales, 438 individuos corresponden a individuos vivos (62,48%) y 263 a los muertos (37,52%).

Como se puede observar, la pirámide poblacional de esta especie está desestructurada (Fig.12) con un reclutamiento de plántulas y juveniles (0,57%) muy escaso (correlación positiva de plántulas con la densidad de conejo y abundancia de letrinas, $p < 0,001$ y $p < 0,0001$ respectivamente), y un elevado número de individuos muertos (37,52%) que corresponden con retamas ya muy viejas que finalizan su ciclo vital de forma natural. Además, existe correlación positiva entre los individuos juveniles y la altitud ($p < 0,001$) lo que indica mayor tasa de supervivencia a mayor altitud.

En esta especie los daños provocados por conejo están presentes en todas las clases de edad con un 100% de daño a excepción de las plántulas e individuos muertos, aunque la escasez de regeneración es el problema mayor. Podemos decir que este herbívoro está causando problemas de reclutamiento en la retama del Teide.

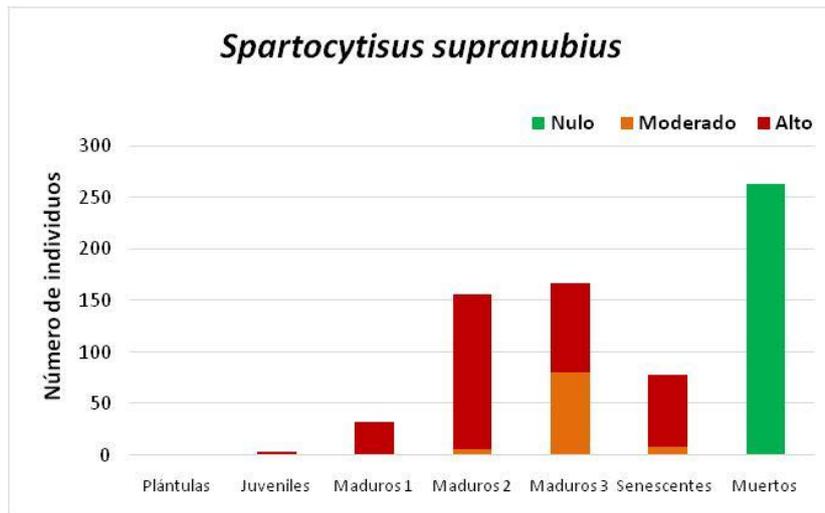


Figura 12. Estructura poblacional de *Spartocytisus supranubius*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

Pterocephalus lasiospermus Link ex Buch

Se llegaron a contabilizar 8795 individuos vivos (93,42%) y 619 muertos (6,58%) de *P. lasiospermus*. Como se puede observar, esta especie presenta una pirámide bien estructurada (Fig. 13). Los estudios que hemos realizado indican que se trata de una especie muy poco palatable con una alta abundancia de plántulas e individuos juveniles (73,38%). Lo que indica que se trata de una especie en expansión en el retamar de cumbre. Esta especie que en el pasado llegó incluso a estar amenazada (Sventenius, 1946) se está viendo favorecida por su baja palatabilidad para el conejo. La subida de las temperaturas mínimas con el cambio climático (Martín Esquivel et al., 2012) también es un factor importante en la expansión de esta especie, ya que sufre daños irreversibles por debajo de -7°C (Perera Castro, 2014). No se obtuvo correlación con ninguna de las variables consideradas.

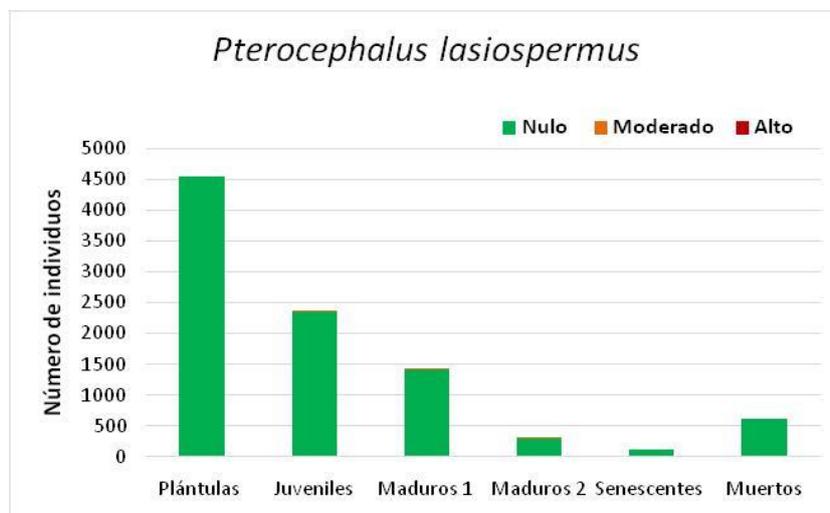


Figura 13. Estructura poblacional de *Pterocephalus lasiospermus*, con indicación de daños.

***Cheirolophus teydis* (C. Sm. in Buch) G. López.**

Se midieron un total de 268 individuos de los cuales, 266 corresponden a individuos vivos y 2 corresponden a individuos muertos. Si tenemos en cuenta además el elevado número de juveniles (94,79%, considerando las plántulas) podemos afirmar que se trata de una especie en expansión al menos localmente. Ningún individuo presentó daños producidos por el conejo. Esto indica claramente que esta especie no está afectada por conejo, lo que quizás puede explicar, al menos en parte, su expansión actual. En definitiva, esta especie presenta una buena estructura poblacional y todos los estadios de desarrollo de esta especie no presentaron daño por conejo (Fig.14). No se obtuvo correlación con ninguna de las variables consideradas.

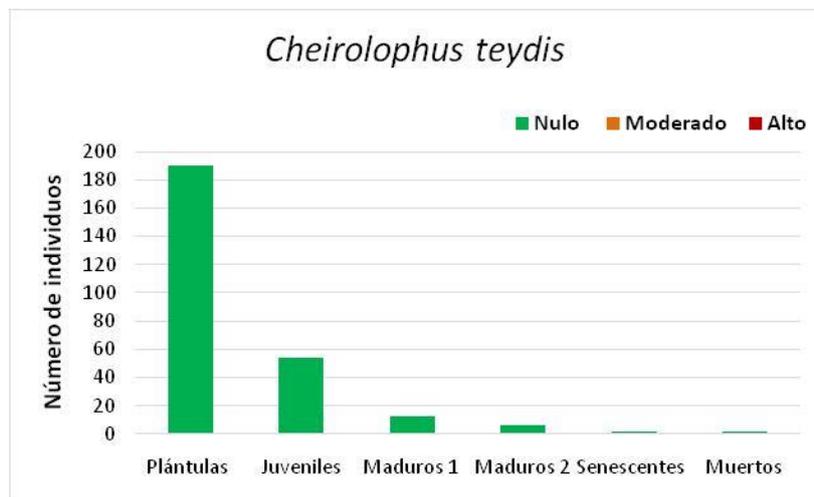


Figura 14. Estructura poblacional de *Cheirolophus teydis*, con indicación de daños.

***Echium auberianum* Webb & Berthel.**

El tajinaste picante, *E. auberianum* es una especie catalogada como Vulnerable por Bañares et al., (2004) para la que la única amenaza relevante que se ha descrito es la herbivoría por conejo, que afecta sobre todo a los individuos juveniles y maduros (65,94%) (Cabrera-Pérez, 2004). En la población medida (204 individuos) se observa una estructura saludable, en forma de J invertida (aunque con escasez de plántulas) en la que el volumen de daño causado por conejo no es elevado destacando que el 24,63% de plántulas mostró un 90% de daño nulo. No parece una planta especialmente palatable, ya que los daños de grado alto son muy raros en los juveniles (5,43%), aunque esto pudo estar condicionado por el momento concreto de la visita a la población. Sin embargo, la alta densidad de conejo en el retamar de cumbre podría

relacionarse con la escasez de individuos de esta especie. No se obtuvo correlación con ninguna de las variables consideradas.

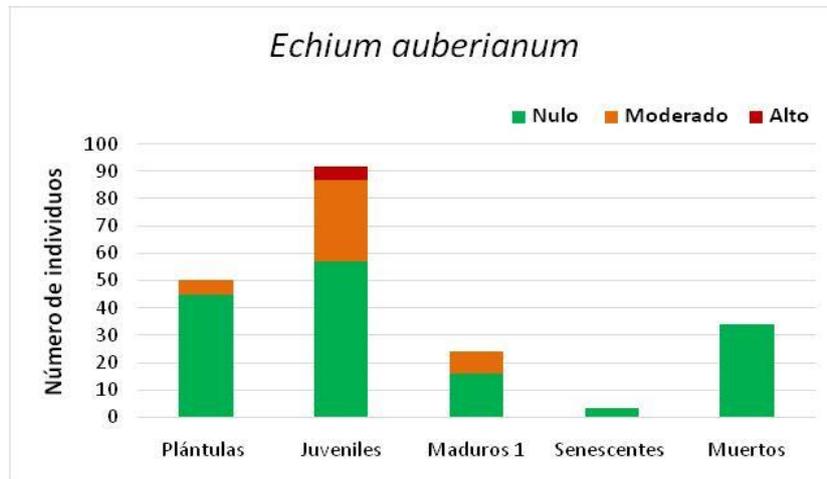


Figura 15. Estructura poblacional de *Echium auberianum*, con indicación de daño alto (rojo), moderado (naranja) y nulo (verde).

3.3. Relación entre abundancia de individuos y daños producidos por conejo.

En la figura 16 se representa el resultado de la regresión de Poisson realizada con el número total de individuos y el número de individuos con daños de cada especie. Como se puede observar, a medida que aumenta el número de individuos se reducen los daños de la especie. Así a la derecha del gráfico encontramos la especie *P. lasiospermus* y en posición central inferior *C. symphytifolius*, las dos especies con mayor número de individuos y menor proporción de daños. El modelo es significativo, aunque con un bajo valor de R^2 McFadden, lo que puede relacionarse con el hecho de que hay especies con escaso número de individuos en las parcelas de estudio que también presentan pocos daños. Se trata de especies como *C. teydis*, especie en expansión.

A continuación, en el grupo de especies con menos de 500 individuos totales contabilizados en las parcelas nos encontramos hacia arriba con especies como *E. auberianum* y *A. adauctum* subsp. *dugourii*, de baja palatabilidad, pero que pueden presentar daños moderados en determinadas localidades. Se trata de especies que pueden ser localmente abundantes, pero cuya tendencia sino se controla la población de conejo es la de ir reduciendo individuos. Hacia arriba nos encontramos con *R. fruticosa*, que tiene un 33% de individuos con daños, y finalmente *P. pendula* (51% de individuos con daños) y en la parte superior izquierda del gráfico está *C. scoparius*, especie amenazada que es la que presenta mayor proporción de daños (85%). Por encima de los 500 individuos totales se encuentran *S. supranubius* y *C.*

proliferus, ambas con importantes daños producidos por conejo (más del 60%), pero aún con un relevante número de individuos. Finalmente, con un número total de individuos entre 1000-2000 sólo encontramos *P. canariensis* (especie con individuos inaccesibles para el conejo por su altura) y *S. sericea*, especie que no es altamente palatable y presenta abundancia de daños sólo en las situaciones de mayor empobrecimiento de especies.

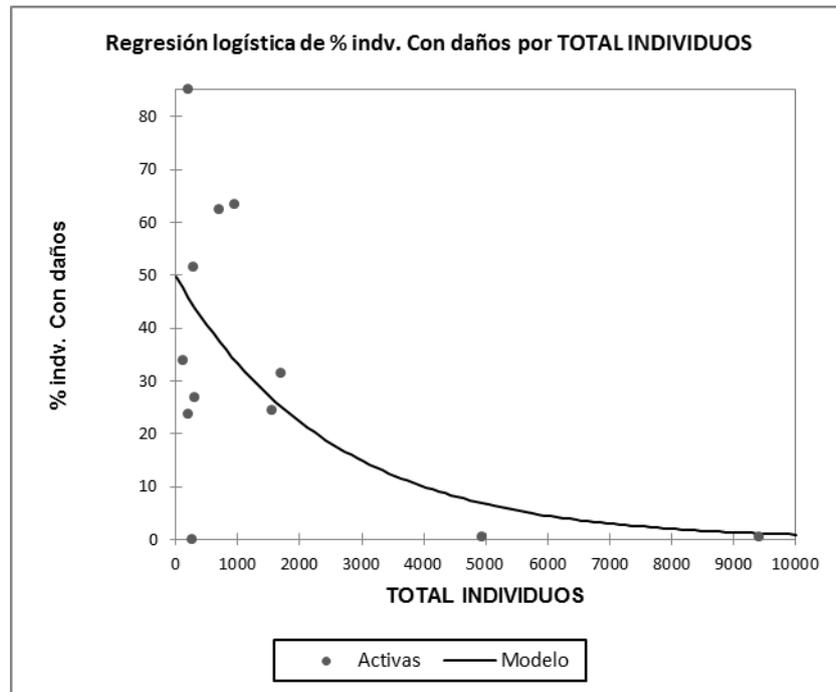


Figura 16. Regresión de Poisson obtenida para el número total de individuos y número de individuos con daños de cada especie. $P < 0,0001$; $R^2_{McFadden} = 0,360$; $R^2_{Cox \text{ and Snell}} = 1$; $R^2_{(Nagelkerke)} = 1$.

4. Discusión

4.1. Análisis de la densidad de conejo en los ecosistemas estudiados.

Existen diferentes métodos de estudio de abundancia de conejo (Mutze et al., 2014) pero el recuento de excrementos es la técnica más fiable para la toma de datos de densidad (Fernández-de-Simon et al., 2011). La densidad de conejo varía entre los ecosistemas estudiados siendo en el retamar de cumbre, el ecosistema significativamente superior. Esto puede relacionarse con la elevada cobertura de especies altamente palatables medidas en las parcelas estudiadas, en concreto *S. supranubius*, especie de la familia de las fabáceas, que es precisamente la familia más palatable para el conejo europeo (ej. Delibes-Mateos et al., 2008). En cuanto a los pinares, los que muestran mayor densidad de conejo son los que se encuentran a mayor altitud. Así, a medida que las localidades están situadas a mayor altitud, mayor densidad de conejo encontramos.

En el tabaibal-cardonal la densidad de conejo es superior a la que sucede en el pinar, lo que podría relacionarse con la mayor diversidad de especies endémicas encontradas en las localidades estudiadas.

4.2. Estructura poblacional de las especies vegetales en los ecosistemas y su relación con los daños producidos por el conejo.

Los estudios realizados hasta ahora en Canarias, mostraban el impacto del conejo en especies concretas (ej. Carqué et al., 2004; Bañares et al., 2004, 2008), o bien en los ecosistemas de pinar y retamar de cumbre en la isla de La Palma a través de vallados de exclusión (Garzón-Machado et al., 2010, Irl et al., 2012). Sin embargo, este representa el primer trabajo en que se hace un estudio del efecto del conejo en la estructura poblacional de especies endémicas.

Los conejos son capaces, incluso a bajas densidades, de reducir la cobertura y riqueza en especies endémicas, tal y como se ha observado en otras áreas (ej. Cooke y McPhee, 2007). En el conjunto de especies endémicas analizadas se observa que la abundancia de las mismas en los ecosistemas está relacionada con el volumen de daños, de tal manera que las especies más consumidas, es decir, con mayor palatabilidad, son las más escasas. Sin embargo, en el Parque Nacional del Teide existe aún una elevada abundancia de *S. supranubius*, lo que podría relacionarse con un efecto generalizado más tardío del conejo en este ecosistema, respecto a ecosistemas situados a cotas altitudinales más bajas.

Todos los ecosistemas estudiados presentan duras condiciones climáticas: precipitaciones muy limitadas, sobre todo en las zonas bajas, fuerte insolación y vientos frecuentes (Del Arco et al., 2006b) por lo que a los efectos de conejo estudiados sin lugar a dudas hay que añadirle el efecto del clima que, además se está modificando debido al calentamiento global, especialmente en alta montaña (Martín Esquivel et al., 2012). De las cuatro especies estudiadas en el tabaibal-cardonal, *S. sericea* es la única que mostró una buena estructura poblacional dado el alto número de plántulas e individuos juveniles (Fig.4). Se trata de un arbusto que puede alcanzar el metro de altura, leñoso y muy ramificado (Cabrera-Pérez, 1999). Sin embargo, las otras especies estudiadas en dicho ecosistema no mostraron una estructura poblacional óptima debido al escaso o inexistente número de plántulas como es el caso de *R. fruticosa* (Fig.5), arbusto de base leñosa, trepadora o enredadera (Cabrera-Pérez, 1999). Las semillas de dicha especie ingeridas por mamíferos como el conejo, disminuyen notablemente su capacidad de germinación lo cual dificulta su regeneración (Nogales et al., 2005). Por otra parte, *P. pendula* pese a que se trata de un arbusto que puede alcanzar los cuatro metros de altura, con alta producción de flores y frutos, el alto daño que el conejo está

causando tanto en las plántulas (100% daño) como en los individuos juveniles (47% daño) ha provocado que presente una mala estructura poblacional (Fig.6). Lo mismo sucede con *C. scoparius*, especie aún mucho más rara, que puede llegar a alcanzar los dos metros de altura (Cabrera-Pérez, 1999) y que tiene así mismo una alta producción de flores y semillas.

En el pinar, la abundancia de su única especie arbórea, el pino canario, está condicionada en buena parte por las repoblaciones (desde 1940 hasta la actualidad), ya que fue talado de forma masiva desde la época de la conquista hasta finales del siglo XVIII (Del Arco et al., 1992). Aunque muestra un elevado número de plántulas y juveniles, éstos en la actualidad están sistemáticamente afectados por conejo, que roe los tallos en la base dando lugar a la producción de numerosas ramas y muchos de los individuos analizados se encuentran en un estado permanente de rejuvenecimiento, sin llegar a sobrepasar la altura de efecto del conejo. Esto da lugar a la reducción del número de individuos en clases intermedias del pinar, que aparece, así como desestructurado en muchas de las localidades estudiadas. Así ésta es una especie que por su longevidad evidentemente no corre peligro, pero es importante el efecto en la estructura vertical del ecosistema causado por el conejo. Otra de las especies estudiadas en el pinar que ha mostrado una muy buena estructura poblacional es *C. symphytifolius*, en la que destaca el alto número de plántulas e individuos juveniles con cero daños (Fig. 9). Se trata de un arbusto muy ramificado que puede alcanzar los dos metros de altura y cuyas hojas se caracterizan por su gran pelosidad que les permite soportar las altas temperaturas y condiciones extremas de sequedad (Cabrera-Pérez, 1999) y que es muy poco palatable para el conejo, lo que se puede relacionar con su abundancia en este ecosistema. En cambio, *C. proliferus* presentó una estructura poblacional desestructurada (Fig.10) con un porcentaje de daño alto del 81% en los individuos juveniles y 69% en plántulas. Se trata de un arbusto de porte variable, muy ramificado y que puede alcanzar siete metros de altura (Cabrera-Pérez, 1999). Otra especie estudiada en dicho ecosistema que mostró una mala estructura población resultó ser *A. adauctum* subsp. *dugourii* especie amenazada con 0% de plántulas e individuos juveniles en las escasas localidades en las que estuvo presente. Se trata de un arbusto que no sobrepasa el metro de altura (Cabrera-Pérez, 1999), por lo que las plantas enteras pueden ser consumidas por el conejo.

En el retamar de cumbre, dos principales eventos históricos han podido causar cambios relevantes en la población de *S. supranubius*. En primer lugar, la creación del Parque Nacional en 1954 prohibió la utilización de la especie como cama de ganado, como pasto y como leña debido a su valor energético (Rodríguez Delgado et al., 2006). En segundo lugar,

la erradicación de cabras en Las Cañadas se estableció con la creación del Parque Nacional sin embargo, no se llevó a efecto hasta 1967, años después de la creación del Parque Nacional, lo que redujo la presión de herbivoría sobre la retama, contribuyendo igualmente a su recuperación (Kyncl et al., 2006). Esto causó un incremento de la población de retama en los años sucesivos, pasando así de estar en retroceso (Sventenius, 1946) a un estado de expansión. En este trabajo se demuestra que en la actualidad, la población de retamas de las cumbres de Tenerife se encuentra desestructurada, es decir que la población está en claro retroceso, en consonancia con lo que se había sugerido con anterioridad (Kyncl et al., 2006).

De acuerdo a los resultados obtenidos, no hay duda de que el decrecimiento de la población está relacionado con un problema en la regeneración de la misma causado por la presión de herbivoría del conejo (Fig. 12). De modo, que la ausencia de plántulas (0%) e individuos juveniles (0,57%) viene determinada por el efecto de dicho herbívoro. Por otro lado, como ya se mencionó en la introducción de este trabajo, *P. lasiospermus* era una planta muy rara en su área de distribución (Sventenius, 1946). Sin embargo, en este estudio mostró una muy buena estructura poblacional con elevado número de individuos y ausencia de daños por conejo (Fig. 13). De igual manera, *C. teydis* (Fig. 14) mostró una estructura saludable e indicios de clara expansión, dado el elevado número de juveniles, a pesar de que el número de localidades en las que apareció es escaso (5%). Finalmente *E. auberianum* (Fig. 15) mostró una estructura poblacional saludable, con un alto número de plántulas e individuos juveniles, sin embargo, es una planta consumida por conejo, especialmente en las localidades en las que la retama es escasa, lo que podría indicar que la reducción de la población de retama podría afectar de forma más intensa a otras especies que aparentemente ahora son menos palatables. Finalmente, la aplicación del análisis de daños siguiendo a Cooke et al., (2008) ha resultado muy reveladora sobre el estado de la flora que hemos analizado, ya que constituye un método rápido y de fácil aplicación, que nos ha permitido valorar muchos individuos en un tiempo relativamente corto.

Como conclusión, este estudio permite afirmar que entre las especies analizadas, las menos dañadas son más abundantes en el ecosistema, como se verifica también en la regresión de Poisson significativa entre número de individuos y daños producidos por conejo. Así, especies que en la actualidad no están amenazadas, podrían llegar a estarlo en un futuro debido al alto grado de incidencia de este herbívoro invasor. De modo, que los resultados de este estudio nos permiten recomendar el control de las poblaciones de conejo de estos tres ecosistemas.

5. Conclusiones

1- Existen diferencias significativas entre las densidades de conejo en el tabaibal-cardonal y el pinar con el retamar de cumbre, siendo significativamente superiores en este último ecosistema.

2- En el estudio realizado se pueden diferenciar plantas de baja, moderada y alta palatabilidad, según el volumen de daños y la distribución de los mismos en las clases de tamaño establecidas (plántulas, juveniles, maduros, senescentes y muertos). Las plántulas y juveniles son las clases más afectadas por el conejo, mientras que los individuos maduros que superan los 70 cm son los menos afectados.

3- Existe correlación significativa entre el número de individuos encontrados en las especies analizadas y su palatabilidad, por lo que podemos decir que el conejo es un elemento modificador de la composición de la flora de los ecosistemas.

5. Conclusions

1- There are significant differences between the densities of rabbit in the coastal shrubs and the pine forest with the highland vegetation, being significantly higher in this last ecosystem.

2- In this work can be differentiated plants of low, moderate and high palatability according to the volume of damages and their distribution in the size classes established (seedlings, young ones, mature, senescent and dead). Seedlings and young ones are the most affected classes by the rabbit, while mature individuals larger than 70 cm are the least affected.

3- There is a significant correlation between the number of individuals found in the analyzed species and their palatability, so we can say that the rabbit is a modifying element of the composition of the flora of the ecosystems.

6. Referencias

- Acebes, J.R., León, M.C., Rodríguez L., Del Arco, M., García, A., et al.** 2010. Pteridophyta, Spermatophyta. En: Arechavaleta, M., Rodríguez, S., Zurita, N. y García, A. (coord.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres 2009. Gobierno de Canarias, p: 119-172.
- Atkinson, I.A.E.** 2001. Introduced mammals and models for restoration. *Biological Conservation* **99**: 81–96.
- Addinsoft.** 2009. XLSTAT2017. URL: <http://www.xlstat.com>.
- Bañares A., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C., Ortiz, S.** (Eds.). Adenda 2008. *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España.
- Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S.** y (Eds.). 2004. *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. 1069pp. Madrid, España.
- Bergstrom, D., Lucieer, A., Kiefer, K., Wasley, J., Belbin, L., et al.** 2009. Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island. *Journal of Applied Ecology* **46**: 73- 81.
- Bowen, L. y Van Buren, D.** 1997. Insular endemic plants lack defenses against herbivores. *Conservation Biology* **11**: 1249-1254.
- Bramwell, D. y Bramwell, Z.** 2001. Flores Silvestres de las Islas Canarias. Editorial Rueda. 437 pp. Madrid, España.
- Cabral M., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., et al.** 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. ICN, Lisboa, Portugal.
- Cabrera-Pérez, M.** 2004. Evaluación de especies amenazadas de Canarias. *Echium auberianum* (Expte Echaub 10/2004)
- Cabrera-Rodríguez, F.** 2008. Seasonal Abundance and Management Implications for Wild Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on La Palma, Canary Islands, Spain. *Wildlife Biology in Practice* **4**(2): 39-47.
- Campbell, K. y Donlan, C.** 2005. Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology* **19**: 1362-1374.
- Cabrera-pérez, M.A.** 1999. Flora Autóctona de las Islas Canarias. Editorial Everest. 192pp.
- Carqué, E., Durban, M., Marrero, M. y Bañares, Á.** 2004. Influencia de los herbívoros introducidos en la supervivencia de *Stemmacantha cynaroides* (Astereaceae). Una especie amenazada de las Islas Canarias. *Vieraea* **32**: 97-105.
- Carrion, V., Donlan, C., Campbell, K.P., Lavoie, C. y Cruz, F.** 2011. Archipelago-wide island restoration in the Galapagos Islands: reducing costs of invasive mammal eradication programs and reinvasion risk. *Plos One* **6**.
- Caujapé-Castells, J., Tye, A., Crawford, D., Santos-Guerra, A., Sakai, A., et al.** 2010. Conservation of oceanic island floras: present and future global challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**: 107-129.
- Cooke, B, McPhee, S. y Quentin, H.** 2008. Rabbits: A threat to conservation & natural resource management. How to rapidly assess a rabbit problem and take action. 16 pp. Canberra, Australia.
- Cooke, B. y McPhee, S.** 2007. Rabbits and Native Plant Biodiversity. A report compiled for Australian Wool Innovation and Meat and Livestock Australia as part of the Invasive Animals Cooperative Research Centre Project 7.T. 6 - Biodiversity Impact of Rabbits. 42 pp. Australia.
- Cooper, J. y Brooke, R.K.** 1982. Past and present distribution of the feral European rabbit *Oryctolagus cuniculus* on southern African offshore islands. *South African Journal of Wildlife Research* **12**: 71-75.
- Courchamp, F., Chapuis, J.L. y Pascal, M.** 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impacts. *Biological Reviews* **78**: 347-383.
- Cubas, J., Martín-Esquivel, J.L., Nogales, M., Irl, D.H.S., Hernández-Hernández, R., et al.** 2017. Contrasting effects of invasive rabbits on endemic plants driving vegetation change in a subtropical alpine insular environment *Biological invasions* [enviado].
- De Abreu Galindo, F.J.** 1977. *Historia de la conquista de las siete islas de Canaria*. Goya, Santa Cruz de Tenerife, España.
- Del Arco, M., Pérez de Paz, P., Rodríguez, O., Salas-Pascual, M. y Wildpret, W.** 1992. Atlas cartográfico de los pinares canarios: II. Tenerife. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- Del Arco, M., Wildpret de la Torre, W., Pérez de Paz, P.L., Rodríguez Delgado, O., Acebes Ginovés, J. R. et al.** 2006a. Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN. Santa Cruz de Tenerife.
- Del-Arco, M., Pérez-de-Paz, P. L., Acebes, J. R., González-Mancebo, J. M., Reyes-Betancort, J. A., et al.** 2006b. Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). In *Annales Botanici Fennici* (pp. 167-192). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- 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.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P. y Villafuerte, R.** 2009. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* **39**: 124–140.

- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J. y Vargas, J.M.** 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* **37**: 1–8.
- Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. y Villafuerte, R.** 2008. Key Role of European Rabbits in the Conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* **22** (5):1106-1117.
- Dennebouy, N. y Mounolou, J.C.** 1994. Rabbit and man: genetic and historic approach. *Genetics Selection Evolution* **26**: 167-182.
- Díaz, A.** 2000. Can plant palatability trials be used to predict the effect of rabbit grazing on the flora of ex-arable land? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **78**(3):249-259.
- Eijzenga, H.** 2011. Vegetation change following rabbit eradication on Lehua Island, Hawaiian Islands. In *Island invasives: eradication and management. Proceedings of the international conference on Island invasives*. IUCN, Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, 290-294 pp.
- Eldridge, D.J. y Myers, C.A.** 2001. The impact of warrens of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) on soil and ecological processes in a semi-arid Australian woodland. *Journal of Arid Environments* **47**(3):325-337.
- Fernández-de-Simón, J., Díaz-Ruiz, F., Cirilli, F., Tortosa, F.S., Villafuerte, R., et al.** 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. y Whittaker, R.J.** 2008. The Canaries: an important biogeographical meeting place. *Journal of Biogeography* **35**: 379–387.
- Flux, J.E.C. y Fullagar, P.J.** 1992. World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review* **22**(3-4): 151-205.
- Garzón-Machado, V., González-Mancebo, J.M., Palomares-Martínez, A., Acevedo-Rodríguez, A., Fernández –Palacios, J.M., et al.** 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, España.
- Gómez, L. y Fernández-López, A.** 2003. Defoliación y consumo de frutos realizados por las ratas (*Rattus* spp.) en árboles y arbustos de la laurisilva del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias, España). *En: Rodríguez Luengo, J.L. (Ed.), 2003. Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias.* 117-124 pp.
- González-Mancebo, J.M., Cubas, J., Bello-Rodríguez, V., López-Darias, M., Rivero-Quintero, A and del Arco, M.** 2016. Impacto del conejo en los principales ecosistemas de la isla de Tenerife. Santa Cruz de Tenerife. 150pp. Informe inédito.
- Grüner, I.G., y Norton, D.A.** 2006. Herbivory by hares as a threat to the native brooms *Carmichaelia juncea* and *C. vexillata*. *New Zealand Journal of Ecology* **30** (2): 261-265.
- 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, S.D.H., Steinbauer, M., Epperlein, L., Harter, D., Jentsch, A., et al.** 2014. The Hitchhiker's guide to island endemism: biodiversity and endemic perennial plant species in roadside and surrounding vegetation. *Biodiversity and Conservation* **23**:2273–2287.
- Irl, S.D.H., Steinbauer, M.J., Babel, W., Beierkuhnlein, C., Blume-Werry, G., et al.** 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**(6):1114-1125.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T.M., Jetz, W., Ibisch, P.L., et al.** 2009. A Global Assessment of Endemism and Species Richness across Island and Mainland Regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**(23):9322-9327.
- Kyncl, T., Suda, J., Wild, J., Wildová, R. y Herben, T.** 2006. Population dynamics and clonal growth of *Spartocytisus supranubius* (Fabaceae), a dominant shrub in the alpine zone of Tenerife, Canary Islands. *Plant Ecology* **186**:97-108.
- Lloyd, K. M., Pollock, M. L., Mason, N. W. y Lee, W. G.** 2010. Leaf trait–palatability relationships differ between ungulate species: evidence from cafeteria experiments using naïve tussock grasses. *New Zealand Journal of Ecology* **34**(2):219-226.
- López-Darias, M. y Lobo, J. M.** 2009. Micro-scale distribution of rabbits on Fuerteventura Island. *Biodiversity and conservation* **18**(14):3687-3704.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M.** 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. *En: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).* 12 pp. New Zealand.

- Martín, A., Nogales, M., Alonso, J., Rodríguez, B., De León, L., et al.** 2002. *Restauración de los Islotes y del Risco de Famara (Lanzarote)*. Departamento de Biología Animal (Zoología), Universidad de La Laguna, La Laguna, España. (Informe inédito).
- Martín-Esquivel, J.L., Bethencourt, J. y Cuevas-Agulló, E.** 2012. Assessment of global warming on the island of Tenerife, Canary Islands (Spain). Trends in minimum, maximum and mean temperatures since 1944. *Climatic Change* **114**(2): 343-355.
- Martín-Esquivel, J.L., Marrero-Gómez, M., Zurita Pérez, N., Arechavaleta Hernández, M., Izquierdo Zamora, I.** 2005. Biodiversidad en gráficas. Especies silvestres de las Islas Canarias. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial. Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife, España.
- Martín, M.C., Marrero, P. y Nogales, M.** 2003. Seasonal variation in the diet of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* on a semiarid Atlantic island (Aleganza, Canarian Archipelago). *Acta theriologica* **48**(3): 399-410.
- McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Shei, P. y Waage, J.K., (eds.)** 2001. *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 124 pp.
- Monnerot, M., Vigne, J.D., Biju-Duval, C., Casane, D., Callou, C., et al.** 1994. Rabbit and man: genetic and historic approach. *Genetics Selection Evolution* **26**: 167-182.
- Moreno, S. y Villafuerte, R.** 1992. *Seguimiento de las poblaciones de Conejo en el Parque Nacional de Doñana*. Estación Biológica de Doñana. (Informe inédito).
- Mutze, G., Cooke, B. y Jennings, S.** 2016. Density-dependent grazing impacts of introduced European rabbits and sympatric kangaroos on Australian native pastures. *Biological Invasions* **18**(8): 2365-2376.
- Mutze, G., Cooke, B., Lethbridge, M. y Jennings, S.** 2014. A rapid survey method for estimating population density of European rabbits living in native vegetation. *The Rangeland Journal* **36**(3): 239-247.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. y Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Nogales, M., Nieves, C., Illera, J.C., Padilla, D.P. y Traveset, A.** 2005. Effect of native and alien vertebrate frugivores on seed viability and germination patterns of *Rubiafruticosa* (Rubiaceae) in the eastern Canary Islands. *Functional Ecology* **19**: 429-436.
- Nogales, M., Rodríguez-Luengo, J.L. y Marrero, P.** 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* **36**(1): 49-65.
- Nogales, M., Valido, A. y Medina, F.M.** 1995. Frugivory of *Plocama pendula* (Rubiaceae) by the Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in xerophytic zones of Tenerife (Canary Islands). *Acta Ecologica* **16**(5): 585-591.
- Orueta, J.F.** 2003. Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. 255 pp.
- Perera Castro, A. V.** 2014. Respuestas de especies endémicas canarias al estrés múltiple de alta montaña.
- Rodríguez - Delgado, O. y Roselló, E.** 2006. Evolución del paisaje vegetal del Parque Nacional del Teide. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. 364 pp.
- Rodríguez Luengo, J.L.** (Ed.), 2003. Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias. 175 pp.
- Rodríguez, F. C.** 1997. Variaciones de la abundancia del conejo (*Oryctolagus cuniculus* Linneo, 1758) en La Palma, islas Canarias (Lagomorpha, Leporidae). *Vieraea: Folia scientiarum biologiarum canariensium* **26**: 133-137.
- 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.
- Santana, B. y Martín, J.L.** 2013. Catálogo de mapas climáticos de Gran Canaria y Tenerife - Tomo 2. Proyecto Clima-Impacto (MAC/3/C159). Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. 135 pp. (www.climaimpacto.eu)
- Shea, K. y Cheeson, P.** 2002. Community ecology theory as a frame work for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **17**: 170-176.
- Skead, C.J.** 2011. Historical incidence of the larger land mammals in the broader Western and Northern Cape. Second Edition (eds: Boshoff, A.F, Kerley, G.I.H. y Lloyd, P.H.), Centre for African Conservation Ecology. Nelson Mandela Metropolitan University, Port Elizabeth, South Africa.
- Springer, K.** 2007. Macquarie Island Pest Eradication Plan - Part A Overview March 2007. Tasmania Parks and Wildlife Service and the Australian Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, 53 pp. Tasmania, Australia.
- Springer, K.** 2016. Methodology and challenges of a complex multi-species eradication in the sub-Antarctic and immediate effects of invasive species removal. *New Zealand Journal of Ecology* **40**(2): 273.
- StatSoft, Inc.** 1999. STATISTICA for Windows v5.5 URL: <http://www.statsoft.com>
- Sventenius, E.R.** 1946. Notas sobre la flora de las Cañadas de Tenerife, (Cuaderno/INIA; 78). 284pp. Madrid: Instituto de investigaciones agrarias, Centro de las islas Canarias.
- Ter Braak, C.F.J. y Smilauer, P.** 1998. CANOCO: Software for canonical community ordination, v.4.5 Wageningen, Holanda.

- Thompson, H.V. y King, C.M.** 1994. *The European rabbit. The history and biology of a successful colonizer*. Oxford University. 245pp. Oxford, UK.
- Traveset, A., Nogales, M., Alcover, J.A., Delgado, J.D., López-Darias, M., et al.** 2009. A review on the effects of alien rodents in the Balearic (Western Mediterranean Sea) and Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean). *Biological invasions* **11**: 1653–1670.
- Villafuerte, R. y Delibes-Mateos, M.** 2008. El conejo, p. 490-491. *En*: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco, J.C. (eds) *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU. Madrid, España.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C. y Lucientes, J.** 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* **59**: 651–659.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Gortázar, C. y Moreno, S.** 1994. First epizootic of rabbit hemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases* **30**: 176–179.
- Vitusek, P., Mooney, H., Lubhenco, J. y Melillo, J.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**:494-4.
- Wood D.H.** 1988. Estimating Rabbit density by counting dung pellets. *Australian Wildlife Research* **15**: 665.

Referencias electrónicas:

- DIISE**, 2015. The Database of Island Invasive Species Eradications, developed by Island Conservation, Coastal Conservation Action Laboratory UCSC, IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, University of Auckland and Landcare Research New Zealand. <http://diise.islandconservation.org>. [Consultado: 11/3/17]