

Cinco siglos de invasión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en ecosistemas árido-secos de Tenerife

JUANA MARÍA GONZÁLEZ-MANCEBO¹, JONAY CUBAS¹,
VÍCTOR BELLO-RODRÍGUEZ¹ & MARCELINO DEL ARCO¹

¹Plant Conservation and Biogeography. Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna. Tenerife. Islas Canarias.

GONZÁLEZ-MANCEBO, J. M^a., J. CUBAS, VÍCTOR BELLO-RODRÍGUEZ & M. DEL ARCO (2019). Cinco siglos de invasión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en ecosistemas árido-secos de Tenerife: *Vieraea*, 46: 597-624. <https://doi.org/10.31939/vieraea.2019.46.tomo02.06>

RESUMEN: Los efectos de especies invasoras en islas oceánicas han sido ampliamente estudiados a escala global. Sin embargo, en Canarias tenemos aún poco conocimiento de la repercusión que han tenido en nuestros ecosistemas, y de cómo siguen influyendo en la degradación de los mismos. Esto es especialmente patente en el caso del conejo europeo, ya que es una especie generalmente poco visible, que se alimenta sobre todo de juveniles, por lo que su efecto se reconoce especialmente por las ausencias, más que por los individuos dañados. En este estudio se analizan los daños producidos por el conejo europeo en la flora vascular, en 85 localidades distribuidas en tres ecosistemas áridos y secos de Tenerife: tabaibal-cardonal, pinar y retamar

de cumbre. En cada localidad se ha establecido un transecto circular de 500 m de longitud, analizando la densidad de conejo, los daños producidos y la estructura poblacional de algunas especies dominantes y restringidas. Los resultados demuestran que la actual composición florística de estos ecosistemas está altamente determinada por la presencia del conejo europeo, y que son necesarias labores de restauración y control del conejo para evitar que continúe la pérdida de diversidad en los mismos. El conejo consume preferentemente flora endémica frente a la no endémica. Se observa menor proporción de especies palatables en las localidades situadas a cotas inferiores, que llevan más tiempo sufriendo el efecto de esta especie.

PALABRAS CLAVE: conservación / flora vascular endémica / herbivoría / islas oceánicas.

ABSTRACT: The effects of invasive species in oceanic islands have been widely studied worldwide. Nevertheless,

we still have little knowledge about their past influence on the Canary Islands ecosystems, and how they continue

disturbing them in our days. This is clear in the case of the European rabbit, a scarcely visible species that mainly consumes juvenile plants. Thus, its effect is especially recognized by the absence of species more than from damaged individual plants. Here we study the impact of rabbits on the vascular plants in 85 plots distributed over three arid or dry ecosystems of Tenerife: *Euphorbia* scrub and shrubland, pine forest, and summit broom shrubland. A circular transect 500 m long has been established in each locality, analyzing rabbit density,

rabbit damage, and population structure of some dominant or restricted species. Results show that the current floristic composition of these ecosystems is highly determined by the presence of the European rabbit, and that restoration tasks and rabbit population control are needed in order to halt their loss in diversity. It was observed that rabbits preferentially eat endemic flora, and that there is a lesser proportion of palatable species in the low altitude localities that have been exposed longer.

KEY WORDS: conservation / endemic vascular plant species / herbivory / oceanic island.

INTRODUCCIÓN

La isla de Tenerife fue conquistada por los europeos en 1496 (Abreu-Padrón, 1999). Desde ese momento, la nada desdeñable explotación a la que venían siendo sometidos los ecosistemas por parte de la población aborigen (Del Arco Aguilar, 1993) se incrementó de forma exponencial. Se desconoce la fecha exacta, pero los nuevos conquistadores de la isla introdujeron el conejo europeo durante la conquista (Abreu-Galindo, 1977), herbívoro invasor que vino a sumarse a los ya previamente introducidos como cabras, ovejas y cerdos (Hernández-Hernández, 1999). Entre las especies invasoras, el conejo europeo es una de las más dañinas, ya que tiene una alta capacidad de expansión y colonización en gran diversidad de ecosistemas.

Diferentes estudios han demostrado que los primeros años tras la introducción de los herbívoros invasores en islas son devastadores (ej. Christophersen & Caum, 1931, Turbott, 1948, Courchamp, 2003). La desaparición de los endemismos insulares más vulnerables, justo tras el primer poblamiento de una isla por parte del ser humano, debido a la introducción de especies invasoras y otras perturbaciones es un patrón que se repite a lo largo del planeta (Wood *et al.*, 2017). Los efectos del conejo europeo tienen además la particularidad de que son aparentemente invisibles, debido a que tienen alta preferencia por las plántulas, lo que ha hecho

que sean reconocidos como la peste silenciosa (Cooke *et al.*, 2012). Los conejos impiden el reclutamiento de juveniles de las especies que consumen, por lo que favorecen a las que no son palatables, haciendo que éstas últimas se conviertan en las dominantes de los ecosistemas (Donlan *et al.*, 2002, Irl *et al.*, 2012). Pero el efecto del conejo no se restringe a la vegetación existente en cada momento, inciden también a la vegetación futura, a través del empobrecimiento del banco de semillas (Edwards & Crawley, 1999). En Australia, donde el conejo también fue introducido y ha provocado grandes catástrofes ecológicas, se ha demostrado que es capaz de suprimir el establecimiento de juveniles de las especies nativas incluso cuando sus densidades son inferiores a 1 conejo/ha (Cooke *et al.*, 2008). Bajo estas condiciones, cabe preguntarse hasta qué punto la composición florística actual de nuestros ecosistemas se desvía de la original, antes de la llegada de esta especie invasora, ya que, como indicamos anteriormente, se ha demostrado que es responsable de modificar la composición de especies haciendo que sean las menos palatables las dominantes (ej. Díaz, 2000).

En Canarias cada vez hay más datos sobre las respuestas de los ecosistemas a la invasión por el conejo europeo. Inicialmente, la mayoría de las publicaciones se referían a efectos en especies concretas de flora amenazada (Bañares *et al.*, 2004; Carqué *et al.*, 2004; Seguí *et al.*, 2017). Sin embargo, Garzón-Machado *et al.*, (2010) demuestran, además, en parcelas de exclusión con siembra, que la actual pobreza del pinar canario se debe a la herbivoría, especialmente del conejo, ya que tienen mayor densidad que el arruñ en el interior del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Este trabajo demuestra que las comunidades actuales están muy lejos en cobertura y composición de especies respecto a las que hubo antes de la llegada del ser humano a estas islas. Pero parece que este trabajo ha pasado desapercibido a las administraciones, ya que hasta ahora no se ha hecho, fuera del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, ningún intento de restaurar el sotobosque del pinar canario. George Glas en 1764 ya indicaba como los conejos fueron capaces de modificar la composición de especies en las cumbres de La Palma después de la gran sequía acontecida en 1545. Posteriormente, las exclusiones con siembra realizadas en esta zona, han demostrado que el paisaje de codesar (*Adenocarpus viscosus*) es fruto del efecto combinado del fuego y la herbivoría (Irl *et al.*, 2012, 2014a). Irl *et al.* (2012) demuestran que la abundancia de codeso en las cumbres de la Palma se debe a su baja palatabilidad, atribuible a la presencia de un alcaloide, la adenocarpina. Pero las especies endémicas de islas oceánicas han evolucionado en ausencia de éste y otros mamíferos invasores, por lo que en su mayoría son muy vulnerables, ya que carecen de defensas (Courchamp *et al.*, 2003). Por otra parte, Cubas *et al.* (2018) concluyen, comparando parcelas valladas

sin siembra con sus respectivos controles en el Parque Nacional del Teide, que, en pocas décadas el conejo europeo está modificando la composición de especies estructurantes de las cumbres de Tenerife. Hasta hace pocas décadas, en esta isla los rigores del clima por encima de 2000 m de altitud producían importantes descensos poblacionales de conejo durante el invierno, pero el calentamiento global ha incrementado su densidad por encima de esta altitud en pocas décadas, debido al incremento de las temperaturas mínimas (Martín *et al.*, 2012). Además, se sabe que la abundancia de juveniles de 21 especies endémicas analizadas en el Parque Nacional del Teide, está correlacionada con la frecuencia de daños por conejo (Cubas *et al.*, 2017), lo que nuevamente indica como esta especie invasora está manejando la composición de especies de este ecosistema. La pregunta que nos hacemos es que si en unas pocas décadas son capaces de reducir la dominancia de una especie como la retama del Teide (Cubas *et al.*, 2017), cuyos individuos adultos llegan a ocupar hasta 10-12 m de diámetro ¿qué han hecho en el resto de ecosistemas de Canarias durante 500 años?

En Canarias aún disponemos de una comprensión muy limitada del grado en que las interacciones entre el conejo europeo y las especies vegetales han afectado y siguen afectando a los procesos de las comunidades vegetales. Un factor que ha contribuido a esta limitada comprensión es la escasez de estudios sobre los daños que esta especie produce a escala ecosistémica y otro la ausencia de trabajos de restauración de los ecosistemas abiertos, que son precisamente los más afectados por conejo (Cubas *et al.*, 2018).

Este trabajo propone dar un paso más para entender el estado de nuestros ecosistemas a través del estudio de los daños producidos por el conejo en especies estructurantes y restringidas de los mismos y del análisis de la estructura poblacional de algunas especies con diferente grado de abundancia actual. Para ello se han utilizado tres ecosistemas áridos o secos de Tenerife, el retamar de cumbre (*Spartocytisetea supranubii*) y el pinar en su vertiente sur (*Chamaecytiso-Pinetea canariensis*) mayoritariamente secos y el tabaibal-cardonal (*Kleinio-Euphorbietea canariensis*), en general árido o semiárido (Del Arco *et al.*, 2006). La hipótesis de partida es que, después de varios cientos de años, esperamos, al menos en los ecosistemas situados por debajo de los 2000 m de altitud, dominancia de especies poco palatables y rareza de las especies más palatables. Esperamos así mismo, que la frecuencia de daños sea superior en la flora endémica que en la no endémica y que la proporción de especies endémicas con daños sea inferior en los ecosistemas que llevan más tiempo afectados por el conejo europeo, ya que presumiblemente, las especies que quedan son las más tolerantes.

METODOLOGÍA

Área de estudio: Este estudio se ha desarrollado en la isla de Tenerife, en 85 localidades distribuidas aleatoriamente en los ecosistemas de tabaibal-cardonal (35), pinares de la vertiente sur y oeste (27) y retamar de cumbre (23) (ver Figura 1). El grado de conservación actual de estas formaciones en la isla de Tenerife es variable y es interesante destacar aquí algunos aspectos. Por una parte, el retamar de cumbre fue sometido a una elevada presión por ganado caprino y extracción de leña hasta el año 1954 cuando se creó el Parque Nacional del Teide (Rodríguez-Delgado & Elena-Roselló, 2006). Posteriormente a esta fecha, la presencia de muflón y conejo, constituye probablemente la principal causa de pérdidas de biodiversidad, como sucede en las cumbres de La Palma (Irl *et al.*, 2012, 2014b), a lo que hay que añadir el cambio climático, ya que este ecosistema es el que presenta mayor elevación de la temperatura, especialmente la mínima (Martín *et*

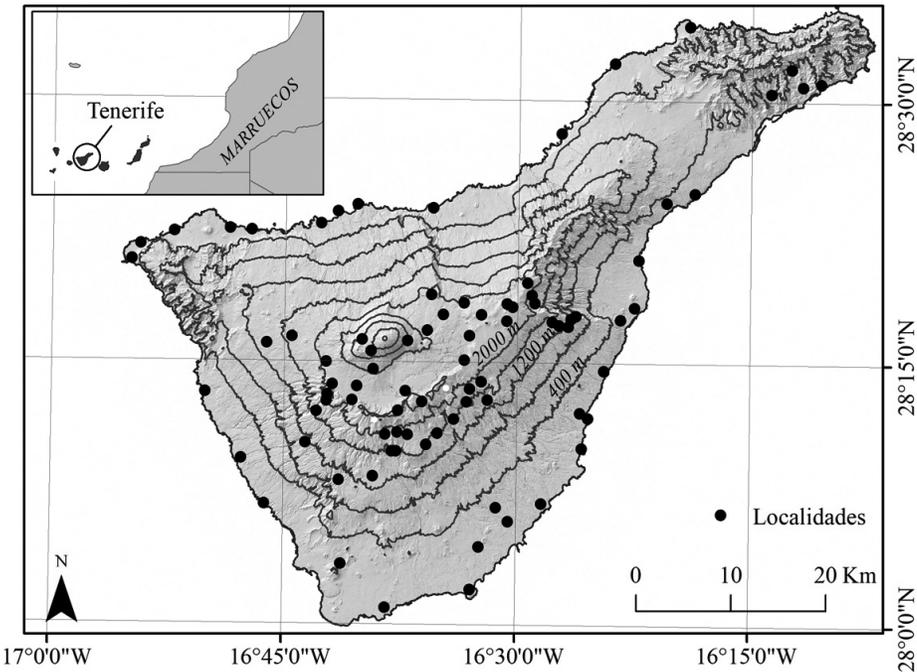


Figura 1.- Relación de localidades incluidas en los tres ecosistemas estudiados en la isla de Tenerife: Tabaibal-cardonal, pinar y retamar de cumbre.

al., 2012). El área potencial de esta formación es de 14.771 ha, prácticamente la misma que las 13.679 ha del área actual (Del Arco *et al.*, 2010). Los pinares fueron también sometidos a explotación agrícola, ganadera y extracción maderera (Del Arco *et al.*, 1992). Todos estos factores han contribuido, sin lugar a dudas, a la pobreza florística actual del pinar canario, aunque la presencia del conejo ha sido considerada como un factor decisivo para explicar su baja diversidad (Garzón-Machado *et al.*, 2010, 2011). El área actual, ocupada por restos de vegetación potencial de esta formación en Canarias es de 60.678 ha, casi reducida a la mitad de la original de 112.697 ha (Del Arco *et al.*, 2010). En el caso del tabaibal-cardonal, ha sido aún más llamativo, ya que, a la presión del ganado y la roturación del ecosistema para zonas agrícolas, hay que sumar la presión urbanística. Todo esto ha hecho que su representación se haya visto reducida de 355.227 ha potenciales hasta las 49.046 ha actuales, lo que representa una reducción del 86,2 %, o lo que es lo mismo una pervivencia del 13,8%. Si se añaden los tabaibales salvajes sustitutorios, que representan un estadio de la recuperación del paisaje con los efectivos actuales, la pérdida se sitúa en un 73%, o lo que es lo mismo, la pervivencia es del 27% de la formación (Del Arco *et al.*, 2010).

Diseño de muestreo: En cada localidad se ha establecido un transecto circular de 500 m de longitud x 5 m de ancho, en el que se ha analizado la densidad de conejo siguiendo a Mutze *et al.*, (2014). La pendiente en la zona de muestreo nunca fue superior a 30-40° para evitar pérdidas de excrementos por gravedad. A lo largo de este transecto se realizaron aleatoriamente 150 lanzamientos de un aro (de 0,1 m² de superficie) dentro del cual se procedió al recuento de excrementos de conejo. Estos datos de abundancia de excrementos fueron transformados a densidad de conejo/ha siguiendo a Cubas *et al.*, (2019). Este método proporciona una estimación de la densidad de conejo derivada predominantemente de los excrementos depositados en los últimos 12-24 meses (Mutze *et al.*, 2014). Los daños producidos por el conejo son fácilmente distinguibles de aquellos producidos por otras especies de mamíferos (ratas y ratones) porque los excrementos frescos se encuentran frecuentemente alrededor de las plantas dañadas y por la identificación de las características marcas de daños del conejo en plantas herbáceas y arbustivas como el rascado de las raíces, cortes oblicuos de ramas, corteza roída y la línea de altura del follaje sobre el nivel del suelo a 40-50 cm (en algunos casos hasta 70 cm), como ya ha sido descrito por Cooke & McPhee (2007). La intensidad de daños producidos por conejo fue valorada aplicando el índice [0-5] de Cooke *et al.*, (2008) para cada especie en cada transecto.

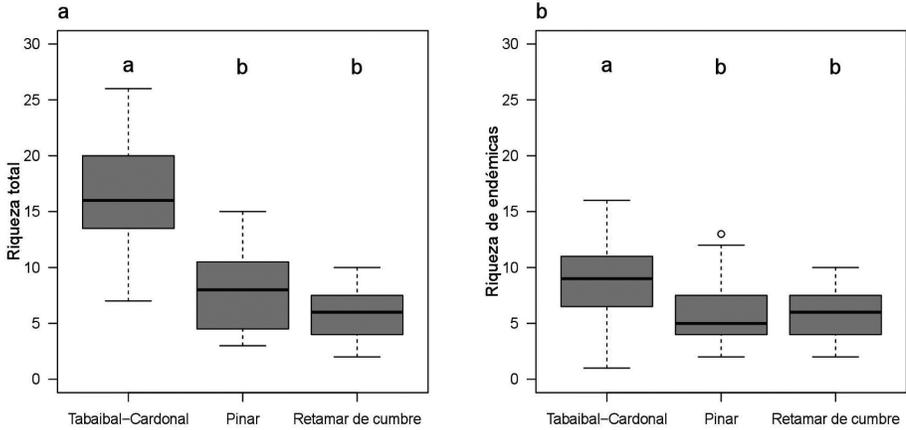


Figura 2.- Media y desviación estándar de la riqueza total (a) y riqueza de las especies endémicas (b) en los tres ecosistemas estudiados. Se muestra con letras minúsculas las diferencias significativas entre grupos (Riqueza total: $p < 0,0001$, riqueza de endémicas: $p < 0,001$).

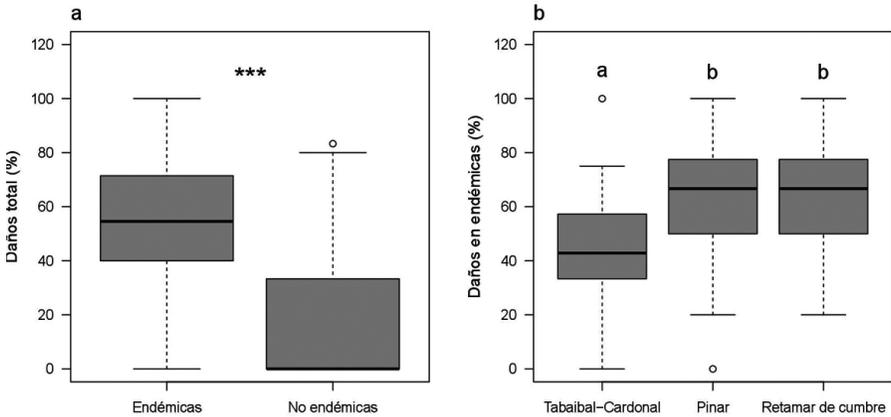


Figura 3.- Media y desviación estándar de la frecuencia de daños incluyendo todas las especies presentes (a) y frecuencia de daño de las especies endémicas (b) en los tres ecosistemas estudiados (tabaibal-cardonal, pinar y retamar de cumbre). Se muestra con asteriscos o con letras minúsculas las diferencias significativas entre grupos (Daños total: $p < 0,0001$, daños en endémicas: $p < 0,0001$).

Para cada localidad se consideraron las siguientes variables abióticas: porcentaje de roca, porcentaje de suelo desnudo, pendiente y altitud, añadiendo posteriormente las variables de precipitación y temperatura que se obtuvieron de mapas interpolados (Santana & Martín, 2013).

Además, se estimó la cobertura de todas las especies vegetales presentes en cada transecto, mediante tres parcelas de 50 x 50 m distribuidas aleatoriamente a lo largo del mismo, calculando posteriormente la cobertura de cada estrato: herbáceo, arbustivo y arbóreo. Subparcelas de 20 x 20 m fueron delimitadas en las parcelas anteriores en 40 localidades para analizar la estructura poblacional de algunas especies dominantes y otras restringidas características de cada ecosistema (Tabla I). Para ello se tomaron medidas de altura (centímetros) de todos los individuos presentes.

Análisis de datos: Para determinar las principales relaciones entre las variables abióticas mencionadas y las variables bióticas, se realizaron correlaciones de *Spearman* mediante la función "rcorr" (R package *vegan*, Oksanen *et al.* (2018)). Posteriormente se llevó a cabo un Modelo Lineal Generalizado (GLM) usando la función "glm" (R package *lm4*, *nlme* y *modEva*, Dobson (1990)). El gráfico de regresión log-lineal fue realizado con el programa R Studio.

Para determinar si había diferencias significativas entre la riqueza total de especies, riqueza de endemismos y la frecuencia de daños causados por el conejo entre los diferentes ecosistemas se utilizó un análisis comparativo a través de un test no paramétrico de Kruskal-Wallis (función "kruskal.test"; R package *vegan*) y Wilcoxon (función "wilcox.test"; R package *vegan*) para las variables que no seguían una distribución normal. Los gráficos en cajas fueron realizados con el programa R Studio (función "boxplot") y las estructuras poblacionales de las especies seleccionadas se llevaron a cabo con ese mismo programa (función "barplot").

RESULTADOS

En los ecosistemas estudiados se han encontrado un total de 163 especies de las que 88 son endémicas (54%) (ver Anexo 1). La riqueza y proporción de especies endémicas varía entre los ecosistemas analizados, con 27 especies en el retamar de cumbre, todas ellas endémicas, 70 en el pinar (57% endémicas) y 101 en el tabaibal-cardonal (47% endémicas). El número medio de especies por localidad en el tabaibal-cardonal es de 16,65 (8,62 si consideramos sólo las endémicas); en el pinar es de 8,11 (5,7 si consideramos sólo las endémicas) y en el retamar de

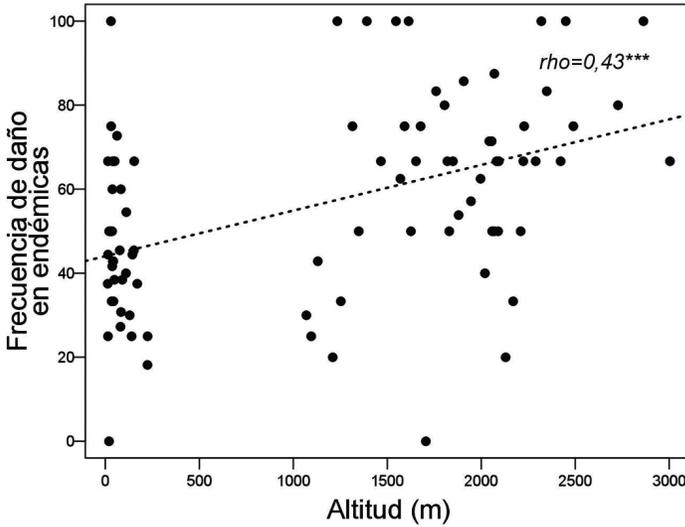


Figura 4.- Análisis de regresión obtenido entre la frecuencia de daños en la flora endémica y la altitud [metros].

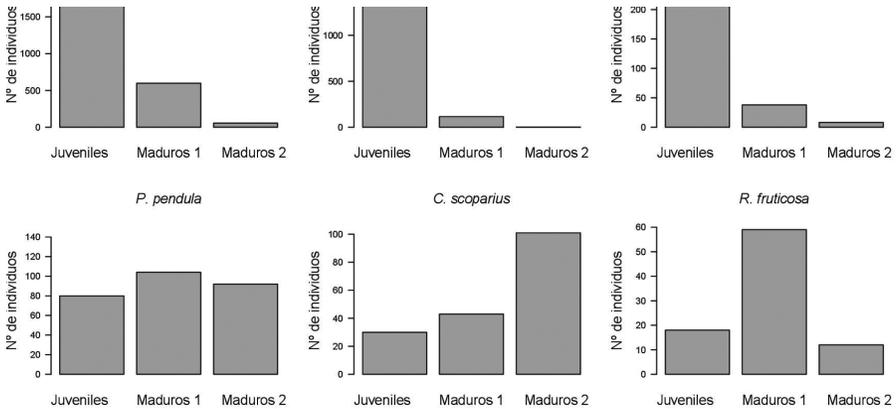


Figura 5.- Estructura poblacional de las especies seleccionadas en el tabaibal-cardonal de la isla de Tenerife.

cumbre es de 5,78 especies endémicas por parcela (Figura 2). Existen diferencias significativas entre la riqueza total y riqueza de especies endémicas entre el tabaibal-cardonal con los otros dos ecosistemas (Kruskal-Wallis, $X^2_2 = 50,03$, $p < 0,0001$) y entre la riqueza de endémicas ($X^2_2 = 15,03$, $p < 0,001$) (Figura 2).

El análisis de daños demuestra que las especies endémicas son más palatables para el conejo europeo que las no endémicas, con un 56% de especies que presentaron daños (Figura 3). Por el contrario, para las especies no endémicas la proporción de especies con daños se reduce a un 17% (Figura 3a). En el tabaibal-cardonal un 47% del conjunto de especies presentó daños y el 53% si consideramos sólo los endemismos. En el pinar se reconocieron daños en el 42% del total de especies, y el 70% de los endemismos. Por último, la proporción de especies endémicas con daños alcanza el 76% en el retamar de cumbre (Figura 3b). La proporción de daños se incrementa con la elevación a medida que se incrementa el número de especies endémicas palatables ($\rho = 0,46$; $p < 0,001$, $n = 85$) (Figura 4).

La densidad media de conejo obtenida fue de $2,68 \pm 2,29$ conejos/ha ($3,50 \pm 2,38$ en tabaibal-cardonal, $1,12 \pm 0,94$ en pinar y $3,26 \pm 2,34$ en el retamar de cumbre). La densidad de conejo muestra una correlación negativa con el estrato arbóreo ($\rho = -0,51$; $p < 0,0001$, $n = 85$) y positiva con el arbustivo ($\rho = 0,34$; $p < 0,001$), lo que indica que el pinar, el único ecosistema forestal de los tres considerados, es el que presenta menor densidad de conejo. Además, la densidad de conejo está positivamente correlacionada con la riqueza total de especies ($\rho = 0,27$; $p < 0,001$) y la riqueza de endémicas ($\rho = 0,28$; $p < 0,05$), lo que indica la influencia de la disponibilidad de alimento para la distribución de esta especie. Además, está negativamente correlacionada con la pendiente ($\rho = -0,30$; $p < 0,05$). Por otra parte, la densidad de conejo está también correlacionada ($\rho = 0,28$; $p < 0,05$) con la abundancia de especies endémicas con daños, pero no con la frecuencia de daños o con el índice de daños. Esto nos indica que no existe clara correlación entre los daños producidos y la densidad de conejo, ya que, a bajas densidades de conejo, plantas muy palatables pueden estar altamente dañadas.

Los resultados obtenidos en el análisis de estructura poblacional se muestran en las figuras 5, 6 y 7. En la figura 5 se observa que las especies más frecuentes en las localidades situadas en el tabaibal-cardonal, *Euphorbia balsamifera* y *Schizogyne sericea* tienen estructuras poblacionales saludables en forma de J invertida con mayor abundancia de juveniles que de individuos maduros, pero éstos últimos a su vez, también son abundantes. La especie más abundante en las localidades estudiadas, *E. balsamifera*, con algo más de 500 individuos medidos, no es especialmente palatable para el conejo, pero hemos observado

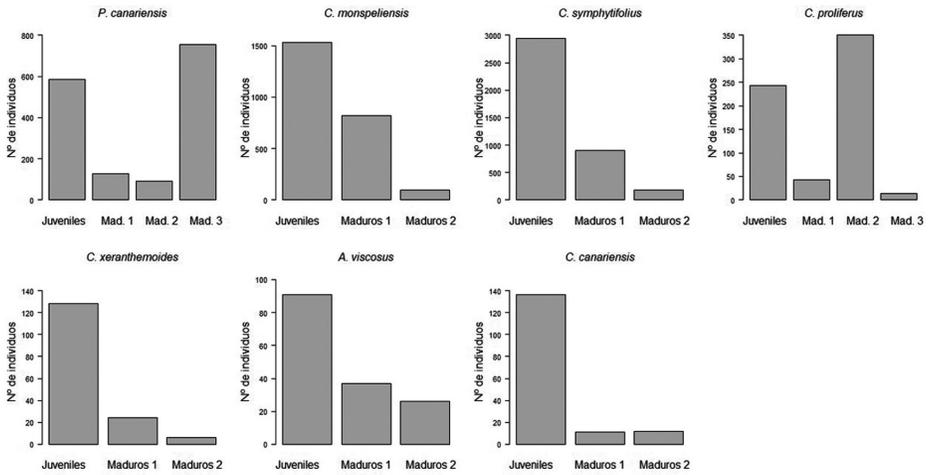


Figura 6- Estructura poblacional de las especies seleccionadas en el pinar de la isla de Tenerife.

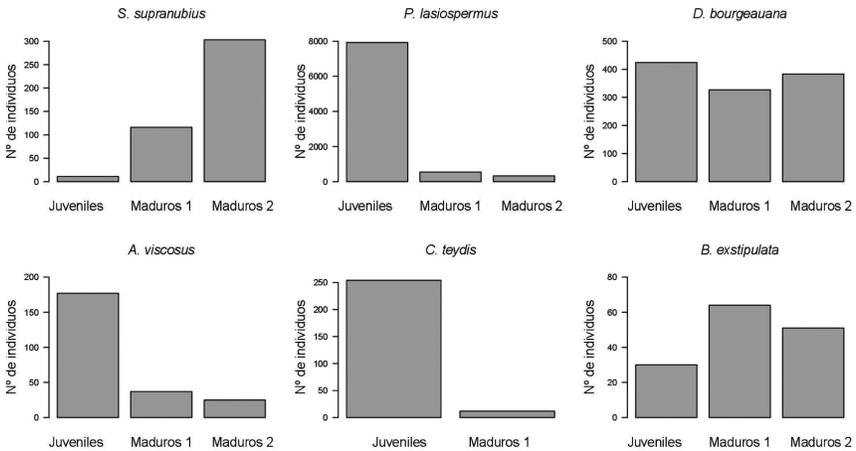


Figura 7- Estructura poblacional de las especies seleccionadas en el en el retamar de cumbre de la isla de Tenerife.

daños con una alta frecuencia (80%), aunque con un bajo índice Cooke (ver Anexo 1). El conejo utiliza esta especie para beber, especialmente la parte basal de los troncos de los ejemplares más desarrollados (que no mueren por este efecto) y sólo ocasionalmente los juveniles sufren daños que conllevan la muerte del individuo. En el caso de *S. sericea*, la escasez de adultos está determinada en muchos casos por su alta palatabilidad (daños con frecuencia del 95% y un índice de 2,5) en algunas localidades muy pobres en especies como por ejemplo en Montaña Roja (El Médano). La abundancia de juveniles en esta especie se explica por la coincidencia del momento de muestreo con periodos en los que hay elevada germinación, que posteriormente no se continúa con abundancia de individuos maduros en la misma localidad. *Argyranthemum frutescens* (frecuencia daños 95%, índice de Cooke 3) también tiene mayor número de juveniles que de adultos, pero éstos no llegan a 50, lo cual indica que para esta especie también hay una alta mortalidad de juveniles. En *Plocama pendula*, *Rubia fruticosa* y *Convolvulus scoparius* las poblaciones están desestructuradas, con pérdida de la J invertida, y escaso número de juveniles e individuos maduros. Todas ellas tienen una frecuencia de daños del 100%, con índices Cooke que van desde 4 en *C. scoparius*, 3 en *R. fruticosa* y 2,1 en *P. pendula*. A la luz de los datos expuestos podemos afirmar que en este ecosistema las especies más frecuentes tienen poblaciones mejor estructuradas y menor efecto de daños por conejo.

En el caso del pinar (Figura 6), *Pinus canariensis*, a pesar de ser la especie dominante, presenta un elevado índice de daños [2,6 de media] (Anexo 1), con una frecuencia de ramoneo del 86% y una población desestructurada. Se puede observar que hay un elevado número de juveniles, pero inferior al de individuos maduros de mayor desarrollo (maduros 3). Se observa también un déficit en la incorporación de individuos al grupo de maduros 1 y 2, lo que se explica por el ramoneo continuo del conejo sobre los troncos principales de las plantas jóvenes, que como respuesta tienden a ramificarse mucho desde la base y no desarrollarse en altura. Así, tenemos numerosos individuos de tronco principal relativamente grueso pero que no superan los 75 cm de altura y que pasan a sobrevalorar la abundancia de juveniles, cuando en realidad son individuos más viejos continuamente ramoneados. Las dos especies de *Cistus*, tan abundantes en los pinares, son muy poco palatables y presentan poblaciones muy bien estructuradas en forma de J invertida. La especie *C. monspeliensis* nunca presentó daños, y la endémica (*C. symphytifolius*) tiene una frecuencia de daños del 41%, con un índice de Cooke de 0,9 de media. *Chamaecytisus proliferus*, cuenta aún con una buena población (943 individuos medidos), pero está muy desestructurada como evidencia la escasez de juveniles (frecuencia de daños de un 88% y un índice de Cooke de

Especies	RANGOS				Número de individuos
	Juveniles	Maduros 1	Maduros 2	Maduros 3	
TABAIBAL - CARDONAL					
<i>Argyranthemum frutescens</i>	0-75	76-100	101-125		358
<i>Convolvulus scoparius</i>	0-75	76-125	126-150		174
<i>Euphorbia balsamifera</i>	0-75	76-150	151-175		2623
<i>Plocama pendula</i>	0-75	76-150	151-200		284
<i>Rubia fruticosa</i>	0-75	76-150	151-200		115
<i>Schizogyne sericea</i>	0-75	76-125	126-150		1697
PINAR					
<i>Adenocarpus viscosus</i>	0-75	76-125	126-175		165
<i>Carlina xeranthemoides</i>	0-75	76-125	125-150		180
<i>Chamaecytisus proliferus</i>	0-75	76-150	151-500	>501	943
<i>Cicer canariense</i>	0-75	76-125	126-175		159
<i>Cistus monspeliensis</i>	0-75	76-150	151-175		2931
<i>Cistus symphytifolius</i>	0-75	76-150	151-200		4936
<i>Pinus canariensis</i>	0-75	76-150	151-500	>500	1559
RETAMAR DE CUMBRE					
<i>Adenocarpus viscosus</i>	0-75	76-125	126-175		292
<i>Bencomia exstipulata</i>	0-75	76-125	125-200		145
<i>Cheirolophus teydis</i>	0-75	76-100			268
<i>Descurainia bourgeauana</i>	0-75	76-100			1333
<i>Pterocephalus lasiospermus</i>	0-75	76-125	126-150		9144
<i>Spartocytisus supranubius</i>	0-75	76-150	151-500		701

Tabla 1- Relación de especies para las que se ha realizado un análisis de estructura poblacional, con los rangos de altura (cm) establecidos y el número total de individuos medidos.

3,1). *Carlina xeranthemoides* y *Adenocarpus viscosus*, abundantes en los pinares de cumbre, presentan estructura en J invertida, pero con muy diferente palatabilidad por parte del conejo. *A. viscosus* no presentó daños en ninguna localidad, pero *C. xeranthemoides* tiene una frecuencia de daños de 77% y un índice de daños de 2,1. En este caso la abundancia de juveniles, al igual que en el caso de *P. canariensis*, la atribuimos a la medición de individuos maduros que debido al continuo ramoneo presentan reducido tamaño. Finalmente, *Cicer canariense* apareció sólo en una localidad, y presentaba un elevado número de juveniles (al menos en el momento de la realización de las mediciones). Sin embargo, recientemente hemos podido comprobar la desaparición de la mayoría de éstos, lo cual explica el bajo número de adultos.

En el retamar de cumbre (Figura 7) llama la atención la desestructuración poblacional de una de sus especies más abundantes, *Spartocytisus supranubius*, especie altamente palatable (frecuencia de daños 100%, índice Cooke 3,54 de media) que cuenta con un elevado número de individuos en las localidades estudiadas. *Pterocephalus lasiospermus*, con una población bien estructurada y un elevadísimo número de juveniles es claramente una especie en expansión, lo cual está reforzado por su baja palatabilidad (frecuencia daños 27%, índice Cooke, 1,15 de media). *Descurainia bourgeana*, *Adenocarpus viscosus* y *Cheirolophus teydis* muestran así mismo estructuras en J invertida, aunque con variaciones importantes en el índice y frecuencia de daños, sin daños en las dos últimas, pero con un 92% de daños y un índice de 2,5 en *D. bourgeana*. Finalmente, *Bencomia exstipulata* muestra nuevamente una pirámide desestructurada e índice Cooke de 1 en la única localidad en la que se encontraba.

DISCUSIÓN

Este estudio demuestra que el conejo europeo consume preferentemente flora endémica respecto a la no endémica, en los ecosistemas árido-secos de Tenerife, y que la proporción de daños a la flora endémica se incrementa desde las cotas altitudinales inferiores en el tabaibal-cardonal (47%) hasta el retamar de cumbre (76%). Además, estos daños sólo dependen débilmente de la densidad de conejo, ya que no hay correlación con la frecuencia de daños, pero sí con la riqueza en especies endémicas. Como mencionamos anteriormente, la flora endémica de islas oceánicas se ha originado en ausencia de esta especie invasora por lo que, con pocas excepciones, no cuentan con defensas, lo que las hace extremadamente vulnerables (Courchamp *et al.*, 2003). No obstante, hay especies endémicas poco palatables, como *Adenocarpus viscosus* (Irl *et al.*, 2012) o *Pterocephalus*

lasiospermus (Cubas *et al.*, 2017, 2018), abundantes en los ecosistemas actuales de cumbre y pinar. La abundancia de especies poco palatables en los ecosistemas insulares tras la invasión por conejo europeo está ampliamente descrita (Chapuis *et al.*, 2004; Olofsson *et al.*, 2007; Irl *et al.*, 2012).

A pesar de que la densidad de conejo está correlacionada con la riqueza de endemismos, ya que éstos proporcionan más disponibilidad de alimento, y aquella es superior a cotas altitudinales inferiores, el índice de daños es superior en los pinares de cumbre y por encima de los 2000 m de altitud. Esto último se explica por una mayor palatabilidad de la flora de alta montaña, ya que en este ecosistema aún se están produciendo los cambios en la composición de especies originados por este herbívoro invasor. La dureza del clima por encima de los 2000 m ha sido sin lugar a dudas un elemento controlador de la densidad de conejo en las cumbres, pero el incremento de la temperatura mínima en las últimas décadas (Martín *et al.*, 2012) se ha relacionado con el incremento de la densidad de conejo a estas cotas altitudinales (Martín *et al.*, 2015). Así, Cubas *et al.* (2018) demuestran que *Spartocytisus supranubius*, la especie dominante hasta hace pocas décadas, puede incluso pasar a ser una especie amenazada si no se controla adecuadamente la población del conejo. Pero lo cierto es que la abundancia actual de *S. supranubius* demuestra que todavía quedan especies dominantes altamente palatables en el retamar de cumbre. Las fabáceas son muy nutritivas y, con pocas excepciones, muy palatables para muchos herbívoros, incluido el conejo (Delibes-Mateo *et al.*, 2008). Con estos datos, parece plausible pensar que en este ecosistema actualmente tenemos mayor similitud entre la composición actual de su flora y la original previa a la llegada del hombre, a pesar de que se conocen cambios importantes como la reducción poblacional de *Juniperus cedrus* (Rumeu & Nogales, 2014), o las profundas transformaciones descritas antes de la creación del Parque Nacional del Teide (Rodríguez-Delgado & Elena-Roselló, 2006), que sin duda afectan a la composición actual de especies. Así, incluso para el retamar de cumbre, parece acertado hablar de vegetación potencial actual, expresión utilizada por Del Arco *et al.* (2010), para hacer hincapié sobre las limitaciones que tenemos sobre el grado de conocimiento de la composición vegetal de los ecosistemas antes de la llegada del hombre.

A cotas inferiores, en el tabaibal-cardonal y en el pinar, nos encontramos ya con dominancia de especies poco o nada palatables. Así las especies del género *Euphorbia* son casi de las últimas especies en desaparecer, probablemente debido a que la mayoría de ellas contienen alcaloides con diferente grado de toxicidad. Otras especies que probablemente fueron menos consumidas en el pasado, incluso con alta capacidad de expansión como *Rubia fruticosa* o *Plocama pendula*,

están siendo afectadas al menos desde hace varias décadas (Nogales *et al.*, 1995, 2005), y según la estructura poblacional obtenida para cada una, pasarán a ser cada vez especies más raras, como ya sucede en la actualidad en los espacios protegidos de Acantilado de la Hondura, Malpaís de Güímar o el Tabaibal del Porís, todos incluidos en la Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE). Otras, como *Convolvulus scoparius*, forman parte ya del conjunto de especies amenazadas cuyas poblaciones están claramente desestructuradas debido al efecto del conejo europeo.

En el pinar las especies dominantes del sotobosque también son poco palatables, como *Cistus monspeliensis* y *C. symphytifolius*. Las localidades en las que *C. symphytifolius* presenta daños son aquellas extremadamente pobres en las que la disponibilidad de alimento es muy escasa, lo que indica que el conejo europeo opta incluso por especies poco palatables cuando faltan las más apetecibles. Otra especie con una alta capacidad de expansión es *Chamaecytisus proliferus*, que muestra sin embargo en el pinar una población muy desestructurada, y los juveniles encontrados están en su mayoría asociados a zonas de mayor pendiente, lo que explica por qué una especie de su talla (hasta 7 m de altura) no es claramente dominante en este ecosistema. La vulnerabilidad de *C. proliferus* frente a los herbívoros, especialmente el conejo europeo, fue demostrada gracias al sembrado en vallados de exclusión en el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (Garzón *et al.*, 2010). En ese mismo trabajo se demuestra la abundancia que podría tener *Cicer canariense* en ausencia de conejo europeo en este ecosistema. La población estudiada en este trabajo muestra el elevado potencial reproductor de la especie, con gran número de juveniles (desaparecidos en su mayoría en una segunda visita) y muy pocos adultos que presentaban daños por conejo. El pino, *Pinus canariensis*, a pesar de ser la especie dominante del ecosistema, también está teniendo problemas de incorporación de individuos de la fase juvenil a los primeros estadios maduros diferenciados, lo que, en estos momentos parece no repercutir de forma importante en la estructura del pinar. Sin embargo, esta es la forma de actuar del conejo europeo en las fases juveniles, de tal manera que los efectos actuales serán patentes en el futuro.

El número medio de especies endémicas encontradas en cada localidad (recordemos que el inventario está realizado en áreas de 2500 m² con pendientes no superiores a 30-40°) es muy bajo en los tres ecosistemas analizados. Por ejemplo, en los pinares estudiados el número máximo de especies endémicas encontradas se obtuvo para la localidad de Tágara, con 13 especies. Sólo tres localidades superaron las 8 especies y la media fue de 8,11 para la riqueza total y de 5,7 para la riqueza de especies endémicas. Esto contrasta con lo obtenido en un andén inaccesible para los herbívoros invasores en el P.N. de la Caldera

de Taburiente, donde el personal técnico ha inventariado un total de 43 especies, de las que el 86% son endémicas, y curiosamente no presenta *Adenocarpus* spp., dominantes en los pinares tanto de la Palma como de Tenerife, y escasamente palatables debido a sus alcaloides (Irl *et al.*, 2012). Todo esto hace pensar que en los ecosistemas estudiados la riqueza y diversidad, especialmente de flora endémica, está altamente empobrecida. El análisis de estructura poblacional de las 19 especies seleccionadas, también demuestra la relación que hay entre la palatabilidad que presentan (determinada por la frecuencia e índice de daños) y su abundancia en estos ecosistemas, lo que nos permite confirmar la influencia del conejo en la composición actual de especies de los mismos.

Este estudio representa un paso más que demuestra la necesidad de restauración de estos ecosistemas árido-secos y de controlar las poblaciones de conejo europeo en los mismos. Es conocida la imposibilidad de erradicación de esta especie en islas de dimensiones considerables como Tenerife. Pero también hay numerosos estudios que demuestran los beneficios de controlar sus poblaciones, no sólo para la flora (ej. Costin & Moore, 1960; Coyne, 2009), sino también para la fauna (ej. Towns, 2011; North *et al.*, 1994). En Canarias, fuera de los Parques Nacionales, las restauraciones están prácticamente dedicadas a ecosistemas forestales y exclusivamente a especies arbóreas, como si en el momento de crear los espacios protegidos los ecosistemas estuvieran en un punto de partida adecuado para su correcta recuperación después de los efectos del pasado. En otras islas se ha demostrado que, en la mayoría de los casos, los objetivos de restablecer niveles más naturales en los ecosistemas insulares afectados por herbívoros invasores, pueden resultar infructuosos cuando los niveles de degradación han sobrepasado determinados límites (Suding *et al.*, 2004; Suding & Hobbs, 2009), a veces incluso después de eliminadas las amenazas (Weller *et al.*, 2018). Así, la restauración es un proceso esencial que tiene necesariamente que ser aplicado para interrumpir el proceso de degradación (Weller *et al.*, 2018), especialmente ante nuevas amenazas como las que dependen del calentamiento global (Harter *et al.*, 2015). Pero en Canarias hay una tendencia a olvidar las transformaciones sufridas por nuestros ecosistemas en el pasado y a infravalorar las dificultades actuales que tienen las especies para expandirse. Esto llega al límite de que, incluso la mayoría de las poblaciones de especies amenazadas no están siendo manejadas, como si el hecho de estar en espacios protegidos resolviera el problema. Así, este estudio concluye sobre la necesidad de trabajar en los ecosistemas de Canarias en proyectos que deben combinar investigación y restauración, que nos permitan acercarnos a conocer la diversidad potencial de los mismos antes de la llegada del hombre.

AGRADECIMIENTOS

Con este artículo hacemos llegar nuestro reconocimiento a Lázaro Sánchez-Pinto por su trayectoria científica, naturalista y divulgadora durante todos estos años. Queremos agradecer la colaboración en los trabajos de campo a Julio Leal, Juan Luis Rodríguez, Rafael Villafuerte, Raquel Hernández, Atteneri Rivero, Marta López, Severin Irl, Inés Hernández, Cristina Jiménez, Brian Cooke e Iwona Kuras. Agradecer asimismo a Ángel Palomares, Director-Conservador del P.N. de la Caldera de Taburiente, la información sobre la composición de especies de los andenes de este Parque Nacional. Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (REF 1621/2015), por el Fondo Europeo de Desarrollo regional (FEDER-REF 12/2015) del Gobierno de Canarias.

REFERENCIAS

ABREU-PADRON, A. (1999)

Historia de las Islas Canarias, pp. 267-352. In: Hernández-Hernández, P. (Ed.). *Natura y Cultura de las Islas Canarias*. Tafor Publicaciones S.L.

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. pp. 119-172. In: *Lista de especies silvestres de Canarias Hongos, plantas y animales terrestres 2009*. Arechavaleta, M., Rodríguez, S., Zurita, N. & García, A. (Eds.). Gobierno de Canarias.

BAÑARES, A., BLANCA, G., GÜEMES, J., MORENO, J.C. & ORTIZ, S. (2004)

Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Madrid, España. pp. 1069.

BORGES, P.A.V., ABREU, C., AGUIAR, A.M.F., CARVALHO, P., JARDIM, R., MELO, I., OLIVEIRA, P., SÉRGIO, C., SERRANO, A.R.M. & VIEIRA, P. (2008)

A list of the terrestrial fungi, flora and fauna of Madeira and Selvagens archipelagos. Funchal and Angra do Heroísmo. pp. 440.

CARQUÉ, E., DURBAN, M., MARRERO, M. & 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.

CHAPUIS, J., BARNAUD, G., BIORET, F., LÉBOUVIER, 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.

CHRISTOPHERSEN, E. & CAUM, E. L. (1931)

Vascular plants of the Leeward Islands, Hawaii, B. P. *Bishop Museum Bulletin* 81:1-41.

COOKE, B. & MCPHEE, S. (2007)

Rabbits and Native Plant Biodiversity. Australia. pp. 42.

COOKE, B. (2012)

Rabbits: manageable environmental pests or participants in new ecosystems? *Wildlife Research* 39: 279-289.

COOKE, B., MCPHEE, S. & QUENTIN, H. (2008)

Rabbits: A threat to conservation & natural resource management. How to rapidly assess a rabbit problem and take action, Bureau of Rural Sciences. pp. 16.

COSTIN, A.B. & MOORE, D.M. (1960)

The Effects of Rabbit Grazing on the Grasslands of Macquarie Island. *Journal of Ecology* 48: 729-732

COURCHAMP, F., CHAPUIS, J.L. & PASCAL, M. (2003)

Mammal invaders on islands: impact, control and control impacts. *Biological Reviews* 78: 347-383.

COYNE, P. (2009)

Incredible! The amazing story of the birth and rebirth of a natural treasure Phillip Island, South Pacific. Belconnen, A.C.T. Petaurus Press. pp. 136.

CUBAS, J., IRL, S.D.H., VILLAFUERTE, R., BELLO-RODRÍGUEZ, V., RODRÍGUEZ-LUENGO, J.L., DEL ARCO, M., MARTÍN-ESQUIVEL, J.L., GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M. (2019)

Endemic plant species are more palatable to introduced herbivores than non-endemics. *Proceedings of the Royal Society B* 286: 20190136.

CUBAS, J., MARTÍN-ESQUIVEL, J.L., DEL ARCO, M. & GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M. (2017)

El conejo europeo como ingeniero del paisaje en la alta montaña canaria. *Conservación Vegetal* 21:14-17.

CUBAS, J., MARTÍN-ESQUIVEL, J.L., NOGALES, M., IRL, S.D.H., HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, R., LÓPEZ-DARIAS, M., MARRERO-GÓMEZ, M., DEL ARCO, M.J. & GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M. (2018a)

Contrasting effects of invasive rabbits on endemic plants driving vegetation change in a subtropical alpine insular environment. *Biological Invasions* 20: 793-807.

DE ABREU GALINDO, J. (1977)

Historia de la conquista de las siete islas de Canarias. Santa Cruz de Tenerife, España.

DEL ARCO AGUILAR, C. (1993)

Recursos Vegetales en La prehistoria de Canarias. Museo Arqueológico. Cabildo de Tenerife. pp. 132.

DEL ARCO, M., GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, R., GARZÓN MACHADO, V. & PIZARRO-HERNÁNDEZ, B. (2010)

Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19: 3089-3140.

DEL ARCO, M., PÉREZ DE PAZ, P., RODRÍGUEZ, O., SALAS-PASCUAL, M. & WILDPRET, W. (1992)

Atlas cartográfico de los pinares canarios: II. Tenerife. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife. pp. 228.

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. (2006)

Mapa de Vegetación de Canarias. Santa Cruz de Tenerife, GRAFCAN. pp. 550.

DELIBES-MATEOS, M., DELIBES, M., FERRERAS, P. & VILLAFUERTE, R. (2008)

Key Role of European Rabbits in the Conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 22: 1106-1117.

DIAZ, 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: 249-259.

DIRECTIVA 92/43/CEE del Consejo,

de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. pp. 44.

DOBSON, A. J. (1990)

An Introduction to Generalized Linear Models. London: Chapman and Hall.

DONLAN, C.J., TERSHY, B.R. & CROLL, D.A. (2002)

Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology* 39: 235-246.

EDWARDS, G.R. & CRAWLEY, M.J. (1999)

Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *Journal of Ecology* 87: 423-435.

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.

GLASS, G. (1764)

The History of the Discovery and Conquest of the Canary Islands. London. pp. 469.

HARTER, D.E.V., IRL, S.D.H., SEO, B., STEINBAUER, M.J., GILLESPIE, R., TRIANTIS, K.A., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.-M. & BEIERKUHNLEIN, C. (2015)

Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands – Projections, implications and current knowledge. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17: 160-183.

HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, P. (1999)

Mundo y vida del Guanche, pp. 197-266. In: Hernández-Hernández, P. (Ed.). *Natura y Cultura de las Islas Canarias*. Tafor Publicaciones S.L.

IRL, S.D.H., STEINBAUER, M.J., BABEL, W., BEIERKUHNLEIN, C., BLUME-WERRY, G., MESSINGER, J., PALOMARES MARTÍNEZ, A., STROHMEIER, S. & JENTSCH, A. (2012)

An 11-yr enclosure 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.

IRL, S.D.H., STEINBAUER, M.J., MESSINGER, J., BLUME-WERRY, G., PALOMARES-MARTÍNEZ, Á., BEIERKUHNLEIN, C. & JENTSCH, A. (2014a)

Burned and Devoured-Introduced Herbivores, Fire, and the Endemic Flora of the High-Elevation Ecosystem on La Palma, Canary Islands. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 46: 859-869.

IRL, SDH, STEINBAUER, M, EPPERLEIN, L, HARTER, D, JENTSCH, A, PÄTZ, S, WOHLFART, C & BEIERKUHNLEIN, C. (2014b)

The Hitchhiker's guide to island endemism: biodiversity and endemic perennial plant species in roadside and surrounding vegetation. *Biodiversity and Conservation* 23:2273-2287.

LOWE, S., BROWNE, M., BOUDJELAS, S. & DE POORTER, M. (2004)

100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. In: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). New Zealand, pp. 12.

MARTÍN, J., BETHENCOURT, J. & 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: 343-355.

MARTÍN, J., MARRERO, M., DEL ARCO, M. & GARZÓN, V. (2015)

Aspectos clave para un plan de adaptación de la biodiversidad terrestre de Canarias al cambio climático. pp. 573-580. In: Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, vulnerabilidad y adaptación en España. Herero-Méndez, A. & de Zavala-Gironés, M. (Eds.). Ministerio de Agricultura,

Alimentación y Medio Ambiente.

- MUTZE, G., COOKE, B., LETHBRIDGE, M. & JENNINGS, S. (2014)
A rapid survey method for estimating population density of European rabbits living in native vegetation. *The Rangeland Journal* 36: 239-247.
- NORTH, S.G., BULLOCK, D.J. & DULLOO, M.E. (1994)
Changes in the vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. *Biological Conservation* 67: 21-28.
- OKSANEN, J., GUILLAUME-BLANCHET, F., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECZ, E., & WAGNER, H. (2018)
vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-1.
- OLOFSSON, J., MAZANCOURT, C. & CRAWLEY, M. (2007)
Contrasting effects of rabbit exclusion on nutrient availability and primary production in grasslands at different time scales. *Oecologia* 150:582-589.
- R CORE TEAM (2017)
R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- RODRÍGUEZ-DELGADO, O. & ELENA-ROSELLÓ, R. (2006)
Evolución del paisaje vegetal del Parque Nacional del Teide, Ministerio de Medio Ambiente. pp. 364.
- RUMEU, B. & NOGALES, M. (2014)
Esperando la invernada del Mirlo Capiblanco: la clave de la dispersión de semillas del Cedro Canario en el Parque Nacional del Teide. *Chronica naturae* 4: 10-20.
- SANTANA, B. & MARTÍN, J. (2013)
Catálogo de mapas climáticos de Gran Canaria y Tenerife - Tomo 2. Proyecto Clima-Impacto MAC/3/C159). pp. 135.
- SEGUÍ, J., LÓPEZ-DARIAS, M., PÉREZ, A.J., NOGALES, M. & TRAVESET, A. (2017)
Species-environment interactions changed by introduced herbivores in an oceanic high-mountain ecosystem. *AoB PLANTS* 9: plw091-plw091.
- SUDING, K.N. & HOBBS, R.J. (2009)
Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 271-279.
- SUDING, K.N., GROSS, K.L. & HOUSEMAN, G.R. (2004)
Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 46-53.
- TOWNS, D.R. (2011)
Interactions between geckos, honeydew scale insects and host plants revealed

on inlands in northern New Zealand, following eradication of introduced rats and rabbits pp. 329-335. In: Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSN Invasive Species Specialist Group. IUCN. Veitch, C.R. & Clout, M.N. (Eds.). Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

TURBOTT, E.G. (1948)

Effects of goats on Great Island, Three Kings, with description of vegetation quadrats. *Records of the Auckland Institute Museum* 3: 253-272.

WELLER, S.G., SAKAI, A.K., CLARK, M., LORENCE, D.H., FLYNN, T., KISHIDA, W., TANGALIN, N. & WOOD, K. (2018)

The effects of introduced ungulates on native and alien plant species in an island ecosystem: Implications for change in a diverse mesic forest in the Hawaiian Islands. *Forest Ecology and Management* 409: 518-526.

WOOD, J.R., ALCOVER, J.A., BLACKBURN, T.M., BOVER, P., DUNCAN, R.P., HUME, J.P., LOUYS, J., MEIJER, H.J.M., RANDO, J.C. & WILMSHURST, J.M. (2017)

Island extinctions: processes, patterns, and potential for ecosystem restoration. *Environmental Conservation* 44: 348-358.

ANEXO 1: Listado de especies presentes en las localidades de estudio, con indicación de su origen (se muestra con un asterisco las especies endémicas incluyendo endemismos insulares, canarios y macaronésicos [Acebés *et al.*, 2010; Borges *et al.*, 2008]), frecuencia (Frec.) de daños por conejo y categoría de palatabilidad (media) según Cooke *et al.* (2008).

Especies	Nº de localidades	Frec. daños	Índice Cooke
<i>Adenocarpus foliolosus</i> *	3	0,00	0,00
<i>Adenocarpus viscosus</i> *	19	0,00	0,00
<i>Aeonium arboreum</i> *	2	0,00	0,00
<i>Aeonium arboreum</i> subsp. <i>holochrysum</i> *	3	0,00	0,00
<i>Aeonium lindleyi</i> *	1	0,00	0,00
<i>Aeonium spathulatum</i> *	1	0,00	0,00
<i>Aeonium urbicum</i> *	4	25,00	0,25
<i>Aeonium volkerii</i> *	1	0,00	0,00
<i>Agave americana</i>	1	0,00	0,00
<i>Aizoon canariense</i>	9	22,22	0,33
<i>Allagopappus canariensis</i> *	4	50,00	0,75
<i>Andryala pinnatifida</i> *	1	0,00	0,00
<i>Anisantha tectorum</i>	2	0,00	0,00
<i>Arbutus canariensis</i> *	1	0,00	0,00
<i>Arenaria leptoclados</i>	1	0,00	0,00
<i>Argyranthemum frutescens</i> *	21	95,24	3,00
<i>Argyranthemum tenerifae</i> *	12	91,67	2,42
<i>Argyranthemum adauctum</i> ssp. <i>dugourii</i> *	6	83,33	2,50
<i>Aristida adscensionis</i>	1	0,00	0,00
<i>Arrhenatherum calderae</i> *	15	80,00	1,33
<i>Artemisia thuscula</i> *	14	42,86	0,64
<i>Asparagus arborescens</i> *	3	33,33	1,00
<i>Asparagus pastorianus</i>	1	100,00	1,00
<i>Asparagus scoparius</i>	5	100,00	2,80
<i>Asparagus umbellatus</i>	4	75,00	2,25
<i>Asphodelus fistulosus</i>	2	50,00	1,00
<i>Asphodelus ramosus</i>	20	5,00	0,05
<i>Asteriscus aquaticus</i>	1	0,00	0,00
<i>Astydamia latifolia</i>	5	0,00	0,00
<i>Atalanthus pinnatus</i> *	4	25,00	0,75
<i>Atriplex glauca</i>	5	0,00	0,00

Especies (cont.)	Nº de localidades	Frec. daños	Índice Cooke
<i>Avena barbata</i>	4	25,00	0,50
<i>Bencomia exstipulata</i> *	1	100,00	1,00
<i>Bituminaria bituminosa</i>	3	33,33	0,33
<i>Bosea yervamora</i> *	1	0,00	0,00
<i>Bromus</i> sp.	2	100,00	2,50
<i>Bystropogon origanifolius</i> *	5	80,00	2,20
<i>Calendula arvensis</i>	1	0,00	0,00
<i>Campylanthus salsoloides</i>	5	40,00	1,00
<i>Carduus clavulatus</i> *	1	0,00	0,00
<i>Carduus tenuiflorus</i>	1	0,00	0,00
<i>Carlina salicifolia</i> *	2	0,00	0,00
<i>Carlina xeranthemoides</i> *	9	77,78	2,11
<i>Carrichtera annua</i>	1	100,00	4,00
<i>Cenchrus ciliaris</i>	21	76,19	1,48
<i>Centaurea melitensis</i>	1	0,00	0,00
<i>Ceropegia dichotoma</i> *	1	0,00	0,00
<i>Ceropegia fusca</i> *	8	37,50	0,75
<i>Chamaecytisus proliferus</i> *	18	88,89	3,06
<i>Cheirolophus teydis</i> *	1	0,00	0,00
<i>Cicer canariense</i> *	1	100,00	1,00
<i>Cistus monspeliensis</i>	10	0,00	0,00
<i>Cistus symphytifolius</i> *	12	41,67	0,92
<i>Convolvulus scoparius</i> *	2	100,00	4,00
<i>Crithmum maritimum</i>	1	0,00	0,00
<i>Daphne gnidium</i>	1	0,00	0,00
<i>Descurainia bourgeauana</i> *	14	92,86	2,36
<i>Descurainia gonzalesii</i> *	2	100,00	4,00
<i>Dittrichia viscosa</i>	1	0,00	0,00
<i>Dracaena draco</i> subsp. <i>draco</i> *	1	0,00	0,00
<i>Drimia maritima</i>	2	0,00	0,00
<i>Echium auberianum</i> *	2	50,00	0,50
<i>Echium virescens</i> *	5	20,00	0,40
<i>Echium wildpretii</i> *	3	33,33	1,00
<i>Einadia nutans</i>	1	0,00	0,00
<i>Erica arborea</i>	3	0,00	0,00
<i>Erysimum scoparium</i> *	9	88,89	1,50

Especies (cont.)	Nº de localidades	Frec. daños	Índice Cooke
<i>Euphorbia balsamifera</i>	20	80,00	1,00
<i>Euphorbia canariensis</i> *	19	5,26	0,05
<i>Euphorbia lamarckii</i> *	27	7,41	0,11
<i>Fagonia cretica</i>	8	0,00	0,00
<i>Ferula linkii</i> *	2	0,00	0,00
<i>Ficus carica</i>	2	0,00	0,00
<i>Foeniculum vulgare</i>	3	0,00	0,00
<i>Frankenia ericifolia</i>	18	11,11	0,28
<i>Galactites tomentosus</i>	1	0,00	0,00
<i>Globularia salicina</i> *	4	0,00	0,00
<i>Helianthemum canariense</i> *	10	30,00	0,60
<i>Hordeum murinum</i>	1	0,00	0,00
<i>Hyparrhenia hirta</i>	18	66,67	0,89
<i>Hypericum canariense</i> *	3	0,00	0,00
<i>Hypericum reflexum</i> *	1	0,00	0,00
<i>Juniperus cedrus</i> *	2	50,00	2,00
<i>Juniperus phoenicea</i> var. <i>turbinata</i>	2	50,00	0,50
<i>Justicia hyssopifolia</i>	4	50,00	1,00
<i>Kleinia neriifolia</i> *	25	4,00	0,16
<i>Kunkeliella subsucculenta</i> *	1	100,00	2,00
<i>Launaea arborescens</i>	14	85,71	2,07
<i>Lavandula buchii</i> *	4	0,00	0,00
<i>Lavandula canariensis</i> *	20	90,00	2,50
<i>Limonium pectinatum</i>	14	14,29	0,21
<i>Lotus campylocladus</i> *	8	62,50	1,38
<i>Lotus sessilifolius</i> *	5	20,00	0,20
<i>Lycium intricatum</i>	10	90,00	1,70
<i>Mentha spicata</i>	1	0,00	0,00
<i>Mesembryanthemum nodiflorum</i>	6	0,00	0,00
<i>Micromeria hyssopifolia</i> *	6	16,67	0,17
<i>Micromeria lasiophylla</i> *	2	50,00	1,50
<i>Micromeria varia</i> *	10	10,00	0,10
<i>Morella faya</i>	2	0,00	0,00
<i>Neochamaelea pulverulenta</i> *	6	33,33	0,33
<i>Nepeta teydea</i> *	10	50,00	0,95
<i>Nicotiana paniculata</i>	1	0,00	0,00

Especies (cont.)	Nº de localidades	Frec. daños	Índice Cooke
<i>Ochlopoa annua</i>	3	0,00	0,00
<i>Olea cerasiformis</i> *	1	0,00	0,00
<i>Opuntia dillenii</i>	11	0,00	0,00
<i>Opuntia maxima</i>	6	0,00	0,00
<i>Pallenis spinosa</i>	3	33,33	1,33
<i>Parolinia intermedia</i> *	2	100,00	2,00
<i>Pennisetum setaceum</i>	13	0,00	0,00
<i>Pericallis cruenta</i> *	1	0,00	0,00
<i>Periploca laevigata</i>	21	52,38	1,00
<i>Phagnalon saxatile</i>	2	50,00	1,00
<i>Phagnalon umbelliforme</i>	1	100,00	1,00
<i>Phalaris canariensis</i>	1	0,00	0,00
<i>Phoenix canariensis</i> *	2	0,00	0,00
<i>Pimpinella cumbrae</i> *	1	100,00	1,00
<i>Pinus canariensis</i> *	30	86,67	2,37
<i>Pinus halepensis</i>	1	0,00	0,00
<i>Piptatherum coerulescens</i>	3	0,00	0,00
<i>Plantago lagopus</i>	2	0,00	0,00
<i>Plantago webbii</i> *	2	0,00	0,00
<i>Plocama pendula</i> *	22	100,00	3,00
<i>Polycarpaea divaricata</i> *	6	0,00	0,00
<i>Polycarpaea nivea</i>	2	50,00	1,00
<i>Polycarpaea smithii</i> *	1	0,00	0,00
<i>Polycarpaea tenuis</i> *	3	66,67	1,33
<i>Prunus dulcis</i>	3	33,33	1,00
<i>Pteridium aquilinum</i>	1	0,00	0,00
<i>Pterocephalus lasiospermus</i> *	26	26,92	1,15
<i>Reseda scoparia</i> *	5	60,00	1,80
<i>Retama rhodorhizoides</i> *	2	100,00	2,50
<i>Rubia fruticosa</i> *	8	100,00	2,13
<i>Rumex lunaria</i> *	6	0,00	0,00
<i>Salsola divaricata</i> *	14	50,00	0,71
<i>Sanguisorba megacarpa</i>	3	66,67	1,00
<i>Schizogyne sericea</i> *	21	95,24	2,14
<i>Scilla haemorrhoidalis</i> *	1	0,00	0,00
<i>Scrophularia glabrata</i> *	7	57,14	0,50

Especies (cont.)	Nº de localidades	Frec. daños	Índice Cooke
<i>Sideritis soluta</i> *	4	25,00	1,25
<i>Silene gallica</i>	1	0,00	0,00
<i>Silene nocteolens</i> *	1	100,00	1,00
<i>Silene vulgaris</i>	1	0,00	0,00
<i>Solanum nigrum</i>	1	0,00	0,00
<i>Sonchus acaulis</i> *	1	0,00	0,00
<i>Sonchus canariensis</i> *	4	0,00	0,00
<i>Sonchus congestus</i> *	1	0,00	0,00
<i>Spartocytisus supranubius</i> *	24	100,00	3,54
<i>Spergularia</i> sp.	4	0,00	0,00
<i>Tamarix canariensis</i>	3	33,33	0,33
<i>Teline osyrioides</i> *	1	100,00	3,00
<i>Tetraena fontanesii</i>	1	100,00	2,00
<i>Tolpis webbii</i> *	9	88,89	2,67
<i>Torilis arvensis</i>	1	100,00	1,00
<i>Trifolium arvense</i>	5	0,00	0,00
<i>Tuberaria guttata</i>	3	0,00	0,00
<i>Vicia sativa</i>	2	0,00	0,00
<i>Viola cheiranthifolia</i> *	1	100,00	2,00
<i>Vitis vinífera</i>	1	0,00	0,00
<i>Volutaria canariensis</i> *	7	0,00	0,00
<i>Vulpia</i> sp.	3	0,00	0,00
<i>Wahlenbergia lobelioides</i> *	3	0,00	0,00
<i>Withania aristata</i>	1	0,00	0,00

Fecha de recepción: 08 / 10 / 2018

Fecha de aceptación: 24 / 10 / 2018