

# ANALIZANDO LA DIVERSIDAD VEGETAL EN DOS ÁREAS DE CONTRASTADO EFECTO DE HERBÍVOROS INVASORES EN LA ISLA DE LA GOMERA (ISLAS CANARIAS)

ANA LEÓN-IZQUIERDO<sup>1\*</sup>, JONAY CUBAS<sup>1</sup>, JAVIER MARTÍN-CARBAJAL GONZÁLEZ<sup>2</sup>, RUYMÁN DAVID CEDRÉS-PERDOMO<sup>1</sup>, MARCELINO DEL ARCO<sup>1</sup>, JUANA MARÍA GONZÁLEZ MANCEBO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>. *Plant Conservation and Biogeography Research Group. Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna. Avda. Francisco Sánchez s/n, 38200. La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España. \*analeon1991@hotmail.es*  
<sup>2</sup>. *C/. Luisa Machado 28, Valle Tabares, 38320 San Cristóbal de La Laguna. Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias).*

*León-Izquierdo, A., J. Cubas, J. Martín-Carbajal González, R. D. Cedrés-Perdomo, M. del Arco, J. M. González Mancebo (2025). Analyzing plant diversity in two areas with a contrasting effect of invasive herbivores. Vieraee 48: <https://doi.org/10.31939/vieraee.2025.48.06>*

**ABSTRACT:** This study shows the importance of botanical refuge against invasive herbivores. In this work, we analysed the differences in plant diversity and composition in order to demonstrate the effect of invasive herbivores on the flora and the seed bank. Fourteen plots were delimited, four of them in an herbivore exclusion zone. In each plot, a floristic inventory was carried out, estimating cover and those abiotic variables that could affect vegetation dynamics. At the same time, soil samples were collected to carry out the seed bank study, with the aim of examining the

regeneration potential of each plot. This study demonstrates the great impact that herbivores have on the studied area, both in terms of plant composition and diversity. The results obtained show that invasive herbivores are completely capable of modifying plant communities, with losses of more than double the number of endemic species, leading to the absence of the endemic flora in the seed bank. It also demonstrates the temporality of the richness in inaccessible areas, which should be fenced at their base to avoid the loss of regeneration of the flora they harbour.

**KEYWORDS:** Conservation / endemic vegetation / herbivory / seed bank / botanical refugees.

**RESUMEN:** Este estudio muestra la importancia de los refugios botánicos frente a los herbívoros invasores. En este trabajo se analizan las diferencias en diversidad y composición vegetal con la finalidad de demostrar el efecto de herbívoros invasores en la flora y en el banco de semillas. Se delimitaron catorce parcelas, cuatro de ellas en una zona de exclusión de herbívoros. En cada parcela se realizó un inventario florístico estimando su cobertura y aquellas variables abióticas que podrían afectar a la dinámica de la vegetación. Paralelamente, se recolectaron muestras de suelo para llevar a cabo el estudio del banco de semillas, con la finalidad

de examinar la potencialidad de regeneración en cada parcela. Este estudio demuestra el gran impacto que generan los herbívoros en el área estudiada, tanto en composición como en diversidad vegetal. Los resultados obtenidos muestran que los herbívoros invasores son capaces de modificar completamente las comunidades vegetales, con pérdidas de más del doble de las especies endémicas, lo que conduce al agotamiento de la flora endémica en el banco de semillas. Además, demuestra la temporalidad de la riqueza en las zonas inaccesibles, que deberían ser valladas en su base para evitar la pérdida de regeneración de la flora que albergan.

**PALABRAS CLAVE:** conservación / vegetación endémica / herbivoría / banco de semillas / refugios botánicos.

## INTRODUCCIÓN

Las islas oceánicas constituyen uno de los mayores reservorios de endemici-  
dad por unidad de superficie de todo el planeta, incluyendo una cuarta parte de la  
flora endémica mundial (Fernández-Palacios, 2004; Kreft *et al.*, 2008). Se caracte-  
rizan por albergar una gran diversidad de especies endémicas como resultado del  
aislamiento evolutivo (Fernández-Palacios, 1999) y también una gran diversidad de  
hábitats que dependen de las condiciones climáticas y orográficas (Steinbauer &  
Beierkuhnlein, 2010). En contrapartida, estas islas son extremadamente frágiles,  
debido precisamente a los altos valores de endemici-  
dad y al pequeño tamaño de la mayoría de sus hábitats (Whittaker *et al.*, 2008; Fernández-Palacios *et al.*, 2014; González-Mancebo *et al.*, 2022). Esto explica que de los 34 puntos calientes que existen en la actualidad, 9 corresponden a islas y otros 3 tienen una gran proporción de su diversidad en territorios insulares (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007).

La región bioclimática mediterránea cuenta con 25.000 especies de flora, de las cuales la mitad aproximadamente son endémicas (Martín-Esquivel *et al.*, 2005). Las islas macaronésicas albergan un elevado número de endemismos por unidad de superficie, siendo la isla de La Gomera la más rica en densidad relativa, seguida del resto de islas occidentales de Canarias y Madeira (Martín-Esquivel *et al.*, 2005). A pesar del alto nivel de degradación de los ecosistemas canarios (González-Mancebo *et al.*, 2019), aún cuentan con una elevada endemici-  
dad, 680 taxones endémicos de plantas vasculares, lo que representa más del 50% del total de la flora nativa (Reyes-Betancort *et al.*, 2008).

El archipiélago canario ha perdido el 73% de la superficie de los ecosistemas originales que presentaban estas islas antes de la llegada del hombre (del Arco *et al.*, 2010). El caso más extremo es el de Fuerteventura, que conserva solo un 8,5% de su superficie con vegetación potencial actual, pero no hay ninguna isla que conserve más del 50% (del Arco *et al.*, 2010). Los ecosistemas que se han conservado hasta nuestros días están profundamente modificados, debido en buena parte al estrés mantenido en el tiempo por la elevada palatabilidad de la flora endémica a los herbívoros invasores (Cubas *et al.*, 2019; González-Mancebo *et al.*, 2022) ya que, por su origen oceánico, las floras insulares han evolucionado en ausencia de estos mamíferos (Courchamp *et al.*, 2003).

Los herbívoros invasores han provocado importantes efectos negativos en las comunidades vegetales de Canarias, desde la vegetación costera hasta la alta montaña (Garzón-Machado *et al.*, 2010; Irl *et al.*, 2012; Cubas *et al.*, 2018; González-Mancebo *et al.*, 2019). Los efectos que producen los herbívoros invasores sobre la flora representan las principales causas de pérdida de biodiversidad en las islas (McNeely *et al.*, 2001; Courchamp *et al.*, 2003). Además, estos herbívoros

no solo producen una gran modificación de los ecosistemas a través de los daños producidos en la flora endémica. Entre los múltiples impactos que generan en el entorno, se encuentra también los cambios en la composición química del suelo (Eldridge & Koen, 2008; Cubas *et al.*, 2018). La presencia de excrementos incrementa la proporción de nitratos, al mismo tiempo que se reduce el contenido en nitrógeno total y la materia orgánica (Willott *et al.*, 2000; Cubas *et al.*, 2018) produciendo así una alteración del terreno, que beneficia a especies propias de hábitats degradados (especies ruderales). Paralelamente, los herbívoros invasores modifican también el banco de semillas del suelo. De Souza Maia *et al.*, (2006) indican que, en las comunidades vegetales, el banco de semillas en el suelo constituye el potencial regenerativo y tiene un efecto marcado en la composición y en los patrones de vegetación de la comunidad.

Los herbívoros llegaron al archipiélago por diferentes medios y en distintas épocas. Existe evidencia de que junto con los aborígenes se introdujeron las primeras cabras (*Capra hircus* L.), ovejas (*Ovis aries* L.) y otros animales domésticos (Rando, 2003; de Nascimento *et al.* 2020). El conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.), fue introducido en Canarias por los conquistadores castellanos en el siglo XV (de Abreu-Galindo, 1977). Posteriormente, en la década de los 70 se introdujo el muflón (*Ovis orientalis* L.) en la isla de Tenerife (Nogales *et al.*, 2006), que recientemente ha sido introducido en la isla de La Gomera. Todos ellos se han establecido con éxito hasta nuestros días.

En la actualidad, existen pocas zonas donde los efectos de la presión antrópica y la presencia de herbívoros invasores aún no ha llegado. Estas zonas que podríamos denominar como refugios de herbivoría tienen una gran importancia para la conservación de la biodiversidad de nuestro archipiélago y para la comprensión de los profundos daños causados por los herbívoros en las comunidades vegetales y los ecosistemas. Estos santuarios se sitúan en roques o paredes verticales, donde su inaccesibilidad los protege de los herbívoros invasores de mayor tamaño (conejo, muflón y ganado en general) y sirven así de refugio para una alta variedad de especies endémicas. Por desgracia, en Canarias los refugios de herbivoría son muy escasos. Entre los ejemplos más llamativos se encuentran los acantilados de Jandía, al sur de Fuerteventura (Fernández-Palacios *et al.*, 2008), que conservan restos de bosque termoesclerófilo, con especies propias de laurisilva seca que crecen en grietas y fisuras (Hernández Cerdeña *et al.*, 2018). También cabe destacar el andén de Los Calzones Rotos, en el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, en la isla de La Palma, un andén que ha demostrado que el pinar canario puede albergar un sotobosque de alta diversidad y cobertura (González-Mancebo *et al.*, 2019).

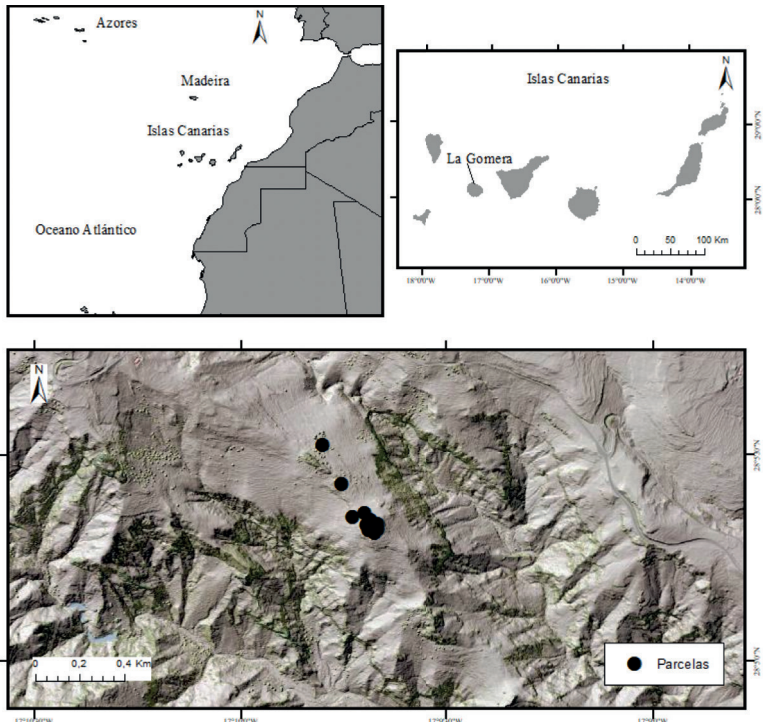
Recientemente, se ha descubierto un refugio de herbivoría en la isla de Gomera, se trata de un roque inaccesible situado en el Barranco del Cabrito (el Roque del Sombrero). En su cima se han descubierto dos especies nuevas para la ciencia, *Lotus gomerythus* (Portero-Álvarez *et al.*, 2019) y *Ruta nanocarpa* (Mesa *et al.*, 2023; Soto *et al.*, 2022) además de un cortejo de flora que incluye hasta 23 especies endémicas (Portero-Álvarez *et al.*, 2019; 2022).

El objetivo principal de este trabajo ha sido comparar la diversidad y composición de especies vegetales en presencia y ausencia de herbívoros invasores en el Barranco del Cabrito (La Gomera), contribuyendo así a comprender la importancia de conservar estos enclaves. Para ello se han desarrollado los siguientes objetivos específicos: 1) Analizar la riqueza y composición vegetal en condiciones de exclusión y presencia de herbívoros invasores, 2) analizar la influencia de la distancia a la zona de exclusión de herbívoros en la flora endémica y no endémica y 3) analizar el banco de semillas en presencia y ausencia de herbívoros invasores y si existe correlación con la composición florística. La hipótesis es que existe un gradiente de variación en la riqueza y composición de la flora endémica desde la zona de conexión con el área de exclusión (pie de risco) hacia el exterior.

## MATERIAL Y MÉTODO

- Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Roque del Sombrero y área circundante al mismo, situado en el espacio natural protegido conocido como Monumento Natural del Barranco del Cabrito (La Gomera, islas Canarias, **Figura 1**). Nuestra actividad se ha desarrollado entre los 612 y 640 metros sobre el nivel del mar. Presenta un macrobioclima mediterráneo situándose en el piso bioclimático inframediterráneo semiárido superior (del Arco *et al.*, 2006), donde las condiciones climáticas se corresponden con un clima seco durante la mayor parte del año. Según del Arco *et al.* (2009) la temperatura media anual próxima al Roque del Sombrero es de unos 17°C y la precipitación media anual de alrededor de 500 mm. Posee una topografía compuesta por barrancos radiales y profundos dotados de una enorme diversidad. Se trata de uno de los territorios de la Unión Europea que cuenta con mayor número de endemismos por 100 Km<sup>2</sup> (Martín-Esquivel *et al.*, 2005).



**Figura 1.** Localización del archipiélago canario y de la isla de La Gomera. En la parte inferior, distribución de las parcelas de muestreo (círculos negros).

Es un roque sálico que presenta un matorral asociado a restos del bosque termo-esclerófilo (*Brachypodio arbusculae-Juniperetum canariensis*, del Arco & Rodríguez-Delgado, 2018) con acebuches (*Olea cerasiformis*) y sabinas (*Juniperus canariensis*, Romo *et al.*, 2019). Además, le acompañan especies como la magarza (*Argyranthemum callichrysum*), mosquera (*Globularia salicina*), cardoncillo (*Ceropogia dichotoma subsp. krainzii*), tomillo salvaje (*Micromeria gomerensis*) entre otras (Portero-Álvarez *et al.*, 2019; 2022). Por el contrario en la parte baja del roque se encuentra una comunidad de sustitución de tabaibal amargo gomero (*Euphorbietum berthelotii*), altamente ruderalizada y degradada, con amplia representación del herbazal nitrófilo *Echio plantaginei-Galactition tomentosae* (del Arco & Rodríguez-Delgado, 2018).

#### • Método de muestreo

En febrero-mayo de 2019 se seleccionaron 14 parcelas de 5x5 m (25m<sup>2</sup>) distribuidas en tres tratamientos: 1) zona de exclusión, con 4 parcelas situadas en la parte superior del Roque donde no existen evidencias de herbívoros invasores (conejos y

cabras), 2) zona de control de pie de risco, con 6 parcelas situadas bajo el roque a una distancia entre 5-20 m, y 3) zona de control que consta de 4 parcelas afectadas por ganado ovin y vacuno y conejo europeo, alejadas de la base del roque con un mínimo de 60 metros de separación. Estos dos últimos tratamientos en zona de no exclusión, es decir, en presencia de herbívoros.

Para poder realizar las 4 parcelas en la parte superior del Roque del Sombro, fue necesaria la labor de un escalador profesional que nos ayudó a llegar a la zona de estudio con técnicas y material adecuados. No pudimos realizar más parcelas en la parte superior del roque debido a su escasa superficie.

En cada parcela, se realizó un inventario florístico y se estimó la cobertura de las especies presentes. Cada especie fue clasificada según su origen en endémicas (incluyendo endemismos macaronésicos) y no endémicas siguiendo la clasificación propuesta por el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. Para cada localidad se consideraron las siguientes variables abióticas: porcentaje de roca, porcentaje de suelo desnudo, pendiente y altitud.

- **Análisis de banco de semillas**

Con la finalidad de estudiar el estado del banco de semillas del suelo en las diferentes zonas de estudio, se recolectó una muestra de suelo de 1 kg. en cada una de las parcelas analizadas. Con ello podemos contrastar la información obtenida en campo sobre el efecto que originan los herbívoros invasores en el banco de semillas del suelo. La recogida de suelo se llevó a cabo dentro de cada parcela de manera aleatoria en 20 puntos distintos que abarcaran la superficie de estudio, recolectando siempre muestras alrededor de las especies endémicas más restringidas. Una vez depositadas en el invernadero de la Universidad de La Laguna, cada muestra de suelo fue tamizada para eliminar las gravas de mayor tamaño, desde una malla de 2,5 mm hasta una luz de 0,5 mm, poniendo especial atención en no perder semillas. Una vez tamizado el suelo, se depositó en bandejas individualizadas a las cuales se les añadió previamente en el fondo una pequeña porción de turba cuya finalidad era la de amortiguar el posible exceso de agua de riego que éstas podrían percibir y que los individuos pudieran enraizar de manera adecuada. En total se prepararon 14 bandejas, coincidiendo con el número de parcelas estudiadas. Dado los diferentes requerimientos hídricos que presentaban los suelos, las bandejas fueron visitadas y regadas cada día. Esos mismos requerimientos variaban también en función del tiempo.

En cada visita se anotaban los individuos de las diferentes especies que habían germinado. Cualquier plántula germinada durante ese periodo era retirada de la bandeja y colocada en macetas individualizadas hasta la formación de flores y frutos para poder ser identificada en el laboratorio mediante claves de deter-

minación. El experimento se desarrolló durante 125 días. Una vez concluido, los suelos fueron nuevamente tamizados para detectar semillas de posibles especies que no hubieran germinado en la experiencia previa.

Una vez identificadas las especies, éstas fueron clasificadas según su origen siguiendo la misma metodología que en campo. En este último término se engloban todas aquellas especies cuya presencia en los hábitats canarios se relaciona con algún tipo de alteración antrópica.

### Análisis de datos

- Para determinar si había diferencias significativas entre tratamientos (exclusión y no exclusión de herbívoros) se utilizó un análisis comparativo de medias (t-Student) para aquellas variables que seguían una distribución normal (función *"t.test"*; R package *"vegan"*, Oksanen *et al.*, 2018). Los gráficos en cajas fueron realizados con el programa R Studio (función *"boxplot"*).

Paralelamente se aplicó un análisis de Correspondencia Corregido (en adelante DCA) con todas las parcelas (exclusión y control), para detectar los gradientes de  $\beta$ -diversidad que explican la composición de la vegetación para analizar las principales relaciones entre parcelas y especies utilizando el programa CANOCO (versión 4.5; Ter & Smilauer, 1998). Además, las coordenadas obtenidas para la construcción de los gráficos (*sample scores*, DCA) fueron correlacionadas (correlación de Pearson, función *"cor.test"*; R package *"Hmisc"*) con las variables consideradas. Posteriormente se llevó a cabo un gráfico de regresión que fue realizado con el programa RStudio (función *"plot"*; R package *"vegan"*).

Con respecto al banco de semillas del suelo, se utilizó un análisis comparativo no paramétrico (Test de Wilcoxon) dado que las variables que no seguían una distribución normal (función *"wilcoxon.test"*; R package *"vegan"*). Los gráficos en cajas fueron realizados con el programa R Studio (función *"boxplot"*).

## RESULTADOS

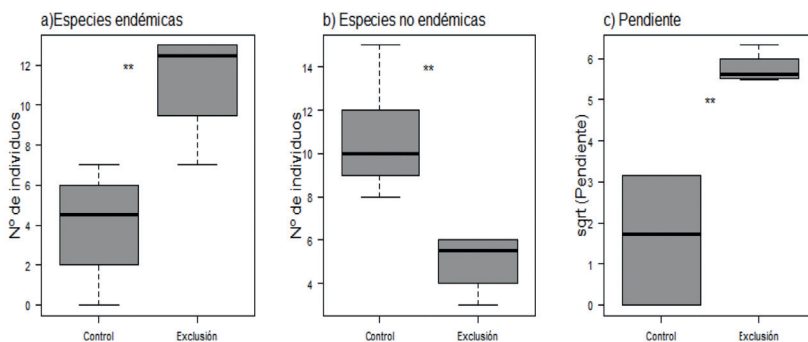
### Composición de la vegetación

- En el conjunto de parcelas analizadas se han contabilizado un total de 62 especies de plantas de las cuales el 38,70% son endémicas (24 especies) y el 61,30% son no endémicas (38 especies). El 75% de los endemismos fueron restringidos a Canarias (18 especies) y el 25% fueron endemismos macaronésicos (6 especies). Entre las especies no endémicas, sólo el 10,53% fueron nativas seguro (4 especies), mientras que el 89,47% eran especies ruderales (34 especies) identificadas en el banco de datos de Biodiversidad de Canarias como nativa probable o posible.

El análisis de cobertura en ambos tratamientos (exclusión y no exclusión) no mostró

diferencias significativas ( $p>0,05$ ). Por el contrario, sí existen diferencias significativas en el número de especies endémicas ( $t_{4,46} = -4,49$ ;  $p<0,01$ ) siendo mayor el número medio de especies endémicas en parcelas de exclusión de herbívoros ( $11,95\pm5,90$ ) que en control ( $4,0\pm2,92$ ) (**Figura 2a**). Además, el número de especies no endémicas en ambos tratamientos fue significativamente diferente ( $t_{8,73} = 5,48$ ;  $p<0,001$ ) encontrando mayor número de especies no endémicas ( $10,5\pm8,38$ ) en zonas afectadas por herbivoría que en zonas sin presencia de estos ( $5,0\pm4,80$ ) (**Figura 2b**).

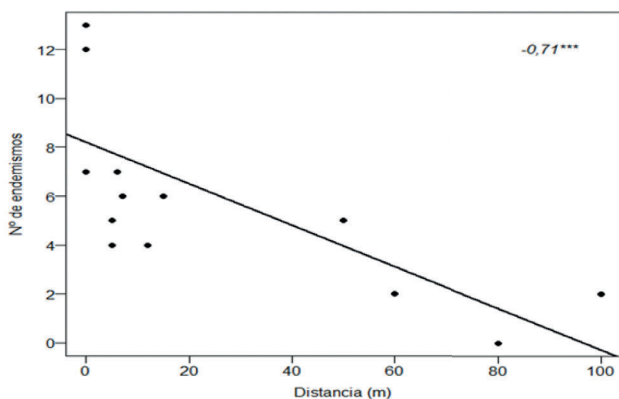
Las especies que presentaban una cobertura superior al 20% en el área de exclusión fueron *Globularia salicina*, *Ruta nanocarpa*, *Juniperus canariensis*, *Hyparrhenia hirta*, *Asphodelus ramosus*, *Argyranthemum callichrysum* y *Ceropegia dichotoma subsp. kranzii* (ver Anexo **Tabla I**). En el área control, las especies que se encontraban con un porcentaje de cobertura mayor al 20% fueron *Bromus sp.*, *Plantago lagopus*, *Euphorbia lamarcki*, *Aristida adscensionis*, *Hyparrhenia hirta*, *Avena barbata*, *Carlina salicifolia*, *Rubia fruticosa* y *Erodium botrys*. Por tanto, se puede confirmar, que el área de exclusión se encuentra dominada, tanto en número de especies como en porcentaje de cobertura, por endemismos, ocurriendo el efecto contrario, en el área control donde el número de especies y el porcentaje de cobertura está dominado por especies ruderales. Eso se relaciona también con la pendiente, única variable abiótica de las estudiadas en campo que presentó diferencias significativas para los dos tratamientos ( $t_{11,38} = -8,37$ ;  $p<0,0001$ ) siendo las parcelas en la cima del Roque las de mayor pendiente ( $5,75\pm0,39^\circ$ ) que aquellas situadas fuera del Roque ( $1,58\pm1,46^\circ$ ) (**Figura 2c**). El resto de variables abióticas (cobertura de roca, cobertura de materiales fijos y suelo desnudo) no



**Figura 2.** Análisis de las diferencias encontradas en parcelas de exclusión y control entre especies endémicas (a), especies no endémicas (b) y en áreas de diferente pendiente (c) (\*\*)  $p<0,001$ .

presentaron diferencias significativas ( $p>0,05$ ) entre ambos tratamientos.

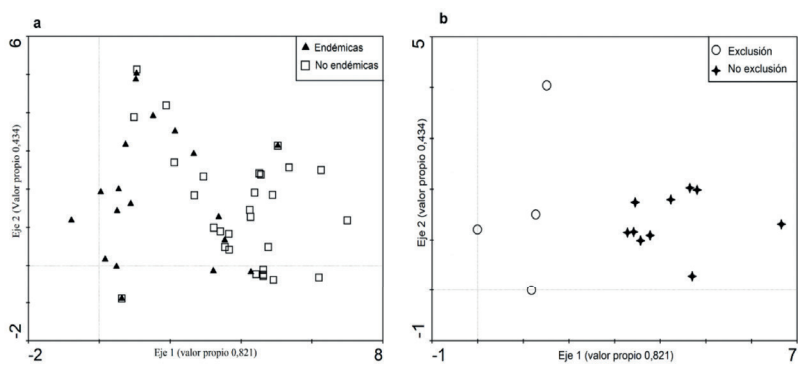
El análisis de correlación realizado entre la riqueza de endemismos y la distancia al Roque fue negativamente significativo ( $r^2 = -0,71$ ;  $p<0,0001$ ;  $n=14$ , **Figura 3**). Esto nos indica el problema de migración que presentan las especies situadas en el Roque del Sombrero donde están refugiadas ya que a medida que nos alejamos del roque, el número de especies endémicas decrece. No se obtuvieron diferencias significativas entre la riqueza de especies no endémicas y la distancia al Roque ( $p>0,05$ ).



**Figura 3.** Relación obtenida entre el número de endemismos presentes en las parcelas y la distancia al roque (\*\*\*)  $p<0,0001$ .

El análisis de Correspondencia Corregido (DCA) realizado con los datos de abundancia para todas las especies encontradas (**Figura 4a**) y el conjunto de parcelas (**Figura 4b**), muestra clara separación entre ambos tratamientos (exclusión y control) lo que demuestra profundos cambios en la composición de la flora. En la figura 4a podemos observar como las especies que figuran a la izquierda del gráfico corresponden, mayoritariamente, a especies endémicas respecto a aquellas que figuran a la derecha del gráfico que corresponden a especies no endémicas.

El eje 1 se correlaciona negativamente con la pendiente ( $r^2 = -0,92$ ;  $p<0,0001$ ;  $n=14$ ) y con los materiales fijos ( $r^2 = -0,59$ ;  $p<0,05$ ;  $n=14$ ) y positivamente con la distancia al Roque ( $r^2 = 0,63$ ;  $p<0,05$ ;  $n=14$ ). El eje 2 no se correlaciona con ninguna variable ( $p>0,05$ ).



**Figura 4.** Análisis de Correspondencia Corregido (DCA) con todas las especies (a) y parcelas (b). En el gráfico de la izquierda se indican con cuadrados las especies no endémicas y en triángulo negro las especies endémicas. En el gráfico de la derecha se muestra en círculo las parcelas de exclusión de herbívoros y en diamantes de color negro las parcelas afectadas por herbivoría (control). El porcentaje de varianza acumulada fue 19,4% en el eje 1 y 29,7% en el eje 2

• Análisis del banco de semillas

En las bandejas de germinación se contabilizaron un total de 30 especies, de las cuales el 23,34% son endémicas (2 endemismos macaronésicos y 5 canarios) y el 76,67% corresponden a especies no endémicas (23 especies). Respecto a la flora no endémica, sólo el 8,70% (2 especies) son nativas seguras, mientras que el 91,30% restante (21 especies) son plantas ruderales (**Tabla I**).

ESPECIE	ORIGEN	EX	NEX
<i>Aeonium decorum</i> Webb ex Bolle	CAN	9	1
<i>Ammi majus</i> L.	RUD	0	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	RUD	0	5
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	RUD	0	1
<i>Chenopodium murale</i> L.	RUD	0	27
<i>Crassula campestris</i> (Eckl. & Zeyh.) Endl. ex Walp.	RUD	0	2
<i>Cynara cardunculus</i> L.	NS	0	3
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L`Hér. in Aiton	RUD	0	1
<i>Euphorbia berthelotii</i> Bolle	CAN	0	1
<i>Ferula linkii</i> Webb	CAN	1	0

<i>Hedypnois rhagadioloides</i> (L.) F. W. Schmidt	RUD	0	2
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf in Prain	NS	0	1
<i>Lamarckia aurea</i> (L.) Moench	RUD	1	5
<i>Lobularia canariensis</i> (DC.) L. Borgen	CAN	0	2
<i>Lolium sp</i>	RUD	31	3
<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.	RUD	0	4
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	RUD	0	2
<i>Phalaris paradoxa</i> L.	RUD	0	1
<i>Plantago lagopus</i> L.	RUD	0	15
<i>Polycarpaea divaricata</i> (Aiton) Poir.	CAN	1	0
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	RUD	5	47
<i>Rubia fruticosa</i> Aiton	MAC	0	1
<i>Silene gallica</i> L.	RUD	0	2
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	RUD	0	2
<i>Spergula fallax</i> (Lowe) E. H. L. Krause in Sturm	RUD	0	1
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	RUD	0	2
<i>Stipa capensis</i> Thunb.	RUD	0	2
<i>Trifolium campestre</i> Schreb. in Sturm	RUD	1	2
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	RUD	0	2
<i>Wahlenbergia lobelioides</i> (L. f.) Link subsp. <i>lobelioides</i>	MAC	3	2

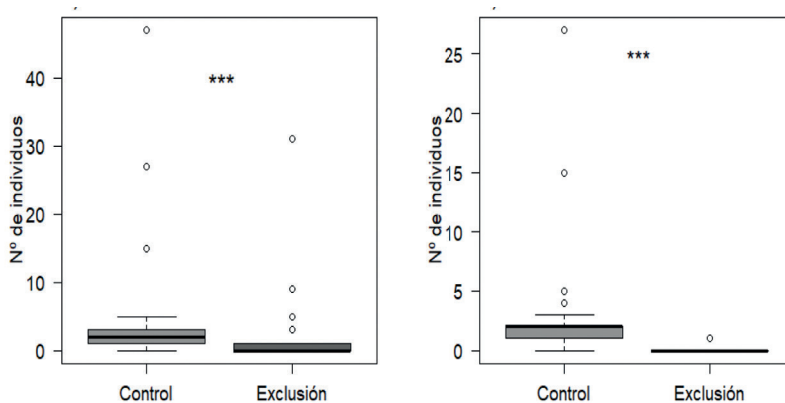
**Tabla 1.** Número de individuos germinados en el banco de semillas por especie y tratamiento (exclusión (EX) y No exclusión (NEX)) según su origen: CAN=Endemismo canario; MAC=Endemismo macaronésico; NS= No endémica Nativa segura; RUD= No endémica Ruderal.

Se identificaron un total de 192 individuos pertenecientes a 30 taxones diferentes. Del total de individuos, 52 pertenecen a las bandejas en zonas de exclusión siendo *Lolium sp.* la más abundantes, seguida de *Aeonium decorum*. También germinaron algunos individuos de especies endémicas como *Lobularia canariensis*, *Wahlenbergia lobelioides* subsp. *lobelioides*, *Rubia fruticosa*, *Polycarpaea divaricata*, *Ferula linkii* y *Euphorbia berthelotii*, tratándose éste último de un endemismo exclusivo de La Gomera.

Los 140 individuos restantes corresponden a las bandejas del tratamiento control, siendo representadas en su mayoría por especies ruderales: *Chenopodium murale*, *Polycarpon tetraphyllum*, *Plantago lagopus* y *Capsella bursa-pastoris* entre otras.

El análisis comparativo entre tratamientos para la suma de individuos encontrados para cada especie mostró diferencias significativas ( $W=153$ ;  $p<0,0001$ ). La

mayor riqueza total (endémicas y no endémicas) se ha localizado en las parcelas afectadas por herbivoría (**Figura 5a**). Esto se debe a la alta cantidad de individuos ruderales que están presentes en el banco de semillas del suelo situado en el tratamiento control (171 individuos de 23 especies) dando lugar a una ruderalización del terreno. Si atendemos solo a las especies ruderales, las diferencias en este caso fueron también altamente significativas ( $W=17,5$ ;  $p<0,0001$ ) siendo mayor en áreas control que en la zona del roque. No se encontraron diferencias significativas en el número de especies endémicas ( $p>0.05$ ).



**Figura 5.** Media y desviación estándar del número total de individuos (a) y del número total de ruderales (b) presentes en cada tratamiento analizado (control y exclusión). La diferencia entre ambos tratamientos fue significativa ( $p<0,0001$ ).

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos demuestran el impacto que producen los herbívoros invasores en las comunidades vegetales, el cual incluye pérdida de diversidad autóctona y cobertura de endemismos y ruderalización del ecosistema. Estos efectos conducen a un cambio drástico en la composición de especies de la comunidad vegetal que, en el gradiente analizado, se incrementan a medida que nos alejamos de la zona de exclusión. La zona de exclusión de herbívoros presenta algo más del doble de especies endémicas que el área circundante. La especie endémica dominante en el área adyacente es *Euphorbia berthelotii*, mientras que en la zona de exclusión las especies dominantes fueron *Globularia salicina*, *Ruta nanocarpa* y *Argyranthemum callichrysum*. La dominancia de especies ruderales en las áreas afectadas por herbívoros invasores, frente a las endémicas, demuestra las diferencias en la palatabilidad de ambos grupos de plantas, tal y como

se obtuvo en un análisis realizado en la isla de Tenerife (Cubas *et al.*, 2019). La preferencia que tienen los herbívoros invasores por las especies endémicas se explica por su mayor palatabilidad, al evolucionar en ausencia de estos mamíferos (Chytoweth *et al.*, 2013). Pero es importante resaltar que *E. berthelotii*, no es la especie dominante en el refugio de herbivoría, lo que representa una llamada a la experimentación para conocer la composición de las comunidades vegetales actuales. En Canarias hay muy pocos refugios de herbivoría que nos permitan, como en este caso, conocer una buena parte de las especies ausentes en las comunidades vegetales actuales, por lo que es necesaria la experimentación en condiciones de exclusión. Este trabajo demuestra, por un lado, el alto grado de alteración en el que se encuentra la zona afectada por herbivoría y por otro la imposibilidad de migración de los endemismos refugiados, proceso necesario para que las especies se adapten al cambio global actual (del Arco *et al.*, 2008; González-Mancebo *et al.*, 2022).

El efecto del cambio climático es un factor que viene a sumarse al principal problema que tienen los endemismos, los herbívoros invasores. Este nuevo factor afecta la composición de la vegetación mediante las nuevas circunstancias climáticas. Esto se traduce en un problema para toda la flora, en un problema para toda la flora, pero en particular para aquellas refugiadas en enclaves aislados, ya que tienen muy limitada su capacidad de expansión, no sólo por la herbivoría, sino también por el deterioro de los suelos afectados por los mamíferos invasores (Cubas *et al.*, 2018). Estos refugios de herbivoría, por su aislamiento, podrían considerarse como islas dentro de islas (Fernández-Palacios *et al.*, 2014). En los ecosistemas insulares, las especies presentan una mayor limitación para afrontar los cambios que puedan ejercerse sobre sus hábitats (efectos del cambio climático, presión antrópica, herbivoría, etc.), a diferencia de lo que ocurre en los continentes, donde pueden emplear el desplazamiento hacia el norte como forma de respuesta ante las alteraciones (Fernández-González *et al.*, 2005). En islas oceánicas, la respuesta migratoria ante el cambio climático queda restringida a cambios de distribución en altitud, los cuales ofrecen mayores o menores posibilidades dependiendo de la orografía, del aislamiento y de la altitud máxima de la isla.

Es importante resaltar también el proceso de ruderalización que sigue a la entrada de herbívoros invasores, el cual va acompañado de cambios en la estructura y en la composición de nutrientes del suelo (Pallet *et al.*, 2016). Esto representa una dificultad añadida a la migración, tanto por fenómenos de competencia con las especies ruderales (Parada-Díaz *et al.*, 2022), como por la modificación de los nutrientes y de la microbiota del suelo (Hol *et al.*, 2010; Pulido-Suárez *et al.*, 2021) modificando el banco de semillas.

Los resultados del banco de semillas también permiten afirmar que la acción de los herbívoros (ganado ovi-caprino, ganado vacuno y conejo) sobre el área de estudio ha llegado a un punto tal que, para su restauración, es necesario recuperar el banco de semillas, ya que se encuentra ruderalizado y altamente empobrecido en flora endémica. Esto hace que se precise restauración incluso ante una eventual ausencia de herbívoros invasores, como se ha podido comprobar en los trabajos realizados en la isla de Fuerteventura (Hernández-Cerdeña *et al.*, 2018). Dado que el banco de semillas del suelo constituye el potencial regenerativo de las comunidades vegetales, y tiene un efecto marcado en la composición y en los patrones de vegetación de la comunidad (De Souza Maia *et al.*, 2006), se puede concluir que los cambios provocados en la composición de la vegetación debidos a la herbivoría continuarán en el tiempo. Por otra parte, hay que resaltar la ausencia de diferencias significativas en el banco de semillas de flora endémica en las parcelas de exclusión y control. La elevada pendiente de las parcelas de exclusión, y que se trata de una zona especialmente ventada y con poco suelo, está contribuyendo a que las diferencias actuales de endemidad en los recuentos realizados sean temporales, ya que no hay aporte externo a la flora del roque. Así, este enclave constituye un sumidero de riqueza ya que probablemente la mayor parte de la flora del roque se está dispersando fuera del mismo con poco o nulo éxito de regeneración. El caso más llamativo corresponde a *Lotus gomerythus* y *Ruta nanocarpa*, dos endemismos recientemente descritos, que no han aparecido en el banco de semillas del roque, y tampoco fuera del mismo.

No obstante, hay que resaltar la limitación que presenta el método de germinación en bandeja, el cual nos proporciona unos resultados preliminares obtenidos en sólo 4 meses de estudio. Existe la posibilidad de que algunas semillas presenten un periodo de latencia superior al empleado y que el número de especies endémicas por germinar pueda incrementarse a lo largo del tiempo; sin embargo, la fuerte presión de ganado ovi-caprino en la zona, nos hace pensar que es difícil que se incremente el número de semillas de especies endémicas obtenido en el estudio. Existen numerosos estudios en los que se refleja el mismo efecto en otras islas del mundo en las que se ha introducido herbívoros como el conejo europeo (Courchamp *et al.*, 2003).

Los resultados nos permiten recomendar que se lleven a cabo proyectos de restauración en esta zona, con la instalación de vallados de exclusión de pie de risco en la base del roque, que permitan la regeneración con éxito de las especies que están dispersando semillas desde la parte superior del mismo. Para aquellas especies endémicas presentes en el roque, que no se han encontrado en el banco de semillas, *Lotus gomerythus* y *Ruta nanocarpa*, se recomienda desarrollar planes específicos de gestión que permitan incrementar urgentemente su número

de individuos tanto *ex situ* como *in situ*. Estas dos especies deberían proponerse para su inclusión en el catálogo canario de especies protegidas y en el catálogo español de especies amenazadas. La muerte del único individuo natural encontrado de *Lotus gomerythus* en el Roque del Sombrero es indicadora de que este enclave probablemente ya no cuenta con las condiciones climáticas adecuadas para el desarrollo de esta especie por lo que las translocaciones a cotas superiores son necesarias.

## BIBLIOGRAFÍA

- CHYNOWETH, M.W., C.M. LITTON, C.A. LEPCZYK, S.C. HESS & S. CORDELL (2013).  
Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 9. *Capra hircus*, the Feral Goat (Mammalia: Bovidae). *Pacific Scientific* 67:141-156.
- COURCHAMP, F., J.L. CHAPUIS & M. PASCAL, M. (2003).  
Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Review* 78(3):347-383.
- CUBAS, J., J.L. MARTÍN-ESQUIVEL, M. NOGALES, D.H.S. IRL, R. HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, M. LÓPEZ-DARIAS, M. MARRERO-GÓMEZ, M. DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2018).  
Contrasting effects of invasive rabbits on endemic plants driving vegetation change in a subtropical alpine instar environment. *Biological Invasions* 20:793-807
- CUBAS, J., S.D.H. IRL, R. VILLAFUERTE, V. BELLO-RODRÍGUEZ, J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO, M. DEL ARCO, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2019).  
Endemic plant species are more palatable to introduced herbivores than non-endemics. *Proceeding B of Royal Society of Ecology* 286: 20190136.
- DE ABREU GALINDO, J. (1977).  
*Historia de la conquista de las siete islas de Canarias*. Goya, Santa Cruz de Tenerife, España. 367 pp. [Reedición del original de 1632].
- DE NASCIMENTO, L., S. NOGUÉ, A. NARANJO-CIGALA, C. CRIADO, M. MCGLONE, E. FERNÁNDEZ-PALACIOS & J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS (2020).  
Human impact and ecological changes during prehistoric settlement on the Canary Islands. *Quaternary Science Reviews* 239: 106332
- DE SOUZA MAIA, M., F.C. MAIA & M.A. PÉREZ (2006).  
Bancos de semillas en el suelo. *Agriscientia* 23(1): 33-44.
- DEL ARCO AGUILAR, M.J., R. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, V. GARZÓN-MACHADO & B. PIZARRRO-HERNÁNDEZ (2010).  
Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19: 3089-3140.

DEL ARCO, M.J. & O. RODRÍGUEZ-DELGADO (2018).

*Vegetation of the Canary Islands*. In: *Vegetation of the Canary Islands*. Plant and vegetation. Springer, 16:83-319.

DEL ARCO, M.J. (2008).

Consecuencias del cambio climático sobre la flora y vegetación canaria. In: J.M. Méndez Pérez & M. Vázquez Abeledo (Eds.). *El Cambio Climático en Canarias*. Academia Canaria de Ciencias. Serie Monografías, 1:79-100.

DEL ARCO, M.J., O. RODRÍGUEZ DELGADO, J.R. ACEBES, A. GARCÍA GALLO, P.L. PÉREZ DE PAZ, J.M. GONZÁLEZ MANCEBO, R. GONZÁLEZ GONZÁLEZ & V. GARZÓN MACHADO (2009).

Bioclimatology and climatophilous vegetation of Gomera (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 46:161-191

ELDRIDGE, D. J. & T.B. KOEN (2008).

Formation of nutrient-poor soil patches in a semi-arid woodland by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.). *Austral Ecology* 33(1): 88-98.

FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., J. LOIDI & J.C MORENO (2005).

Impactos sobre la biodiversidad vegetal. pp. 183-247. En J.M. Moreno (ed.) *Evaluación preliminar del impacto en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, 822 pp.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. (1999).

El marco ecológico de las Islas Canarias. pp. 83-105. En: J.M. Fernández-Palacios, J.J. Bacallado & J.A. Belmonte (Eds.). *Ecología y Cultura en Canarias*. Museo de la Ciencia y el Cosmos, Santa Cruz de Tenerife.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. (2004).

Introducción a las islas. pp. 21-55. En: J.M. Fernández-Palacios & C. Morici (Eds.) *Ecología insular / Island Ecology*. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEE-T)-Cabildo Insular de la Palma.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., R OTTO, C. THEBAUD & J. PRICE (2014).

Overview of habitat history in subtropical oceanic island summit ecosystems. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 46(4): 801-809.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., R. OTTO, J. DOMINGO DELGADO, J.R. ARÉVALO, A. NARANJO, F. GONZÁLEZ ARTILES, C. MORICI & R. BARONE (2008).

*Los Bosques Termófilos de Canarias*. Proyecto LIFE04/NAT/ES/000064. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife. Santa Cruz de Tenerife. 192 pp.

GARZÓN MACHADO, V., J.M. GONZÁLEZ, A. PALOMARES, A. ACEVEDO, J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS, M. DEL ARCO & P.L. PÉREZ DE PAZ (2010).

Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143:2685-2694.

GONZÁLEZ MANCEBO, JM, V. BELLO-RODRÍGUEZ, J. CUBAS, J. PARADA-DÍAZ, A. BAÑARES, Á. PALOMARES, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL & M. DEL ARCO (2022).

- Assessing global warming vulnerability of restricted and common plant species in alpine habitats on two oceanic islands *Biodiversity and Conservation* <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2312185/v1>
- GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M., J. CUBAS, V. BELLO-RODRÍGUEZ & M. DEL ARCO (2019).  
Cinco siglos de invasión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en ecosistemas áridos y secos de Tenerife. *Vieraea* 46:597-624.
- HERNÁNDEZ-CERDEÑA, R, J. CUBAS & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2018).  
Estudio del banco de semillas del suelo del Macizo de Jandía. Cabildo de Fuerteventura. 38 pp. Informe inédito.
- HOL, W.H.G., W. DE BOER, A.J. TERMORSHUIZEN, K.M. MEYER, J.H.M. SCHNEIDER, N.M. VAN DAM, J.A. VAN VEEN & W.H. VAN DER PUTTEN (2010).  
Reduction of rare soil microbes modifies plant-herbivore interactions. *Ecology Letters* 13(3): 292-301.
- IRL, S.D.H., M. STEINBAUER, W. BABEL, C. BEIERKUHNLEIN, G. BLUME-WERRY, J. MESSINGER, A. PALOMARES MARTÍNEZ, S. STROHMEIER & A. JENTSCH (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 Vegetation Science* 23:1114-1125.
- KREFT, H., W. JETZ, J. MUTKE, G. KIER & W. BARTHLOTT (2008).  
Global diversity of island floras from a macroecological perspective. *Ecology Letters* 11(2):116-127.
- MARTÍN ESQUIVEL, J.L., M.C. MARRERO GÓMEZ, N. ZURITA PÉREZ, M. ARECHAVALETA HERNÁNDEZ & I. IZQUIERDO ZAMORA (2005)  
*Biodiversidad en gráficas. Especies silvestres de las Islas Canarias*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias 32 pp.
- MCNEELY, J.A., H.A. MOONEY, L.E. NEVILLE, P.J. SCHEI & J.K. WAAGE (2001).  
*Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras*, UICN Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido). 50 pp.
- MESAR, A. PORTERO ALVAREZ, J, MARTÍN-CARBAJAL, J.A. REYES BETANCORT (2022).  
*Ruta nanocarpa* (Rutacea) una nueva especie para la isla de La Gomera (islas Canarias, España) *Botánica Macaronésica* 32.
- NOGALES, M., J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO & P. MARRERO, P. (2006).  
Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36(1): 49-65.
- OKSANEN, J., F. GUILLAUME-BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P.R. MINCHIN, R.B. O'HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M.H.H. STEVENS, E. SZOECs & H. WAGNER (2018).  
*vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.5-1.

PALLET, D.W., O.L. PEScott & S.M. SCHÄFER (2016).

Changes in plant species richness and productivity in response to decreased nitrogen inputs in grassland in southern England. *Ecological Indicators* 68:73-81

PORTERO ÁLVAREZ, A., J. MARTÍN-CARBAJAL, R.A. MESA COELLO (2022).

*Lotus gomerythus* A. Portero, J. Martín-Carbajal, R. Mesa, historia del descubrimiento de una nueva especie para La Gomera. *Conservación Vegetal* 24:30-33

PORTERO-ÁLVAREZ, A.M., J. MARTÍN-CARVAJAL GONZÁLEZ, J.A. REYES-BETANCORT & R. MESA COELLO (2019).

*Lotus gomerythus* (Fabaceae-Loteae) Spec. Nova. *Botánica Macaronésica* 30:89-98.

PULIDO-SUÁREZ, L., F. DÍAZ-PEÑA, J. NOTARIO DEL PINO, A. MEDINA-CABRERA & M. LEÓN-BARRIOS (2021).

Alteration of soil rhizobial populations by rabbit latrines could impair symbiotic nitrogen fixation in the insular alpine ecosystem of Teide National Park. *Applied Soil Ecology* 160: 103850.

RANDO, J.C. (2003).

Protagonistas de una catástrofe silenciosa *El indiferente* 14:4-15.

REYES-BETANCORT, J.A., A. SANTOS GUERRA, I. ROSANA GUMA, C.J. HUMPHRIES & M.A. CARINE (2008).

Diversity, rarity and the evolution and conservation of the Canary Islands endemic flora. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65(1): 25-45.

ROMO, A., M. MAŁGORZATA, M. SALVÀ-CATARINEU & A. BORATYNSKI (2019).

A re-evaluated taxon: genetic values and morphological characters support the recognition of the Canary Island juniper of the phoenicea group at a specific level. *Phytotaxa* 406(1): 64-70.

SOTO, M., R. JAÉN-MOLINA, Á. MARRERO, R. MESA, R., A. DÍAZ-PÉREZ, & J. CAUJA-PÉ-CASTELLS (2022).

New molecular evidence for Canarian endemic *Ruta* (Rutaceae: Ruteae) reveals a complex evolutionary history and overlooked diversification processes. *Botanical Journal of the Linnean Society* 201(1), 80-99.

STEINBAUER, M.J. & C. BEIERKUHNLEIN (2010).

Characteristic pattern of species diversity on the Canary Islands. *Erdkunde* 64:57-71.

TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER (1998).

CANOCO Release 4. Reference Manual and Users Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, USA.

WHITTAKER R. J. & J.M. FERNANDEZ-PALACIOS J.M. (2007).

*Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Second edition. Oxford University Press 416 pp.

WHITTAKER, R., K.A. TRIANTIS & R.J. LADLE (2008).

A general dynamic theory of oceanic island biogeography. *Journal of Biogeography*

35:977-984.

WILLOT, S.J., A.J. MILLER, L.D. INCOLL & S.G. COMPTON (2000).

The contribution of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) to soil fertility in semi-arid Spain. *Biology and Fertility of Soils* 31:379-384.

## ANEXOS

**Tabla 1.** Cobertura media y desviación estándar de cada especie para ambos tratamientos (exclusión (EX) y control (NEX)) según su origen: CAN=Endemismo canario; MAC=Endemismo macaronésico; NS= No endémica Nativa segura; RUD= No endémica Ruderal e/o invasora.

ESPECIE	ORIGEN	EX.	NEX.
<i>Aeonium decorum</i> Webb ex Bolle	CAN	2,87±2,46	0,15±0,33
<i>Agave americana</i> L.	RUD	-	0,10±0,31
<i>Allium cepa</i> L.	RUD	1,25±2,50	-
<i>Argyranthemum callichrysum</i> (Svent.) Humphries	CAN	5,37±9,75	-
<i>Aristida adscensionis</i> L.	NS	-	6,00±18,97
<i>Asphodelus microcarpus</i> L.	RUD	-	0,10±0,31
<i>Asphodelus ramosus</i> L.	RUD	5,50±6,65	1,75±2,76
<i>Sonchus sventenii</i> U. Reifenb. & A. Reifenb. canariensis (Boulos) A. Hansen & Sunding	CAN	1,25±2,50	-
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	RUD	-	4,20±6,47
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C. H. Stirt.	RUD	3,50±4,35	0,15±0,33
<i>Bromus</i> sp.	RUD	-	13±8,56
<i>Bupleurum salicifolium</i> R. Br. ex Buch subsp. salicifolium	MAC	0,25±0,5	-
<i>Calendula arvensis</i> L.	RUD	-	1,90±2,02
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	RUD	-	0,05±0,15
<i>Carduus tenuiflorus</i> Curtis	RUD	0,37±0,47	4,22±4,44
<i>Carlina salicifolia</i> (L. f.) Cav.	MAC		0,10±0,31
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	RUD	0,50±1,00	-
<i>Ceropegia dichotoma</i> Haw. subsp. <i>krainzii</i> (Svent.) Bruyns	CAN	5,12±5,63	-
<i>Chenopodium murale</i> L.	RUD	-	0,25±0,63
<i>Cistus monspeliensis</i> L. subsp. canariensis Rivas-Mart., Martín-Orsio & Wildpret	CAN	-	0,50±1,58
<i>Crepis foetida</i> L.	RUD		1,05±1,53
<i>Cynara cardunculus</i> L.	NS	-	0,95±1,64
<i>Descurainia millefolia</i> (Jacq.) Webb & Berthel.	CAN	2,87±4,76	0,40±0,69
<i>Echium aculeatum</i> Poir.	CAN	0,12±0,25	-
<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	RUD	-	3,00±4,92
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L`Hér. in Aiton	RUD	-	1,35±3,1
<i>Euphorbia berthelotii</i> Sweet	CAN	1,87±2,25	6,45±4,64
<i>Ferula linkii</i> Webb	CAN	1,62±2,28	-
<i>Galactites tomentosus</i> Moench	RUD	-	0,10±0,32
<i>Globularia salicina</i> Lam.	MAC	9,50±7,14	-

<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss.	RUD	-	0,35±0,66
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf in Prain	NS	5,75±9,53	5,55±7,84
<i>Juniperus canariensis</i> (Guyot) Guyot in Mathou & Guyot	MAC	6,25±12,5	-
<i>Kleinia neriifolia</i> Haw.	CAN	6,50±2,12	-
<i>Lamarckia aurea</i> (L.) Moench	RUD	-	1,80±4,73
<i>Lavandula canariensis</i> Mill.	CAN	4,50±5,25	0,8±1,75
<i>Lobularia canariensis</i> (DC.) L. Borgen subsp. <i>intermedia</i> (Webb) L. Borgen	CAN	2,25±3,20	0,6±1,04
<i>Lotus gomerythus</i> A. Portero, J. Martín-Carbajal & R. Mesa	CAN	0,25±0,00	-
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.	RUD	-	0,05±0,15
<i>Micromeria gomerensis</i> (P. Pérez) Puppo	CAN	2,00±2,44	1,35±2,02
<i>Monanthes pallens</i> (Webb ex Christ) Christ	CAN	-	0,2±0,42
<i>Ochlopoa annua</i> (L.) H. Scholz	RUD	3,75±7,50	-
<i>Olea cerasiformis</i> Rivas-Mart. & del Arco	CAN	3,75±7,50	-
<i>Opuntia maxima</i> Mill.	RUD	-	0,10±0,31
<i>Periploca laevigata</i> Aiton	MAC	1,25±2,50	
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	RUD	1,62±2,25	1,60±1,64
<i>Plantago lagopus</i> L.	RUD	-	12,10±14,81
<i>Plocama pendula</i> Aiton	CAN	-	0,30±0,94
<i>Polycarpea divaricata</i> (Aiton) Poir.	CAN	1,77±3,48	-
<i>Romulea columnae</i> Sebast. & Mauri	NS	0,25±0,50	-
<i>Rubia fruticosa</i> Aiton subsp. <i>fruticosa</i>	MAC	2,12±3,92	3,60±2,91
<i>Ruta nanocarpa</i> Mesa, Portero-Álvarez, Martín-Carbajal & Reyes-Betancort	CAN	7,00±6,27	-
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	RUD	-	0,75±1,53
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	RUD	-	0,10±0,31
<i>Sisymbrium irio</i> L.	RUD	-	0,60±1,57
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	RUD	-	0,15±0,33
<i>Sonchus</i> sp.	-	0,37±0,47	0,05±0,15
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	RUD	-	1,30±3,12
<i>Trifolium arvense</i> L.	RUD	-	0,30±0,67
<i>Trifolium campestre</i> Schreb. in Sturm	RUD	-	0,30±0,67
<i>Vicia disperma</i> DC.	RUD	-	0,15±0,33
<i>Vicia lutea</i> L.	RUD	-	0,50±1,58