

Curso 2012/13  
**CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS/3**  
I.S.B.N.: 978-84-15910-58-9

**VÍCTOR GARZÓN MACHADO**

**La vegetación de la Caldera de Taburiente:  
factores determinantes  
de su composición florística**

**Directores**

**MARCELINO J. DEL ARCO AGUILAR  
PEDRO L. PÉREZ DE PAZ**



**SOPORTES AUDIOVISUALES E INFORMÁTICOS**  
**Serie Tesis Doctorales**

*“Hace millones de años que las flores tienen espinas y  
hace también millones de años que los corderos,  
a pesar de las espinas, se comen las flores.  
¿Es que no es cosa seria averiguar por qué las flores pierden  
el tiempo fabricando unas espinas que no les sirven para  
nada? ¿Es que no es importante la guerra de los corderos y  
las flores? [...]”*

*Porque si alguien ama a una flor de la que sólo existe un  
ejemplar en millones y millones de estrellas, basta que la mire  
para ser dichoso”.*

**Antoine de Saint-Exupéry**  
EL PRINCIPITO.

## ÍNDICE GENERAL

<b>Agradecimientos</b>	13
<b>Resumen</b>	17
<b>Introducción general</b>	19
<b>Artículos originales</b>	
I. <i>A tool set for description and mapping vegetation on protected natural areas: an example from the Canary Islands</i>	51
II. <i>Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest</i>	81
III. <i>Threat or threatened species? A paradox in conservation biology</i>	105
IV. <i>Fire as a threatening factor for endemic plants of the Canary Islands</i>	115
V. <i>Bioclimatic mapping of a topographically complex oceanic island applying different interpolations techniques</i>	135
<b>Resumen global</b>	
Objetivos	167
Material y Métodos	170
Resultados	176
Discusión general	181
Conclusiones principales	189

## ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

### Introducción general

<b>Figura 1.</b> Introducción en un ecosistema insular de una especie herbívora continental.	23
<b>Figura 2.</b> Incendios forestales registrados en España a lo largo del decenio 1996-2005.	24
<b>Figura 3.</b> Mapa de los <i>hotspots</i> o puntos calientes de biodiversidad.	25
<b>Figura 4.</b> Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos y ejemplos de diferentes libros rojos, atlas de flora amenazada,... en los que se incluyen taxones vegetales de las Islas Canarias.	26
<b>Figura 5.</b> Mapa de localización de La Palma y la Caldera de Taburiente.	27
<b>Figura 6.</b> Mapa de relieve de la isla de La Palma.	29
<b>Figura 7.</b> Mapa geológico de la Caldera de Taburiente.	30
<b>Figura 8.</b> Mapa de suelos de la Caldera de Taburiente.	31
<b>Figura 9.</b> Diagramas ombrotérmicos de estaciones termopluviométricas de la Caldera de Taburiente.	33
<b>Figura 10.</b> Mapa de termotipos y ombrotipos de la Caldera de Taburiente.	35
<b>Figura 11.</b> Mapa de pisos bioclimáticos de la Caldera de Taburiente.	35
<b>Figura 12.</b> Detalle del sotobosque del pinar de la Caldera de Taburiente.	36

### Artículo I

<b>Figure 1.</b> Status flora recorded throughout this study.	59
---	----



<b>Figure 2.</b> Cluster analysis dendrogram.	60
<b>Figure 3.</b> DCA ordination diagram of plant communities occurring in the plots selected.	62
<b>Figure 4.</b> CCA ordination diagram.	63
<b>Figure 5.</b> Actual vegetation map of Caldera de Taburiente National Park (La Palma, Canary Islands).	70
<b>Table 1.</b> Threshold values for thermotypes and ombrotypes present in Caldera de Taburiente.	55
<b>Table 2.</b> Ranges of environmental variables.	57
<b>Table 3.</b> Transformation of Braun-Blanquet cover-abundance scale to Van der Maarel cover percentage.	58
<b>Table 4.</b> Natural vegetation units: main contributor species, syntaxonomic name and conservation codes.	61
<b>Table 5.</b> Canonical coefficients of sub-set of environmental variables, the correspondent t - value (Student's statistic) and their correlations for the two first axes.	64
<b>Table 6.</b> Surface analysis of each natural vegetation units.	69
<b>Appendix.</b> Synthetic table of the natural vegetation units.	77

## Artículo II

<b>Figure 1.</b> Locations of plots within Caldera de Taburiente National Park, La Palma, Canary Islands.	86
<b>Figure 2.</b> Differences in mean number of individuals between control and exclusion plots.	90
<b>Table 1.</b> Environmental variables used in the study.	88
<b>Table 2.</b> Distribution and abundance of four endemic legume species within Caldera de Taburiente National Park.	94

### Artículo III

- Figure 1.** Native distribution range of Barbary sheep (*Ammotragus lervia*) and mouflon (*Ovis orientalis*) vs. areas where they have been introduced in the Canary Islands. 109

### Artículo IV

- Figure 1.** Geographical location and table showing the high endemicity and vulnerability rate of the genera studied. 119
- Figure 2.** Cumulative germination percentages for each treatment. 123
- Table 1.** Data for the seeds used in experiment. 120
- Table 2.** The effect of the different treatments on the final germination percentage . 124
- Table 3.** Results of Kruskal-Wallis analysis for germination percentage, T50 and MGT. 125

### Artículo V

- Figure 1.** Study area and meteorological stations locations. 140
- Figure 2.** Thermotype maps obtained using all five interpolation techniques. 150
- Figure 3.** Ombrotype maps obtained using all five interpolation techniques. 151
- Figure 4.** Bioclimatic belts map. 152
- Figure 5.** Climatophilous potential natural vegetation series. 155
- Table 1.** Statistics for the meteorological stations. 141
- Table 2.** Threshold values for thermotypes and ombrotypes. 143

<b>Table 3.</b> Summary of the regression results using both bioclimatic indices (Itc and Io) as dependent variables and elevation and aspect as independent environmental variables.	148
<b>Table 4.</b> Error statistics from the test stations for all five spatial interpolation techniques compared.	149
<b>Table 5.</b> Correspondence between bioclimatic belts and climatophilous vegetation series in La Palma.	154

### Resumen global

<b>Figura 1.</b> Las cuatro especies elegidas para llevar a cabo el estudio presentado en el artículo II.	172
<b>Figura 2.</b> Detalle de una placa sembrada con <i>Convolvulus fruticosus</i> y de la cámara de germinación empleada.	173
<b>Figura 3.</b> Fotografía tomada durante el último incendio ocurrido en la isla de La Palma, verano 2012.	182
<b>Figura 4.</b> Representación gráfica del pinar canario típico actual e hipótesis de la estructura y composición florística de lo que podría ser si los factores de amenaza, descritos en esta Tesis, no hubiesen actuado.	184

## AGRADECIMIENTOS

Se suele decir que la felicidad no es una meta sino el camino que vamos recorriendo. Esa misma idea describe perfectamente todo lo que he vivido para llegar hasta este punto. En estos años he comprendido que el verdadero aprendizaje de una Tesis no es el cúmulo de las miles de palabras que se agolpan en informes, no son los artículos, ni los proyectos, ni los congresos, ni siquiera las horas de campo,... es la huella que han dejado en mí las personas que me han acompañado durante el camino, que me han animado a seguir, que me han dado su mano y me han levantado cuando he caído, que me han alegrado la travesía, que me han soportado, me han exigido, me han enseñado, me han ilusionado,... Para todas ellas, vayan estos agradecimientos.

En primer lugar, quiero dar las gracias a mi familia. A los que están y a los que, desde algún lugar, están observando cómo me emociono al escribir esto. Gracias a mi madre, por su cariño y su apoyo incondicional en todo lo que he hecho. Gracias a mi padre, por mostrarme cada verano lo bonita que es la naturaleza a través de un tubo y unas gafas de bucear. A ambos, gracias por enseñarme tanto y por respetar que los “senderos”, aunque creamos saber su dirección, deben ser andados. Gracias a mis cuatro abuelos, ojalá pudieran estar aquí el día de la lectura de la Tesis. Abuelo, no fui médico, ¡pero estoy a punto de ser doctor! Abuela Carmen, nunca tanto cariño se pudo juntar en una misma persona. Gracias a mis tíos, a mis primos,... porque la familia, con sus cosas buenas y no tan buenas, es la mayor riqueza que podemos tener.

Gracias Inma por quererme como soy, por aguantar todo este proceso, por acompañarme y querer acompañarme el resto del camino, donde quiera que nos lleve. Sé que no es fácil comprender ausencias, horas en el ordenador, agobios, retrasos, viajes,... A pesar de que no te formaste en este “mundillo vegetal”, te has esforzado mucho en entenderlo y quererlo. Has vivido junto a mí los mejores y los peores momentos de esta Tesis, pero a pesar de ello, siempre me has animado con una sonrisa. Eres la mejor “animadora” que he podido tener y te aseguro que sin ti, no hubiese llegado hasta aquí. Gracias también a tu familia, que siento como mía, por acogerme desde el principio con tantísimo cariño. Ojalá la próxima zona de estudio sea, por ejemplo, la Sierra de Cazorla, sería un auténtico lujo.

A mis directores de Tesis, Marcelino del Arco y Pedro L. Pérez de Paz, me gustaría decirles, que más que directores o tutores han sido Maestros. Maestros de la ciencia y de la vida, o de cómo moverse con soltura entre ambas sin perderse en el intento. Han formado un *tándem* perfecto, de esos que hacen jugar al Real Madrid y son la envidia de otros clubes. Gracias Marcelino, por enseñarme el placer del trabajo bien hecho, por apostar por mí sin condiciones, por ilusionarte e ilusionarme, por no tener inconveniente en “bajar” a ponerte conmigo delante de un ordenador durante

horas, compartiendo sueños “poligonizados”. Gracias Pedro, porque no ha habido una sola vez que haya entrado a tu despacho y no haya aprendido algo contigo. Quisiste compartir conmigo ese pedacito de tierra llamada Caldera y encontraste el modo y los recursos para ello. Me has enseñado que la humanidad es lo que más sube los “índices de impacto”, aunque tristemente no se valore tanto. Ambos me recordaban de vez en cuando: “*Tú lo que tienes que hacer es terminar la Tesis*”, y aquí está. Gracias a los dos.

A todo el Área de Botánica del Departamento de Biología Vegetal, ¡gracias! Gracias Chiqui por tu entusiasmo. Gracias Octavio por tus palabras. Gracias Marta por la ayuda en este último tramo. Gracias Esperanza y Cati, por enseñarme tan bien la Botánica (sin esas clases no hubiera estado hoy aquí). Gracias Chely por tu alegría. Gracias Angelita por recibirme con una sonrisa cada mañana. Gracias Susi, Laly, Ana, Julio, Antonio, Nino, Irene, Victoria Eugenia, Conchi,... Gracias D. Wolfredo, por preguntarme siempre por mi abuelo y por mí Orotava.

Por supuesto tengo que dar las gracias a todos mis compañeros editores de la revista *Botanical Conflictuation*, que sin duda es y será puntera en su categoría. Hemos logrado formar en estos años un grupo, no sólo de compañeros de trabajo, sino también de amigos. Eso vale más que mil becas FPU. Luis, empezamos juntos en esto y me gustaría que siguiéramos compartiendo la pasión por la Botánica. Gracias por confiar en mí para compartir aquel momento en la cafetería de Química. Gracias Isra, por animar cada café, cada almuerzo, cada excursión,... como sólo tú sabes hacerlo. Gracias también por tus oportunos consejos. Gracias Raquel, eres una *crack* y un ejemplo de perseverancia. Te mereces lo mejor. Habrá que repetir lo de Menorca. Alex, gracias por tu ayuda, sin ti no hubiera podido hacer uno de los trabajos. Las semillas son también “hijas” tuyas. Gracias María por ser siempre tan sincera y divertida. Gilberto, te agradezco sinceramente el cariño con el que me has tratado siempre. Gracias Leti, por tu ayuda, tus ánimos y, sobre todo, por tu permanente sonrisa. Gracias Jony, Jairo, Ana, Nere, Arnoldo, Carlos, Janira... por compartir alegrías durante este tiempo. Mucho ánimo a la benjamina, Cristina, verás que las cosas van saliendo y podrás encontrar tu sitio en esto, que para eso lo vales. Por último, gracias a los científicos consortes, que eso también es un mérito curricular.

Esta Tesis se debe en gran parte a todo el equipo humano del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, al frente del cual está su director-conservador Ángel Palomares, al que agradezco de corazón el ímpetu y la energía con que emprendió hace unos años un proyecto de seguimiento de parcelas y que hoy se traduce en parte de los trabajos aquí presentados. Gracias Aure, por enseñarme a “caminar” por la Caldera. He aprendido mucho contigo. Gracias Toño, Mercedes, Rufino, Carlos, Dani, Koen, Paco,... compartir horas y horas en el campo con ustedes ha sido todo un

privilegio. A las cuadrillas de mantenimiento del Parque, cuyo grandísimo esfuerzo en la instalación de las parcelas nunca podré agradecer lo suficiente.

Durante estos años son muchas las personas que me han ayudado, aconsejado, animado. Gracias a Paco Valdés por su buena predisposición y consejos en el trabajo de las semillas. Gracias a Milagros L. Barrios, por contar conmigo y compartir las aventuras de los congresos. Gracias a Juan L. Mora, por los buenos momentos en la Caldera mientras recogíamos muestras de suelo. Quisiera dar las gracias también a José M<sup>a</sup> Fernández Palacios, has sido para mí un gran profesor y tus consejos en estos años han sido siempre muy oportunos. Rüdi Otto, ¡qué pena no haber coincidido antes en nuestros trabajos! Creo que habiéramos hecho grandes cosas. Pero a tiempo estamos.

Además de los trabajos que se presentan en esta Tesis, quisiera agradecer a Ángel Fernández y a José L. Martín Esquivel que contaran conmigo para otros interesantes proyectos relacionados con el P. N. de Garajonay, el Cambio Climático,.... Gracias también al personal de la FEULL, por gestionar todos estos proyectos.

Mis agradecimientos también a Bea Rumeu, Laura García, Jorge Cassinello, Alfredo Reyes, Juan L. Rodríguez Luengo, José L. Martín Esquivel, Ángel Fernández, Pedro F. Acosta, Félix M. Medina, Manuel Nogales, Cande Rodríguez, Antonio Rodríguez, Ángel Rebolé, Gustavo Balseira, J. C. Luis Jorge, Sara del Río, Antonio Mendoza, Juan Mota, Pamela Puppo, Bayanor Santana, Julio Leal, Guido Jones, Luis Galindo,...

Finalmente quisiera decirle a mis amigos (en este punto tengo dos opciones: o nombro a todos y cada uno, con el riesgo de olvidarme de alguno, o hago un agradecimiento general. Creo que optaré por esto último), ¡gracias por tantos momentos felices que me hacen vivir! Tal vez no estén directamente vinculados con esta Tesis, incluso algunos no recordarán ni de qué trata, pero igualmente han influido en que el camino sea mucho más agradable. Gracias a todos por ello.

Probablemente me deje a alguien en el tintero, espero que sepa disculparme, son los nervios de última hora. En cualquier caso, GRACIAS.

## RESUMEN

El pinar canario es la formación vegetal que mayor extensión ocupa en el archipiélago canario. Está caracterizada principalmente por la dominancia de *Pinus canariensis*, al que se suman muy pocas especies en su sotobosque. Esta pobreza florística es el objeto de estudio de esta Tesis Doctoral, que pretende analizar los distintos factores de alteración que afectan a este ecosistema. Para ello, se ha elegido como lugar de estudio el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, mostrado a través de uno de los artículos aquí incluidos, como una de las mejores representaciones de pinar canario que posee el archipiélago. En primer lugar se describen las diferentes comunidades que se desarrollan dentro de la Caldera, aplicando técnicas estadísticas y cartográficas. Mediante un sistema de parcelas, ubicadas en varias zonas del parque, se estudia el efecto en el sotobosque del pinar canario de los diferentes herbívoros introducidos, además de reflexionar sobre la problemática conservacionista derivada de su introducción en la isla. Por otro lado se analiza el problema de los incendios forestales, elementos perturbadores, principalmente de ecosistemas afines a vegetación de tipo mediterránea como es el pinar. Las conclusiones son obtenidas a partir de un experimento de germinación con diferentes especies endémicas. Por último, se incluye un trabajo complementario sobre bioclimatología de la isla de La Palma, que ayuda a comprender mejor la vegetación que se desarrolla en la Caldera de Taburiente. Ante los resultados obtenidos, cabe plantearse cómo era el pinar canario antes de la llegada del ser humano, principal responsable de las alteraciones que ha sufrido este tipo de ecosistema durante siglos. Las islas Canarias presentan una rica flora endémica de relevancia internacional que, sin duda, es uno de los patrimonios naturales que urge conservar.



## ABSTRACT

The Canary pine forest is the most widespread plant community throughout the Archipelago. It is dominated by the endemic species *Pinus canariensis*, and in its typical appearance has been described as a poor formation in the understory species. The aim of this study is to analyze this poorness of pine forest, and the different disturbing factors affecting them. The study area selected was Caldera de Taburiente National Park, which has one of the major extensions of pine forest in Canary Islands. The description of vegetation of Caldera de Taburiente National Park was made using a particular statistic and mapping tool set. The negative effect of alien herbivores on pine-forest understory richness was studied. In addition, we tried to reflect about conservation problems related to invasive species in the archipelago. Moreover, destructive role of fire, especially on Mediterranean affinity ecosystems such pine forest, was analyze. Conclusions were obtained through various treatments to break the dormancy in seeds of endemic threatened species . Finally, a bioclimatology study about La Palma Island was included, helping to understand the climate affecting vegetation in Caldera de Taburiente. Our results show that pine forest could be richer in the past, before human arrival, main disturbing responsible. Canary Islands show a rich endemic flora with international relevance, which is needed to protect and conserve.



## INTRODUCCIÓN GENERAL

## INTRODUCCIÓN GENERAL

### Biodiversidad

“La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”. Ésta es la definición de “biodiversidad” dada por el Convenio de Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica (CBD 1992).

El término biodiversidad comenzó a emplearse a finales del siglo pasado y desde entonces su uso y las implicaciones derivadas del mismo se han incrementado notablemente. Los gobiernos de muchos países han desarrollado leyes y convenios que tratan sobre la biodiversidad; las universidades y centros de investigación publican, casi a diario, estudios que revelan al mundo nuevas especies; numerosas conferencias científicas emplean este término,... A escala mundial, cada vez hay mayor conciencia sobre la importancia de conservar la biodiversidad. Esto, lejos de ser un lujo, resulta una necesidad indispensable para el buen funcionamiento del Planeta.

La otra cara de la moneda viene a ser, irremediabilmente, la gran pérdida de diversidad de genes, especies, procesos y ecosistemas, que se produce como consecuencia principalmente de la acción del hombre. Se ha estimado que en la actualidad, la pérdida de biodiversidad es entre cincuenta y varios cientos de veces mayor que en extinciones pasadas (Wall et al. 2001), hablándose incluso de una “sexta extinción” (Leakey & Lewin 1996, Pimm & Brooks 2000). Ante esta dramática situación, la biología de la conservación se hace especialmente necesaria.

La situación de algunos grupos taxonómicos, dentro de la gran diversidad de organismos, es especialmente crítica. Este es el caso de las plantas vasculares, cuya infinidad de formas y colores se encuentra bajo fuerte amenaza y su conservación, por tanto, es prioritaria. En este sentido, las islas cobran especial importancia puesto que, a pesar de representar apenas el 5% de la superficie total terrestre, alrededor de un cuarto de todas las plantas vasculares conocidas son endémicas de estos territorios (Kreft et al. 2008).

### Islas oceánicas

Concebidas como auténticas “arcas de biodiversidad” (Caujapé-Castells et al. 2010), las islas oceánicas actúan como laboratorios naturales en donde el mecanismo

de la evolución es constante y su estudio, realmente atractivo (Whittaker & Fernández-Palacios 2007). El aislamiento geográfico respecto a las grandes masas continentales ha dificultado la colonización vegetal del territorio; sin embargo esto ha conllevado que los pocos eventos colonizadores hayan sido sucedidos por procesos de especiación de gran intensidad (Marrero 2004). Así, los índices de diversidad de plantas vasculares en islas son marcadamente mayores que en el continente y su grado de endemismo extraordinariamente alto (Kier et al. 2009).

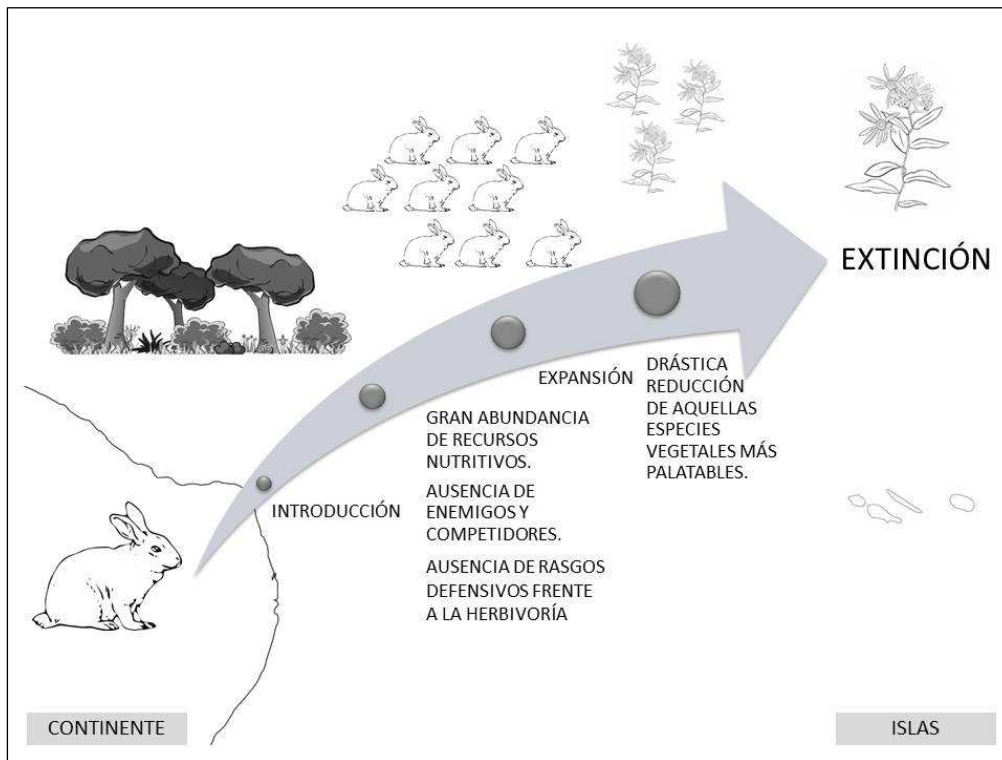
El aislamiento supone, por tanto, una oportunidad para la diversificación y adaptación de las plantas. Esto es más notable en aquellas islas oceánicas que por sus condiciones topográficas, climáticas,... albergan una gran variedad de hábitats y microhábitats a los cuales las especies deben adaptarse para sobrevivir (Mueller-Dombois 1981). La ausencia de ciertos elementos perturbadores en todo este proceso de especiación hace que, desde que una especie llega a una determinada isla, se desarrolla en una “burbuja natural” bajo la cual no son necesarios algunos de los mecanismos más eficaces frente a las habituales perturbaciones, como ocurre en el continente (Courchamp et al. 2003).

### **Factores de amenaza**

El ser humano ha irrumpido en este aparente equilibrio natural, para ser el elemento perturbador, modificando tanto los escenarios como los actores implicados. Así, la pérdida y degradación del hábitat es el factor más importante que amenaza a la biodiversidad, seguida de la introducción de especies invasoras (Vitousek et al. 1997; IUCN 2011). Ambas son causa directa del hombre. Particularmente, en islas oceánicas, la introducción de especies invasoras pasa a ser el principal factor de alteración (Brooks et al. 2002).

Con la colonización de la mayoría de islas, el hombre llevó consigo multitud de animales y vegetales que le servían de alimento durante las largas travesías y, lo que es peor, para el establecimiento y reproducción en los nuevos territorios encontrados (Orueta 2007). Uno de los ejemplos más claros de la perturbación que estas nuevas especies provocaron se observa en la drástica reducción de muchas poblaciones de endemismos vegetales, provocadas por la introducción de herbívoros ajenos a los territorios insulares (Atkinson 2001) (Fig. 1). El daño que conejos, cabras, ovejas, muflones, arruís,... están creando en las diferentes floras insulares es grave y en muchos casos irreparable (Christophersen & Caum 1931; Turbott 1948; Mueller-Dombois & Spatz 1975; Coblenz 1978; Fullagar 1978; Selkirk et al. 1983; Parkes 1984; Chapuis et al. 1994; Flux & Fullagar 1992; Veitch & Clout 2002, 2011; Nogales et al.

2006; Reaser et al. 2007; Garzón-Machado et al. 2010-trabajo ya publicado, incluido en el presente documento-).



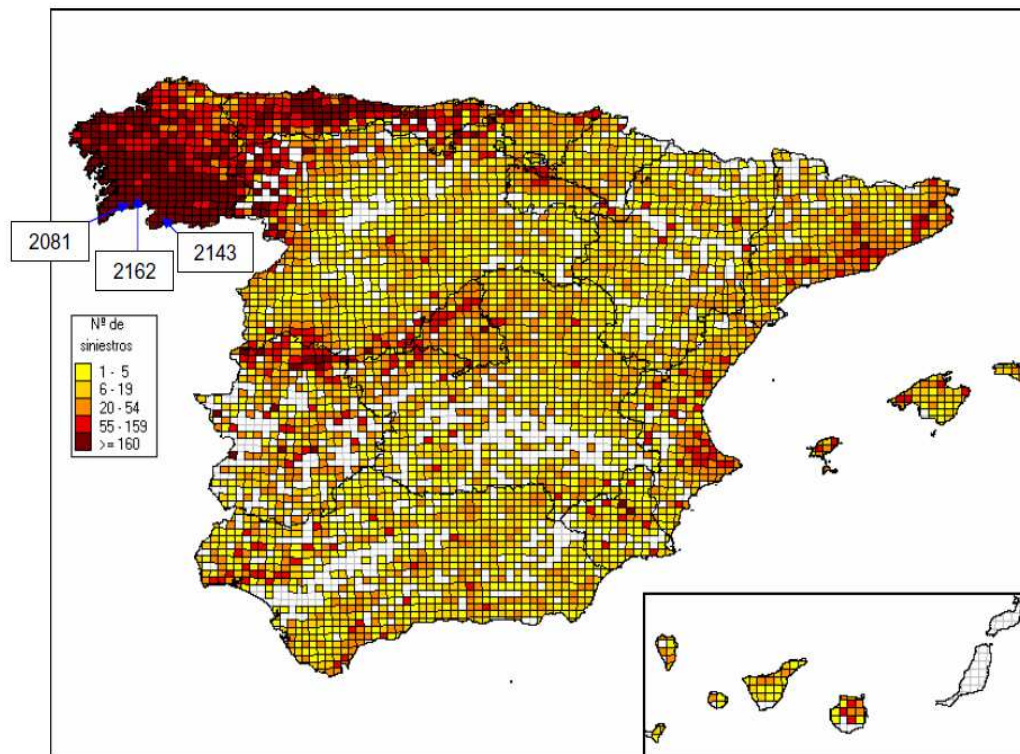
**Figura 1.** Proceso seguido comúnmente desde la introducción, en un ecosistema insular, de una especie herbívora continental, hasta la desaparición de una o varias especies vegetales endémicas de dicha isla (a partir de trabajos de Atkinson 1989; Shea & Chesson 2002; Santamaría et al. 2008).

A esto hay que añadirle el deterioro creciente de los hábitats insulares, intensificado aún más en las últimas décadas por la masificación urbanística. El ser humano no se adapta al medio, sino que adapta el medio a él, buscando las mejores condiciones para vivir. Los intereses individuales entran aquí en escena y, jugando con las palabras del filósofo Thomas Hobbes, el hombre se transforma en lobo para el hombre. Es la peor cara de nuestra especie. Los millones de hectáreas de bosque y matorral que se queman cada año en nuestro Planeta debido a los incendios provocados son una muestra de ello.

El fuego es un proceso natural que ha modificado muchos ecosistemas, especialmente los de clima Mediterráneo (Trabaud 1997). Sin embargo, el número de fuegos se ha incrementado desmesuradamente en las recientes décadas (Malkinson et al. 2011),



modificando la composición florística y amenazando la biodiversidad (Arnan et al. 2006; Syphard et al. 2009). El incremento y la severidad de los incendios se deben a la actividad humana (Piñol et al. 1998). En España, éste es un problema acuciante (Fig. 2).



**Figura 2.** Incendios forestales registrados en España a lo largo del decenio 1996-2005. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/defensa-contra-incendios-forestales/estadisticas-de-incendios-forestales/default.aspx>)

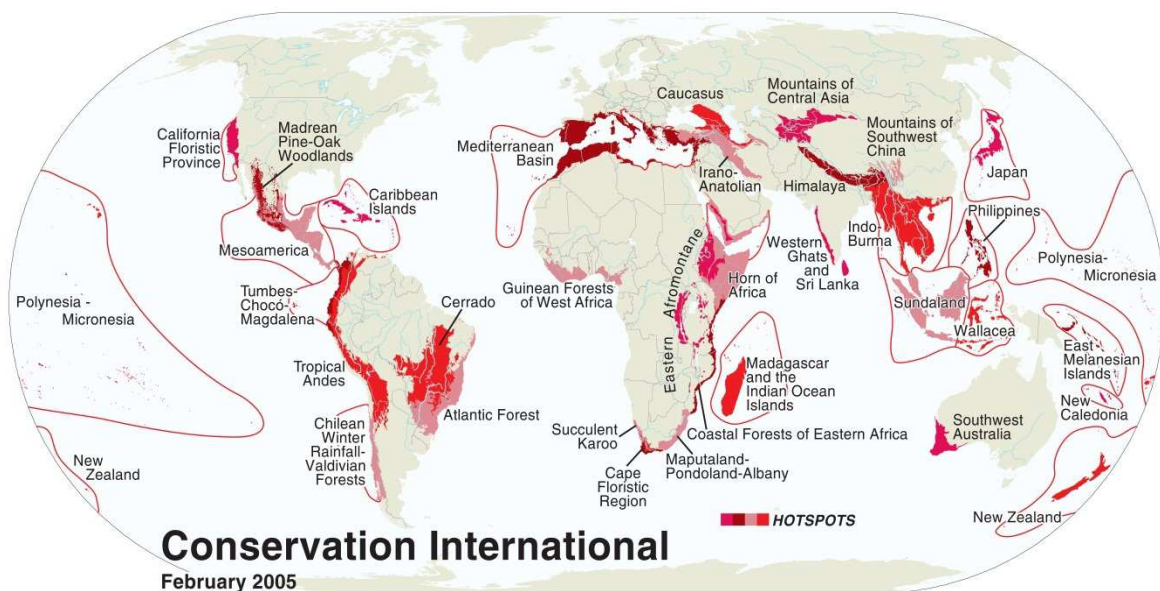
Todos estos factores, combinados en territorios acotados y discontinuos, como las islas, resultan devastadores para las especies que las habitan y se hace necesario estudiarlos con detalle para poder dar respuestas efectivas en cada caso. Para la investigación de especies amenazadas, también supone un inconveniente el que el tiempo disponible, condicionado por los recursos, es limitado y, normalmente, se focaliza en una especie (Courchamp et al. 2003). Y, sin embargo, el mantenimiento de cada taxón individualmente es imposible (Fitzgerald & Gibb 2001; Saunders & Norton 2001).

A partir de esta idea surgen los *hotspots* o puntos calientes de biodiversidad (Fig.3): zonas del planeta que, en total, albergan más de un tercio de todas las especies vegetales y animales existentes y que han experimentado una pérdida excepcional del hábitat (Myers et al. 2000). Dentro de estas áreas con concentraciones excepcionales

de endemismos y bajo progresiva amenaza, las de ámbito insular cobran especial importancia, puesto que su conservación no sólo es muy urgente, sino también factible, ya que en general es más fácil acometer acciones de conservación en un área insular cerrada que en otra continental de igual superficie (Courchamp et al. 2003).

### Islas Canarias

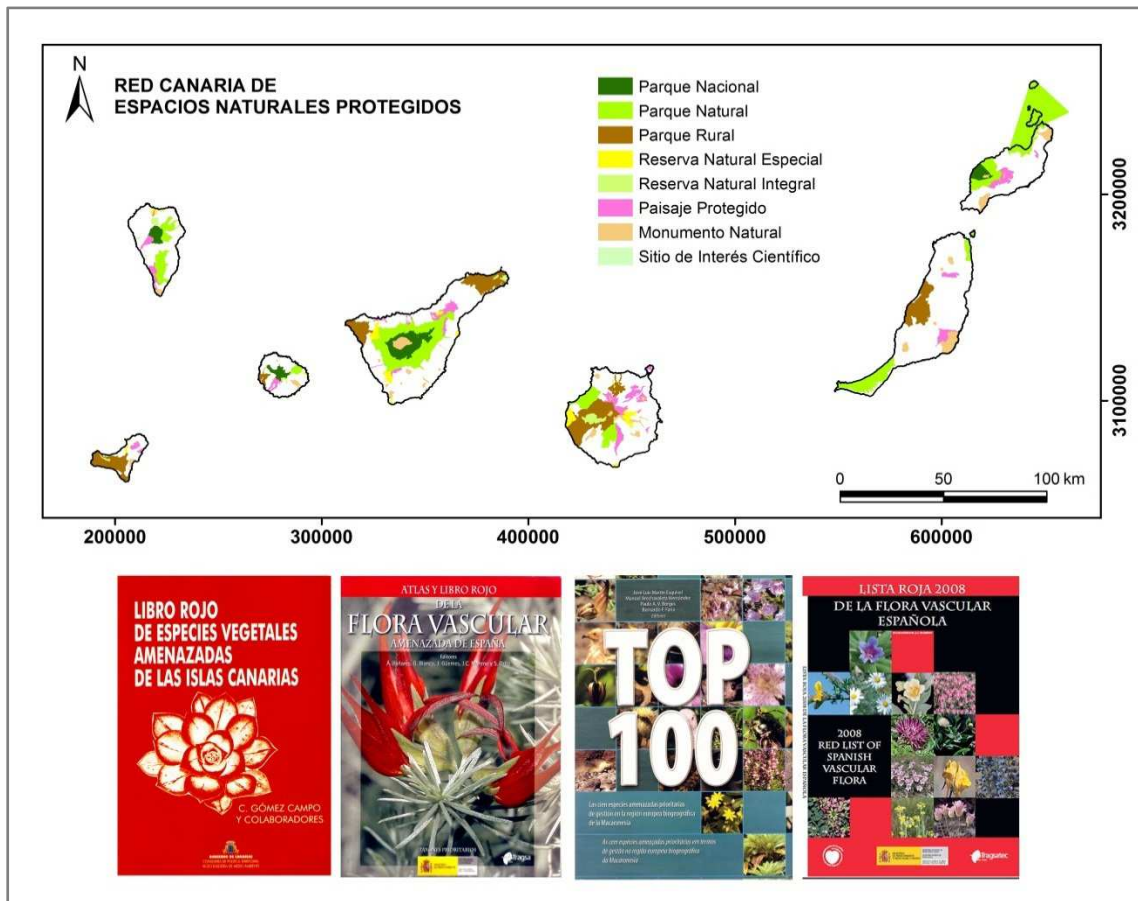
Las islas Canarias, pese a su aislamiento geográfico, forman parte de uno de los puntos calientes de biodiversidad más importantes del planeta, la Cuenca del Mediterráneo (Médail & Quézel 1997; Myers et al. 2000), con el mayor porcentaje de flora endémica dentro del mismo. La cercanía tanto al continente africano como al europeo, así como su condición de archipiélago oceánico, cercano a otros conjuntos de islas como Madeira y Azores, ha determinado en gran medida su riqueza biológica. Ésta es especialmente notable en el conjunto de las plantas vasculares, donde casi el 40% de la flora nativa es endémica, lo que supone más del 25% de la flora vascular total actual (Acebes et al. 2010). Así, Canarias está entre los archipiélagos con mayor porcentaje de plantas endémicas del mundo (Whittaker & Fernández-Palacios 2007) y ha sido propuesto, junto a Madeira, como un *hotspot* propio (Médail & Quézel 1999).



**Figura 3.** Mapa de los *hotspots* o puntos calientes de biodiversidad (CI 2005). Esta última versión añade nuevas zonas a las originalmente descritas por Myers et al. (2000). En total hay 34 *hotspots*, que ocupan el 2,3% de la superficie terrestre total, pero incorporan aproximadamente el 50% de las especies de plantas del mundo y el 42% de vertebrados terrestres. De los 34 *hotspots*, 9 son exclusivamente islas y otros 3 tienen una gran proporción de su diversidad en territorios insulares (Whittaker & Fernández-Palacios 2007).



Esta diversidad endémica es altamente vulnerable a los cambios medioambientales (Reyes-Betancort et al. 2008), especialmente a las alteraciones provocadas por el hombre (Bramwell 1990). Para preservar esta riqueza y singularidad florística, se han incluido numerosos taxones en los diferentes catálogos y listas rojas de especies amenazadas (Gómez-Campo, 1996; Beltrán et al. 1999; Bañares et al. 2003; 2006; Martín et al. 2008; Moreno 2008; Bañares et al. 2009; 2010; Gobierno de Canarias 2010; Gobierno de España 2011), así como la protección de más del 40% de la superficie total del archipiélago, vertebrada a través de redes de ámbito regional, nacional o europeo (Gobierno de Canarias 2000; Anexo 2 de la Directiva Europea Habitats (92/42/CEE)) (Fig. 4).



**Figura 4.** Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos y ejemplos de diferentes libros rojos, atlas de flora amenazada,...en los que se incluyen taxones vegetales de las Islas Canarias.

Dentro de estas redes de espacios naturales protegidos, la gestión que realizan los Parques Nacionales con respecto a la conservación del patrimonio vegetal y animal es encomiable, apostando fuerte por la protección y recuperación de muchas especies. En este sentido, las islas Canarias cuentan con cuatro Parques Nacionales, que trabajan activamente para preservar la biodiversidad.

## El Parque Nacional de La Caldera de Taburiente

Un paisaje impresionante, con una orografía caótica, parcialmente disimulada por las copas del pinar que la recubre, en donde la roca y el agua sirven de refugio a plantas y animales únicos en el mundo. Ésa es la Caldera de Taburiente, en la isla de La Palma. Definida oportunamente por Araújo (2004) como “una espléndida ausencia”, es precisamente este vacío la razón principal que motivó su declaración como Parque Nacional en 1954 (Gobierno de España 1954). Posteriormente, en 1981, fue ampliado y se adicionó una Zona Periférica de Protección (Gobierno de España 1981) y en 1986 se aprobó el primer Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG). Actualmente está vigente el PRUG de 2005 (Gobierno de Canarias 2005). Desde 2010, la gestión ha sido transferida a la Comunidad Autónoma de Canarias (Gobierno de Canarias 2009) y en la actualidad forma parte de la Red Canaria de Parques Nacionales (Gobierno de Canarias 2011).

### Topografía

La Caldera de Taburiente es una gigantesca depresión topográfica, de 8 km de diámetro y alrededor de 2.000 m de profundidad. Su punto más alto se sitúa en el Roque de los Muchachos, a 2.426 m sobre el nivel del mar, y el más bajo a 430 m, en

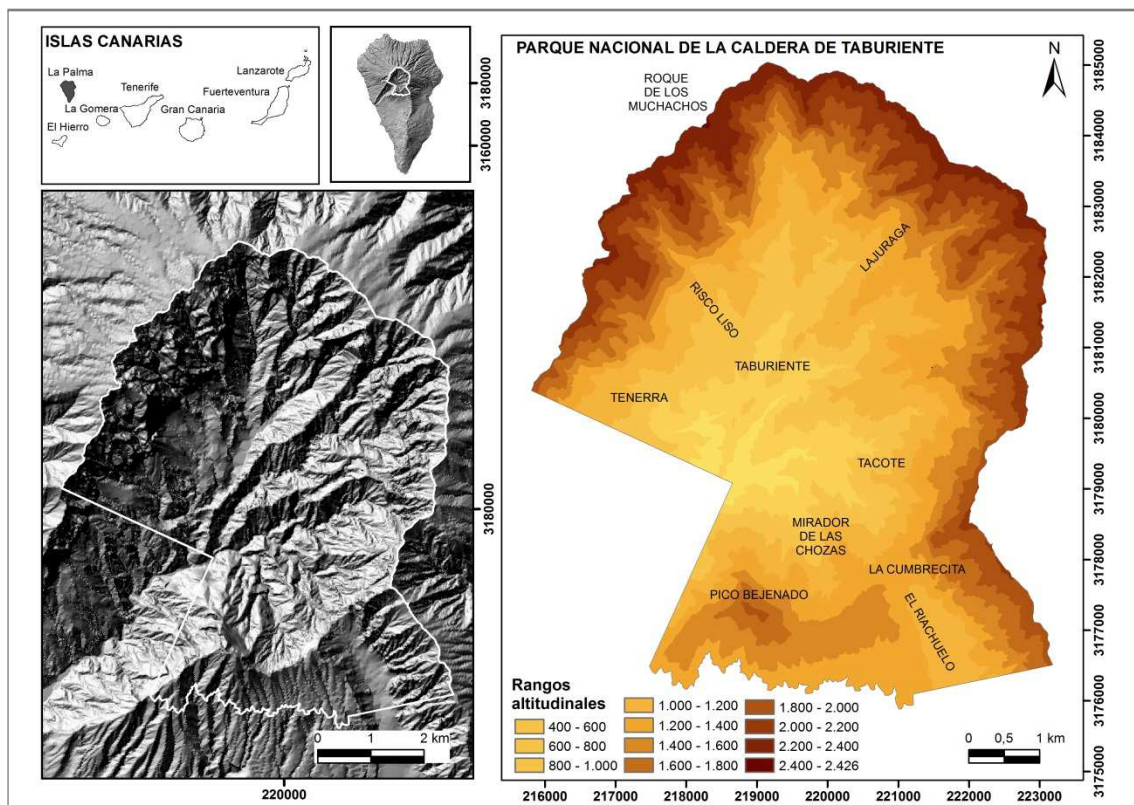


Figura 5. Mapa de localización de La Palma y la Caldera de Taburiente, representada a través de un modelo de sombras y de un mapa hipsométrico.

Dos Aguas. Ocupa una superficie aproximada de 4.379 ha, en un recinto perimetral de 35.164 m. Esta cifra ha sido obtenida a través de herramientas SIG y conviene destacar que es notablemente diferente de la establecida legalmente en el PRUG del Parque Nacional, 4.690 ha.

La característica más definitoria de la Caldera es la fuerte topografía que presenta (Fig. 5). Está plagada de profundos precipicios, riscos y andenes casi inalcanzables (Afonso 1988). Desde estos parten numerosos barrancos que convergen hacia el gran barranco de las Angustias. Debido a una formación geológica muy particular, el agua de la lluvia se acumula en un importante acuífero, lo que permite la existencia de numerosos manantiales en el interior de la Caldera. Este depósito natural ha sido explotado por galerías en toda la isla, disminuyendo consecuentemente el nivel del acuífero (De la Nuez 2004).

Todos estos elementos forman parte de un escenario cambiante, inestable, debido principalmente a la erosión continua que sufren. La Caldera de Taburiente es, por tanto, un paisaje topográficamente variable.

### *Geología*

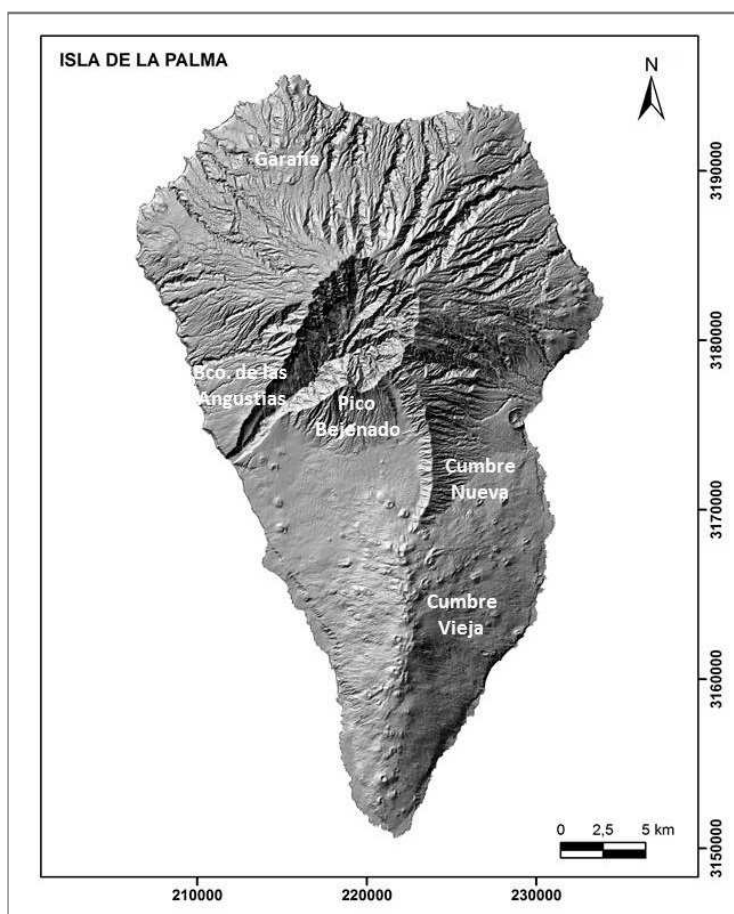
La isla de La Palma, de forma alargada en dirección N-S, está formada por dos grandes unidades geológicas: el Complejo Basal y los Edificios Subaéreos (De la Nuez 2004). La alta erosión ha originado profundos barrancos en el Escudo Norte, mientras que la parte sur, más joven, está menos erosionada (Fig. 6). A pesar de esto, La Palma se encuentra aún en fase de construcción (Carracedo et al. 2001).

*Complejo Basal.* Durante el Pleistoceno, surgió un edificio submarino que llegó a levantarse hasta cotas de 1.500 m sobre el nivel del mar y cuya edad geológica se data entre los 4 y 3 Ma (Staudigel et al. 1986). Se trata del Complejo Basal. A la aparición de esta estructura, llena de diques y domos, le sucedió un período de pausa eruptiva y erosión del edificio emergido.

*Edificios Subaéreos.* Hace unos 1,77 Ma comienza a construirse la primera fase del Escudo Norte, el Edificio Garafía, a partir de la superposición de varios edificios volcánicos aproximadamente concéntricos entre sí y con el Complejo Basal. Su rápido crecimiento hizo que alcanzara altitudes de 2.500-3.000 m, pero que igualmente aumentara la inestabilidad de la estructura, provocando un deslizamiento gravitacional de su parte sur. Esto ocurrió sobre los 1,2 Ma y separó claramente el Edificio Garafía de la siguiente estructura en formarse, el Edificio Taburiente (Carracedo et al. 2001).

Tras este colapso, se sucedió una etapa eruptiva que comenzó a rellenar la depresión formada, levantándose el Edificio Taburiente. La depresión se rellenó completamente sobre los 0,89 Ma (Carracedo et al. 2001). A partir de este momento, se reorganizan los centros eruptivos, pasando del centro del escudo a conformar tres dorsales o rifts (NW, NE y N-S). La mayor actividad eruptiva se fue concentrando poco a poco en el rift N-S, formando la dorsal Cumbre Nueva, que pudo alcanzar los 2.500-3.000 m de altitud. Este edificio, cada vez más alto e inestable, sufrió de nuevo un colapso, que generó un gran deslizamiento de su parte occidental (Ancochea et al. 1994) y el inicio de la actual Caldera de Taburiente. La edad del deslizamiento se estima en 0,56 Ma (Carracedo et al. 2001). En el interior de la cuenca de deslizamiento, entre los 0,56-0,49 Ma, se concentró la actividad volcánica posterior, construyendo rápidamente el Edificio Bejenado, que parcialmente rellenó las depresiones creadas (De la Nuez 2004).

La actividad del Escudo Norte terminó definitivamente hace unos 0,4 Ma y ha sido sucedida por un fuerte periodo de erosión, cuyo accidente más espectacular lo constituye la actual Caldera de Taburiente. El foco magmático migró hacia el sur y ha dado lugar a las erupciones más recientes, cuyos centros de emisión están alineados en dirección N-S, formando la dorsal de Cumbre Vieja (De la Nuez 2004).



**Figura 6.** Mapa de relieve de la isla de La Palma.



Atendiendo al material geológico de la Caldera de Taburiente (Barrera-Morate & García-Moral 2011), es posible diferenciarlo según la unidad geológica a la que

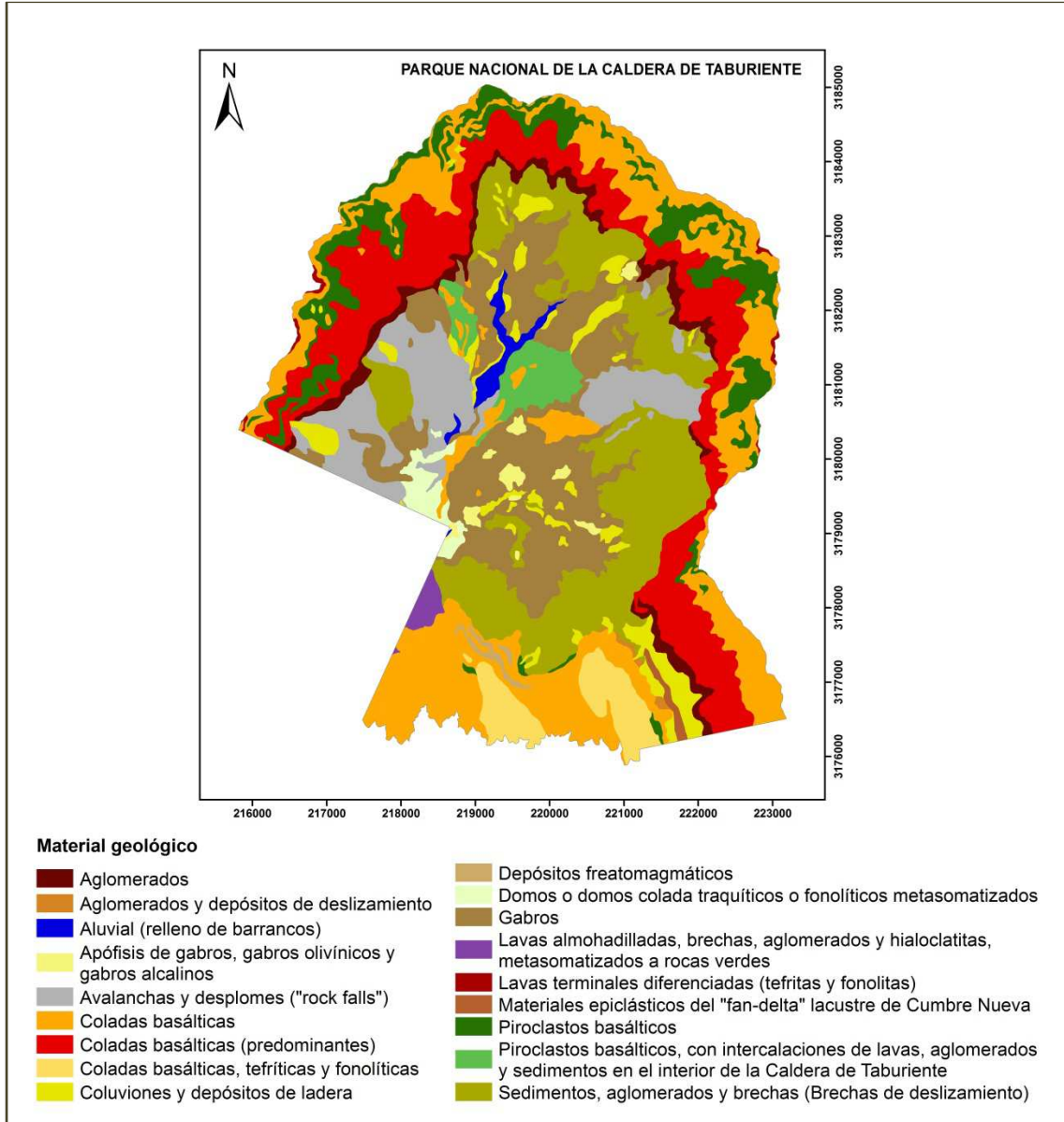


Figura 7. Mapa geológico de la Caldera de Taburiente.

pertenece (Fig. 7). De esta forma, todo el fondo y la base de la pared están formados por material proveniente del Complejo Basal. Aparecen lavas almohadilladas, brechas y hialoclastitas, atravesados por domos, y unas rocas granudas de color rojo, los gabros. Destacan también en el fondo de la Caldera, por el barranco de Taburiente desembocando en el barranco de las Angustias, los depósitos aluviales.

En la mitad oriental del interior de la Caldera de Taburiente afloran sedimentos, aglomerados y brechas, en el contacto entre el edificio submarino y los aglomerados y

lavas de la base de los Edificios Taburiente y Bejenado. En la mitad opuesta abundan principalmente depósitos sedimentarios holocénicos. Por una lado los denominados *rock falls* o avalanchas y desplomes, que son deslizamientos gravitatorios en masa de grandes lienzos de las paredes de los cantiles. Entremezclados por las paredes del interior, en zonas de pronunciadas pendientes y fuerte erosión, se localizan coluviones y depósitos de ladera.

Las paredes interiores que forman el circo de la mitad norte de la Caldera, presentan materiales relacionados con el Edificio Taburiente. Estos pueden ser divididos en un tramo inferior y otro superior. El tramo inferior, está principalmente constituido por aglomerados superpuestos por piroclastos y coladas basálticas. El tramo superior está

formado por coladas basálticas con abundantes piroclastos intercalados.

Por último, el Edificio Bejenado está constituido principalmente por coladas basálticas, tefríticas y fonolíticas.

#### Edafología

La abrupta topografía de la Caldera de Taburiente supone el factor más influyente en la diferenciación del sustrato. La erosión predomina frente a la génesis de suelo, siguiéndose generalmente una dinámica erosiva-sedimentaria. Siguiendo a Rodríguez et al. (2004) (Fig. 8), se distinguen dos áreas bien diferenciadas: la Caldera y las partes altas de la ladera sur del pico

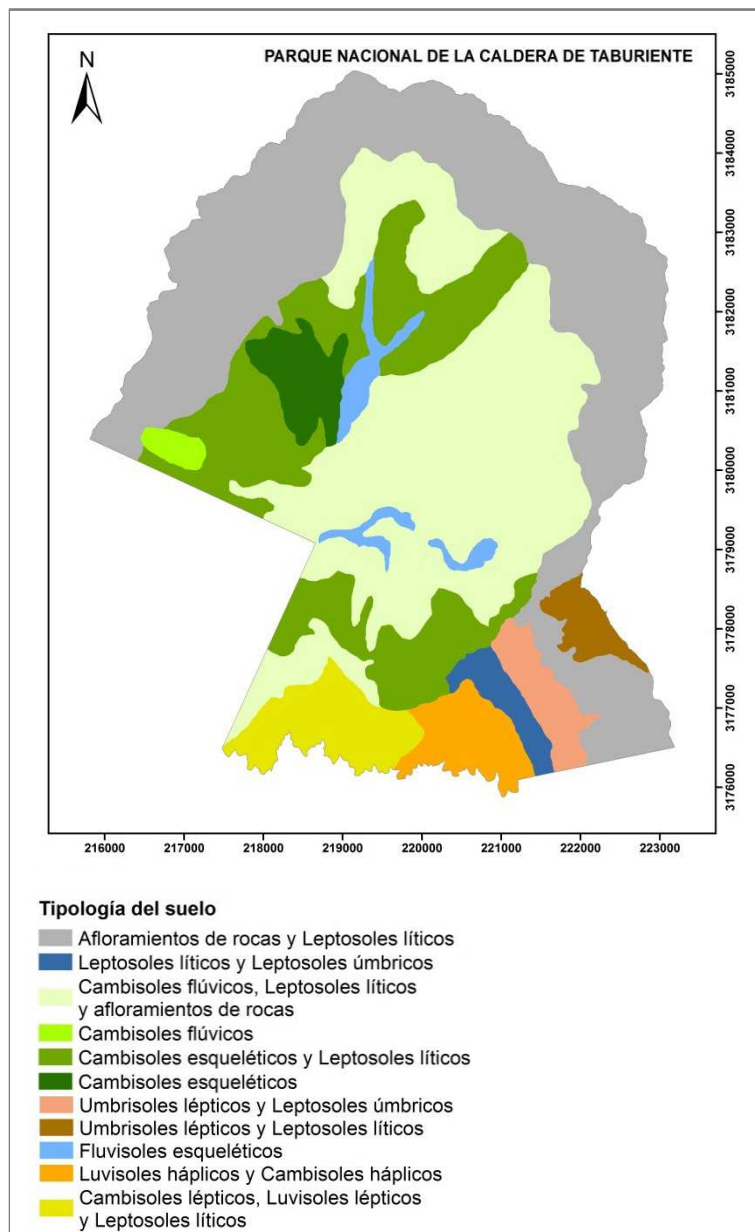


Figura 8. Mapa de suelos de la Caldera de Taburiente.

Bejenado y del valle del Riachuelo.

*La Caldera.* Dominan los procesos de ladera como avalanchas, deslizamientos, deyecciones y movimientos en masa. Estos se hacen patentes en los múltiples afloramientos rocosos en paredones verticales, gleras, canchales,... En las zonas de cumbre, es notable también el efecto del clima, con cambios bruscos día-noche y fenómenos de hielo-deshielo, alterando y disgregando las rocas y aportando material a los procesos de ladera. Por otro lado, las zonas del parque sometidas a menor erosión y en donde domina el pinar denso, presentan suelos con horizontes humíferos.

En las áreas de elevada pendiente, principalmente en la mitad norte de la Caldera, dominan los afloramientos rocosos de coladas basálticas, con pequeñas acumulaciones de materiales arenoso-pedregosos, considerados como Leptosoles líticos. A estos se les suman suelos formados por coluvios de zonas altas, acumulados en laderas medias y bajas y conocidos como Cambisoles flúvicos. Esta combinación de suelos ocupa la mayor parte de la superficie de la Caldera.

Cambisoles flúvicos también aparecen en la zona de Tenerra, lo que permite la realización de un cierto tipo de agricultura. Además, en otras zonas del interior de la Caldera, aparece otro tipo de Cambisol, en este caso esquelético, que es un suelo poco evolucionado, limoarenoso, con muchos elementos gruesos.

En los fondos de los principales barrancos, se han originado Fluvisoles esqueléticos, suelos de aporte aluvial-coluvial, dinámicos, con muchos elementos gruesos y una clara estratificación.

*Ladera sur del pico Bejenado y valle del Riachuelo.* En la zona sur del pico Bejenado, la topografía más suave y la elevada humedad en invierno han facilitado que se formen suelos más profundos y evolucionados, de color rojizo, ricos en arcillas y con cierto contenido en materia orgánica y nutrientes. Son Luvisoles y Cambisoles háplicos. En esta misma zona, pero más al oeste, la topografía vuelve a ser más accidentada y la erosión mayor. Alternan los Cambisoles y Luvisoles lépticos con Leptosoles líticos.

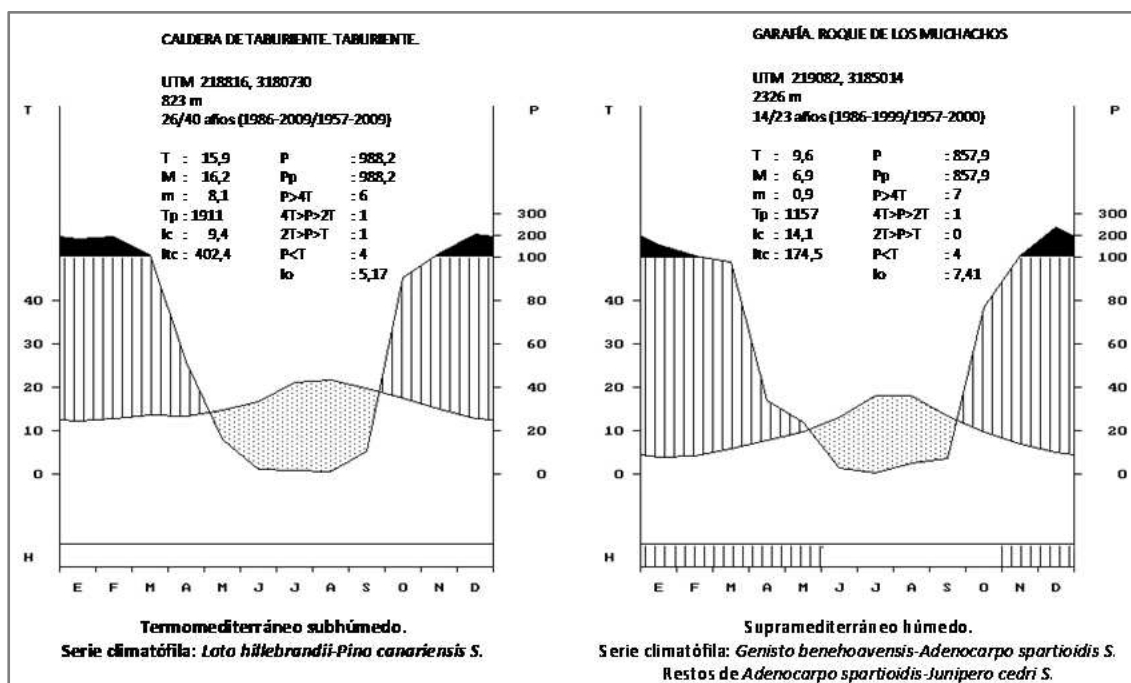
Otra zona diferenciada es el valle del Riachuelo. En su ladera occidental, con pendientes escarpadas y un pinar denso, aparecen suelos con materia orgánica y materia mineral, ácidos, de color oscuro, los Leptosoles líticos y Leptosoles úmbricos. En la ladera contraria, de exposición oeste, se forman suelos con un horizonte orgánico de tipo úmbrico de menos de 50 cm, Umbrisoles lépticos, que alternan con Leptosoles úmbricos.



## Climatología

El clima de la Caldera de Taburiente, como el del resto de la isla, es de tipo Mediterráneo, con un período seco y cálido, de al menos dos meses en verano. La fuerte topografía se refleja claramente en los principales parámetros climáticos. Si atendemos a la temperatura media anual, el rango térmico es amplio, registrándose valores de 17,9°C en la Cascada de Colores y 9,7°C en el Roque de los Muchachos. Éstas son las estaciones térmicas más bajas y altas (587 y 2.326 m respectivamente), dentro de la Caldera de Taburiente. La temperatura media en la Cascada de Colores, puede alcanzar los 22,5°C en el mes de julio y los 18°C en el Roque de los Muchachos, en agosto. El invierno, sin embargo, es frío, con una temperatura media en febrero de 13,8°C en la Cascada de Colores y 3,9°C en enero, en el Roque de los Muchachos. En las zonas más elevadas además, hay heladas nocturnas en esta estación, incluso en otoño y primavera.

En cuanto a la precipitación, la isla de La Palma, presenta los mayores registros pluviométricos del archipiélago, debido a su localización más occidental y a que se ve más afectada que el resto de islas por las borrascas oceánicas del SW. La mayoría de las lluvias se produce en otoño e invierno. En la Caldera, la cuantía de las precipitaciones varía entre 552 mm, en el Mirador de las Chozas (1.280 m) y 1.003



**Figura 9.** Diagramas ombrotérmicos de las estaciones termopluviométricas Caldera de Taburiente-Taburiente y Garafía-Roque de los Muchachos. [H = periodo de heladas (blanco: sin heladas; rayado: heladas probables) (Rivas-Martínez 2007)]. Fuente: Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

mm, en Tenerra (1.099 m). En la cumbre, en el Roque de los Muchachos, la precipitación media anual puede alcanzar los 858 mm, a veces en forma de nieve (Fig. 9).

Un fenómeno a tener en cuenta es la formación de nieblas de convección a lo largo del día en el interior de la Caldera y que, a modo de techo nuboso, pueden cubrir la mayor parte de la superficie de la misma. Estas nieblas permiten el desarrollo de plantas propias del monte verde, que en otras zonas de la isla y del archipiélago están ligadas principalmente a las nieblas generadas por el alisio del NE.

Es importante señalar, que los datos aquí mostrados están actualizados a través de la información actual aportada por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Sin embargo, algunos de los artículos incluidos en esta Tesis fueron publicados con anterioridad a la obtención de esta información, por lo que siguen a Del Arco & González (2004) y Del Arco et al. (2009).

### *Biogeografía y Bioclimatología*

Pertenciente a la región biogeográfica Mediterránea, el archipiélago de las Islas Canarias se enmarca dentro de la subregión Canario-Madeirense, que engloba también al archipiélago de Madeira. La isla de La Palma, se ubica en la provincia Canaria, subprovincia Canaria Occidental (Rivas-Martínez 2007).

Desde un punto de vista bioclimático, la isla de La Palma, como el resto del archipiélago, pertenece al macrobioclima Mediterráneo (Rivas-Martínez 2007). Dentro de éste, varios pisos bioclimáticos se definen, a través de la combinación de termotipos y ombrotipos (Fig. 10). Atendiendo exclusivamente al área de interés, cabe destacar que Del Arco et al. (2009) reconocieron para la Caldera de Taburiente 12 pisos bioclimáticos, combinaciones de los temotipos Infra-, Termo-, Meso- (inferior y superior) y Supramediterráneo, con ombrotipos Seco (inferior y superior), Subhúmedo y Húmedo. Dichos autores utilizaron en su caracterización bioclimática la aproximación de Rivas-Martínez (1997).

En esta Tesis se presenta un estudio bioclimático para el conjunto de la isla, basados en la caracterización bioclimática de Rivas-Martínez (2011), que presenta algunas variaciones respecto a la anterior. De él se desprende que para la Caldera de Taburiente existen 13 pisos bioclimáticos (Fig. 11), combinaciones de los mismos termotipos y ombrotipos mencionados anteriormente (Del Arco et al. 2009).

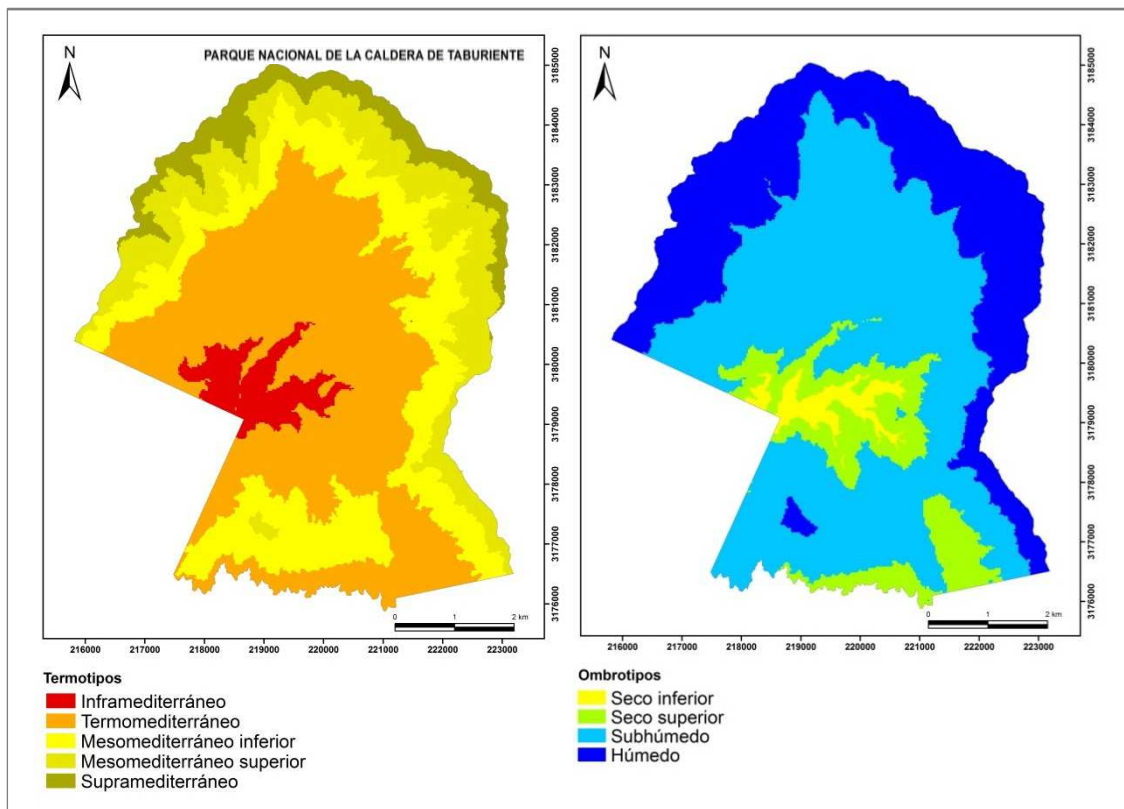


Figura 10. Mapa de termotipos y ombrotipos de la Caldera de Taburiente.

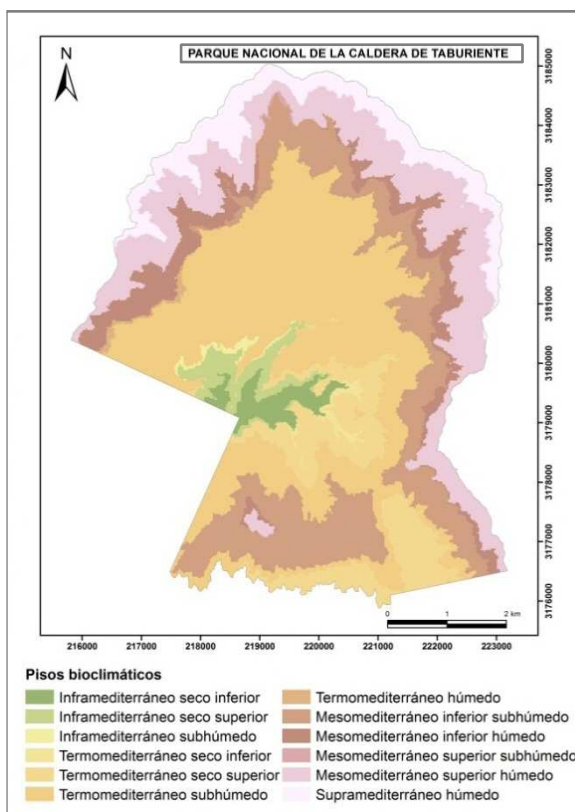


Figura 11. Mapa de pisos bioclimáticos de la Caldera de Taburiente.

### Flora y vegetación

El Parque Nacional de la Caldera de Taburiente alberga unos 390 taxones de plantas vasculares, de las cuales 18 son endemismos macaronésicos, 86 endemismos canarios y 28 exclusivos de La Palma (Santos 2004). Sin embargo, nuevos sistemas de exploración en el campo están permitiendo el acceso a zonas totalmente vírgenes dentro del Parque lo que ha supuesto la aparición de nuevos taxones. Esto unido a las revisiones taxonómicas, cada vez más apoyadas en análisis genéticos, hace que el catálogo florístico de la Caldera de Taburiente pueda variar algo con respecto a los datos antes mencionados.

En cuanto a la vegetación, es el pinar canario el que domina la mayor parte del territorio. Sólo en las zonas de mayor humedad, en los cursos de agua permanente, se establecen las saucedas y otras comunidades de plantas hidrofíticas. En la cumbre aparece una pequeña representación del extenso retamonar-codesar que se desarrolla en la parte norte, fuera del Parque. Entremezclados con este y en zonas más escarpadas, algunos grupos de cedros, probables relictos de una comunidad cacuminal del pasado insular. Finalmente, las ricas comunidades rupícolas encuentran en la abrupta topografía de la Caldera, un hábitat óptimo para desarrollarse.

Algunos mapas generales de vegetación de la isla se han confeccionado (Ceballos & Ortuño 1976; Santos 1983), siendo el más reciente y actualizado el de Del Arco et al. (2006). Sin embargo, no existen mapas de detalle de la Caldera de Taburiente. Éste es uno de los objetivos de esta Tesis Doctoral, cuyos resultados se muestran en una de las publicaciones incluidas en la misma. Así, este apartado se tratará con más detalle en un capítulo posterior de este documento.

### ¿Pobreza natural o inducida?

Una vez vista la riqueza florística que albergan las islas y los elementos que más influyen en la misma, cabría hacerse la siguiente pregunta: lo que vemos en la actualidad, ¿es realmente lo natural o es fruto de la acción severa, continuada y combinada de varios factores de alteración?



**Figura 12.** Detalle del sotobosque del pinar de la Caldera. En la foto se aprecia la escasez de plantas herbáceas y arbustivas.

Lo más sensato es pensar que nada permanece inalterado, cual fotografía, durante cientos de miles de años. Sin embargo, esto puede influir mucho más de lo que pensamos en la percepción que tenemos del mundo que nos rodea. Esta idea llevada hasta nuestros paisajes podría hacernos dudar, por ejemplo, de la auténtica naturaleza rupícola de muchas especies canarias o del número real de éstas, o incluso de si ecosistemas como el pinar canario, tradicionalmente descrito como una comunidad de sotobosque muy pobre florísticamente (Fig. 12), verdaderamente es así por naturaleza o por otra causa).

### **Justificación y estructura de la Tesis Doctoral**

Precisamente éste es el punto de partida de esta Tesis, el estudio y análisis de la vegetación de la Caldera de Taburiente y de las posibles causas que han determinado su actual composición florística.

En primer lugar, se hace necesaria la delimitación y descripción detallada de la vegetación existente en el área de estudio, empleando para ello las últimas herramientas estadísticas y cartográficas. Este punto es tratado en el artículo I presentado en este manuscrito.

Una vez analizadas las distintas comunidades de vegetación, se pone de manifiesto la amplia extensión ocupada por pinar canario, así como la clara pobreza de su sotobosque. Para ahondar más en las causas de esta pobreza florística se presentan los otros cuatro artículos científicos.

El artículo II presenta un estudio de parcelas en el pinar de la Caldera de Taburiente para analizar el efecto de los herbívoros introducidos, concretamente conejos, cabras y arruís. El problema de estos herbívoros invasores en la biología de la conservación es reflexionado en el artículo III.

Otro de los factores analizados ha sido el fuego. Desde la llegada del hombre a las islas, los incendios provocados son cada vez más frecuentes y esto ha podido ir mermando cuantitativa y cualitativamente la flora del pinar. El fuego arrasa todo a su paso, y sólo da una oportunidad para algunas semillas albergadas en el banco. El efecto del fuego a través de sus diferentes formas, es tratado en el artículo IV.

Por último, se presenta un estudio bioclimático completo sobre toda la isla de La Palma, que incluye por supuesto el territorio ocupado por la Caldera de Taburiente. La temperatura y precipitación son factores que también determinan la vegetación

existente en un lugar. Este artículo V, debería ir tras el de vegetación, sin embargo se ha decidido colocarlo al final porque está en revisión y aún no ha sido aceptado.

De esta forma, se presentan los siguientes trabajos:

- I. ***Garzón-Machado V, Del-Arco-Aguilar M, Pérez-de-Paz PL (2011) A tool set for description and mapping vegetation on protected natural areas: an example from the Canary Islands. Biodiversity and Conservation 20 (14): 3605-3625.***
- II. ***Garzón-Machado V, González-Mancebo JM, Palomares-Martínez A, Acevedo-Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Del-Arco-Aguilar MJ, Pérez-de-Paz PL (2010) Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. Biological Conservation 143: 2685-2694***
- III. ***Garzón-Machado V, Del-Arco-Aguilar M, Pérez-de-Paz PL (2012) Threat or threatened species? A paradox in conservation biology. Journal for Nature Conservation 20: 228-230***
- IV. ***Garzón-Machado V, Del-Arco-Aguilar M, Valdés-González F, Pérez-de-Paz PL (2012) Fire as a threatening factor for endemic plants of the Canary Islands. Biodiversity and Conservation 21 (10): 2621-2632***
- V. ***Garzón-Machado V, Otto R, Del-Arco-Aguilar M (2012) Bioclimatic mapping of a topographically complex oceanic island applying different interpolations techniques. International Journal of Climatology, under review.***

Esta Tesis Doctoral se presenta en la modalidad de “Compendio de Publicaciones” contemplada en la Resolución de 3 de febrero de 2009, por la que se dispone la publicación del Reglamento de Enseñanzas Oficiales de Máster y Doctorado de la Universidad de La Laguna. (B.O.C. nº 31, 2931-2945 de 16 de febrero de 2009). La estructura de la Tesis incluye una introducción general, una copia completa de los trabajos publicados y un resumen global de los objetivos de la investigación, de la metodología aplicada, de los resultados obtenidos, de su discusión y de las conclusiones finales.



**BIBLIOGRAFÍA**

- Acebes JR, León MC, Rodríguez ML, Del Arco MJ, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Martín VE, Wildpret W (2010) Pteridophyta, Spermatophyta. En: Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N, García A (eds.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. Gobierno de Canarias, Tenerife, pp. 119-172.
- Afonso L (ed.) (1988) Geografía de Canarias (2 ed) 1. Interinsular Canaria, SC de Tenerife.
- Ancochea E, Hernan F, Cendrero A, Cantagrel JM, Fuster JM, Ibarrola E, Coello J (1994) Constructive and destructive episodes in the building of a young oceanic island, La Palma, Canary Islands, and the genesis of the Caldera de Taburiente. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 60: 243-262.
- Araujo J (2004) Prólogo. En: García Canseco V (Coord.) Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Canseco editores, pp. 11-12.
- Arnan X, Rodrigo A, Retana J (2006) Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. *Journal of Biogeography* 33: 1246-1258.
- Atkinson IAE (1989) Introduced animals and extinctions. En: Western D, Pearl M (eds.) *Conservation for the twenty-first century*. Oxford University Press, New York, pp. 54-69.
- Atkinson IAE (2001) Introduced mammals and models for restoration. *Biological Conservation* 99: 81-96.
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortiz-Núñez S (2003) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortiz-Núñez S (2006) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2006. Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid.
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortiz-Núñez S (2009) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio



- Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid.
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortíz-Núñez S (2010) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid.
  - Barrera-Morate JL, García-Moral R (2011) Mapa Geológico de Canarias. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife.
  - Beltrán E, Wildpret W, León MC, García A, Reyes J (1999) Libro Rojo de la Flora Canaria contenida en la Directiva-Hábitats Europea. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
  - Bramwell D (1990) Conserving biodiversity in the Canary Islands. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 77: 28-37.
  - Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
  - Carracedo JC, Badiola R, Guillou H, de-la-Nuez H, Pérez-Torrado FJ (2001) Geology and Volcanology of La Palma and El Hierro, western Canaries. *Estudios Geológicos* 57: 175-273.
  - Caujapé-Castells J, Tye A, Crawford DJ, Santos-Guerra A, Sakai A, Beaver K, Lobin W, Vincent Florens FB, Moura M, Jardim R, Gómes I, Kueffer C (2010) Conservation of oceanic island floras: Present and future global challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 107-129.
  - Ceballos L, Ortuño F (1976) Estudio sobre la Vegetación y la Flora Forestal de las Canarias occidentales. Reedición corregida. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife, Santa Cruz de Tenerife.
  - Chapuis JL, Boussès P, Barnaud G (1994) Alien mammals, impact and management in the French subantarctic islands. *Biological Conservation* 67: 97-104.

- Christophersen E, Caum EL (1931) Vascular plants of the Leeward Islands, Hawaii. B. P. Bishop Museum Bulletin 81: 1-41.
- CI (2005) Conservation International hotspots. [http://www.conservation.org/where/priority\\_areas/hotspots/Pages/hotspots\\_defined.aspx](http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/Pages/hotspots_defined.aspx). Acceso: 01/08/2012.
- Coblentz BE (1978) The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. *Biological Conservation* 13: 279-286.
- CDB (1992) Convenio sobre la Diversidad Biológica. Naciones Unidas. <http://www.cbd.int/> Acceso: 01/08/2012
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- De la Nuez J (2004) Geología y Vulcanología. En: García Canseco V (Coord.) Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Canseco editores, pp. 19-44.
- Del Arco MJ, González R (2004) Consideraciones Climáticas y Bioclimáticas. En: Beltrán E (ed.) Hongos, líquenes y briófitos del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. O. A. de Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 31-34.
- Del Arco MJ, Wildpret W, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Martín VE, Reyes-Betancort JA, Salas M, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S (2006) Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife.
- Del Arco MJ, Garzón-Machado V, Pérez-de-Paz PL (2009) Estudio bioclimático del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. La Palma. Islas Canarias. Poster presentado en las XXII Jornadas Internacionales de Fitosociología: Bioclima Mediterráneo y Vegetación, Universidad de Alicante, 23-25 Septiembre 2009
- Fitzgerald BM, Gibb JA (2001) Introduced mammals in a New Zealand forest: long-term research in the Orongorongo Valley. *Biological Conservation* 99: 97-108.
- Flux JEC, Fullagar PJ (1992) World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review* 22: 151-205.

- Fullagar PJ (1978) Report on the rabbits on Phillip Island, Norfolk Island. CSIRO Division of Wildlife Research, Canberra.
- Garzón-Machado V, González-Mancebo JM, Palomares-Martínez A, Acevedo-Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Del Arco MJ, Pérez-de-Paz PL (2010) Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143: 2685-2694.
- Gobierno de Canarias (2000) Decreto 1/2000, de 8 de mayo, por el que se aprueba el Texto Refundido de las Leyes de Ordenación del Territorio de Canarias y de Espacios Naturales de Canarias. *Boletín Oficial de Canarias* 60: 5989-6307.
- Gobierno de Canarias (2005) Decreto 27/2005, de 1 de marzo, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *Boletín Oficial de Canarias* 52: 4106-4139.
- Gobierno de Canarias (2009) Real Decreto 1550/2009, de 9 de octubre, sobre ampliación de las funciones y servicios de la Administración del Estado tras pasados a la Comunidad Autónoma de Canarias, en materia de conservación de la naturaleza (Parques Nacionales de Teide, Timanfaya, Caldera de Taburiente y Garajonay). *Boletín Oficial de Canarias* 219: 23849-23875.
- Gobierno de Canarias (2010) Ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas. *Boletín Oficial de Canarias* 112: 15200- 15225.
- Gobierno de Canarias (2011) Decreto 70/2010, de 11 de marzo, por el que se crea la Red Canaria de Parques Nacionales. *Boletín Oficial de Canarias* 59: 6094-6100.
- Gobierno de España (1954) Real Decreto de 6 de Octubre de 1954, por el que se crea el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *Boletín Oficial del Estado* 303.
- Gobierno de España (1981) Ley 4/1981, de 25 de marzo, de reclasificación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *Boletín Oficial del Estado* 90: 8153-8155.
- Gobierno de España (2011) Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial

- y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Boletín Oficial del Estado 46: 20912- 20951.
- Gómez-Campo C (ed.) (1996) Libro Rojo de Las Especies Vegetales Amenazadas de las Islas Canarias. Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife, España.
  - IUCN (2011) [http://www.iucn.org/iyb/about/biodiversity\\_crisis/](http://www.iucn.org/iyb/about/biodiversity_crisis/)
  - Kier G, Kreft H, Lee TM, Jetz W, Ibisch P, Nowicki C, Mutke J, Barthlott W (2009) A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 9322-9327.
  - Kreft H, Jetz W, Mutke J, Kier G, Barthlott W (2008) Global diversity of island floras from a macroecological perspective. *Ecology Letters* 11: 116-127.
  - Leakey R, Lewin R (1996) *The Sixth Extinction: Biodiversity and Its Survival*. Phoenix.
  - Malkinson D, Wittenberg L, Beerli O, Barzilai R (2011) Effects of Repeated Fires on the Structure, Composition, and Dynamics of Mediterranean Maquis: Short- and Long-Term Perspectives. *Ecosystems* 14: 478-488
  - Marrero A (2004) Procesos evolutivos en plantas insulares, el caso de Canarias. En: Fernández-Palacios JM, Morici C (eds.) *Ecología insular*. Asociación Española de Ecología Terrestre and Cabildo Insular de La Palma, España, pp. 305-356.
  - Martín JL, Arechavaleta M, Borges PA, Faria B (eds.) (2008) Top 100. Las 100 especies amenazadas prioritarias de gestión en la región europea biogeográfica de la Macaronesia. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
  - Médail F, Quézel P (1997) Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127
  - Médail F, Quézel P (1999) Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conservation Biology* 13 (6): 1510-1513.
  - Moreno JC (ed.) (2008) *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Madrid
  - Mueller-Dombois D, Spatz G (1975) The influence of feral goats on the lowland vegetation in Hawaii Volcanoes National Park. *Phytocoenologia* 3: 1-29.

- Mueller-Dombois D (1981) Island ecosystems: what is unique about their ecology? En: Mueller-Dombois D, Bridges KW, Carson HL (eds.) *Island Ecosystems: Biological Organisation in Selected Hawaiian Communities*. Hutchinson Ross Publishing Company, Massachusetts, USA, pp. 485-501.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nogales M, Rodríguez JL, Marrero P (2006) Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36 (1): 49-65.
- Orueta JF (2007) Vertebrados invasores: problemática ambiental y gestión de sus poblaciones. O. A. de Parques Nacionales, Serie manuales de gestión de especies amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Parkes JP (1984) Feral Goats on Raoul Island II. Diet and notes on the flora. *New Zealand Journal of Ecology* 7: 95-101.
- Pimm SL, Brooks TM (2000) The sixth extinction: how large, where and when? En: *Nature and Human Society: The Quest for a Sustainable World*, ed. PH Raven, T Williams, Washington, DC: Natl. Acad., pp. 46–62.
- Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357
- Reaser JK, Meyerson LAI, Cronk Q, De Poorter M, Eldrege LG, Green E, Kairo M, Latasi P, Mack RN, Mauremootoo J, O’dowd D, Orapa, W, Sastroutomo S, Saunders A, Shine C, Thrainsson S, Vaiutu L (2007) Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34(2): 98-111.
- Reyes-Betancort A, Santos A, Rosana I, Humphries CJ, Carine MA (2008) Diversity, rarity and the evolution and conservation of the Canary Islands endemic flora. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65 (1): 25-45.
- Rivas-Martínez S (1997) Syntaxonomical synopsis of the North American natural potential vegetation communities I. *Itinera Geobotanica* 10: 5-148 (Bioclimatic classification system of the World: 10-11).
- Rivas-Martínez S (2007) Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotánica* 17: 1-436

- Rivas-Martínez S, Rivas S, Penas A (2011) Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany* 1: 1-634.
- Rodríguez A, Arbelo CD, Guerra JA (2004) Los suelos del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (E.-1:25.000). En: Beltrán E (ed.) Hongos, líquenes y briófitos del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. O. A. de Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 27-30.
- Santamaría L, Pericàs J, Carrete M, Tella JL (2008) La ausencia de enemigos naturales favorece las invasiones biológicas. En: Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (coords) Invasiones biológicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp. 91-103.
- Santos A (1983) Vegetación y Flora de La Palma. Editorial Interinsular Canaria, S.A. Santa Cruz de Tenerife
- Santos A (2004) Flora y Vegetación. In: García-Canseco V (ed.) Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Canseco editores, pp. 69-104.
- Saunders A, Norton DA (2001) Ecological restoration at Mainland Islands in New Zealand. *Biological Conservation* 99: 109-119.
- Selkirk PM, Costin AB, Seppelt RD, Scott JJ (1983) Rabbits, vegetation and erosion on Macquarie Island. *Proceedings of the Linnean Society N.S.W.* 106: 337-346.
- Shea K, Cheeson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 170-176.
- Staudigel H, Feraud G, Giannerini G (1986) The history of intrusive activity on the island of La Palma (Canary Islands). *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 27: 299-322.
- Syphard AD, Radeloff VC, Hawbaker TJ, Stewart I (2009) Conservation Threats Due to Human-Caused Increases in Fire Frequency in Mediterranean-Climatic Ecosystems. *Conservation Biology* 23 (3): 758-769.
- Trabaud L (1997) Are wildland fires threatening the Mediterranean flora and vegetation? *Ecosystems and sustainable development* 1: 137-146.
- Turbott EG (1948) Effects of goats on Great Island, Three Kings, with description of vegetation quadrats. *Records of the Auckland Institute Museum* 3: 253-272.



- Veitch CR, Clout MN (eds.) (2002) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Veitch CR, Clout MN, Towns DR (eds.) (2011) Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Gland, Switzerland: IUCN and Auckland, New Zealand: CBB.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchencho J, Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Wall D, Mooney H, Adams G, Boxshall G, Dobson A, Nakashizuka T, Seyani J, Samper C, Sarukhàn J (2001) An international Biodiversity Observation Year. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 52-54.
- Whittaker RJ, Fernández-Palacios JM (2007) *Island Biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, New York.



ARTÍCULOS ORIGINALES

**A tool set for description and mapping vegetation on protected natural areas:  
an example from the Canary Islands**

Víctor Garzón-Machado, Marcelino J. del Arco Aguilar & Pedro L. Pérez-de-Paz



*BIODIVERSITY AND CONSERVATION* (2011) 20 (14): 3605-3625

## **A tool set for description and mapping vegetation on protected natural areas: an example from the Canary Islands**

Víctor Garzón-Machado, Marcelino J. del Arco Aguilar & Pedro L. Pérez-de-Paz

Departamento de Biología Vegetal (Botánica). Universidad de La Laguna. S/C de Tenerife, Islas Canarias, España.

### **Abstract**

The Canary Islands belong to Mediterranean basin hotspot, especially because their rich endemic flora. Nearly 40% of the total archipelago area is protected through protected natural area network. However, some plant communities show high degree of disturbance or they develop in unprotected zones. So, multivariate analysis combined with vegetation mapping can be useful for identify, describe and protect the main plant communities. These tools have been applied in Caldera de Taburiente National Park (La Palma. Canary Islands). An actual vegetation map of this park is showed and its major natural vegetation units are described. These tools could be applied to other protected and unprotected areas, especially for planning, management and conservation purposes.

**Keywords:** Vegetation map · National park · Aerial photographs · Classification · Ordination · ANOSIM · SIMPER

**Nomenclature:** Taxonomical nomenclature according to Acebes et al. (2010); Syntaxonomical nomenclature according to Rivas-Martínez et al. (2001), (2002), and Del Arco et al. (2006)

## Introduction

The Canary Islands (27°37'–29°25'N and 13°20'–18°10'W), are part of one of the most remarkable biodiversity hotspots on the planet, the Mediterranean basin (Médail & Quézel 1997; Myers et al. 2000). These include 539 endemic vascular plants, almost 40% of the native flora and more than 25% of the total flora (Acebes et al. 2010). Accordingly, vegetation communities have an important endemic element (Del Arco et al. 2006). The Canary Islands endemic flora is highly vulnerable to environmental change (Reyes-Betancort et al. 2008). For this reason, nearly 40% of the total archipelago area is now protected, through local network of 146 protected areas (Gobierno de Canarias 2000) and also through European legislation (Annex 2 of the EU Habitats Directive 92/42/CEE), preserving this richness and floristic singularity. Despite this, some plant communities like *Euphorbia* scrubs, thermo-sclerophyllous woodland and laurel forest have greatly retreated, sometimes with little possibility of recovery (Del Arco et al. 2010).

Vegetation mapping is a good tool to identify the main plant communities, as well as to understand their relationships with environmental factors (Faber-Langendoen 2007). This valuable information is essential to analyze and establish conservation priorities (Franklin 1995; Blasi et al. 2000; Hoagland 2000; Biondi et al. 2011).

The aim of this study was to map and describe at a detailed scale the vegetation of Caldera de Taburiente National Park using a particular tool set. There are some general maps of the island (Ceballos & Ortuño 1976; Santos 1983; Del Arco et al. 2006), but no maps of Caldera at this scale.

## Methods

### *Study area*

Caldera de Taburiente National Park is located on the island of La Palma, in the northwest portion of the Canary archipelago. This young island (1.6 Ma) (Carracedo 1980) includes a gigantic volcanic feature (caldera) measuring 8 km in diameter. The latter has about 2,000 m depth, from its highest point (Roque de los Muchachos, 2,426 m a.s.l.) to the lowest (Dos Aguas, 430 m a.s.l.), with a steep terrain. Its basic characteristics include a rough topography, with deep precipices, slopes of greater than 50° inclination, and many near-vertical rocky walls (Afonso 1988). The climate is Mediterranean, with a warm and dry summer. The annual average temperature varies between 15.6 °C in Taburiente (820 m a.s.l.) and 9.5 °C in Roque de los Muchachos (2,426 m a.s.l.). Winters are cool, with an average temperature of 11.6 °C in January in

Taburiente. At the higher elevations, there are nighttime frosts in the autumn, winter and spring. Most rainfall occurs in autumn and winter, varying between 498 mm in Mirador de las Chozas (1,380 m a.s.l.) and 978.2 mm in Tenerra (1,070 m a.s.l.). At the summit of Roque de los Muchachos annual precipitation can reach 869.3 mm, sometimes in the form of snow (Del Arco et al. 1999). From a bioclimatic point of view, Canary Islands belong to Mediterranean macrobioclimate (Rivas-Martínez 1997; 2007). Within it, several bioclimatic belts have been defined by using a combination of thermotype and ombrotype. Bioclimatic belts are the successive types or groups of physical media along an altitudinal or latitudinal cliseries in which plant communities are integrated. Thermotypes are the spaces within an "Itc" (Compensated thermicity index) gradient. Ombrotypes are the spaces within an "Io" (Ombrothermic index) gradient (Table 1).

Twelve bioclimatic belts exist within the Caldera de Taburiente. These include combinations of infra-, thermo-, meso- and supramediterranean thermotypes, with dry, subhumid and humid ombrotypes (Del Arco et al. 2009). Regarding to flora, the park includes about 390 plant species. Of these, 86 are Canary endemisms, 28 of which are restricted to La Palma, and 18 Macaronesian endemisms (Santos 2004).

<b>Thermotype</b>	<b>Itc*</b>
Inframediterranean	580-450
Thermomediterranean	450-350
Mesomediterranean	
Lower	350-280
Upper	280-210
Supramediterranean	210-80
<b>Ombrotype</b>	<b>Io**</b>
Dry	
Lower	2.0-2.5
Upper	2.5-3.0
Subhumid	3.0-5.5
Humid	5.5-11

\*Itc =  $[(T + M + m) \times 10] \pm C$ , where T = mean annual temperature, and M and m are the mean maximum and minimum temperatures in the coldest month. C is a compensation value.

\*\*Io =  $(Pp/Tp) \times 10$ , where Pp (Positive rainfall) is the annual rainfall in mm, taking into account only the months with mean temperature higher than 0°C, and Tp (Positive temperature) is the value in tenths of degrees resulting from the sum of the mean temperatures of the months with a mean higher than 0°C..

**Table 1.** Threshold values for thermotypes and ombrotypes present in Caldera de Taburiente, according to Rivas-Martínez (1997).



Caldera de Taburiente has suffered different human impacts like fires or grazing. The latter has been especially harmful (Garzón-Machado et al. 2010). Despite of this, some sectors have been relatively well preserved. In 1954 this area was classified as a national park, and incorporated to National Park's Network of Spain. Recently it has been transferred to the Canary Government (Gobierno de Canarias 2011).

#### *Data collection*

The methodology used for data collection was divided into the following phases:

-Physiognomic analysis of vegetation at 1:10.000 scale, using aerial photographs (2009 flight). For this purpose, the vegetation map of La Palma was used as a guideline (Del Arco et al. 2006).

-Field exploration to confirm the previous analysis and register other types of vegetation not registered in that map and unrevealed through aerial photographs.

-Location of sampling plots. 147 of these plots were located at random, covering all vegetation types identified earlier. The number of plots for each vegetation type varied according to the respective area and accessibility. Later, 37 plots were added from sources in the literature (Pérez-de-Paz et al. 1994; Martín et al. 2007). In all plots, abundance-cover index of all vascular plant species was measured following the method of Braun-Blanquet (1979). Phytosociological nomenclature follows Rivas-Martínez et al. 2001, 2002, and Del Arco et al. 2006. The ranks of subassociation, association and alliance were used to delimit the map units, as they have been proved very useful for describing vegetation (Biondi et al. 2004; Biondi et al. 2011). Altitude, slope, aspect and UTM coordinates of each location were also recorded. The latter was used to subsequent position in digital cartography, and extract bioclimatic and geological variables for each studied place from their respective maps (Del Arco et al. 2009 and Carracedo et al. 2001). The bioclimatic variables used in this study were thermotype and ombrotype. Table 2 shows these environmental variables.

#### *Data analysis*

Vegetation and related environmental factors were analyzed using multivariate techniques (classification and ordination analyses). A data matrix plots-versus-species was created using a transformed Van der Maarel cover-abundance scale (Van der Maarel 2005) (Table 3). The matrix was subjected to the hierarchical agglomerative clustering method to separate out the major groups of vegetation. Complete Linkage

was used as the method for grouping under Euclidean Distance as similarity coefficient (Lepš & Šmilauer 2003). Natural vegetation units were identified as homogeneous groups in the dendrogram.

Environmental variables	Values
Altitude	430-2375 m a.s.l.*
Slope	5-90°*
Aspect	N, S, W, E, NE, SE, NW, SW
Thermotype	Inframediterranean
	Thermomediterranean
	Lower-Mesomediterranean
	Upper-Mesomediterranean
Ombrotype	Supramediterranean
	Lower-dry
	Upper-dry
	Subhumid
Geology	Humid
	Alluvial
	Rock falls
	Basaltic lava flows
	Phonolitic lava flows
	Colluvial and landslide deposits
	Gabbros
	Basaltic pyroclasts
Sediments, agglomerates and breccias	

\* The variable takes value within the range shown.

**Table 2.** Ranges of environmental variables.

One-way analysis of similarity (ANOSIM) (Clarke 1993) was used for the interpretation of the optimal level of clustering. It compares average rank similarities within preselected homogeneous groups to average rank similarities between groups and yields a measure statistic (R) ranging from 0 to 1, with values larger than 0.75 indicating a strong separation. A significance level of 0.001 was used to distinguish between communities. A similarity percentage analysis (SIMPER) (Clarke 1993) was used to evaluate the major species contributing to the similarities within communities previously detected by cluster and ANOSIM analyses. These species were used to describe the plant communities. The software used for all these analyses was Community Analysis Package 3.11 (Seaby et al. 2004).

Ordination techniques were performed in order to help to explain differences on plant communities and to evaluate the influence of environmental factors on species composition and distribution of vegetation. We used detrended correspondence analysis (DCA) and canonical correspondence analysis (CCA) (Ter Braak & Smilauer 1998). CCA was performed in a set of environmental variables (Table 2) treated by a manual selection procedure simultaneously applying the Monte Carlo test (999 permutations under full model. This test confirms that the sub-set of environmental variables selected significantly explains (p-value <0.01) a representative part of the floristic composition (Mwavu et al. 2008). The software used was CANOCO 4.5 for Windows.

BrBI	Ord%
r	0.5
+	1
1	2
	4
2	8.5
	17.5
3	35
4	70
5	140

BrBI = original Braun-Blanquet scale; Ord% (ordinal transform scale %) = approximation from 1981, see van der Maarel 2005).

**Table 3.** Transformation of Braun-Blanquet cover-abundance scale to Van der Maarel cover percentage.

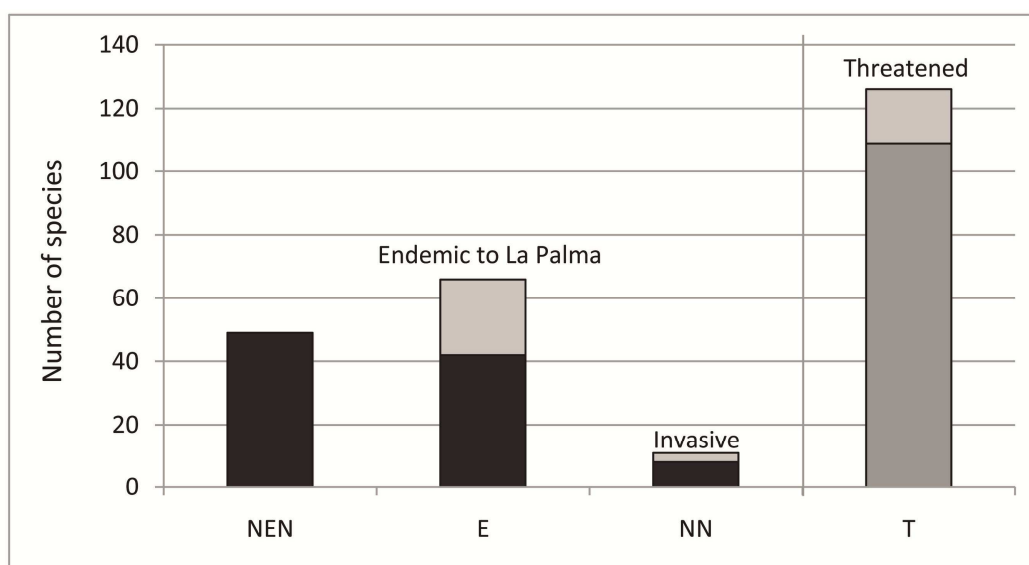
### Mapping

Once the plant communities were checked and the environmental variables determining them established, a Geographic Information System (ArcGIS 9.2 2006) was used to draw an actual vegetation map, at a scale of 1:10.000. Digital color aerial photographs (GRAFCAN 2009) were the base to delimit polygons on it. A digital elevation model (DEM) to obtained altitude, aspect and slope data (GRAFCAN 2009), and geological (Carracedo et al. 2001), and bioclimatic maps (Del Arco et al. 2009) were the main auxiliary layers used. Chorological taxonomic maps of differential species, provided for the National Park, also were used. The associated database

included the following fields: community code, legend code, area and perimeter. Patch Analyst extension (Elkie et al. 1999) was used to analyze the surface of each natural vegetation unit.

## Results and discussion

A total of 129 species were recorded throughout this study. Canary endemic species showed the highest proportion of them (66 species, 24 of them are exclusive endemic to La Palma) (Acebes et al. 2010). The others are native species, except for 11 non-native species, of which 3 are invasive species (Sanz-Elorza et al. 2004). Regarding to flora conservation, 17 species are included in the Red List of Spanish Vascular Flora (Moreno 2008) (Figure 1).



**Figure 1.** Status flora recorded throughout this study. Categories shown are NEN (non-endemic natives); E (endemic); NN (non-native); T (total) (Moreno 2008; Acebes et al. 2010).

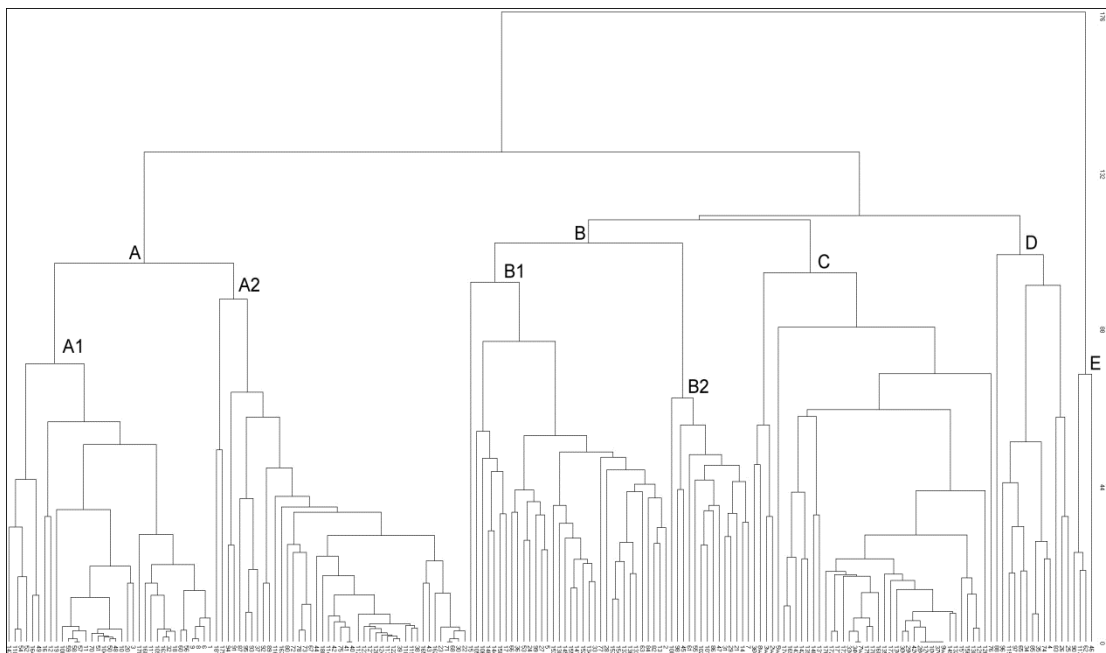
### *Classification analysis*

The cluster analysis yielded five main plant groups (Figure 2) based on the structure and floristic composition of the data, nominated A, B, C, D and E, and four subgroups: A1, A2, B1 and B2. The ANOSIM test revealed significant differences for the five major groups ( $R=0.93$ ,  $p=0.001$ ) and also for all groups (major groups and subgroups)

( $R=0.84$ ,  $p=0.001$ ). These results indicate a significant separation of the plant groups previously selected by cluster analysis.

SIMPER analysis was performed at subgroups level. The results showed dominant species of each plant community, more or less exclusive for each group except for subgroups B1 and B2 with some shared species, although with a differential percentage contribution (Table 4). All species were considered to describe the plant communities.

The groups and subgroups according their dominant species were classified as: (A) "Canary pine forest", (B) "rock communities", (C) "summit broom scrub and Canary cedar woodland fragments", (D) "Canary willow and hydrophytic communities" and (E) "grasslands". Some of them were divided into subgroups: A (A1: "typical pine forest"; A2: "thermophilous pine forest") and B (B1: "summit rock communities"; B2: "pine forest rock communities").



**Figure 2.** Cluster analysis dendrogram obtain from 184 plots and 126 species. Group A: Canary pine forest, B: Rock communities, C: Summit broom scrub and Canary cedar woodland fragments, D: Canary willow and hydrophytic communities and F: Grasslands. Subgroups A1: Typical pine forest, A2: Thermophilous pine forest, B1: Summit rock communities and B2: Pine forest rock communities.

### *Ordination analysis*

DCA analysis confirmed the major groups shown by cluster and ANOSIM analysis (Figure 3). "Pine forest", "rock communities" and "summit broom scrub" were shown as clearly differentiated groups along axis I, probably indicative of an altitudinal gradient. As for the subgroups, "typical pine forest" was separated from the

Natural vegetation unit	Main contributor species and percentage contribution (SIMPER analysis)	Syntaxonomic name	Natura 2000 code (Habitats Directive 92/43/EEC) (1)	Code according to "Atlas y Manual de los Hábitats de España" (2)
Canary willow and hydrophytic communities	<i>Salix canariensis</i> (45.02) <i>Ageratina adenophora</i> (44.89) <i>Equisetum ramossissimum</i> (3.34)	<i>Rubro-Salicetum canariensis</i> <i>Molinio-Holoschoenion vulgaris</i> <i>Mentho-Juncea inflexi</i>	92A0 6420 6420	82A071 542010 542040
Typical pine forest	<i>Pinus canariensis</i> (53.77) <i>Cistus symphytifolius</i> (41.07)	<i>Loto hillebrandii-Pinetum canariensis</i> subass. <i>cistetosum symphytfolii</i>	9550	855012, 856511
Thermophilous pine forest	<i>Pinus canariensis</i> (91.53)	<i>Loto hillebrandii-Pinetum canariensis</i> subass. <i>spartocytisetosum filipis</i> nom. prov.	9550	855012, 856511
Summit broom scrub and Canary cedar woodland fragments	<i>Adenocarpus viscosus</i> ssp. <i>spartioides</i> (85.41) <i>Juniperus cedrus</i> ssp. <i>cedrus</i> (10.85)	<i>Genisto benehoavensis-Adenocarpetum spartioidis</i> <i>Adenocarpus spartioidis-Juniperetum cedri</i>	4090 9560	3090D3 856510, 856520
Pine forest rock communities	<i>Aeonium canariense</i> (42.31) <i>Greenovia diplocycla</i> (12.44) <i>Tolpis calderae</i> (6.93) <i>Carlina falcata</i> (5.25) <i>Sonchus hierrensis</i> var. <i>benehoavensis</i> (4.79) <i>Lobularia canariensis</i> ssp. <i>palmensis</i> (3.54)	<i>Soncho-Aeonion</i>	8320	732010
Summit rock communities	<i>Greenovia diplocycla</i> (24.04) <i>Senecio palmensis</i> (14.80) <i>Micromeria lasiophylla</i> ssp. <i>palmensis</i> (9.91) <i>Pimpinella dendrotragium</i> (4.95) <i>Tolpis grex lagopoda</i> (3.85) <i>Aeonium canariense</i> (3.75) <i>Festuca agustinii</i> (3.74)	<i>Greenovion aureae</i>	8320	732020
Grasslands	<i>Hyparrhenia sinaica</i> (94.62)	<i>Cencho-Hyparrhenietum sinaicae</i>	6220	522245
Other communities		<i>Artemisio-Rumicetum lunariae</i>	5330*	146020

(1) Bartolomé et al., 2005; Rivas-Martínez & Penas, 2003; Vera et al., 2008; (2) Rivas-Martínez & Penas, 2003

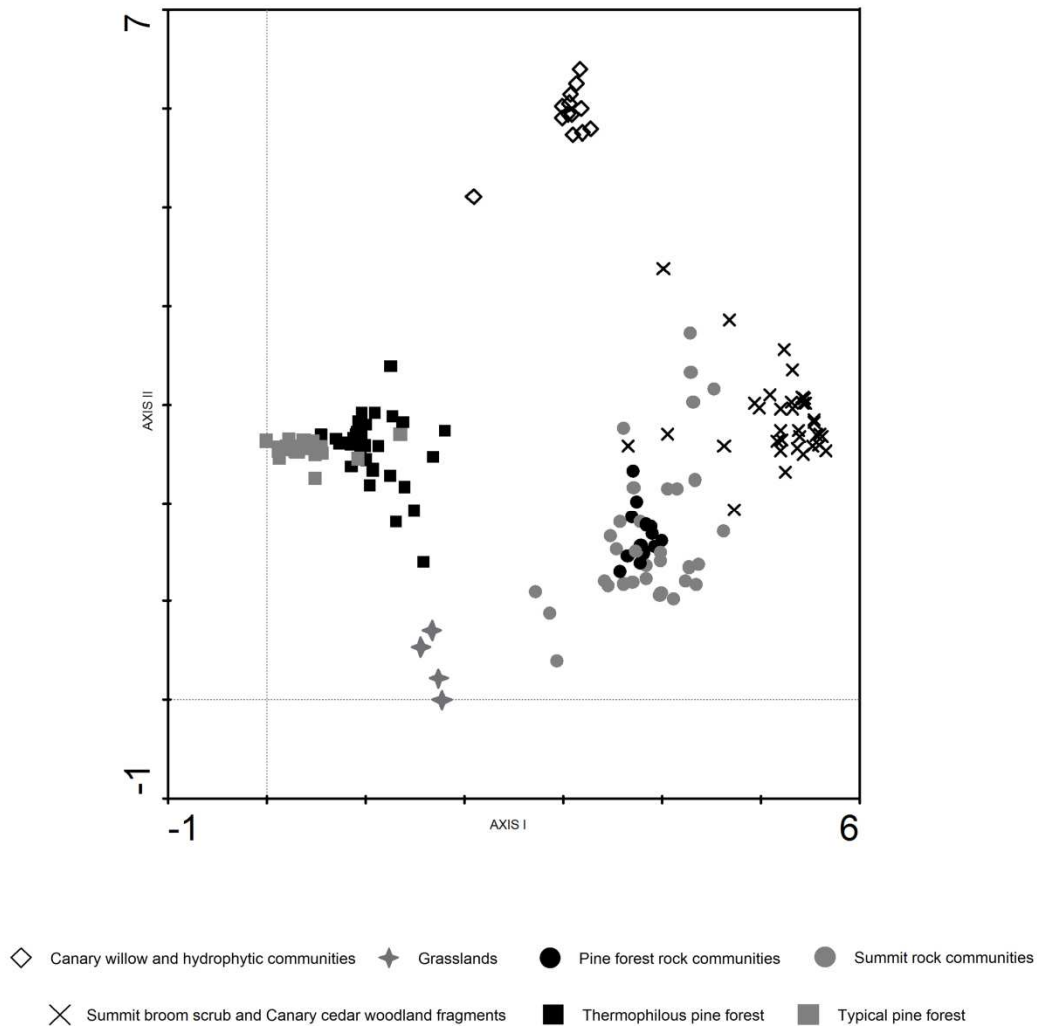
\*Canary Intra-Thermomediterranean substitutional community.

**Table 4.** Natural vegetation units: main contributor species, syntaxonomic name and conservation codes.



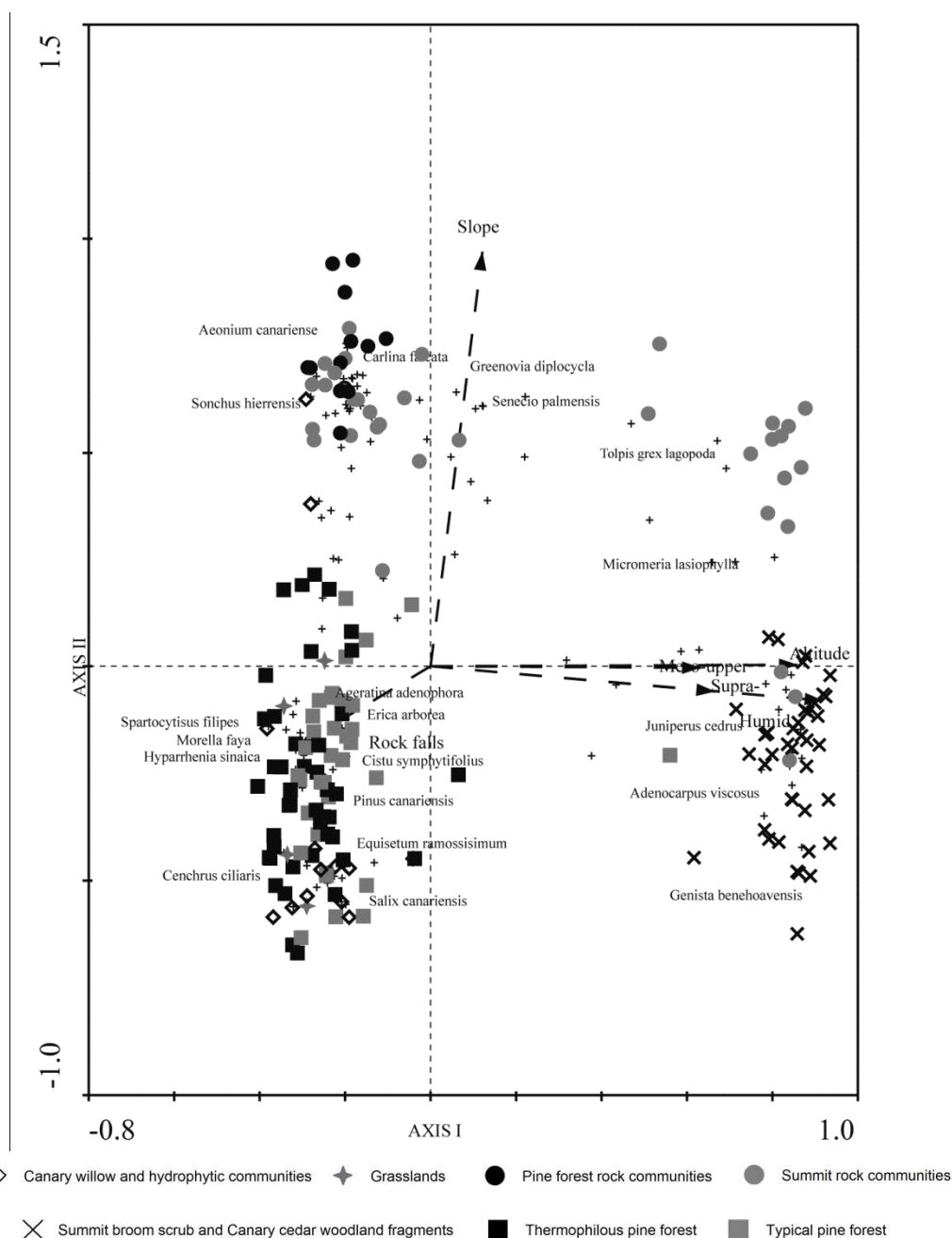
“thermophilous pine forest”; “summit rock communities” was not clearly separated from “pine forest rock communities”. Two other groups completely separate from the rest were shown on separate areas of the axis II (“Canary willow and hydrophytic community” and “grasslands”). This axis separated slightly to the other groups.

The influence of environmental factors on species composition and distribution of vegetation was inferred from CCA analysis (Figure 4). All factors were used and then only were taken into account the ones that the Monte Carlo test yielded as significant (Table 5). Altitude ( $F=5.56$ ,  $p=0.001$ ) and ombrotype variation (humid) ( $F=16.36$ ,  $p=0.001$ ) were the most important determining variation in species composition along axis I. “Summit broom scrub” and “summit rock communities” are positively correlated



**Figure 3.** DCA ordination diagram of plant communities occurring in the plots selected. Symbols shows the classification obtained in the dendrogram (*Eigenvalues* for axis I: 0.885, axis II: 0.440 and axis III: 0.307; Sum of all canonical *eigenvalues* and total inertia: 8.106).

with these variables. The axis II is related with slope ( $F=17.39$ ,  $p=0.001$ ). Both rock communities are in its positive sector. The other less important variables were rock falls ( $F=2.24$ ,  $p=0.001$ ) and supramediterranean ( $F=1.90$ ,  $p=0.009$ ) and upper-mesomediterranean thermotype ( $F=2.56$ ,  $p=0.01$ ). The other environmental variables not clearly contribute to the separation of the groups.



**Figure 4.** CCA ordination diagram showing the correlation between species, plots and environmental variables. Only the most characteristic species and environmental factors are showed (*Eigenvalues* for axis I: 0.766, axis II: 0.660) and axis III: 0.169; Sum of all canonical *eigenvalues*: 1.766; Total inertia: 8.106)

*Map units*

The dominant vegetation in Caldera de Taburiente is the “Canary pine forest”, but apart from it, different environmental factors as altitudinal difference, slope and rainfall, etc. allow the development of other plant communities. The Appendix shows these communities in a synoptical table of the relevés made in the sampling plots, by using presence classes of Braun-Blanquet (1979) and Alcaraz (1999).

Sub-set of environmental variables	Axis I			Axis II		
	CC	t	Corr.	CC	t	Corr.
Altitude	0.1327	2.9071	0.8226	-0.2031	-2.9228	0.0487
Slope	-0.0137	-0.5405	0.0712	1.0040	26.0586	0.8862
Upper- Mesomediterranean	0.4913	10.3423	0.6048	0.0874	1.2082	0.0294
Supramediterranean	0.4853	9.1907	0.6375	0.1030	1.2805	-0.0194
Humid	0.2549	4.7340	0.8806	-0.0497	-0.6059	-0.0257
Rock falls	-0.0395	-1.4604	-0.2852	-0.0731	-1.7732	-0.1820

\*Canonical coefficients (CC), t-values (t) and correlations (Corr.) for sub-set of environmental variables

**Table 5.** Canonical coefficients of sub-set of environmental variables, the correspondent t - value (Student's statistic) and their correlations for the two first axes.

- Canary willow (*Rubro-Salicetum canariensis*) and hydrophytic communities (*Molinio-Holoschoenion vulgaris*; *Mentho-Juncion inflexi*)

The Canary willow is a heliophilous community, typical of springs, and banks of ravines that flow most of the year. It is characterized by *Salix canariensis*, which forms small groves that can be occasionally destroyed by water force in winter. *Morella faya* (*Myrica faya*) is the only tree species accompanying the Canary willow. *Equisetum ramosissimum* and *Scirpus holoschoenus* ssp. *globiferus* are common and the invasive *Ageratina adenophora* widespread. Eradication actions have been carried out for the latter without success.

The hydrophytic communities are present in many water sources or sharing biotope with the Canary willow community, where there is a high phreatic level most of the year. *Mentha longifolia*, *Equisetum ramosissimum*, *Epilobium hirsutum*, *E. parviflorum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Scirpus holoschoenus* ssp. *globiferus*, etc., are common plants within these communities. Other species as the

ferns *Adiantum capillus-veneris*, *Pteridium aquilinum* and *Pteris vittata* are frequent in their vicinity.

- Canary pine forest of La Palma (*Loto hillebrandii-Pinetum canariensis*)

The mature Canary pine forest is a more or less open formation characterized by *Pinus canariensis*, a species of ancient Mediterranean affinity and wide ecological range (Millar 1996). The pine forest is the climatophilous vegetation of dry infra-, dry-subhumid-humid thermo- and subhumid-humid mesomediterranean territories inside the park, between 600 and 2,000 m (Del Arco et al. 2009) and outside the influence of trade-wind clouds.

Pine forest is the most widespread community of Caldera de Taburiente, contacting to summit vegetation in the highest elevations; however it is poor in understory species, probably due to the strong negative effect of alien herbivores (Garzón-Machado et al. 2010). The most characteristic plants, apart from *Pinus canariensis* are *Cistus symphytifolius* var. *symphytifolius*, *Chamaecytisus proliferus* ssp. *proliferus* and *Lotus hillebrandii*. Within the National Park, several types of pine forest can be distinguished according to specific environmental conditions involving the presence of some species:

- Thermophilous pine forest (*Loto hillebrandii-Pinetum canariensis* subass. *spartocytisetosum filipis* nom. prov.), present in the southwest sector of the park, in the dry infra- and thermomediterranean belts (Del Arco et al. 1999). It is floristically characterized by the presence of the endemic broom *Spartocytisus filipes*, mixed with the pines. Some endemic shrubby species of the lowest belts such as *Kleinia neriifolia* and *Globularia salicina*, and vines as *Periploca laevigata* and *Rubia fruticosa* are also found.

- Typical pine forest (*Loto hillebrandii-Pinetum canariensis* subass. *cistetosum symphytifolii*) is the poorest type, with a few species. Pine trees can grow in diverse topographical conditions, from very steep slopes with scarce soil, to areas with smooth topography and deep soil, forming a dense and continuous forest (Pérez-de-Paz et al. 1994). It is widely distributed inside the park, in the dry, subhumid and humid thermomediterranean belts, reaching the subhumid lower mesomediterranean (Del Arco et al. 1999).

- Summit broom scrub (*Genisto benehoavensis-Adenocarpetum spartioidis*) and Canary cedar woodland fragments (*Adenocarpo spartioidis-Juniperetum cedri*)

Summit broom scrub is a community adapted to the extreme conditions of the high mountain. It extends above the pine forest on subhumid-humid supramediterranean territories of the north, in the summits of La Palma, inside and outside of the park (Del

Arco et al. 1999). It is a low and dense scrubland dominated by *Adenocarpus viscosus* ssp. *spartioides* and accompanied with an important number of endemisms such *Spartocytisus supranubius*, *Descurainia gilva*, *Plantago webbii*, *Erysimum scoparium*, *Pteroccephalus porphyranthus*, etc. In addition, *Viola palmensis*, *Lactuca palmensis* and *Genista benehoavensis* are endemic threatened species of this community. The latter could be more abundant in the past, forming the dominant scrub with *A. viscosus* ssp. *spartioides*. Overgrazing by goats and fires were the main causes of retreat (Del Arco 1982). Fire threat still persists and also the grazing effect of introduced wild herbivores. The National Park is currently carrying out recovery plans for this and other rare endemic species (Palomares 2004). It has been described as the summit potential climatophilous vegetation of the island.

Canary cedar woodland is today a very diffuse community characterized by *Juniperus cedrus* ssp. *cedrus*. This rare species is more or less spread on the upper part of the pine forest belt and above it (Del Arco et al. 1999) mainly in rocky outcrops, in vegetation fragments that probably are relicts of ancient sparse woodland (Höllermann 1978). This probably had wider abundance and distribution in the past, and it was disturbed and destroyed by human activities (Francisco-Ortega et al. 2009; Rumeu et al. 2009). The typical accompanying species of the Canary cedar in the outcrops are pines and the rupicolous plants of the summit; apart from them the typical plants of the summit broom scrub are added. Because of that it is very difficult to characterize Canary cedar woodland except for the sporadic presence of Canary cedar (Höllermann 1978). This juniper woodland has been proposed as the summit potential edaphophilous-rupicolous vegetation of the island (Martin et al. 2007).

- Rock communities (*Soncho-Aeonion*; *Greenovion aureae*)

Communities of high floristic diversity and endemism are developed in the cliffs, deep precipices, and many near-vertical rocky walls, naked or with a thin soil layer. This floristic richness probably is due to the high slope which makes them inaccessible to herbivores (Garzón-Machado et al. 2010). They include several chasmophytic and comophytic communities in which two families are remarkable for their richness: Crassulaceae (mainly the genera *Aeonium* and *Greenovia*) and Asteraceae (genera *Sonchus*, *Senecio*, *Tolpis*, *Carlina*, etc).

- Pine forest rock communities (*Soncho-Aeonion*): It constitutes the most thermic rock community group. *Aeonium canariense* is the most characteristic species at the lower altitudes of the park, on thermic areas belonging to infra- and thermomediterranean belts (Del Arco et al. 1999). Others endemic species such *Greenovia diplocycla*, *Sonchus hierrensis*, *Carlina falcata*, *Tolpis calderae*, *Lobularia canariensis* ssp. *palmensis*, *Sideritis barbellata*, etc., are common in the community.

- Summit rock communities (*Greenovion aureae*): It constitutes the colder rock community group. The endemic *Greenovia diplocycla* is the dominant species within the meso- and supramediterranean belts (Del Arco et al. 1999). Others endemic species such *Senecio palmensis*, *Micromeria lasiophylla* ssp. *palmensis*, *Tolpis grex lagopoda* and *Festuca agustinii* are common on the northern cliffs up to 2,400 m. At this altitude, some endemic species with conservation problems such *Pimpinella dendrotragium* and *Cerastium sventenii* grow.

- Grasslands (*Cenchro-Hyparrhenietum sinaicae*)

The most characteristic grassland is *Cenchro-Hyparrhenietum sinaicae*, a mainly hemicyptophytic community characterized by *Cenchrus ciliaris*, *Hyparrhenia sinaica*, *Aristida adscensionis* ssp. *coerulescens* and *Bituminaria bituminosa*. Some thermic shrub species such *Lavandula canariensis*, *Kleinia neriifolia* and *Rubia fruticosa* are commonly spread in the grassland. The grassland develops in areas cleared for grazing, particularly on slopes with well-developed soil. It is also common at the edges of paths, making it a pathway to the introduction of invasive plant species such *Pennisetum setaceum* and *Opuntia tomentosa* (Pérez-de-Paz et al. 1999).

- Other plant communities

Three types of pine forest were not recognized by the classification analysis:

- Humid pine forest (*Loto hillebrandii-Pinetum canariensis* subass. *ericetosum arboreae*), developed in slopes and ravines facing northeast where atmospheric and soil humidity is high due to northerly aspect and frequent presence of convective clouds (Del Arco et al. 2006). It includes some characteristic cold and drought tolerant species belonging to evergreen laurel forest, such *Morella faya*, *Erica arborea* and *Phyllis nobla*. *Persea indica*, representative of humid evergreen laurel forest, can occasionally grow in some ravines.

This forest has a good representation on the cloudy windward slopes of La Palma, above evergreen laurel forest, outside Caldera de Taburiente. Although *Erica arborea* and *Morella faya* are typical elements of this type of pine forest and they are present in the sampling plots, their presences have not been enough to generate a statistically representative group. In Caldera, "humid pine forest" is poorly represented and in a fragmentary way and it could be the cause. In general, a factor influencing the growing of this community is the presence of clouds, which happens in their stands. Covered in floristic background, cloud factor, and general distributions in the island, we have decided to consider this unit in the map.

- Pine forest with summit broom (*Loto hillebrandii*-*Pinetum canariensis* subass. *adenocarpetosum spatioidis*). It is a small and sparse community in contact with the summit scrub, where mainly *Adenocarpus viscosus* subsp. *spartioides* has a significant presence in the undergrowth (Del Arco et al. 2006). It has scarce presence within the park, and is very well showed at the highest altitudes of the pine forest outside Caldera de Taburiente.

- Pine forest with Canary cedar (*Loto hillebrandii*-*Pinetum canariensis* subass. *juniperetosum cedri*). At about 1,600 m up to 2,000 m a.s.l., in the inner cliffs of Caldera is more and more frequent the presence of *Juniperus cedrus* ssp. *cedrus* together with *Pinus canariensis* (Del Arco et al. 1999). This could be interpreted as the contact between pine forest and possible primitive summit cedar woodland as explained above.

The samples of “pine forest with summit broom” and “pine forest with Canary cedar” appear spread within “summit broom scrub and Canary cedar woodland fragments” and “summit rock communities”. This could be derived from an almost similar floristic composition and scarce presence of pine and cedar in the sampling plots due to steepness or disturbance as it was already described which results in a low weight of these species in the analysis. Despite this, we have considered convenient to map both units. “Pine forest with summit broom” as it has good presence outside the park (Del Arco et al. 2006), and “pine forest with Canary cedar” mainly based in the chorological maps of *J. cedrus* ssp. *cedrus*.

- Alluvial *Rumex lunaria* community, and *Artemisio-Rumicetum lunariae*. A special pioneer species-poor community characterized by *Rumex lunaria* settles on holocene alluvial soils at the main ravine head of Caldera. It shares territory with the substitutional community *Artemisio-Rumicetum lunariae*. This community was identified through aerial photographs and field exploration.

- Rural area

Only a small portion of Caldera is considered rural area. It corresponds to some culture lands and houses of owners of Caldera. Rural area was identified through aerial photographs.

### *Vegetation map*

The National Park occupies 4,690 ha according to the latest law (Gobierno de España 1981). However, the current analysis using GIS techniques shows that the real area is



4,379 ha. About half of it, is occupied by “typical pine forest”, followed by the other types: “pine forest with Canary cedar” and “thermophilous pine forest”, with 13 and 11% of total area respectively (Table 6). “Summit broom scrub and Canary cedar woodland fragments” also has a large area, occupying about 11% of total area. “Pine rock communities” and “summit rock communities”, occupying 1% ha and 10% respectively, are fragmented into many small patches that correspond to the cliffs and vertical rocky walls. A 3D analysis probably would reveal more area of these. The others plant communities cover a smaller area (Table 6). The actual vegetation map is showed in Figure 5.

Natural vegetation units	Area (ha)	Number of patches	Mean patch area (ha)	% of total
Typical pine forest	2122,34	23	92,28	48
Pine forest with Canary cedar	559,13	55	10,17	13
Thermophilous pine forest	500,79	15	33,39	11
Pine forest rock communities	50,85	68	0,75	1
Summit rock communities	446,60	119	3,75	10
Summit broom scrub and Canary cedar woodland fragments	467,68	8	58,46	11
Canary willow and hydrophytic communities	81,56	17	4,80	2
Pine forest with summit broom	68,36	12	5,70	2
Humid pine forest	53,59	3	17,86	1
<i>Rumex lunaria</i> community	11,91	1	11,91	0,3
Grasslands	4,53	1	4,53	0,1
Rural area	11,72	5	2,34	0,3
<b>Total</b>	<b>4379</b>			

**Table 6.** Surface analysis of each natural vegetation units obtained using Patch analyst extension.

## Conclusions

Aerial photographs analysis and the methodology of Braun-Blanquet combined with the latest classification and ordination techniques (Clustering, ANOSIM, SIMPER, DCA and CCA) is a good and powerful tool for identification and description of major plant communities and the environmental factors affecting them.

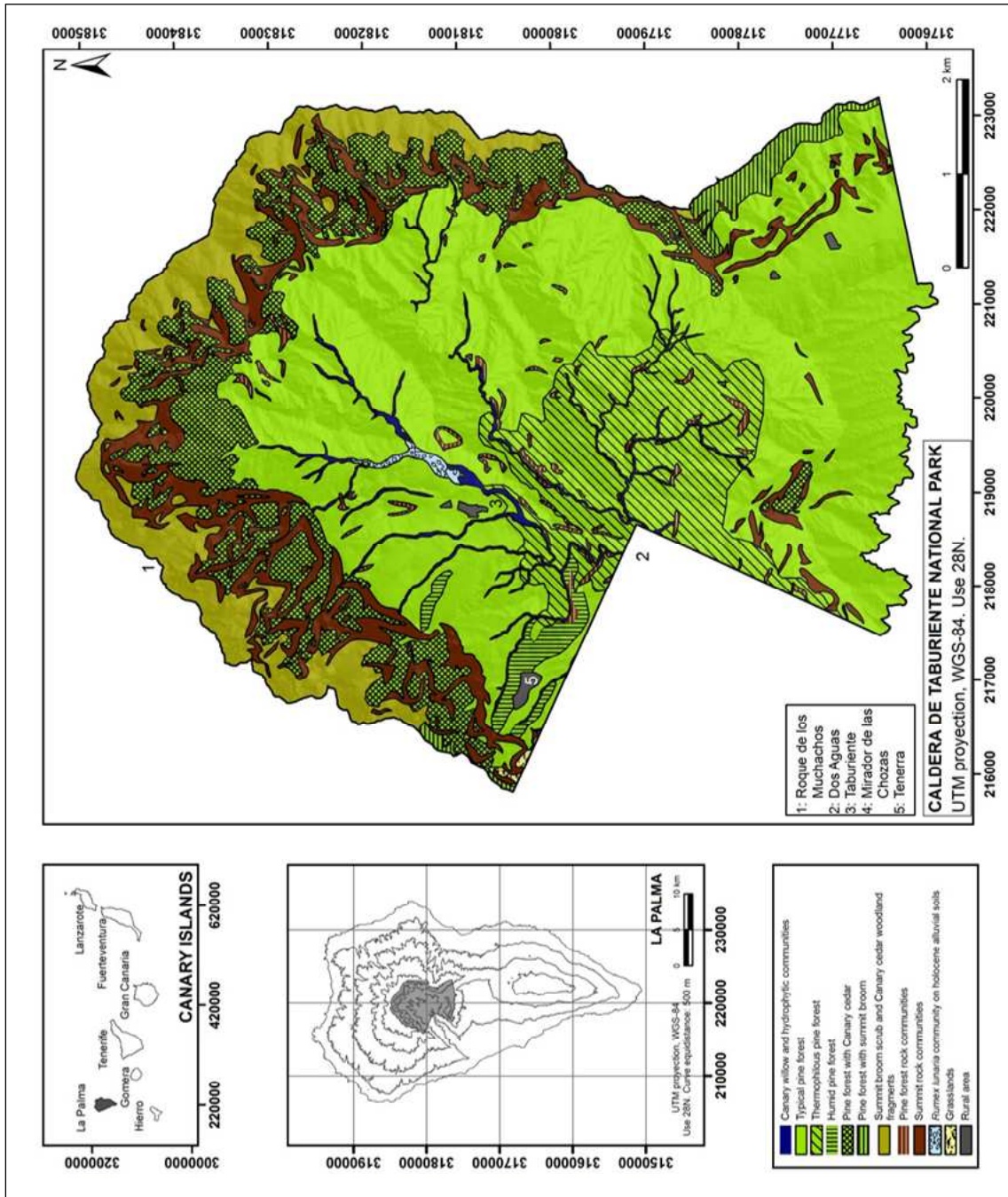


Figure 5. Actual vegetation map of Caldera de Taburiente National Park (La Palma, Canary Islands).

This tool set has proven useful for characterizing and checking the identity of the vegetation units of Caldera de Taburiente National Park; also for linking them with environmental variables, for a quantitative (area in ha) and qualitative (floristic composition and character species) evaluation, and for mapping. DEM and bioclimatic maps were the main auxiliary layers along the mapping process, as they consider the most influential variables detected by CCA analysis (altitude, slope and ombrotype). Automatic selection of slope ranks from DEM allowed a good location of rock community stands.

These tools can be also useful for the characterization of the habitats where threatened species grow and to develop effective strategies for their conservation. Besides, floristic composition allows to establish in which vegetation units the introduced and invasive species have preferential development, and to be prepared against future expansion. It can also help to eradicate current invasive plant species within the National Park, such *Ageratina adenophora* or *Pennisetum setaceum* (nowadays in the borderline of the park), which is a priority of the policy of the park (Gobierno de Canarias 2005).

These tools, together with GIS techniques for mapping vegetation, could be applied to other protected areas in the Canary Islands, especially for planning, management and conservation purposes (Dias & Melo 2010), and to determine the effectiveness of the protected area network for conserving diversity (Reyes-Betancort et al. 2008). In addition, since a large part of this network corresponds to highest parts of the islands, these techniques can be good to study and preserve others communities (e.g. laurisilva, thermo-sclerophyllous woodland, and *Euphorbia* scrub) in unprotected zones, with a high degree of disturbance (Del Arco et al. 2010).

### **Acknowledgments**

The authors thank Ángel Palomares-Martínez, Aurelio Acevedo-Rodríguez, Antonio Rodríguez-Lerín, Mercedes Díaz, Juan Luis Mora, Francisco Villaespesa and the maintenance team of Caldera de Taburiente National Park for their help in field exploration. The authors also wish to thank Jairo Patiño and J.M<sup>a</sup> González-Mancebo for their advice on statistical analysis and Beatriz Rumeu for providing information about Canary cedar.

## References

- Acebes JR, León MC, Rodríguez ML, Del Arco MJ, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Martín VE, Wildpret W (2010) Pteridophyta, Spermatophyta. In: Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N, García A (eds.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. Gobierno de Canarias, Tenerife, pp. 119-172.
- Afonso L (ed.) (1988) Geografía de Canarias (2 ed) 1. Interinsular Canaria, SC de Tenerife.
- Alcaraz FJ (1999). Manual de Teoría y Práctica de Geobotánica. ICE. Universidad de Murcia.
- ArcGIS 9.2 (2006) ESRI® ArcMap™ 9.2. <http://www.esri.com>
- Bartolomé C, Álvarez J, Vaquero J, Costa M, Casermeiro MA, Giraldo J, Zamora J (2005) Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Biondi E, Feoli F, Zuccarello V (2004) Modelling environmental responses of plant associations: a review of some critical concepts in vegetation study. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23 (2): 149-156.
- Biondi E, Casavecchia S, Pesaro S (2011) Phytosociological synreleves plant and landscape mapping: From Theory to Practice. *Plant Biosystems* 145 (2): 261-273.
- Blasi C, Capotorti G, Frondoni R (2005) Defining and mapping typological models at the landscape scale. *Plant Biosystems* 139 (2): 155-163.
- Braun-Blanquet J (1979) Fitosociología. Bases para el Estudio de las Comunidades Vegetales, Blume, Madrid.
- Carracedo JC (1980) Geología. In: Atlas básico de Canarias. Interinsular Canaria, Barcelona, pp. 17-27.
- Carracedo JC, Badiola R, Guillou H, de-la-Nuez H, Pérez-Torrado FJ (2001) Geology and Volcanology of La Palma and El Hierro, western Canaries. *Estudios Geológicos* 57: 175-273.
- Ceballos L, Ortuño F (1976) Estudio sobre la Vegetación y la Flora Forestal de las Canarias occidentales. Reedición corregida. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife, Santa Cruz de Tenerife.

- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Del Arco MJ (1982) Sobre la presencia de *Genista* L. en la isla de La Palma (I. Canarias): *Genista benehoavensis* (Bolle ex Svent.) M. del Arco, comb. nov. (Fabaceae-Genisteae). *Vieraea* 11: 267-282.
- Del Arco MJ, Acebes JR, Pérez-de-Paz PL, Marrero MC (1999) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Hierro (part 2) and La Palma (Canary Islands). *Phytocoenologia* 29 (2): 253-290.
- Del Arco MJ, Wildpret W, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Martín VE, Reyes-Betancort JA, Salas M, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S (2006) Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife.
- Del Arco MJ, Garzón-Machado V, Pérez-de-Paz PL (2009) Estudio bioclimático del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. La Palma. Islas Canarias. Poster presented at the XXII Jornadas Internacionales de Fitosociología: Bioclima Mediterráneo y Vegetación, University of Alicante, 23-25 September 2009.
- Del Arco MJ, González R, Garzón-Machado V, Pizarro B (2010) Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19: 3089-3140.
- Dias E, Melo, C (2010) Factors influencing the distribution of Azorean mountain vegetation: implications for nature conservation. *Biodiversity and Conservation* 19: 3311-3326.
- Elkie PC, Rempel RS, Carr, AP (1999) Patch analyst user's manual, a tool for quantifying landscape structure. Ontario: Northeast Science & Technology.
- Faber-Langendoen D, Aaseng N, Hop K, Lew-Smith, M, Drake J (2007) Vegetation classification, mapping, and monitoring at Voyageurs National Park, Minnesota: An application of the U.S. National Vegetation Classification. *Applied Vegetation Science* 10: 361-374.
- Francisco-Ortega J, Santos-Guerra A, Bacallado JJ (2009) Canary Islands, Biology. In: Gillespie RG, Clague DA (eds.) *Encyclopedia of Islands*. University of California Press, Berkeley, pp. 127-133.

- Franklin J (1995) Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19 (4): 474-499.
- Garzón-Machado V, González-Mancebo JM, Palomares-Martínez A, Acevedo-Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Del Arco MJ, Pérez-de-Paz PL (2010) Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143: 2685-2694.
- Gobierno de Canarias (2000) Decreto 1/2000, de 8 de mayo, por el que se aprueba el Texto Refundido de las Leyes de Ordenación del Territorio de Canarias y de Espacios Naturales de Canarias. *Boletín Oficial de Canarias* 60: 5989-6307.
- Gobierno de Canarias (2005) Decreto 27/2005, de 1 de marzo, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *Boletín Oficial de Canarias* 52: 4106-4139.
- Gobierno de Canarias (2011) Decreto 70/2011, de 11 de marzo, por el que se crea la Red Canaria de Parques Nacionales. *Boletín Oficial de Canarias* 59: 6094-6100.
- Gobierno de España (1981) Ley 4/1981 de 25 de de reclasificación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *Boletín Oficial del Estado* 90: 8153-8155.
- GRAFCAN (2009) Cartográfica de Canarias S.A. <http://www.grafcan.com>
- Hoagland B (2000) The vegetation of Oklahoma: A Classification for Landscape Mapping and Conservation Planning. *Southw Natural* 45 (4): 385-420.
- Höllermann PW (1978) Geoecological aspects of the upper timberline in Tenerife, Canary Islands. *Arctic Alpine Research* 10: 365-382.
- Lepš J, Šmilauer P (2003) *Multivariate analysis of ecological data using canoco*. University Press, Cambridge.
- Martín VE, Wildpret W, Del Arco MJ, Pérez-de-Paz PL, Hernández B, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García Gallo A (2007) Estudio Bioclimático y Fitocenótico comparativo de la alta cumbre canaria: Tenerife-La Palma, Islas Canarias. *Phytocoenologia* 37: 663-697.

- Médail F, Quézel P (1997) Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- Millar C (1996) Impact of the Eocene on the evolution of *Pinus* L. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 471-498.
- Moreno JC (ed.) (2008) Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Madrid.
- Mwavu EN, Witkowski ETF, Mucina L (2008) Plant communities of a semi-deciduous tropical rainforest in north-western Uganda: role of soil and anthropogenic factors. *Phytocoenologia* 38 (3): 193-211.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Palomares A (2004) Flora Amenazada. In: García Canseco V (Coord.) Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Canseco editores, pp. 129-142.
- Pérez-de-Paz PL, Del Arco MJ, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, Marrero MV, Wildpret W (1994) Atlas Cartográfico de los pinares canarios: III. La Palma. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife.
- Pérez-de-Paz PL, García-Gallo A, Heene A (1999) Control y erradicación del “rabo-gato” (*Pennisetum setaceum*) en la isla de La Palma. Excmo. Cabildo Insular de La Palma. Sta. Cruz de la Palma.
- Reyes-Betancort A, Santos A, Rosana I, Humphries CJ, Carine MA (2008) Diversity, rarity and the evolution and conservation of the Canary Islands endemic flora. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65 (1): 25-45.
- Rivas-Martínez S (1997) Syntaxonomical synopsis of the North American natural potential vegetation communities I. *Itinera Geobotanica* 10: 5-148 (Bioclimatic classification system of the World: 10-11).
- Rivas-Martínez S, Fernández-González F, Loidi J, Lousa M, Penas A (2001) Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- Rivas-Martínez S, Díaz TE, Fernández González F, Izco J, Loidi J, Lousa M, Penas A (2002) Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the



- syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1):1-432, 15(2): 433-922.
- Rivas-Martínez S, Penas A (2003) Atlas y Manual de los Hábitat de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
  - Rivas-Martínez S, (2007) Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del Mapa de Vegetación de España. Parte I. *Itinera Geobotanica* 17: 5-436.
  - Rumeu B, Padilla, DP, Nogales M (2009) The key role of a Ring Ouzel *Turdus torquatus* wintering population in seed dispersal of the endangered endemic *Juniperus cedrus* in an insular environment. *Acta Ornithologica* 44 (2): 199-204.
  - Santos A (1983) Vegetación y Flora de La Palma. Editorial Interinsular Canaria, S.A. Santa Cruz de Tenerife.
  - Santos A (2004) Flora y Vegetación. In: García-Canseco V (ed.) Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Canseco editores, pp. 69-104.
  - Sanz-Elorza M, Dana-Sánchez ED, Sobrino-Vesperinas E (eds.) (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.
  - Seaby R, Henderson P, Prendergast J, (2004) Community Analysis Package, version 3.11. Searching for structure in community data. PISCES Conservation Ltd., Lymington, UK.
  - Ter Braak CFJ, Smilauer P (1998) CANOCO: Software for canonical community ordination, version 4. Wageningen, Holanda.
  - Van-der-Maarel E (2005) Vegetation ecology – an overview. In: Van-der-Maarel E (ed.) Vegetation ecology. Blackwell, Oxford, UK. pp. 1-51
  - Vera A, Samarín C, Viera G, Delgado G, (2008) Natura 2000 en Macaronesia. Guía Técnica. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.

## Appendix

**Appendix. Synthetic table of the natural vegetation units. Presence classes according to Braun-Blanquet (1979), and Alcaraz (1999)**

	Natural Vegetation Units				
	A	C	E	D	B
<b>Canary pine forest of La Palma (A) (<i>Loto hillebrandii</i>-<i>Pinetum canariensis</i>)</b>					
Typical pine forest ( <i>Loto hillebrandii</i> - <i>Pinetum canariensis</i> subass. <i>cistetosum symphytifolii</i> )					
<i>Pinus canariensis</i> (A)	V	II	2	I	III
<i>Pinus canariensis</i> (B)	V		2		r
<i>Cistus symphytifolius</i> ssp. <i>symphytifolius</i>	IV	r		+	II
<i>Lotus hillebrandii</i>	II				
<i>Chamaecytisus proliferus</i> var. <i>calderae</i>	I	+		II	II
<i>Bystropogon origanifolius</i> ssp. <i>palmensis</i>	I	+			I
<i>Chamaecytisus proliferus</i> var. <i>palmensis</i>	I			+	r
Humid pine forest ( <i>Loto hillebrandii</i> - <i>Pinetum canariensis</i> subass. <i>ericetosum arborea</i> )					
<i>Erica arborea</i>	+				+
<i>Persea indica</i>	r			+	
Thermophilous pine forest ( <i>Loto hillebrandii</i> - <i>Pinetum canariensis</i> subass. <i>spartocytisetosum filipis</i> nom. prov.)					
<i>Spartocytisus filipes</i>	I		1		I
<i>Kleinia neriifolia</i>	+		3		r
<i>Rubia fruticosa</i>	+		1		r
<i>Globularia salicina</i>	r				+
<i>Cistus monspeliensis</i>	r				
<i>Euphorbia lamarckii</i>	r				
<i>Juniperus turbinata</i> ssp. <i>canariensis</i>	r				
<i>Periploca laevigata</i>	r				
<b>Summit broom scrub (C) (<i>Genisto benehoavensis</i>-<i>Adenocarpum spartioidis</i>) and Canary cedar woodland fragments (<i>Adenocarpum spartioidis</i>-<i>Juniperetum cedri</i>)</b>					
<i>Adenocarpus viscosus</i> ssp. <i>spartioides</i>	r	V			I
<i>Juniperus cedrus</i> ssp. <i>cedrus</i>	r	IV			II
<i>Descurainia gilva</i>	r	II			I
<i>Genista benehoavensis</i>		II			
<i>Lactuca palmensis</i>		II			
<i>Erysimum scoparium</i>	r	I			II
<i>Arrhenatherum calderae</i>		I			r
<i>Echium wildpretii</i> ssp. <i>trichosiphon</i>		I			+
<i>Plantago webbii</i>		I			r
<i>Poa</i> cf. <i>leptoclados</i>		I			r
<i>Pterocephalus porphyranthus</i>		I			+
<i>Spartocytisus supranubius</i>	r	+	1		r
<i>Viola palmensis</i>	r	+			r
<i>Echium gentianoides</i>		r			+
<b>Grasslands (E) (<i>Cenchrus-Hyparrhenietum sinaicae</i>)</b>					
<i>Hyparrhenia sinaica</i>	II		4		I

<i>Aristida adscensionis</i> ssp. <i>coerulescens</i>	r	2		
<i>Cenchrus ciliaris</i>		1		
<b>Canary willow (<i>Rubo-Salicetum canariensis</i>) and hydrophytic communities (<i>Molinio-Holoschoenion vulgaris</i>; <i>Mentho-Juncion inflexi</i>) (D)</b>				
<i>Ageratina adenophora</i>	I		V	II
<i>Salix canariensis</i>			IV	
<i>Scirpus holoschoenus</i> ssp. <i>globiferus</i>			IV	+
<i>Equisetum ramosissimum</i>			IV	
<i>Morella faya</i>	r		II	r
<i>Pteridium aquilinum</i>	I		II	
<i>Mentha longifolia</i>			II	
<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>			I	
<i>Dittrichia viscosa</i>		1	+	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>			+	
<b>Rock communities (B) (<i>Soncho-Aeonion</i>; <i>Greenovion aureae</i>)</b>				
<i>Greenovia diplocycla</i>	r			V
<i>Senecio palmensis</i>	r			IV
<i>Pimpinella dendrotragium</i>	r	+		III
<i>Tolpis calderae</i>	r	I		III
<i>Aeonium canariense</i>	r			III
<i>Carlina falcata</i>	r			III
<i>Sonchus hierrensis</i> var. <i>benehoavensis</i>	I			III
<i>Lobularia canariensis</i> ssp. <i>palmensis</i>				III
<i>Aeonium davidbramwellii</i>	r			II
<i>Argyranthemum haouarytheum</i>	r			II
<i>Teline stenopetala</i> ssp. <i>sericea</i>	r	r	+	II
<i>Festuca agustinii</i>	r	I		II
<i>Micromeria lasiophylla</i> ssp. <i>palmensis</i>	r	II		II
<i>Echium webbii</i>	r			II
<i>Paronychia canariensis</i>	+			II
<i>Sideritis barbellata</i>	r			II
<i>Silene italica</i>	r			II
<i>Tolpis grex lagopoda</i>				II
<i>Andryala webbii</i>	+		+	I
<i>Phagnalon saxatile</i>	+	2		I
<i>Phyllis nobla</i>	r		+	I
<i>Asplenium onopteris</i>	r			I
<i>Davallia canariensis</i>	r			I
<i>Polypodium macaronesticum</i>	r			I
<i>Tinguarra cervariaefolia</i>	r			I
<i>Gonospermum canariense</i>	r		+	+
<i>Rosa canina</i>		r	+	+
<i>Cerastium sventenii</i>		r		+
<i>Pericallis papyracea</i>	r			+
<i>Ceropegia dichotoma</i> ssp. <i>dichotoma</i>	r			r
<i>Dactylis smithii</i>	r			r
Companion species				

<i>Hypericum grandifolium</i>	r	I	II	+
<i>Rumex lunaria</i>	+		2	+
<i>Lavandula canariensis</i>	+		3	II
<i>Micromeria herpyllomorpha</i>	I		2	III
<i>Asphodelus ramosus ssp. distalis</i>	+			+
<i>Bromus tectorum</i>		I		r
<i>Chenopodium ambrosioides</i>				+
<i>Hypericum canariensis</i>		+		II
<i>Hypochoeris cf. glabra</i>				+
<i>Opuntia tomentosa</i>	r		1	
<i>Vulpia myuros</i>		r		r

Other taxa. In A: *Adenocarpus foliolosus x viscosus* (r), *Cicer canariense* (r), *Polycarpaea aristata* (r), *Todaroa aurea ssp. suaveolens* (r); in C: *Lactuca viminea* (+), *Nepeta teydea* (r); in D: *Adiantum capillus-veneris* (II), *Pteris vittata* (II), *Brachypodium sylvaticum* (I), *Epilobium hirsutum* (I), *Polypogon viridis* (I), *Arundo donax* (+), *Pennisetum setaceum* (+), *Ricinus communis* (+); in B: *Arabis caucasica* (II), *Descurainia millefolia* (II), *Reichardia ligulata* (II), *Polycarpaea smithii* (I), *Aeonium spathulatum* (I), *Notholaena marantae* (I), *Todaroa montana* (I), *Adiantum reniforme* (+), *Aichryson laxum* (+), *Asplenium trichomanes* (+), *Bupleurum salicifolium ssp. aciphyllum* (+), *Aeonium arboreum* (r), *Aichryson cf. palmense* (r), *Asplenium septentrionale* (r), *Bencomia caudata* (r), *Ceterach aureum* (r), *Cheirolophus arboreus* (r), *Convolvulus floridus* (r), *Cosentinia vellea ssp. bivalens* (r), *Hypericum grex grandifolium* (r), *Monanthes polyphylla* (r), *Opuntia maxima* (r), *Pancratium canariense* (r), *Rumex maderensis* (r), *Sorbus aria* (r), *Umbilicus gaditanus* (r), *Umbilicus heylandianus* (r).

**Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest**

Víctor Garzón-Machado, Juana M<sup>a</sup> González-Mancebo, Ángel Palomares-Martínez, Aurelio Acevedo-Rodríguez, José M<sup>a</sup> Fernández-Palacios, Marcelino J. del Arco Aguilar & Pedro L. Pérez-de-Paz



*BIOLOGICAL CONSERVATION* (2010) 143: 2685-2694

## Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest

Víctor Garzón-Machado<sup>a</sup>, Juana M<sup>a</sup> González-Mancebo<sup>a</sup>, Ángel Palomares-Martínez<sup>b</sup>, Aurelio Acevedo-Rodríguez<sup>b</sup>, José M<sup>a</sup> Fernández-Palacios<sup>c</sup>, Marcelino J. del Arco Aguilar<sup>a</sup> & Pedro L. Pérez-de-Paz<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Departamento de Biología Vegetal (Botánica). Universidad de La Laguna. S/C de Tenerife, Islas Canarias, España.

<sup>b</sup>Parque Nacional de La Caldera de Taburiente. El Paso, La Palma, Islas Canarias, España.

<sup>c</sup>Departamento de Ecología. Universidad de La Laguna. S/C de Tenerife, Islas Canarias, España.

### Abstract

We studied the effects of herbivores on populations of four endemic legume species in pine forests in Caldera de Taburiente National Park on La Palma, Canary Islands. Seeds of these species were sown in control and herbivore-exclusion plots. Over the subsequent four-year period, we assessed the effects of herbivores by counting the number of individual plants that emerged and by following their growth. We assessed growth over time using three plant-size categories. For these four species, we conclude that the presence of herbivores, including barbary sheep (*Ammotragus lervia*), goat (*Capra hircus*) and European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), exerts a strong negative effect on plant establishment. We suggest that the paucity of understory plant species in the pine forests of the Canary Islands may be strongly correlated with the presence of introduced herbivores in this region. We propose urgent conservation measures, such as large fenced areas, control activities and the most effective measure, eradication.

**Keywords:** Herbivory · Endemic plants · *Pinus canariensis* · National Park · Conservation · Introduced species

## Introduction

The archipelago of the Canary Islands, together with Madeira, belongs to the Canary-Madeiran Subregion of the Mediterranean biogeographical region (Rivas Martínez 2007). The Canary Islands are part of one of the most remarkable biodiversity hotspots on the planet (Médail & Quézel 1997; Myers et al. 2000), including over 680 endemic taxa (species and subspecies) of vascular plants (Reyes et al. 2008). Endemic taxa account for more than 50% of the native flora (Santos 2001).

The distribution of endemic diversity within the Canary Islands is heterogeneous (Reyes et al. 2008). Endemic species richness is irregularly distributed among the major natural potential communities in the Canaries; rupicolous communities contain the largest proportion of endemic species (about 50%). By contrast, pine forests account for a small proportion of endemics (about 10%, excluding rupicolous), some of which are not exclusive to the pine-forest community. Thermo-sclerophyllous forest is the zonal community with the largest proportion of endemics (about 20%, excluding rupicolous), although some of which are shared with adjacent communities (Garzón-Machado et al. in prep.). Previous authors have suggested that this heterogeneity of the endemic flora is related to topographic complexity (Whittaker et al. 2007). However, the effect of herbivores has also been considered to be a highly influential factor in the Canary Islands (Bañares et al. 2003; Nogales et al. 2006); the current endemic richness in rupicolous communities may be related to their inaccessibility.

No native mammalian herbivores are known to occur in the Canary Islands (Izquierdo et al. 2004). The effects of alien herbivores on plants are well known, especially on oceanic islands (Drake et al. 2002; Courchamp et al. 2003). Alien herbivores represent one of the primary threats to endemic island floras and are one of the main causes of biodiversity loss (Vitousek et al. 1997; Wilcove et al. 1998; Mooney & Cleland 2001; Brooks et al. 2002; Donlan et al. 2002). In the Canary archipelago, several herbivore species have been introduced. These herbivores disturb the substrate and vegetation (Gangoso et al. 2006) and threaten native plants in multiple ecosystems, including pine forests (Nogales et al. 1992; Rodríguez & Rodríguez 1992). Goats (*Capra hircus* L.) were introduced by the earliest inhabitants of the islands in the pre-Hispanic era (Navarro et al. 1990). European rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) arrived with the Castilian conquerors in the middle of the 15<sup>th</sup> century (Cabrera 1997). Finally, barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas), which are native to North Africa, were brought to the island in 1972 for hunting (Palomares 1999). Goat and rabbits are among the world's 100 most invasive alien species (Lowe et al. 2000). In the Canaries, various authors have examined the effects of these herbivores on endemic plants through diet studies



(Rodríguez & Rodríguez 1987; Martín et al. 2003) or direct observation (Nogales et al. 1992; López-Darias & Lobo 2009).

The Canary pine forest is dominated by the endemic *Pinus canariensis* C. Sm. ex DC. in Buch, a species of Mediterranean affinity (Millar 1996), which is the only prevalent tree species. Many authors have described the typical Canary pine forest as a formation that is poor in understory species (Ceballos & Ortuño 1976; Santos 1983; Pérez-de-Paz et al. 1994; Bramwell & Bramwell 2001). Although it has been shown that some endemic species of the pine forest in Gran Canaria (Canary Islands) contribute to the diet of goats (Nogales et al. 1992), the effects of herbivores on the abundance and distribution of endemic species have not been studied, and quantitative studies are lacking.

Fire is the primary natural disturbance agent in the pine forest, apart from tree fall, but anthropogenic wildfires are now frequent. The Canary pine shows fire tolerance. It remains alive after fire and resprouts quickly (Del Arco et al. 1992). Among the species of the pine-forest community, reseeders dominate. The species poorness of the pine forest has been commonly linked to adverse climatic conditions (Ceballos & Ortuño 1976), topographic position (especially slope) and the maturity and stability of the forest (Del Arco et al. 1992). Other unstudied factors may also play a role, such as the effect of litter accumulation through time, which may impair germination and recruitment. However, in recent years, A. Palomares (1999, 2004), the Conservation Director of Caldera de Taburiente National Park (La Palma), has suggested that herbivore effects may be stronger determinants of the pine forest vegetation, cover and richness, especially for endemic plants, than the factors listed above. To date, the effects of herbivores have not been quantified in this region. This information would help land managers develop and execute conservation plans.

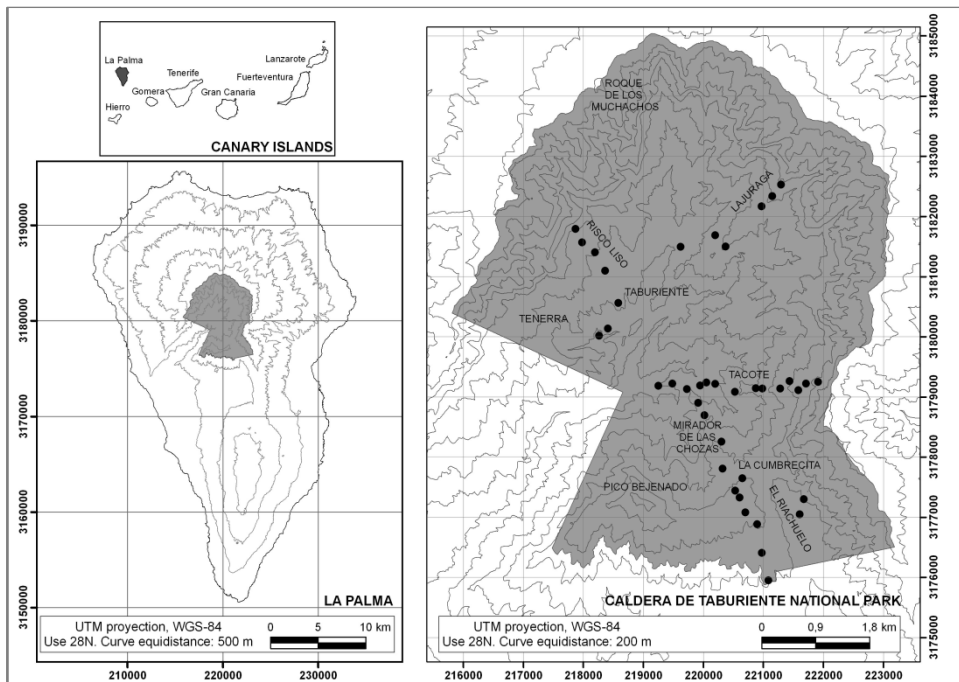
The aim of this study was to verify whether the endemic species richness in the pine-forest understory is related to herbivore effects by comparing control and exclusion plots. We hypothesized that the abundance of the studied species in the exclusion plots would not be related to the natural abundance of the species in the pine-forest understory in the National Park. In other words, we expected that environmental variables would have less influence than herbivore effects on the distribution and abundance of each species, even for more restricted species. Our study took place in Caldera de Taburiente National Park (La Palma island). This National Park currently contains the most highly protected pine forest in the archipelago (Gobierno de Canarias 1994), although herbivores have not been eradicated.

## Materials and Methods

### Study area

Caldera de Taburiente National Park is located on the island of La Palma, in the northwest portion of the Canary archipelago (Fig.1), and contains one of the larger protected sections of pine forest in the Canary Islands (Del Arco et al. 2006). The park encompasses a difference in elevation of over 2,000 m and occupies around 4,690 ha. Its basic characteristics include rough topography, with deep precipices, slopes of greater than 50° inclination and many near-vertical rocky walls (Afonso 1988). The climate is Mediterranean, with a warm and dry summer and most rainfall occurring in autumn and winter (Del Arco et al. 1999).

The pine forest in the park is dominated by open wooded formations of *Pinus canariensis*. As mentioned previously, the understory is poor in terms of species richness and abundance. This species poorness contrasts with the diversity and floristic richness of the cliff areas in the interior of the park (Beltrán & Pérez-de-Paz 2004), which are practically inaccessible to herbivores. The park includes about 390 plant species, 18 of which are Macaronesian endemics, 86 of which are Canary endemics and 28 of which are restricted to La Palma (Santos 2004). Among the La Palma endemics, 15 species are threatened (Gobierno de España 1990; Gómez-Campo, 1996; Bañares et al. 2003).



**Figure 1.** Locations of plots within Caldera de Taburiente National Park, La Palma, Canary Islands (black points). The gray area represents Caldera de Taburiente National Park.

### *Plant material*

We chose four endemic legume species with varying abundances and distributions within the park. The selected species were *Chamaecytisus proliferus* ssp. *proliferus* (L.f.) Link., *Teline stenopetala* (Webb and Berthel.) Webb and Berthel., *Spartocytisus filipes* Webb and Berthel. and *Cicer canariense* A. Santos and G. P. Lewis. These species were selected because they are all present in the diets of goats, rabbits and barbary sheep (Pérez-de-Paz et al. 1986; Santos & Lewis 1986; Rodríguez & Rodríguez 1987; Nogales et al. 1992; Palomares 2004; Rodríguez 2008) and because they all have natural populations in the study area.

*C. proliferus* and *T. stenopetala* are found throughout the park, although they are locally abundant only in isolated, restricted areas that are inaccessible to herbivores. By contrast, *C. canariense* and *S. filipes* have more restricted distributions. *C. canariense* exists only in very small and at-risk populations and has been included in catalogues, atlases and species red lists (Gobierno de Canarias 2001; Bañares et al. 2003; Moreno 2008).

*Cicer canariense* is an evergreen plant with creeping and climbing stems, while the other three species are evergreen shrubs that reach several meters in height. The time to reach the reproductive stage varies from one to two years for *Cicer canariense* and from two to four years for the other species. These four legume species reseed after fire.

### *Experimental design*

Initially, we visited natural populations of the four selected species for observation purposes. We recorded the distribution and abundance of each species within the park using a 500-m grid. Inside the park, we used GIS tools (ArcGIS 9 2006) to mark out 40 monitoring areas (for plot establishment) separated by 100 m in elevation from 550 to 1650 m a.s.l. These areas were located along five transects where the topography allowed optimal conditions for access to and work within the plots. Two additional areas were included, making a total of 40 sampling areas. Two adjacent plots (5 x 10 m each) were installed within each selected area, always at sites without natural populations of the four studied species. One plot was unprotected (control), while the other plot (exclusion) was surrounded by a metal fence and wire that served as a barrier (150 cm in height) to goats (*Capra hircus*), rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) and barbary sheep (*Ammotragus lervia*).

The inaccessibility of the terrain prevented us from installing plots in some of the areas previously selected using GIS tools. In such cases, we adjusted the positions of the sampling areas slightly (by no more than 50 m from the original position) while maintaining their altitudinal separation (Fig. 1). The location (UTM coordinates), altitude, slope, aspect, thermotype and ombrotype (Del Arco & González 2004) of each location were recorded using GIS tools (Table 1). These data were also verified through field observations. In addition, we recorded tree cover and the proportion of rock in each plot.

Variable	Level/Class
Altitude (m)	550-1650
Slope (°)	5-55
Aspect	Sector 1: (NE) Sector 2: (SE) Sector 3: (SW) Sector 4: (NW)
Tree cover	(1) Low (<25%) (2) Medium (25-50%) (3) High (50-75%) (4) Very high (>75%)
Proportion of rock	(1) Low (<25%) (2) Medium (25-50%) (3) High (50-75%) (4) Very high (>75%)
Thermotype	(1) Thermomediterranean (2) Mesomediterranean
Ombrotype	(1) Dry (2) Subhumid (3) Humid

**Table 1.** Environmental variables used in the study.

In February of 2005, 600 seeds of each of the four species (harvested from natural populations within the National Park) were mixed together and sown in each of the protected and unprotected plots. The seeds were previously mixed with a portion of natural soil of each plot, and later spread in their respective plots after we had removed the existing vegetation. After sowing, we visited the plots three times each year (at the end of winter, spring and autumn) for four years. During each visit, we counted the number of individuals of each species. We also recorded plant sizes. The times of year selected for monitoring visits coincided with the end of flowering season and most probably recruitment periods. We categorized the plants into three size

classes (small, medium and large) based on the relative height of each individual. “Small” plants were those in the earliest growth phase ( $\leq 10$  cm for all species). “Medium” plants were young individuals (10-50 cm for *C. proliferus*, *S. filipes* and *T. stenopetala* and 10-25 cm for *C. canariense*). The “large” size class included any plant that had the possibility of having entered in its reproductive phase ( $\geq 50$  cm for *C. proliferus*, *S. filipes* and *T. stenopetala* and  $\geq 25$  cm for *C. canariense*). A total of twelve monitoring visits were conducted during our four-year research period.

### *Data analyses*

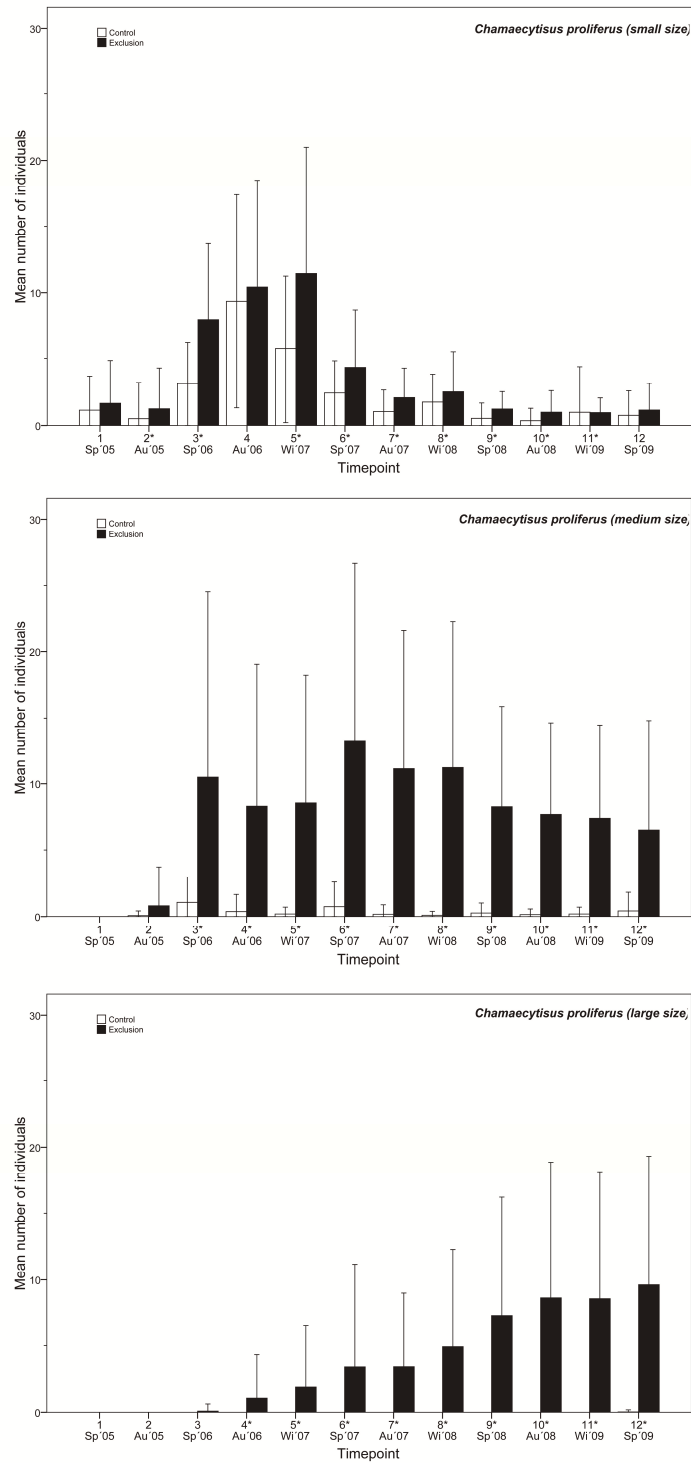
We used a paired *t*-test to determine whether there were significant differences between the two types of plots (control and exclusion) in recruitment and establishment of the four species. We performed separate tests for each monitoring period. The data were log transformed to satisfy the assumptions of normality and homoscedasticity.

We used a bivariate correlation analysis (Spearman) to identify any differences in abundance between each exclusion plot and its respective grid cell within the park.

In addition, we performed a multiple regression (Enter method) to analyze the influence of environmental variables (Table 1) on the establishment of the four species. For this purpose, the mean number of large individuals in the exclusion plots was used. We performed a one-way ANOVA and post hoc Bonferroni’s tests to detect differences between groups for variables that were significant ( $P < 0.05$ ) in the multiple-regression analysis. All analyses were performed using the SPSS statistical package (version 15.0).

### **Results**

The paired *t*-test revealed significant differences ( $P < 0.05$ ) between control and exclusion plots for all the species except for small individuals (Fig. 2). In the absence of herbivores, the number of individuals was significantly greater for all species. These differences in abundance were apparent across all twelve monitoring visits (Fig. 2), except for the first visit (when there were no medium or large individuals in either control or exclusion plots), and became more noticeable over time, especially for large individuals (for which we observed a difference of more than 99% in the number of individuals in control and exclusion plots at the last timepoint).



**Figure 2.** Differences in mean number of individuals (mean from 40 plots for each monitoring timepoint) between control and exclusion plots (white bars and black bars, respectively). Error bars show 1 standard deviation). Small, medium and large individuals are differentiated for each species (2a: *Chamaecytisus proliferus*; 2b: *Cicer canariense*; 2c: *Spartocytisus filipes*; 2d: *Teline stenopetala*). X-axis legend: Sp = Spring; Au = Autumn; Wi = Winter. \* Results are statistically significant ( $P < 0.05$ ) in a paired *t*-test.

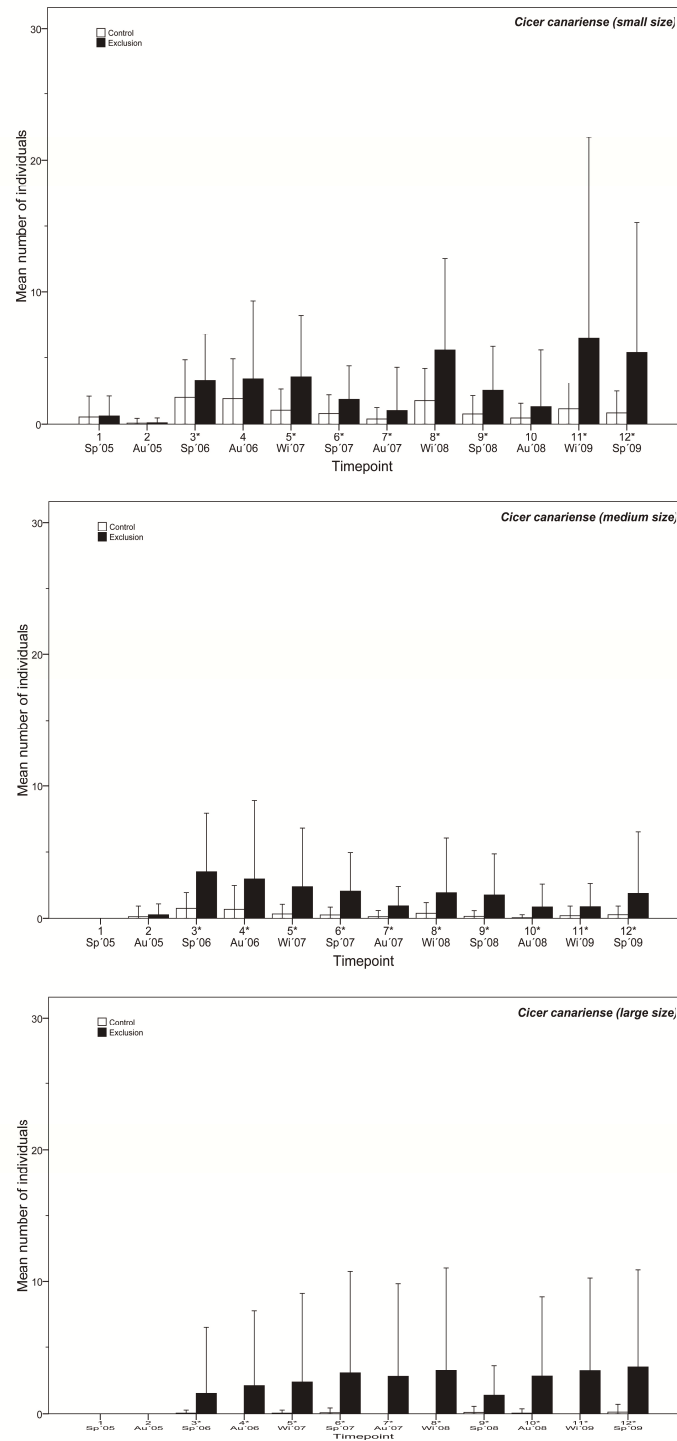


Figure 2 (continued)

The lack of significant differences for small individuals at the last timepoint is related to the rapid germination of the seeds and the absence of new recruitment (in both plots) for all species except *C. canariense*. This species showed several increases in the number of small individuals (at timepoints 3-5, 8 and 11-12). *C. canariense* produces



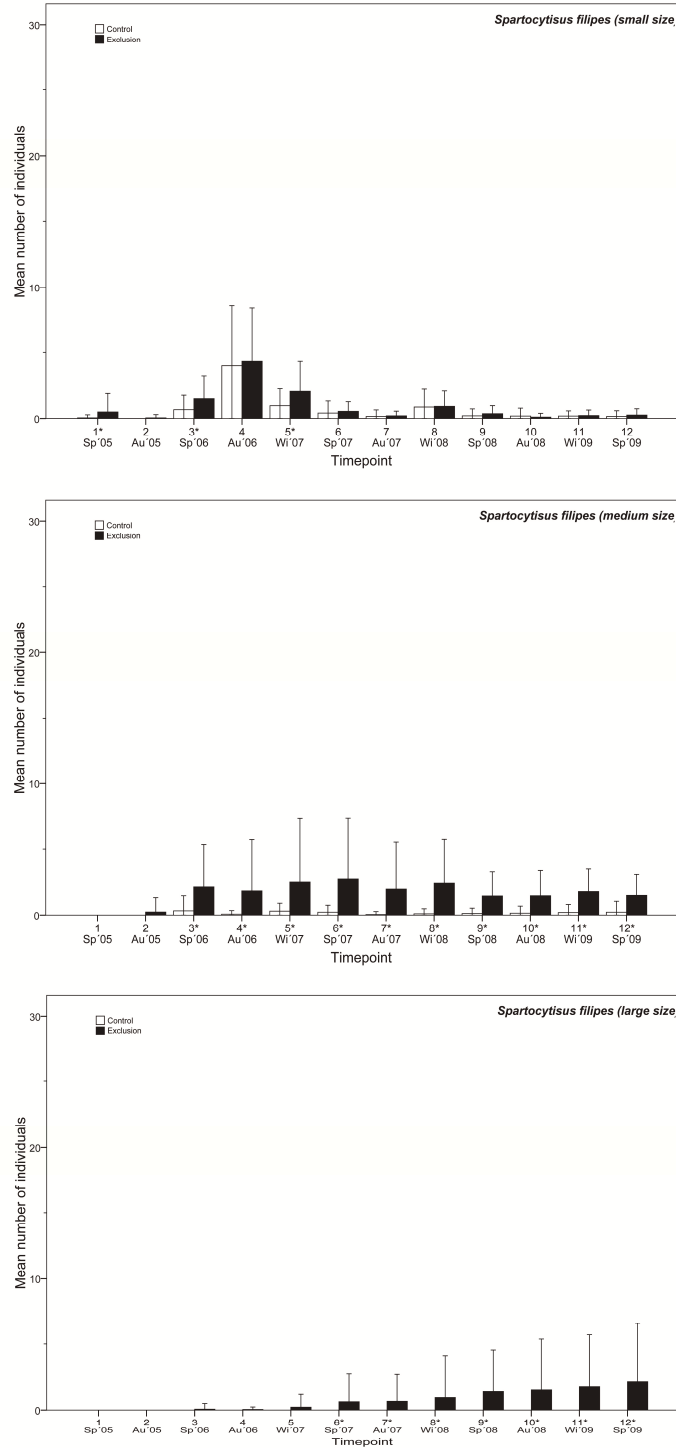


Figure 2 (continued)

flowers and fruit earlier than the other three species. This difference might also be related to its shorter lifespan. Large individuals produced seeds before they were two years old, generating a second and third generation during the monitoring period. The number of medium-sized *C. canariense* individuals increased at timepoints 3, 8, 9 and 12 and declined at timepoint 7, while the number of large individuals began to

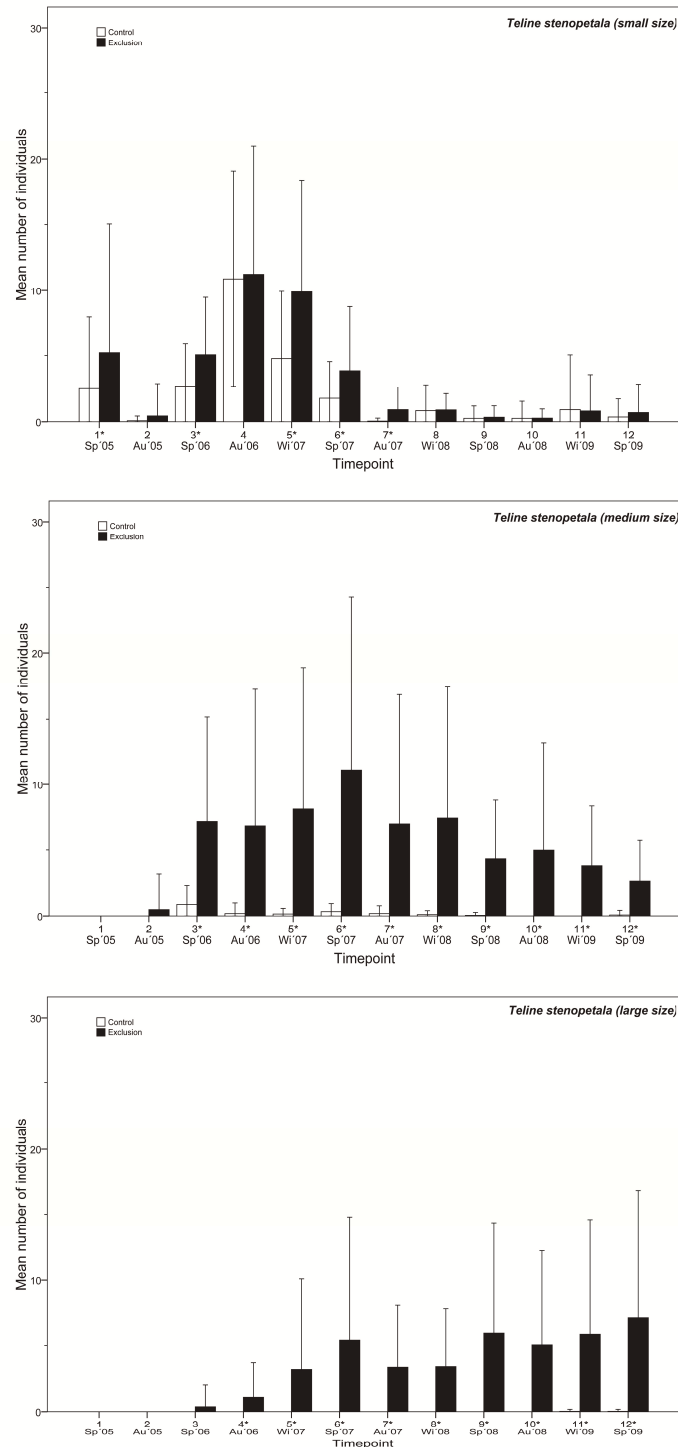


Figure 2 (continued)

increase from timepoint 3 until the end of the study. *C. proliferus*, *S. filipes* and *T. stenopetala* showed another trend across the study period (Fig. 2). For these three species, the total number of small individuals increased between timepoints 3 and 5 and declined slowly across the latest timepoints. The largest numbers of medium-sized

individuals were found between timepoints 3 and 8, declining thereafter. The number of large individuals of these three species progressively increased from timepoints 4-5 onward.

Based on the grid sampling, the four species showed notable differences in their distributions and abundances in the park (Table 2). *C. proliferus* and *T. stenopetala* were the species with the highest frequencies. *S. filipes* showed a low frequency but high abundance, while *C. canariense* was the only species with notably low abundance within the park grid. The Spearman analysis showed no correlation between abundance in the grid cells and abundance in the experimental plots for any species (*C. proliferus*:  $r = 0.262$ ,  $P > 0.05$ ; *C. canariense*:  $r = 0.147$ ,  $P > 0.05$ ; *S. filipes*:  $r = 0.050$ ,  $P > 0.05$ ; *T. stenopetala*:  $r = 0.080$ ,  $P > 0.05$ ). Thus, the abundance of each species in the exclusion plots was not correlated with its abundance and distribution in the park. This result suggests that the current distribution and abundance of these species in the pine forest is more strongly related to herbivore pressure than to other environmental variables, even for the most restricted species, *Cicer canariense*.

The environmental variables considered did not influence the multiple regression models for *C. proliferus* and *T. stenopetala* ( $F = 1.384$ ,  $R^2$  adjusted = 0.121,  $P > 0.05$  and  $F = 1.580$ ,  $R^2$  adjusted = 0.172,  $P > 0.05$ , respectively). However, the models were significant for *C. canariense* and *S. filipes* ( $F = 8.909$ ,  $R^2$  adjusted = 0.740,  $P < 0.05$  and  $F = 4.306$ ,  $R^2$  adjusted = 0.543,  $P < 0.05$ , respectively). The variable “ombrotype” was the only variable with a significant influence in the latter case. A one-way ANOVA showed significant differences among the three classes of ombrotypes for *C. canariense* ( $F = 44.08$ ;  $df = 2$ ;  $P < 0.01$ ) and for *S. filipes* ( $F = 16.27$ ;  $df = 2$ ;  $P < 0.01$ ). Post hoc tests showed that the abundance of these species was correlated with the humid ombrotype ( $P < 0.01$ ).

Species	* Distribution	** Abundance
<i>Chamaecytisus proliferus</i>	85.08	277
<i>Cicer canariense</i>	9.39	45
<i>Spartocytisus filipes</i>	17.13	250
<i>Teline stenopetala</i>	76.80	252

\* Percentage of analyzed grids in which the species appears.  
 \*\* Mean number of individuals on the grids in which the species appears.

**Table 2.** Distribution and abundance of four endemic legume species within Caldera de Taburiente National Park.

## Discussion

Our results indicate that alien herbivores in Caldera de Taburiente (*Ammotragus lervia*, *Capra hircus* and *Oryctolagus cuniculus*) have a highly negative impact on the abundance and distribution of the species studied. The highly significant differences between control and exclusion plots and the lack of a correlation between each species' abundance in the exclusion plots and its distribution and abundance under natural conditions suggest that the Canary Islands pine-forest understory may be impoverished due to alien herbivores. More restricted species (*C. canariense* and *S. filipes*) were partly influenced by differences in humidity among the study sites. Herbivore effects represent a greater challenge to these species because humidity also appears to restrict their distributions. Habitat-generalist species may persist longer under continuous herbivore effects than more restricted species (Jenkins et al. 2007).

Although further studies are needed to examine the possible influence of other factors, such as the effect of litter deposition in the germination process, our results indicate that the Canary pine forest has been severely impoverished by herbivore activity, at least for the legume species studied. These are the first data that suggest a relationship between the current species poorness in the understory of this forest community and anthropogenic causes. Many previous studies carried out in the pine forest, such as those on the effects of fire on the vegetation (Arévalo et al. 2001) or soil properties (Rodríguez et al. 2009), may have been influenced by this previously unconsidered factor. Therefore, the results of previous studies might be highly biased.

Our results (differences of 99% between control and exclusion plots) suggest that the effects of alien herbivores are much stronger than has previously been considered. As on other oceanic islands (Coblentz 1978), the flora of the Canary Islands has evolved, in most cases, over long periods of isolation from mainland herbivores. This evolutionary history may have led to an absence of efficient strategies to defend against herbivore activity (Atkinson 2001). At the same time, the populations of invading herbivores have increased as they enjoy an abundance of nutritional resources; plant communities of oceanic islands are mainly composed of species that are highly palatable and vulnerable (Holdgate 1967). Furthermore, alien species are highly adaptable because of the absence of natural predators and enemies (Shea & Cheeson 2002). The main consequence is a reduction in plant species abundance that, in some cases, has been so drastic that urgent measures have been necessary to prevent widespread extinction (Bañares et al. 2003). In addition, herbivore pressure may lead to a progressive replacement of native plants with numerous exotic herbs and grasses that are more resistant to grazing (Holmgren 2002).

### *Conservation implications*

This study supports the results of other authors in suggesting that the introduction of herbivores is a serious threat to insular ecosystems, causing persistent and even irreversible qualitative and quantitative changes in plant communities (Donlan et al. 2002; Courchamp et al. 2003).

One management option that may be helpful in the recovery of threatened species and insular ecosystems is the eradication of alien species (Simberloff 2001; Genovesi 2005). Eradication is a key tool in conservation and is considered by the Convention on Biological Diversity (CBD) to be the best alternative when prevention fails (Genovesi 2005). Introduced herbivores have been eradicated from many islands throughout the world (Saunders & Norton 2001, Burbridge & Morris 2002, Tershy et al. 2002). Eradication projects in the Galapagos Islands are remarkable for the large area of the islands where they have been implemented. For example, Pinta Island (5,940 ha) has been declared to be free of goats (Campbell et al. 2004), and Santiago Island (58,465 ha) and Alcedo Volcano (74,103 ha) are free of feral donkeys (Carrion et al. 2007).

Although the influence of herbivores is closely related to the current threat stage of some species (Sventenius 1946), no strategies to eradicate wild alien herbivores have been adopted. This failure to act may be explained by the only recent recognized connection between herbivore pressure and threats to endemic species. In fact, only 27 endemic plants are considered to be threatened or critically threatened by wild alien herbivores (Bañares et al. 2003). In archipelagos like the Canaries, which exhibit a high percentage of endemic flora [680 taxa (species and subspecies) according to Reyes et al. 2008], the number of species considered to be threatened by herbivores is probably too low. In addition, as mentioned above, the effects of herbivores on species abundance and ecosystem changes have not been considered. On the other hand, the most important reason for the lack of eradication projects is public opposition, as has occurred in other European areas (Genovesi 2005). Proposals to eradicate barbary sheep (*Ammotragus lervia*) on La Palma Island or mouflon sheep (*Ovis ammon* L.) on Tenerife Island have resulted in conflicts with relevant social groups, such as hunters (Marrero-Gómez et al. 2003).

Our results show the need for total eradication of barbary sheep (*Ammotragus lervia*), goats (*Capra hircus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Caldera de Taburiente National Park. However, an additional problem is that the park represents only 7% of the total area of the island. Thus, eradication should take place throughout the island. Such a project legally depends on several institutions with different interests, making it difficult to control the adoption of conservation strategies by the administration of the National Park (Gangoso et al. 2006). For these reasons, we

recommend control actions and efforts to preserve natural understory conditions as an emergency measure. One urgent measure is to carry out specific actions to protect the most sensitive and restricted species studied, *C. canariense*, to guarantee its survival. The positive impacts of herbivore exclusion on species that are not rare, such as *C. proliferus* and *T. stenopetala*, also suggests the importance of extensive control of the herbivores in the area. Therefore, we propose the creation of large fenced pine-forest areas, called “micro-reserves” (Laguna et al. 2004), where the flora will be able to grow freely in the absence of herbivores.

Although control measures may be temporary, they are the only option that can be carried out immediately. However, total eradication is the only effective long-term solution to the problem.

### **Acknowledgements**

The authors thank Antonio Rodríguez-Rodríguez, Juan Luis Mora, Francisco Villaespesa, Rufino Ojeda, Koen Leon, Antonio Rodríguez-Lerín, Mercedes Díaz, Angel Rebolé, Raquel García, Vicente Ramos, Eduardo Pérez, Álvaro Rodríguez, Victor Rodríguez, César Méndez, Isabel López, Mauricio Abrante, Daniel Hernández, Gustavo Balsera, Joaquín Martínez, Rüdiger Otto and the maintenance team of Caldera de Taburiente National Park for their substantial efforts in assisting with plot installation and monitoring in the field. This research was financed by *Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino*.

## References

- Afonso L (ed.) (1988) Geografía de Canarias, vol. 4. 2nd edn. Ed. Interinsular Canaria, Santa Cruz de Tenerife.
- ArcGIS 9 (2006) ESRI® ArcMapTM 9.2.
- Arévalo JR, Fernández-Palacios JM, Jiménez MJ, Gil P (2001) The effect of fire intensity on the understorey species composition of two *Pinus canariensis* reforested stands in Tenerife (Canary Islands). *Forest Ecology and Management* 148: 21-29.
- Atkinson IAE (2001) Introduced mammals and models for restoration. *Biological Conservation* 99: 81-96.
- Bañares A, Blanca G, Güemes Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortíz Núñez S (2003) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Beltrán E, Pérez-de-Paz P (2004) Vegetación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (Las grandes unidades naturales). In: Beltrán E (ed.) Hongos, líquenes y briófitos del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. O. A. de Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 35-46.
- Bramwell D, Bramwell Z (2001) Flores Silvestres de las Islas Canarias. 4th edn. Editorial Rueda, S.L. Madrid.
- Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
- Burbridge AA, Morris KD (2002) Introduced mammal eradications for nature conservation on Western Australian islands: a review. In: Veitch D, Clout M (eds.). *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*, pp. 64-70. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland/Cambridge, UK.
- Cabrera F (1997) Variaciones de la abundancia del conejo (*Oryctolagus cuniculus* Linneo, 1758) en La Palma, islas Canarias (Lagomorpha, Leporidae). *Vieraea* 26: 133-137.

- Campbell K, Donlan CJ, Cruz F, Carrion V (2004) Eradication of feral goats *Capra hircus* from Pinta Island, Galápagos, Ecuador. *Oryx* 38: 328-333.
- Carrion V, Donlan CJ, Campbell K, Lavoie C, Cruz F (2007) Feral donkey (*Equus asinus*) eradications in the Galápagos. *Biodiversity and Conservation* 16: 437-445.
- Ceballos L, Ortuño F (1976) Estudio sobre la Vegetación y Flora Forestal de Las Canarias Occidentales. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife. Santa Cruz de Tenerife.
- Coblentz BE (1978) The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. *Biological Conservation* 13: 279-286.
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- Del Arco MJ, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez O, Salas M, Wildpret W (1992) Atlas Cartográfico de los pinares canarios: II. Tenerife. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. S/C de Tenerife.
- Del Arco MJ, Acebes JR, Pérez PL, Marrero M (1999) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Hierro (part 2) and La Palma (Canary Islands). *Phytocoenologia* 29 (2): 253-290.
- Del Arco MJ, González R (2004) Consideraciones Climáticas y Bioclimáticas. In: Beltrán E (ed.) Hongos, líquenes y briófitos del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. O. A. de Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 31-34.
- Del Arco M, Wildpret W, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez O, Acebes JR, García A, Martín VE, Reyes JA, Salas M, Díaz MA, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S (2006) Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN. Santa Cruz de Tenerife.
- Donlan CJ, Tershy BR, Croll DA (2002) Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology* 39: 235-246.
- Drake DR, Mulder CPH, Towns DR, Daugherty CH (2002) The biology of insularity: an introduction. *Journal of biogeography* 29: 563-569.



- Gangoso L, Donázar JA, Scholz S, Palacios CJ, Hiraldo F (2006) Contradiction in conservation of island ecosystems: plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 15: 2231-2248.
- Genovesi P (2005) Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7: 127-133.
- Gobierno de Canarias (1994) Ley 12/1994, de 19 de diciembre, por el que se crea la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos. *Boletín Oficial de Canarias* 157: 9629-9878.
- Gobierno de Canarias (2001) Decreto 151/2001, de 23 de julio, por el que se crea el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. *Boletín Oficial de Canarias* 97: 11101-11111.
- Gobierno de España (1990) Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado* 82: 9468-9471.
- Gómez-Campo C (ed.) (1996) Libro Rojo de Las Especies Vegetales Amenazadas de las Islas Canarias. Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife, Spain.
- Holdgate MW (1967) The influence of introduced species on the ecosystems of temperate oceanic islands, in: *Proceedings and Papers of the 10th Technical Meeting*, vol. 9, pp. 151-176. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Publication.
- Holmgren M (2002) Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4: 25-33.
- Izquierdo I, Martín JL, Zurita N, Arechavaleta M (eds.) (2004) Lista de especies silvestres de Canarias (Hongos, plantas y animales terrestres). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
- Jenkins MA, Webster CR, Rock JH (2007) Effects of chronic herbivory and historic land use on population structure of a forest perennial, *Trillium catesbaei*. *Applied Vegetation Science* 10 (3): 441-450.
- Laguna E, Deltoro VI, Pérez-Botella J, Pérez-Rovira P, Serra LI, Olivares A, Fabregat C (2004) The role of small reserves in plant conservation in a región of high diversity in Eastern Spain. *Biological Conservation* 119: 421-426.

- López-Darias M, Lobo JM (2009) Micro-scale distribution of rabbits on Fuerteventura Island, *Biodiversity and Conservation* 18 (14): 3687-3704.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- Marrero-Gómez M, Bañares-Baudet A, Carqué-Álamo E (2003) Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113: 399-410.
- Martín MC, Marrero P, Nogales M (2003) Seasonal variation in the diet of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* on a semiarid Atlantic island (Alegranza, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica* 48 (3): 399-410.
- Médail F, Quézel P (1997) Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- Millar C (1996) Impact of the Eocene on the evolution of *Pinus* L. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 471-498.
- Mooney HA, Cleland EE (2001) The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98 (10): 5446-5451.
- Moreno JC (ed.) (2008) Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Madrid.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Navarro JF, Martín E, Rodríguez A (1990) Las primeras etapas del programa de excavaciones en las Cuevas de San Juan y su aportación a las dicronías de la prehistoria de Canarias. *Investigaciones Arqueológicas en Canarias* 2: 189-201.
- Nogales M, Marrero M, Hernández EC (1992) Efectos de las cabras cimarronas (*Capra hircus* L.) en la flora endémica de los pinares de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria). *Botánica Macaronésica* 19-20: 79-86.

- Nogales M, Rodríguez JL, Marrero P (2006) Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36 (1): 49-65.
- Palomares A (1999) El arruí en La Palma, breve reseña histórica, problemática y perspectivas. *Medio Ambiente Canarias* 14: 8-9.
- Palomares A (2004) Flora Amenazada: In: García Canseco V (Coord.). Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Canseco editores, pp. 129-142.
- Pérez-de-Paz PL, Del Arco MJ, Acebes JR, Wildpret W (1986) Leguminosas forrajeras de Canarias. Museo Insular de Ciencias Naturales. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife.
- Pérez-de-Paz PL, Del Arco MJ, Rodríguez O, Acebes JR, Marrero MV, Wildpret W (1994) Atlas Cartográfico de los pinares canarios: III. La Palma. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- Reyes JA, Santos A, Rosana I, Humphries CJ, Carine MA (2008) Diversity, rarity and the evolution and conservation of the Canary Islands endemic flora. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65 (1): 25-45.
- Rivas-Martínez S (2007) Mapas de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotanica* 17: 1-435.
- Rodríguez A, Durán J, Fernández-Palacios JM, Gallardo A (2009) Spatial variability of soil properties under *Pinus canariensis* canopy in two contrasting soil textures. *Plant Soil* 322: 139-150.
- Rodríguez JL, Rodríguez JC (1987) Datos preliminares sobre la alimentación del arruí (*Ammotragus lervia*) (Bovidae) en La Palma. *Islas Canarias. Viera* 17: 291-294.
- Rodríguez JL (2008) Caso 13. El reto de la gestión del arruí en La Palma (islas Canarias). In: Vilà M, Valladares F, Traveset A., Santamaría L, Castro P (coords.) *Invasiones biológicas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, pp. 195-198.
- Rodríguez JC, Rodríguez JL (1992) Autumn food habits of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas, 1772) on La Palma Island (Canary Islands). *Mammalia* 56: 385-392.

- Santos A, Lewis GP (1986) A new species of *Cicer* (Leguminosae-Papilionoideae) from the Canary Islands. *Kew Bulletin* 41 (2): 459-462.
- Santos A (1983) *Vegetación y Flora de La Palma*. Editorial Interinsular Canaria, S.A. Santa Cruz de Tenerife.
- Santos A (2001) Flora vascular nativa. In: Fernández-Palacios JM, Martín Esquivel JL. *Naturaleza de las Islas Canarias, Ecología y Conservación*. Santa Cruz de Tenerife, pp. 185-192.
- Santos A (2004) Flora y Vegetación. In: García Canseco V. (coord.) *Parque Nacional de la Caldera de Taburiente*. Canseco editores, pp. 69-104.
- Saunders A, Norton DA (2001) Ecological restoration at Mainland Islands in New Zealand. *Biological Conservation* 99: 109-119.
- Shea K, Cheeson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 170-176.
- Simberloff D (2001) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 273-274.
- Sventenius ERS (1946) Notas sobre la flora de Las Cañadas de Tenerife. *Boletín del Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas* 15: 149-171.
- Tershy BR, Donlan CJ, Keitt BS, Croll DA, Sanchez JA, Wood B, Hermosillo MA, Howald GR, Biavaschi N (2002) Island conservation in north-west Mexico: a conservation model integrating research, education and exotic mammal eradication. *Turning the Tide: the eradication of invasive species*. C. R. Veitch and M. N. Clout. Gland, Switzerland, IUCN.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchencho J, Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Whittaker RJ, Ladle RJ, Araújo MB, Fernández-Palacios JM, Domingo-Delgado J, Arévalo JR (2007) The island immaturity- speciation pulse model of island evolution: an alternative to the "diversity begets diversity" model. *Ecography* 30: 321-327.
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience* 48 (8): 607-615.

**Threat or threatened species? A paradox in conservation biology**

Víctor Garzón-Machado, Marcelino J. del Arco Aguilar & Pedro L. Pérez-de-Paz



*JOURNAL FOR NATURE CONSERVATION (2012) 20: 228-230*

## Threat or threatened species? A paradox in conservation biology

Víctor Garzón-Machado, Marcelino J. del Arco Aguilar & Pedro L. Pérez-de-Paz

Departamento de Biología Vegetal (Botánica). Universidad de La Laguna. S/C de Tenerife, Islas Canarias, España.

### Abstract

The introduction of alien species is one of the main threats to conservation. However, the same species may be threatened and be a threat in nearby areas. This is the case of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia*) and mouflon (*Ovis orientalis*), which greatly hinder the management and conservation of biodiversity outside their native range. To prevent the extinction of many endemic plants, it is necessary to overcome several methodological difficulties.

**Keywords:** Alien species · Canary Islands · endemic flora · mammals · reintroduction

**Nomenclature:** Taxonomical nomenclature according to Acebes et al. (2010)

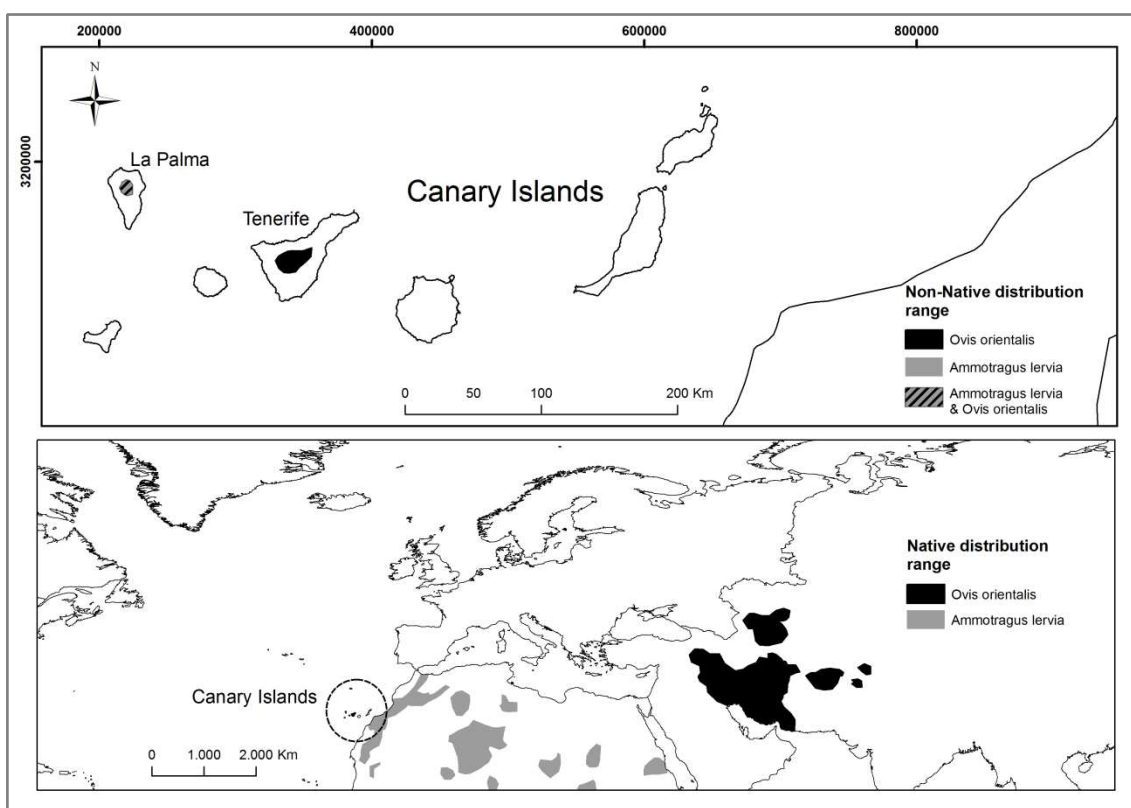
The introduction of alien species on islands has been widely studied (Drake et al. 2002; Sax et al. 2002; Courchamp et al. 2003; Donlan et al. 2003; Reaser et al. 2007). Their negative effects on plants are well known (Simberloff 1995; Vázquez 2002; Campbell & Donlan 2005), and constitute one of the primary threats to endemic island floras and a principal cause of biodiversity loss (Wilcove et al. 1998; Brooks et al. 2002).

In the Canary Islands, where almost 40% of the native flora is endemic (Acebes et al. 2010), goats (*Capra hircus* L.) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) have disturbed the vegetation for hundreds of years (Nogales et al. 2006). The more recent arrival of Barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas) and mouflon (*Ovis orientalis* Gmelin), has become a serious additional problem (Bañares et al. 2003; Marrero-Gómez et al. 2003; Garzón-Machado et al. 2010). These latter species were unfortunately introduced into the archipelago by ICONA (the former Institute for Nature Conservation, part of the Ministry of Agriculture) in the early 70's, for hunting purposes (Rodríguez et al. 1988). Barbary sheep are endemic to North Africa (Figure 1), and have also been introduced into northern Mexico, Spain and the USA (Casinello et al. 2008). Their population in the Canary Islands was about 300 individuals in 1994 (Blanco 1998), and at the beginning of the twenty-first century it was estimated at 250 individuals, mainly inside the Caldera de Taburiente National Park (Rodríguez & Cassinello 2008). The population seems to be stabilized due to hunting, but a current census should be undertaken. Mouflon has a more eastern distribution (Figure 1), occurring in Armenia, Azerbaijan, India, Iran, Kazakhstan, Oman, Pakistan, Tajikistan, Turkey, Turkmenistan, Uzbekistan and Afghanistan (Valdez 2008). The most recent population estimate in the Canaries was about 400 individuals (Durbán-Villalonga 2003).

The current distribution of both species is mainly restricted to Caldera de Taburiente National Park (La Palma) and Teide National Park (Tenerife), where a high percentage of endemic plants grow. Two studies on food habits revealed that Barbary sheep and mouflon affect 21 and 14 endemic species respectively, some of them strongly endangered like *Bencomia exstipulata*, *Cheirolophus santos-abreui*, *Helianthemum cirae* and *Lotus pyranthus* on La Palma, and *B. exstipulata*, *Cheirolophus mettlesicsii*, *Helianthemum juliae*, *Lotus berthelotii* and *Stemmacantha cynaroides* on Tenerife (Rodríguez 2008; Rodríguez & Cassinello 2008), although there could be many more.

The lists of threatened species provide a partial basis on which many governments responsible for the recovery of endangered species can draw up conservation priorities (Martín 2009). Similarly, lists of invasive species are also useful for this purpose. The Spanish Catalogue of Invasive Alien Species has recently been published (Gobierno de España 2011). It includes Barbary sheep and mouflon among the invasive species, and

even considers the possibility of eradication. This action also appears as one of the main objectives of the Management Plans (PRUG) of the Canary Islands National Parks. However, these species appear paradoxically listed as Vulnerable in their natural habitats by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List of Threatened Species (Cassinello et al. 2008; Valdez 2008), because populations have decreased in recent years.



**Figure 1.** Native distribution range of Barbary sheep (*Ammotragus lervia*) and mouflon (*Ovis orientalis*) vs. areas where they have been introduced in the Canary Islands. Adapted from Casinello et al. (2008) and Valdez (2008).

### *Finding a solution*

The negative effect of these species on the native endemic flora is a documented reality, since they eat and trample the plants, and alter the substrate, particularly the nitrogen balance through urine and feces (Hobbs 1996; Bañares et al. 2003; Marrero-Gómez et al. 2003; Garzón-Machado et al. 2010). This is affecting about 20% of the total threatened flora (Garzón-Machado 2011), leading several species to the brink of



extinction, in only forty years. It is not only a problem in the Canaries. For instance, it also occurs in the south of the Iberian Peninsula, where the expansion of Barbary sheep could endanger the important endemic flora of Sierra Nevada National Park (Acevedo et al. 2007). But there, additional problems have arisen due to their competition with Iberian ibex (*Capra pyrenaica* Schinz): displacement of ibex to suboptimal habitats and a possible increase in infestation by parasites (Acevedo et al. 2007). These negative effects could also occur in other areas where these animals have been introduced.

*How do we reconcile species listed under the Spanish Catalogue of Alien Species with their Vulnerable IUCN status?*

From the viewpoint of conservation biology, the answer is not easy. Total eradication would be a drastic but effective solution (Genovesi 2005), and this measure is commonly suggested by researchers in that field, although it could mean killing a protected species that is in decline only a few hundred kilometers away on the mainland (Figure 1).

The introduction of alien species, especially mammals, to new environments beyond their natural distribution ranges (Kumschick et al. 2011) is one of the main threats to conservation, causing paradoxical situations that complicate biodiversity conservation and management. In the Canaries, the strong negative impact of other alien species such as goats or European rabbits on Canary endemic plants has been continual for at least several hundred years (Nogales et al. 2006). Many species without effective mechanisms against these herbivores could have disappeared without ever being known to us. However, they are already part of the islanders' modern history, and eradication would be opposed. Furthermore, the life-cycle and reproductive strategy of the European rabbit makes it almost impossible to control on medium and large islands, such as those of the Canary archipelago. Conversely, the recent introduction of Barbary sheep and mouflon is a different case. It has been a great mistake, totally preventable if the conservation policy had been correct. Despite this, we could take advantage of this mistake and convert it into a solution, at least for Barbary sheep.

The re-introduction of Barbary sheep within its natural range of distribution would help to improve the current state of the natural populations, increasing the number of individuals and even enhancing genetic richness (a previous genetic study could be performed). The procedure to capture the animals would not be a problem, since there are hunters well trained in it. In addition, Judas goat techniques could be a good tool for detecting these animals at low densities (Campbell & Donlan 2005).

Re-introduction of mouflon would not however be advisable, because its taxonomic status is still doubtful. In addition, this species has a strong tendency to hybridize with domestic sheep (*Ovis aries* L.), so its genetic purity has deteriorated (Cugnasse 1994). Hybrid specimens (*O. orientalis* x *O. aries*) have already been detected in the Canaries (Acevedo-Rodríguez & Medina 2010). In this case, total eradication seems to be the most effective solution. Thus, two of the most harmful factors for the native endemic flora would disappear.

But there are two main barriers to such procedures. First, there is as yet no international agreement with the authorities administering the native range. In general, when the number of separate geopolitical planning units increases, conservation efficiency decreases (Bladt et al. 2009). Second, social opposition could be strong, especially from the hunting community. Proposals to remove these animals are frequently beset by public controversy (Marrero-Gómez et al. 2003). It would therefore be advisable to promote education for biological conservation in order to raise environmental awareness of this problem. Public figures and educators need to have clearer information and work together in favor of a solution. An agreement among politicians and managers of the different island administrations and parks (City Councils, Canary Government, and National Parks) is also necessary. This should lead to a subsequent agreement with hunters, and better acceptance of a solution.

Until these difficulties are overcome, only a stricter control or reduction of these alien species can prevent the extinction of many endemic plants.

### **Acknowledgements**

The authors thank J. Cassinello, M. Nogales and J. L. Rodríguez-Luengo for their help and appropriate comments. Our thanks to Guido Jones for revising the English.

## References

- Acebes JR, León MC, Rodríguez ML, Del Arco MJ, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Martín VE, Wildpret W (2010) Pteridophyta, Spermatophyta. In: Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N, García A (eds.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. Gobierno de Canarias, Tenerife, pp. 119-172.
- Acevedo P, Cassinello J, Hortal J, Gortázar C (2007) Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): a habitat suitability model approach. *Diversity and Distributions* 13: 587-597.
- Acevedo-Rodríguez A, Medina FM (2010) Sobre la presencia del muflón (*Ovis orientalis* Gmelin, 1774) en la isla de La Palma (Archipiélago Canario). *Galemys* 22 (2): 58-62.
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortíz-Núñez S (2003) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Bladt J, Strange N, Abildtrup J, Svenning JC, Skov F (2009) Conservation efficiency of geopolitical coordination in the EU. *Journal for Nature Conservation* 17: 72-86.
- Blanco JC (1998) Mamíferos de España. II. Ed. Planeta, S.A. Barcelona.
- Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
- Campbell K, Donlan CJ (2005) Feral goats eradications on islands. *Conservation Biology* 19 (5): 1362-1374.
- Cassinello J, Cuzin F, Jdeidi T, Masseti M, Nader I, de Smet K (2008) *Ammotragus lervia*. In: IUCN 2011. IUCN Red list of threatened species. Versión 2011.2.
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- Cugnasse JM (1994) Révision taxinomique des mouflons des îles méditerranéennes. *Mammalia* 58: 507-512.

- Donlan CJ, Donald AC, Tershy BR (2003) Islands, exotic herbivores, and invasive plants: their roles in coastal California restoration. *Restoration Ecology* 11 (4): 524-530.
- Drake DR, Mulder CPH, Towns DR, Daugherty CH (2002) The biology of insularity: an introduction. *Journal of Biogeography* 29: 563-569.
- Durbán-Villalonga M (2003) La gestión de los herbívoros alóctonos en el Parque Nacional del Teide (Islas Canarias). In: Rodríguez Luengo JL (ed.) Control de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias, pp. 60-72.
- Garzón-Machado V, González-Mancebo JM, Palomares-Martínez A, Acevedo-Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Del Arco MJ, Pérez-de-Paz PL (2010) Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143: 2685-2694.
- 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.
- Genovesi P (2005) Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7: 127-133.
- Gobierno de España (2011) Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado* 298: 132711-132735
- Hobbs NT (1996) Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management* 60 (4): 695-713.
- Kumschick S, Alba C, Hufbauer RA, Nentwig W (2011) Weak or strong invaders? A comparison of impact between the native and invaded ranges of mammals and birds alien to Europe. *Diversity and Distributions* 17: 663-672.
- Marrero-Gómez M, Bañares-Baudet A, Carqué-Álamo E (2003) Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113: 399-410.
- Martín JL (2009) Are the IUCN standard home-range thresholds for species a good indicator to prioritise conservation urgency in small islands? A case study in the Canary Islands (Spain). *Journal for Nature Conservation* 17: 87-98.

- Nogales M, Rodríguez JL, Marrero P (2006) Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36 (1): 49-65.
- Reaser JK, Meyerson LAI, Cronk Q, De Poorter M, Eldrege LG, Green E, Kairo M, Latasi P, Mack RN, Mauremootoo J, O'dowd D, Orapa, W, Sastroutomo S, Saunders A, Shine C, Thrainsson S, Vaiutu L (2007) Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34(2): 98-111.
- Rodríguez JL (2008) *Ovis orientalis*. In: Base de datos de especies introducidas en Canarias, 2011. Gobierno de Canarias. (<http://www.interreg-bionatura.com/especies/pdf/Ovis%20orientalis.pdf>). Access: March 05, 2011.
- Rodríguez JL, Cassinello J (2008) *Ammotragus lervia*. In: Base de datos de especies introducidas en Canarias, 2011. Gobierno de Canarias. (<http://www.interreg-bionatura.com/especies/pdf/Ammotragus%20lervia.pdf>). Access: March 05, 2011.
- Rodríguez JL, Rodríguez JC, Ramos MT (1988) Autumn diet selectivity of the Corsica mouflon (*Ovis ammon musimon* Schreber, 1782) on Tenerife (Canary Islands). *Mammalia* 52: 475-481.
- Sax DF, Gaines SD, Brown JH (2002) Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: A comparative study of plants and birds. *American Naturalist* 160 (6): 766-783.
- Simberloff D (1995) Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science* 49 (1): 87-97.
- Valdez R (2008) *Ovis orientalis*. In: IUCN 2011. IUCN Red list of threatened species. Version 2011.2.
- Vázquez DP (2002) Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4: 175-191.
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48 (8): 607-615.

**Fire as a threatening factor for endemic plants of the Canary Islands**

Víctor Garzón-Machado, Marcelino J. del Arco Aguilar, Francisco Valdés González  
& Pedro L. Pérez-de-Paz

IV

*BIODIVERSITY AND CONSERVATION* (2012) 21 (10): 2621-2632

## Fire as a threatening factor for endemic plants of the Canary Islands

Víctor Garzón-Machado<sup>a</sup>, Marcelino J. del Arco Aguilar<sup>a</sup>, Francisco Valdés González<sup>b</sup> & Pedro L. Pérez-de-Paz<sup>a</sup>

Departamento de Biología Vegetal (Botánica<sup>a</sup>; Fisiología Vegetal<sup>b</sup>). Universidad de La Laguna. S/C de Tenerife, Islas Canarias, España.

### Abstract

The endemic flora of the Canary Islands is remarkable but highly vulnerable to environmental changes. Several factors, such as fire, could be threatening. The purpose of this study was to analyze various treatments in endemic threatened species which could have been growing in the understory of the Canary pine forest. We attempted to improve germination through dormancy breaking, and analyze the influence of fire on these plants. Seven physical and chemical treatments were tested: control, mechanical scarification, boiling water, dry heat (50 and 120°C), smoke and smoked water. Mechanical scarification showed a positive response in germination percentage in two species characterized by hard seed coat, but out of all of the species tested, only one demonstrated a positive response to any of the treatments related to fire. At the temperatures registered on wildfires, neither the seeds situated on the aerial structure nor seeds in seed bank seem to be able to survive and germinate. The increasing incidence of fires through anthropogenic causes could contribute to the current threat status of these species and poorness of the Canary pine forest understory.

**Keywords:** Fire · Seed treatments · Threatened species · Pine forest understory · Canary Islands

## Introduction

The Canary Islands are part of one of the most remarkable biodiversity hotspots on the planet (Médail & Quézel 1997; Myers et al. 2000), which include 539 endemic vascular plants comprising approximately 40% of the native flora and more than 25% of the total flora (Acebes et al. 2010). This endemic diversity is highly vulnerable to environmental changes, especially disruptive and destructive alterations through human interference (Bramwell 1990). Accordingly, vegetation communities have an important endemic element.

The Canary pine forest is the most widespread plant community throughout the archipelago (Del Arco et al. 2010). It is dominated by the endemic *Pinus canariensis* Chr. Sm. ex DC., which is a species of Mediterranean affinity (Millar 1993) and a possible survivor of a subtropical mountain pine already present throughout the Mediterranean in the Tertiary (Klaus 1989). The Canary pine forest also has a Mediterranean affinity, and in its typical appearance has been described as a poor formation in the understory species (Santos 1983; Pérez-de-Paz et al. 1994). Several factors, including fire, could contribute to this poorness.

Wildfire is an important natural process for shaping Mediterranean climate ecosystems (Trabaud 1997), but the number of fires has increased in recent decades (Malkinson et al. 2011), modifying the floristic composition and threatening biodiversity (Arnan et al. 2006; Syphard et al. 2009). The current fire regime is producing negative effects, especially in the pine forests (Pausas et al. 2008). Human activity has significantly impacted the increase of the frequency and severity of fires (Piñol et al. 1998), which together with the effects of alien species and habitat transformation (i.e., urbanization, deforestation, etc.) are disturbing the biodiversity (Cowling et al. 1996).

Fires are recurrent in the pine forests of the Canary Islands (Arévalo et al. 2001), where *P. canariensis* exhibits several morphological and physiological resistance traits, such as thick bark, thick buds, tall growth habit, deep rooting, longevity and sprouting capability, to name a few (Climent et al. 2004). Nevertheless, some rare understory species do not show these characteristics, and they could be threatened by the incidence of fire. Today, species of different genera, such as *Cheirolophus*, *Convolvulus*, *Crambe*, *Helianthemum* and *Echium*, are primarily relegated to the steep slopes and pockets of developed soils on cliffs and can germinate and grow in the understory of the Canary pine forest in well-developed soils (Garzón-Machado et al. in prep.).

In a recent study, we established the current floristic composition of the vegetation of natural areas (Caldera de Taburiente National Park), including pine forests (Garzón-



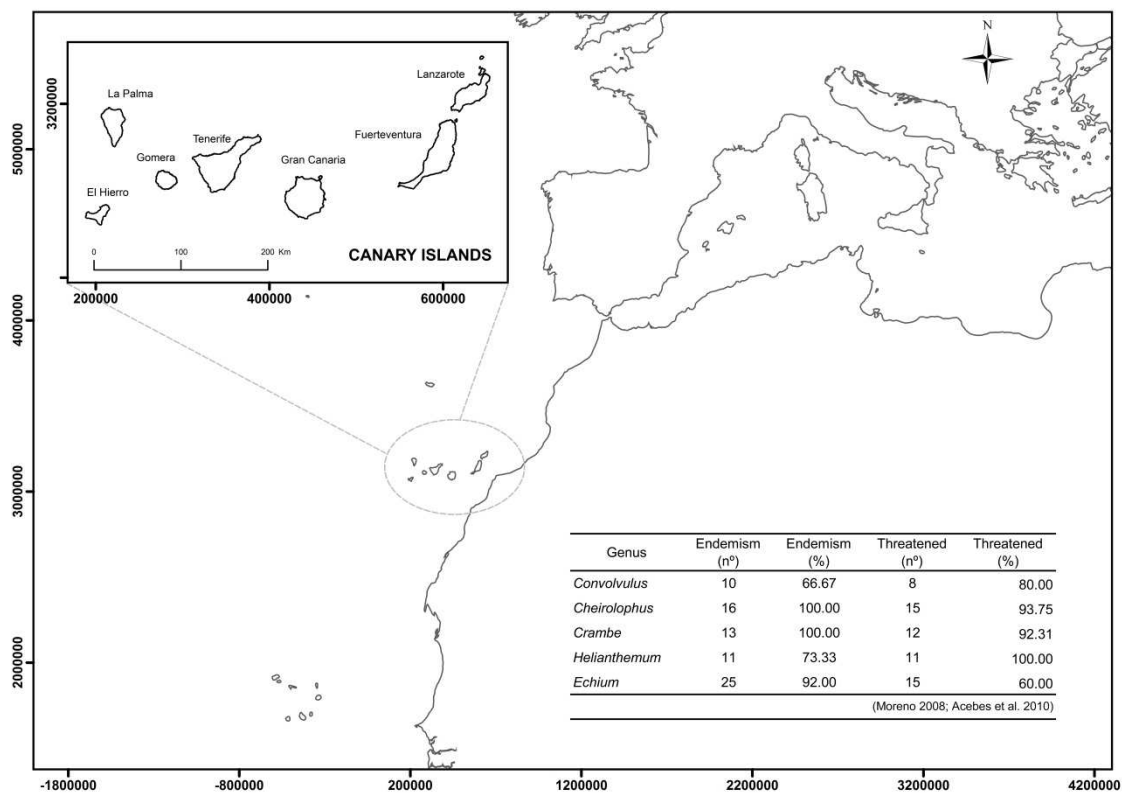
Machado et al. 2011). In addition, we studied the effect of introduced herbivores (Garzón-Machado et al. 2010), suggesting their contribution to the poverty of this plant community. In the present study, we evaluated the germination rate of several species, which could have been integrated in the natural pine forest understory, to determine the causes underlying the poverty of this plant community.

The aim of this study was to characterize the effects of various treatments on several threatened species associated with pine forests, improve germination through dormancy breaking and analyze the influence of fires on these plants.

## Methodology

### Plant material

We selected five low-phanerophyte endemic species: *Cheirolophus arboreus* (Webb) Holub (Asteraceae), *Convolvulus fruticosus* Desr. (Convolvulaceae; a low woody climber), *Crambe microcarpa* A. Santos (Brassicaceae), *Echium webbii* Coincy (Boraginaceae) and *Helianthemum cirae* (sp. nova. prop. Santos 1993) (Cistaceae).



**Figure 1.** Geographical location and table showing the high endemism and vulnerability rate of the genera studied.

These species, except *C. fruticosus*, which also grows in El Hierro and Tenerife, are exclusively found in La Palma. These plants primarily grow on steep slopes, soil-bearing ledges and soil-pockets on the cliffs of pine forests; notably, *E. webbii* appears outside these environments and can be observed sparsely growing in the pine forest. *H. cirae*, a rare local endemism, has only been observed in pine forests. Other species that exceed this habitat (Gómez-Campo, 1996; Bramwell & Bramwell 2001) are *C. fruticosus*, which also grows in coastal cliffs and thermo-sclerophyllous woodland, and *C. arboreus*, *C. microcarpa* and *E. webbii*, which are also observed growing in the evergreen laurel forest.

These species belong to genera with a high percentage of endemism and vulnerability (Fig. 1). Among the selected species, *C. arboreus* is classified as critically endangered (CR) (Bañares et al. 2003) or endangered (EN) (Moreno 2008), and *C. fruticosus* and *C. microcarpa* are vulnerable (VU) (Moreno 2008). Although CR, *H. cirae* has been provisionally excluded from the red list (Moreno 2008) because it has not been validly published.

The seeds were collected from as many individuals as possible, each one from a single natural population of La Palma (Table 1; Fig. 1) and stored under laboratory conditions (controlled temperature and low humidity) until further use. To verify seed viability, and utilize seeds with adequate viability, a tetrazolium test (TZ) was performed before applying the different germination treatments.

Species	Collection date	Nº of individuals	% Viability (TZ)
<i>Cheirolophus arboreus</i>	Aug'09	20	73
<i>Convolvulus fruticosus</i>	Jul'09	25	87
<i>Crambe microcarpa</i>	Sep'09	16	84
<i>Echium webbii</i>	Jun'09	320	74
<i>Helianthemum cirae</i>	Jun'09	60	96

Experiment date: Jul'11 - Sep'11; Oct'11 - Dec'11 (Heat (50°C) and boiling water treatments)

**Table 1.** Data for the seeds used in experiment.

### Treatments

Seven treatments were tested: control, mechanical scarification, boiling water, dry heat (two temperatures), smoke and smoke solution. All necessary laboratory equipment was previously sterilized. In addition, the seeds were soaked in NaClO (1-2%) for 5 min as an antifungal pretreatment.

Mechanical scarification was induced by the abrasion of the seeds between two sheets of fine-grained sandpaper. For the boiling water treatment, the seeds were immersed in 500 ml of boiling distilled water (100°C), and subsequently cooled to room temperature for 24 h. The dry heat treatments were performed using an electric oven at 50°C for 10 min and 120°C for 5 min. These treatments were selected based on the results obtained in previous studies (Herranz et al. 1998; Moreira et al. 2010). These temperatures are the extremes of the range registered during wildfires in the upper layer of the soil (0-5 cm depth) (DeBano et al. 1977; Trabaud 1979; Bradstock & Auld 1995), where the majority of the seed bank is primarily concentrated (Simpson et al. 1989). The 50°C treatment was not applied to *C. arboreus* and *C. microcarpa* because there were not enough seeds.

The smoke effect was tested using two different methods: direct smoke and smoked water solution. The direct smoke was generated using an ordinary beekeeper's smoker to burn a mixture of dry and fresh plant material (De Lange & Boucher 1990) gathered from the surrounding vegetation (mainly pine material) (Gilmour et al. 2000). The smoker was used to pump smoke into a closed vacuum chamber containing the seeds for 30 min (De Lange & Boucher 1990). The second smoke treatment was conducted with a smoked water solution. A mixture of dry and fresh plant material was burned in a muffle furnace at 185°C for 1 h, and the resulting ashes were immersed in 100 ml of distilled water with vigorous shaking. The resulting solution was decanted and filtered.

Four replicates of 25 seeds per treatment were made. The seeds were sown on two porous cellulose filter papers previously moistened with 3 ml of distilled water in 9-cm Petri dishes. The Petri dishes were incubated in a seed germinator at 25/15°C under a 16 h light/8 h dark photoperiod. This photoperiod and temperature range was similar to the natural conditions in which these species are exposed. Three milliliters of distilled water was added as needed to maintain constant moisture during the experiments, and the germinating seeds were counted daily over a 60-day incubation period. The germination was measured as the emergence of a 2 mm radicle. The germinated seeds were removed from the dishes.

#### *Statistical analysis*

The germination percentages (mean value  $\pm$  standard error),  $T_{50}$  (germination speed) and MGT (mean germination time) were calculated for each species. The  $T_{50}$  and MGT were calculated using the formulas previously described in Thanos & Doussi (1995) and Tompsett & Pritchard (1998), respectively. These two parameters were not calculated when the final germination percentage was equal to or less than 5%.

The non-parametric Kruskal–Wallis test was used to identify the significance of the differences in the germination percentages among treatments because assumptions required for parametric testing could not be met. This test is appropriate for a low number of replicates. The post hoc Conover-Iman test was applied to detect differences ( $P<0.01$ ) in the comparison between the pairs of treatments. All analyses were performed using XLSTAT (Addinsoft 2012).

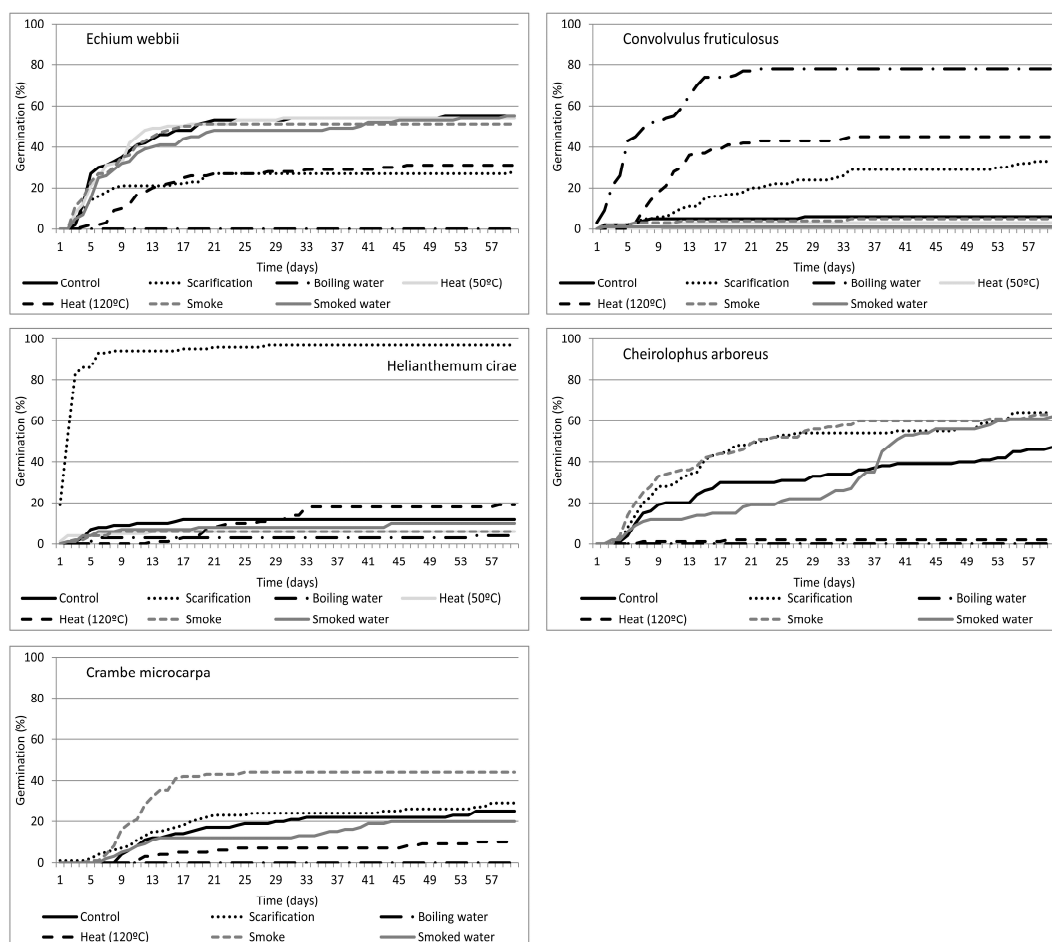
## Results

### *Germination percentage*

The results of the tetrazolium test showed that the viability was higher than 70% in all species (Table 1). However, the germination percentage in the control for all species was lower (Table 2). Mechanical scarification enhanced germination in all species, except *E. webbii*. This treatment increased eightfold the germination percentage compared to control treatment in *H. cirae*. The effect of temperature was different at 50°C and 120°C. While the control values were not modified at 50°C, at higher temperatures (120°C), the germination in *E. webbii*, *C. microcarpa* and *C. arboreus* was reduced. Surprisingly, at 120°C, the germination rate was increased in *C. fruticulosus*. The effect of high temperature through the boiling water also decreased germination, even reaching total inhibition (*E. webbii*, *C. microcarpa* and *C. arboreus*). Similar to the effects of incubation at higher temperatures, boiling also improved germination in *C. fruticulosus*. The effects of smoke and smoked water solution were less noticeable. Compared with the control treatment, the smoke treatment increased germination in *C. microcarpa*, while both treatments with smoke and smoked water solution increased germination in *C. arboreus* (Fig. 2 and Table 2).

The Kruskal-Wallis analysis was performed for each species separately, obtaining significant differences ( $P<0.01$ ) between the treatments in all species (Table 3). Treatment with boiling water inhibited germination in *E. webbii*. The post hoc test showed that the others treatments did not significantly vary the germination percentage with respect to the control in this species. Mechanical scarification showed significant differences from the rest of treatments in *H. cirae*. The germination of *C. microcarpa* increased with smoke, but this effect was not significant with respect to the control. The only significant difference was observed between the control and boiling water treatments. Treatment with boiling water completely inhibited germination, as in *C. arboreus*. For this species, high temperatures through boiling water and heat (120°C) were negatives, decreasing germination to 0% and 2%, respectively. Finally, the only species that showed a significant increase in germination

with the temperature was *C. fruticulosus*. The boiling water enhanced the germination percentage to 78% compared with the 6% observed in the control treatment. Heat (120°C) and scarification also showed significant differences as compared with the rest of the treatments.



**Figure 2.** Cumulative germination percentages for each treatment.

$T_{50}$

The  $T_{50}$  value represents the time required to reach 50% germination, which indicates germination speed. The earliest mean time for germination in all species was observed under the control and smoke treatments (Table 2). Conversely, heat (120°C), boiling water and smoked water demonstrated a delay in  $T_{50}$ . The latter treatment showed a  $T_{50}$  value of 33 days in *C. arboreus*. Mechanical scarification in *H. cirae* showed the lowest value of  $T_{50}$ .

The Kruskal-Wallis test applied to the data for the  $T_{50}$  (Table 3) did not show significant differences among the treatments.

Species	Germination (% ± SE)									
	Control	Smoke	Scarification	Heat (120°C)	Heat (50°C)	Smoked water	Boiling water			
<i>Cheirlophus arboreus</i>	47± 9.29	63± 10.75	64± 7.66	2*± 2.00	NO	62± 3.83	0*± 0.00			
<i>Convolvulus fruticulosus</i>	6± 2.00	5± 2.52	33*± 1.91	45*± 1.91	3± 1.91	1± 1.00	78*± 4.76			
<i>Crambe microcarpa</i>	25± 10.37	44± 11.77	29± 1.00	10± 2.00	NO	20± 5.16	0*± 0.00			
<i>Echium webbii</i>	55± 9.57	51± 10.75	28± 7.83	31± 1.00	54± 8.71	55± 9.43	0*± 0.00			
<i>Helianthemum cirtae</i>	12± 5.88	6± 1.15	97*± 1.00	19± 3.78	6± 3.46	10± 4.16	4± 1.63			
	$T_{50}$ (days ± SE)									
<i>Cheirlophus arboreus</i>	13.32± 4.34	9.75± 2.10	11.35± 1.79	NC	NO	33.85*± 1.14	NC			
<i>Convolvulus fruticulosus</i>	8.33± 4.34	5.66± 3.00	19.00± 3.13	9.43± 0.94	NC	NC	5.41± 1.05			
<i>Crambe microcarpa</i>	14.37± 5.78	11.18± 1.28	13.25± 2.83	19± 5.72	NO	21.67± 4.80	NC			
<i>Echium webbii</i>	5.62± 0.66	5.81± 0.37	8.87± 3.74	11± 1.22	5.83± 0.49	7.14± 1.18	NC			
<i>Helianthemum cirtae</i>	6.50± 2.36	4.62± 1.32	1.88± 0.82	25.62± 3.74	2.88± 1.83	11.50± 6.11	21.66± 16.41			
	MGT (days ± SE)									
<i>Cheirlophus arboreus</i>	21.66± 3.82	16.17± 2.93	17.80± 1.80	NC	NO	30.10± 2.00	NC			
<i>Convolvulus fruticulosus</i>	6.87± 4.02	7± 3.51	17.46± 7.22	11.98± 0.57	NC	NC	7.52± 0.92			
<i>Crambe microcarpa</i>	17.79± 7.58	12.08± 1.10	19.09± 3.29	24.25± 6.37	NO	25.47± 5.46	NC			
<i>Echium webbii</i>	8.91± 1.11	7.87± 0.81	12.07± 5.91	14.76± 3.85	8.14± 1.15	13.77± 3.09	NC			
<i>Helianthemum cirtae</i>	6.33± 2.59	5.12± 1.32	4.21± 0.83	28.23± 2.93	3.18± 1.63	12.66± 5.55	16.62± 12.86			

\* The pairwise comparison of the treatment with its corresponding control was significant ( $P < 0.01$ ).

**Table 2.** The effect of the different treatments on the final germination percentage (mean value ± standard error),  $T_{50}$  (mean value in days ± standard error) and MGT (mean value in days ± standard error). The results were obtained after 60 days. When germination was ≤ 5%, the  $T_{50}$  and MGT were not calculated (NC). NO: treatment was not performed because of low seed numbers.

## MGT

With regard to the mean germination time, heat (120°C) and smoked water showed the highest values, with 12-28 and 13-30 days, respectively. The lowest values (3-6 days) were obtained in *H. cirae* with smoke, scarification and heat (50°C) (Table 2). The MGT values were higher in *C. microcarpa* and *C. arboreus*. The Kruskal-Wallis test showed no significant differences, except for *E. webbii*, but not with regard to the control (Table 3).

Species	%Germination		T50		MGT	
	$\chi^2$	<i>P</i> -value	$\chi^2$	<i>P</i> -value	$\chi^2$	<i>P</i> -value
<i>Cheirolophus arboreus</i>	17.010	0.000*	8.650	0.018	7.566	0.040
<i>Convolvulus fruticosus</i>	23.363	0.000*	9.275	0.032	4.178	0.405
<i>Crambe microcarpa</i>	14.510	0.003*	3.858	0.452	3.932	0.434
<i>Echium webbii</i>	15.293	0.005*	7.788	0.168	13.096	0.008*
<i>Helianthemum cirae</i>	15.298	0.003*	13.664	0.013	10.562	0.081

\* Significant difference ( $P < 0.01$ ) among treatments

**Table 3.** Results of Kruskal-Wallis analysis for germination percentage, T50 and MGT.

## Discussion

The germination of these five species in the absence of treatment is heterogeneous, with the best results observed in *E. webbi* and *C. arboreus*. The other three species showed low germination percentages despite the high viability.

Four of the five species were not positively influenced under smoke or thermic treatments; only *C. fruticosus* was positively affected under the strongest thermic conditions. Smoke and smoked water did not affect the germination percentage of any species. Our results are consistent with the previously published results of other authors who studied various species distributed in Mediterranean environments (Buhk & Hensen 2006; Rivas et al. 2006; Gómez-González et al. 2008). The germination of Mediterranean species against smoke exposition is diverse (Keeley & Fotheringham 2000). Moreira et al. (2010) observed a positive response in eight of the thirty Mediterranean basin species studied (Primulaceae, Ericaceae and Lamiaceae); however, Buhk & Hensen (2006), who worked with twenty-one Mediterranean species, did not observe any response to smoke exposition. In any case, there is no

direct relationship between the germination induced by smoke and fire-prone ecosystems (Bradshaw et al. 2011).

There was no effect under moderate heat treatment (50°C) for any species. This temperature can easily be obtained during extreme summer heat waves in Mediterranean ecosystems (Keeley & Fotheringham 2000; Bradshaw et al. 2011). Therefore, this temperature is not necessarily tied to fire environments.

It is known that high temperatures crack the hard coats of some seeds, allowing water to filter into the embryo activating germination (Herranz et al. 1998). However, if high temperature is applied for too long or if the seeds have a soft coat, heat can negatively affect the embryo, drying it to lethal levels (Reyes & Trabaud 2009). The seeds of *C. microcarpa*, *C. arboreus* and *E. webbi* were extremely sensitive to boiling water treatment. Moreover, these seeds were not stimulated under high heat (120°C). Accordingly, these seeds seem not to be adapted to intense fires. Similar negative effects of high temperature were obtained for other Mediterranean species (Pérez-García & González-Benito 2006; Luna et al. 2007; Reyes & Trabaud 2009; Moreira et al. 2010).

Conversely, high temperatures had a positive effect on *C. fruticosus*. Convolvulaceae and other taxa characterized by hard seed coat are often heat-stimulated, which has also been interpreted as a trait to ensure post-summer germination in dry habitats (Keeley & Fotheringham 2000). These results are consistent with the current distribution of *C. fruticosus*, mainly restricted to dry and warm habitats (Gómez-Campo, 1996; Del Arco et al. 2006).

The scarification treatment had a positive effect on the germination percentage in species with hard seed coats, such as *H. cirae* and *C. fruticosus*, as scarification makes the seed coat more permeable to water. This treatment positively affected other Mediterranean species, including *Helianthemum* (Robles & Castro 2002; Pérez-García & González-Benito 2006) and *Convolvulus* (González-Martín 1998; Jayasuriya et al. 2008). Scarification increased the germination percentage in *C. microcarpa* and *C. arboreus* as compared with the effects of high temperature treatments or its effect was similar (in *E. webbi*).

During a fire, temperatures at the soil surface can reach over 1100°C, decreasing to 150°C at 5 cm beneath the mineral soil (DeBano 2000). For the plants studied, at these temperatures, neither the seeds situated on aerial structures nor seeds in the seed bank seem to be able to survive and germinate. Only a chance of survival could exist for *C. fruticosus*. This species seems to use a similar mechanism as that of *Chamaecytisus proliferus* (Leguminosae) or *Cistus symphytifolius* (Cistaceae) (Pérez-



García et al. 2008), which are two characteristic species of the pine forest understory (Del Arco et al. 2010). Both of these species have a hard seed coat whose impermeability maintains dormancy. The coat is broken or weakened during a fire, allowing water penetration, breaking the dormancy, and thus stimulating germination. Regarding germination, this is the only positive relationship we could deduce between fire and the five species studied.

## Conclusions

In the Canary Islands, wildfire could be a natural agent for shaping the pine forest ecosystem in the past, and undoubtedly it should be considered the principal long-term perturbation influencing the Canary pine forest (Climent et al. 2004). However, the time intervals between successive wildfires could be lengthy, such as in other Mediterranean ecosystems (Trabaud 1997). The frequency of fires has risen since the arrival of the human population to the islands (approximately two thousand years ago). In fact, the number of fires has quadrupled from 1970 to 2010 by anthropogenic cause (ISTAC 2012).

Although the Canary pine has the capacity to resprout after a fire (Otto et al. 2010), most of the species of the understory do not have this ability. The destructive role of fire is obvious, killing individuals and plants population (Buhk et al. 2007). Thus, a large proportion of the future composition of the plant community depends on the seed bank (Parker & Kelly 1989). This study shows that seeds of these endemic species lose their capacity to germinate after fires and the repeated effects of fires could have caused their current disappearance within the pine forest understory for the depletion of the seed bank.

Species with hard seed coats, such as *C. symphytifolius* and *C. proliferus*, are among the few that could germinate (Pérez-García et al. 2008), and therefore, they persist. Consequently, the understory poorness of the pine forest could be related to the increased frequency of fires. This is a fact, which added to the strong effect of introduced herbivores in the Canary Islands, is seriously threatening endemic plants and consequently the biodiversity. In addition, frequent fires could facilitate the expansion of alien species, as in other Mediterranean ecosystems (Keeley et al. 2005).

In the light of this study, we recommend conservation actions for threatened species, through applying treatments that improve germination, and we call for caution in asserting that fire enhances the Canary pine forest community (Arévalo et al. 2001), as the wildfire return interval for the Canary pine forest has not been determined.

### **Acknowledgments**

The authors would like to thank Alexandra Rodríguez and Raquel Hernández for their help with the daily seed count, and Antonio Rodríguez-Lerín for his hard work in collecting seeds. The authors would also like to thank Ángel Palomares-Martínez, Aurelio Acevedo-Rodríguez, Mercedes Díaz and the maintenance team of Caldera de Taburiente National Park for their invaluable help. The authors would also like to acknowledge the critical revision and opinions of J.C Luis-Jorge and Juana M<sup>a</sup> González-Mancebo, who helped to improve the manuscript.

## References

- Acebes JR, León MC, Rodríguez ML, Del Arco MJ, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Martín VE, Wildpret W (2010) Pteridophyta, Spermatophyta. En: Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N, García A (eds.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. Gobierno de Canarias, Tenerife, pp. 119-172.
- Addinsoft (2012) XLSTAT 2012.07.03. URL: /http://www.xlstat.com.
- Arévalo JR, Fernández-Palacios JM, Jiménez MJ, Gil P (2001) The effect of fire intensity on the understory species composition of two *Pinus canariensis* reforested stands in Tenerife (Canary Islands). *Forest Ecology and Management* 148: 21-29
- Arnan X, Rodrigo A, Retana J (2006) Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. *Journal of Biogeography* 33: 1246-1258
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortiz-Núñez S (2003) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid
- Bradshaw SD, Kingsley WD, Hopper SD, Lambers H, Turner SR (2011) Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends in Plant Science* 16 (2): 69-76
- Bradstock RA, Auld TD (1995) Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in southeastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 92: 76-84
- Bramwell D (1990) Conserving biodiversity in the Canary Islands. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 77: 28-37
- Bramwell D, Bramwell Z (2001) Flores Silvestres de las Islas Canarias, 4th ed. Editorial Rueda, S.L. Madrid.
- Buhk C, Hensen I (2006) “Fire seeders” during early post-fire succession and their quantitative importance in south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments* 66: 193-209

- Buhk C, Meyn A, Jentsch A (2007) The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecology* 192: 1-19
- Climent J, Tapias R, Pardos JA, Gil L (2004) Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology* 171: 185-196
- Cowling R, Rundel PW, Lamont BB, Arroyo MK, Arianoutsou M (1996) Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (9): 362-366
- De Lange JH, Boucher C (1990) Autoecological studies on *Audonia capitata* (Bruniaceae). I. Plant-derived smoke as a seed germination cue. *South African Journal of Botany* 56: 188-202
- DeBano LF (2000) The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231-232: 195-206
- DeBano LF, Dunn PH, Conrad CE (1977) Fire's effect on physical and chemical properties of chaparral soils. In: Mooney HH, Conrad CE (eds.) *Symposium on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. U.S.D.A. Forest Service General Technical Report WO3, Washington, pp. 65-74
- Del Arco MJ, Wildpret W, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Martín VE, Reyes-Betancort JA, Salas M, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S (2006) *Mapa de Vegetación de Canarias*. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife
- Del Arco MJ, González R, Garzón-Machado V, Pizarro B (2010) Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19: 3089-3140
- Garzón-Machado V, Del-Arco-Aguilar M, Pérez-de-Paz PL (2011) A tool set for description and mapping vegetation on protected natural areas: an example from the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 20: 3605-3625
- Garzón-Machado V, González-Mancebo JM, Palomares-Martínez A, Acevedo-Rodríguez A, Fernández-Palacios JM, Del-Arco-Aguilar M, Pérez-de-Paz PL (2010) Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143: 2685-2694

- Jayasuriya KMG, Baskin JM, Baskin CC (2008) Dormancy, germination requirements and storage behavior of seeds of Convolvulaceae (Solanales) and evolutionary considerations. *Seed Science and Research* 18: 223-237
- Gilmour CA, Crowden RK, Koutoulis A (2000) Heat shock, smoke and darkness: partner cues in promoting seed germination in *Epacris tasmanica* (Epacridaceae). *Australian Journal of Botany* 48: 603-609
- Gómez-Campo C (ed.) (1996) Libro Rojo de Especies Amenazadas de las Islas Canarias. Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife, Spain.
- Gómez-González S, Sierra-Almeida A, Cavieres LA (2008) Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile? *Forest Ecology and Management* 255: 1510-1515
- González-Martín M (1998) Germinación de especies endémicas canarias del género *Convolvulus* L. en Gran Canaria (Islas Canarias). *Investigación Agraria, Producción y Protección Vegetales* 13 (3): 307-318
- Herranz JM, Ferrandis P, Martínez-Sánchez JJ (1998) Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean Leguminosae species. *Plant Ecology* 136: 95-103
- ISTAC (2012) Viceconsejería de Medio Ambiente. 2012.07.03 URL: [www.gobiernodecanarias.org/istac](http://www.gobiernodecanarias.org/istac)
- Keeley JE, Fotheringham CJ (2000) Role of Fire in Regeneration from Seed. In: Fenner M (ed.) *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2nd edn. CAB International, Wallingford
- Keeley JE, Keeley M, Fotheringham CJ (2005) Alien plant dynamics following fire in Mediterranean-climate California shrublands. *Ecological Applications* 15: 2109-2125
- Klaus W (1989) Mediterranean pines and their history. *Plant Systematics and Evolution* 162: 133-163
- Luna B, Moreno JM, Cruz A, Fernández-González F (2007) Heat-shock and seed germination of a group of Mediterranean plant species growing in a burned area: An approach based on plant functional types. *Environmental and Experimental Botany* 60: 324-333

- Malkinson D, Wittenberg L, Beerli O, Barzilai R (2011) Effects of Repeated Fires on the Structure, Composition, and Dynamics of Mediterranean Maquis: Short- and Long-Term Perspectives. *Ecosystems* 14: 478-488
- Médail F, Quézel P (1997) Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127
- Millar CI (1993) Impact of the Eocene on the evolution of *Pinus* L. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 471-498
- Moreira B, Tormo J, Estrelles E, Pausas JG (2010) Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. *Annals of Botany* 105: 627-635
- Moreno JC (coord.) (2008) Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Madrid.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- Otto R, García-del-Rey E, Gil-Muñoz P, Fernández-Palacios JM (2010) The effect of fire severity on first-year seedling establishment in a *Pinus canariensis* forest on Tenerife, Canary Islands. *European Journal of Forest Research* 129: 499-508
- Parker VT, Kelly VR (1989) Seed bank in California chaparral and other Mediterranean climate shrublands. In: Leck MA, Parker VT, Simpson RL (eds.) *Ecology of soil seed bank*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 231-256
- Pausas JG, Llovet J, Rodrigo A, Vallejo R (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? –A review. *International Journal of Wildland Fire* 17: 713-723
- Pérez-de-Paz PL, Del Arco MJ, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, Marrero M, Wildpret W (1994) Atlas cartográfico de los pinares canarios III, La Palma. Viceconsejería de Medio Ambiente. Consejería de Política Territorial, Gobierno de Canarias, SC de Tenerife
- Pérez-García F, González-Benito ME (2006) Seed germination of five *Helianthemum* species: Effect of temperature and presowing treatments. *Journal of Arid Environments* 65: 688-693

- Pérez-García F, González-Benito ME, Gómez-Campo C (2008) Germination of fourteen endemic species from the Iberian Peninsula, Canary and Balearic Islands after 32-34 years of storage at low temperature and very low water content. *Seed Science and Technology* 36: 407-422
- Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357
- Reyes O, Trabaud L (2009) Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecology* 202: 113-121
- Rivas M, Reyes O, Casal M (2006) Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *International Journal of Wildland Fire* 15: 73-80
- Robles AB, Castro J (2002) Effect of thermal shock and ruminal incubation on seed germination in *Helianthemum apenninum* (L.) Mill. (Cistaceae). *Acta Botánica Malacitana* 27: 41-47
- Santos A (1983) *Vegetación y Flora de La Palma*. Editorial Interinsular Canaria, S.A. Santa Cruz de Tenerife
- Santos A (1993) *Helianthemum cirae* spec. nova (Cistaceae- Sect. *Helianthemum*) in the Flora of La Palma, Canary Islands. I Simposio de Flora y Fauna de las Islas Atlánticas. Madeira.
- Simpson RL, Leck MA, Parker VT (1989) Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck MA, Thomas VT, Simpson RL (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego, California, pp. 3-8
- Syphard AD, Radeloff VC, Hawbaker TJ, Stewart I (2009) Conservation Threats Due to Human-Caused Increases in Fire Frequency in Mediterranean-Climate Ecosystems. *Conservation Biology* 23 (3): 758-769
- Thanos CA, Doussi MA (1995) Ecophysiology of seed germination in endemic labiates of Crete. *Israel Journal of Plant Science* 43: 227-237
- Tompsett PB, Pritchard HW (1998) The effect of chilling and moisture stress on the germination, desiccation tolerance and longevity of *Aesculus hippocastanum* L. seeds. *Annals of Botany* 82: 249-261

- Trabaud L (1979) Etude du comportement du feu dans la garrigue de Chêne Kermès à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annals of Forest Science* 36: 13-18
- Trabaud L (1997) Are wildland fires threatening the Mediterranean flora and vegetation? *Ecosystems and sustainable development* 1: 137-146.



**Bioclimatic mapping of a topographically complex oceanic island applying  
different interpolations techniques**

Víctor Garzón-Machado, Rüdiger Otto & Marcelino J. del Arco Aguilar



*INTERNATIONAL JOURNAL OF CLIMATOLOGY (2012), UNDER REVIEW*

## **Bioclimatic mapping of a topographically complex oceanic island applying different interpolations techniques**

Víctor Garzón-Machado, Rüdiger Otto & Marcelino J. del Arco Aguilar

Departamento de Biología Vegetal (Botánica). Universidad de La Laguna. S/C de Tenerife, Islas Canarias, España.

### **Abstract**

Different spatial interpolation techniques have been applied to construct objective bioclimatic maps of La Palma, Canary Islands. Interpolation of climatic data on this topographically complex island with strong elevation and climatic gradients represents a challenge. Furthermore, meteorological stations are not evenly distributed over the island with few stations at high elevations. We carried out spatial interpolations of the Compensated Thermicity Index (Itc) and the Annual Ombrothermic Index (Io), in order to get appropriate bioclimatic maps by using automatic interpolation procedures and to establish their relation to climatophilous potential vegetation units. For this purpose we used five interpolation techniques implemented in a GIS: Inverse Distance Weighting (IDW), ordinary kriging (OK), ordinary cokriging (OOCK), multiple linear regression (MLR) and MLR followed by ordinary kriging of the regression residuals. Two topographic variables (elevation and aspect), derived from a high-resolution digital elevation model (DEM), were included in OCK and MLR. The accuracy of the interpolation techniques was examined by the results of the error statistics of test data derived from the comparison of the predicted and measured values. Best results for both bioclimatic indices were obtained with the MLR method with interpolation of the residuals showing the highest  $R^2$  of the regression between observed and predicted values and lowest values of root mean square errors. IDW and OK performed poorly, especially in the case of Itc, where the network of meteorological stations is sparser and more irregularly distributed compared to Io. MLR with correction of interpolated residuals is an attractive global interpolation method for bioclimatic mapping on oceanic islands where strong climatic gradients occur since it permits to fully account for easily available geographic information (elevation, aspect) but also takes into account local variation of climatic data.

**Keywords:** Bioclimatology · Bioclimatic map · Ombrotype · Thermotype · Spatial interpolation · Multiple regression · La Palma · Canary Islands

## Introduction

Bioclimatology is a discipline widely used in the framework of Vegetation Science to determine the relation between the climate (mainly temperature and rainfall) and the geographic distribution areas of single plant species as well as of plant communities (Rivas-Martínez et al. 2011). Consequently, based on bioclimatic data, it is possible to determine the type of climatophilous potential natural vegetation (CPNV) that would exist in an area affected by a particular climate.

The climatic information is usually obtained from meteorological stations and, therefore, related to discrete points in space. For mapping, this information must be extended to the entire study area applying spatial interpolation techniques (Burrough & McDonnell 1998; Mesquita & Sousa 2009; Ninyerola et al. 2000). Spatially continuous data are very useful in environmental science and management as well as for modeling species distributions. A great variety of spatial interpolation methods has been developed in the last decades to obtain this type of data (Li & Heap 2011). However, reliable climatic data for interpolation are not always easily available and it is often expensive to acquire, especially in mountainous regions with steep climatic gradients. This lack of availability of climatic data in topographically complex areas can negatively affect spatial interpolations (Perry & Hollis 2005). This problem has been overcome by incorporating one or several easily available continuous topographic and/or geographic variables in the interpolation procedure. Elevation, aspect, terrain shape, geographic coordinates and distance to the sea have successfully been applied to improve results of spatial interpolations (Bolstadt et al. 1998; Diodato 2005; Perry & Hollis 2005; Ninyerola et al. 2007; Price et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009). Interpolation methods such as cokriging and multiple linear regression models have commonly been used to incorporate such secondary information (Li & Heap 2011). However, it does not exist consensus on the best interpolation technique and many factors can affect the performance of spatial interpolation methods such as density and spatial distribution of sample stations, quality and variance of primary and secondary data, terrain characteristics as well as spatial resolution (Isaaks & Srivastava 1989; Collins & Bolstadt 1996; Burrough & McDonnell 1998; Hartkamp et al. 1999; Drogue et al. 2002; Li & Heap 2011).

In Canary Islands, the bioclimatic maps linked to the CPNV, have been constructed in a traditional way through linear gradients between variables of the stations allowing the drawing of isolines (Del Arco et al. 1996, 1999, 2002, 2006a, 2009; Reyes-Betancort et al. 2001; Rodríguez-Delgado et al. 2005). However, the implementation of automatic interpolation procedures is increasing (Perry & Hollis 2005; Attorre et al. 2007; Ninyerola et al. 2007; Price et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009; Li & Heap 2011). These

techniques usually combine both geographic information systems (GIS) and statistical or geostatistical tools, representing a great improvement in bioclimatic mapping (objectivity, speed, statistical confidence, reproducibility). Thus, we have applied these techniques to Canary Islands, as they have been also implemented in other oceanic islands (Price et al. 2007, Mesquita et al. 2004, Sarangi et al. 2005), trying to evaluate their goodness in a topographically complex territory.

This paper aims to develop an objective mapping of commonly used bioclimatic indices of the island of La Palma (Canary Islands), using modern GIS and statistical techniques, which will set an appropriate methodology for studying the other islands. In addition, the new Worldwide Bioclimatic Classification System (Rivas-Martínez et al. 2011) has been applied, updating the maps and allowing a global comparison within territories of the same macrobioclimate.

## Methods

### *Study area*

La Palma is the most northwestern island of the Canary Islands (Fig.1), located between 28°25′-28°51′ and 17°43′-18°00′. It occupies an area and perimeter of 708 km<sup>2</sup> and 148 km respectively, and surprisingly reaches a high altitude of 2426 m a.s.l., so it is one of the highest island in the world in relation to its surface (Afonso 1985).

This volcanic island is one of the youngest of the archipelago, emerging above sea level since the Early Pleistocene (Carracedo et al. 1998). The northern half is older and erosive activity has left deep canyons and ravines and steep sea cliffs. This part includes a spectacular volcanic collapse structure, La Caldera de Taburiente, where the maximum altitude is reached (Roque de los Muchachos). The more recent volcanic activity has been concentrated in the southern half, evidenced through a line of peaks (Cumbre Nueva and Cumbre Vieja). The last eruption was in 1971 (Teneguía volcano) (Afonso 1985).

La Palma is climatically divided in two parts, subject to a trade-winds regime generating clouds on the northern and northeastern but not on the rest (Del Arco et al. 1999). This feature and its topographic complexity allow the existence of a wide variety of habitats and a rich flora, with a 20% of endemism percentage (Acebes et al. 2010).

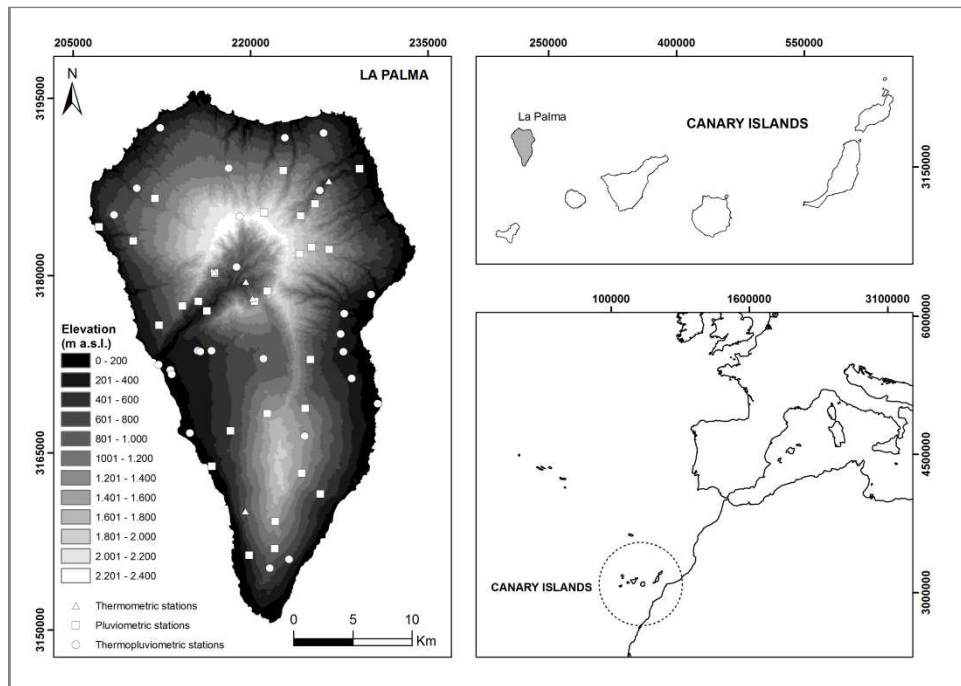


Figure 1. Study area and meteorological stations locations.

## Data

- *Climatic data and Bioclimatic classification*

Data from 26 thermopluviometric meteorological stations, 2 thermometric stations and 28 pluviometric stations operated by the State Meteorological Agency of Spain (AEMET) were used in this bioclimatic study (Fig. 1). In addition, 3 thermometric stations provided by Caldera de Taburiente National Park were also used. The exact location of each meteorological station was verified. Climatic, bioclimatic and topographic variability are shown in Table 1.

According to the World Bioclimatic Classification System (Rivas-Martínez et al. 2011), the Canary Islands fit within the Mediterranean macrobioclimate, which is an extratropical macrobioclimate mainly characterized by aridity ( $P < 2T$ ) for at least two months after the summer solstice, among other features. This classification provides a basis for establishing the bioclimatic belts of any territory by using a combination of bioclimate, thermotype and ombrotype, although their expression can be reduced to last two.

Thermotypes are the spaces within an ITC (Compensated Thermicity Index) gradient. Ombrotypes are the spaces within an IO (Annual Ombrothermic Index) gradient (Table 2). Bioclimatic belts are defined as the successive types or groups of physical media along an altitudinal or latitudinal cliseries. They are not the same as vegetation belts, which are the plant community complexes or vegetation series in steps up an altitudinal cliseries.

	I <sub>TC</sub>	I <sub>O</sub>	T	P	Elevation
Mean	437,9	4,1	17,3	700,1	797,5
Median	440,5	3,1	17,5	633,9	700
Min.	174,5	0,8	9,6	207,5	23,2
Max.	579,9	11,1	22,1	1399,5	2326,6
Std. dev.	84,2	2,7	2,3	203,3	537,9

**Table 1.** Statistics for the meteorological stations. ITC = Compensated Thermicity Index, IO = Annual Ombrothermic Index, T = Mean annual temperature, P = Mean annual rainfall.

In addition to thermotype and ombrotype, we consider the presence or absence of clouds (Del-Arco et al. 1999) to refine the characterization of bioclimatic belts. This allows apparently similar belts on windward slopes under the influence of trade-wind clouds to be differentiated from those on dry leeward slopes.

A few simple indices were calculated for each meteorological station and they were used to establish thermotypes and ombrotypes.

Compensated Thermicity Index (ITC), used to establish thermotypes, is defined as follows:

$$ITC = (T + M + m) \times 10 \pm C$$

where T = mean annual temperature (°C), and M and m are the mean maximum and minimum temperatures of the coldest month of the year (°C). C is the compensation value: when the Continentality index (IC = difference between mean temperatures of the warmest and coldest months of the year) is less than 9 (oceanic) or more than 18 (continental), a compensation value (C) is respectively subtracted or added to the IC value to obtain ITC. This value is used in the extratropical territories of the Earth (North of 27°N and South of 27°S) to compensate for the extra winter cold of highly continental territories or the extra winter warmth in highly oceanic ones, so that the resulting Compensated Thermicity Index (ITC) is comparable all around the Earth. In

study area, only compensations for values of C less than 9 are needed. This compensation value is obtained from:  $C = (9.0 - I_c) \times 10$ .

Annual Ombrothermic Index ( $I_o$ ), used to establish ombrotypes, is defined as follows:

$$I_o = (P_p/T_p) \times 10$$

where  $P_p$  (Positive rainfall) is the annual rainfall in mm, taking into account only the months with mean temperature higher than 0°C. Since this is the case for all the weather stations on the island,  $P_p$  has the same value as P;  $T_p$  (Positive temperature) is the value in tenths of degrees resulting from the sum of the mean temperatures of the months with a mean higher than 0°C.

In order to get the  $T_p$  value for the 28 pluviometric stations we constructed through MLR technique (explained below) a raster  $T_p$  map from  $T_p$  values of the recording temperature stations.

Thermotype and ombrotype maps (Figs. 2 and 3) were drawn according to the indices obtained for the meteorological stations, the delimiting threshold values of their indices (Table 2), through the best interpolation technique. The bioclimatic belt map was made by overlapping the thermotype and ombrotype maps, and considering the area influenced by trade-wind clouds (Kämmer 1974, Marzol-Jaén 1988, Huetz de Lempis 1969). The trade-wind cloud map was delimited from the territory occupied by the remnants of evergreen laurel forest as the best indicator of their presence (Del Arco et al. 2006b).

- *Bioclimatic belts and vegetation series*

It is possible to establish a correlation between bioclimatic belts of a territory, and climatophilous vegetation units link to them. Delimitation of the bioclimatic belts allows a better knowledge of the climatic parameters in which the plant communities develop, and it provides a precise frame, within a macrobioclimate, to study and compare related or analogous types of vegetation. Potential natural vegetation (PNV) represents the optimum stable stage of the vegetation of a territory without human interference. "Mapping PNV has a descriptive aim and offers the possibility of depicting not only a 'natural' scenario according to the extant vegetation types and current environmental factors, but also an ecological description of the territory. It is a useful tool for summarizing knowledge about a territory in a way that can guide good practice in nature conservation, and for hypothesis generation" (Loidi & Fernández

González 2012). CPNV is a part of the PNV which is in accordance with macroclimate, and exclude edaphophilous potential natural vegetation (EPNV) which is more determined by other environmental factors.

Vegetation series were characterized according to the criteria of Rivas-Martínez (2007), and their definition is in accordance with Del Arco et al. (1999).

	Itc	Io	Tp
<b>Thermotype</b>			
Inframediterranean	450-580	-	>2400
Thermomediterranean	350-450	-	>2100
Lower- Mesomediterranean	285-350	-	>1500
Upper-Mesomediterranean	220-285	-	
Supramediterranean	<220	-	>900
Oromediterranean		-	450 - 900
Crioromediterranean		-	1 - 450
<b>Ombrotype</b>			
Hyperarid	-	0.2-0.4	-
Arid	-	0.4-1.0	-
Lower-Semiarid	-	1.0-1.5	-
Upper-Semiarid	-	1.5 -2.0	-
Lower-Dry	-	2.0 - 2.8	-
Upper-Dry	-	2.8 - 3.6	-
Subhumid	-	3.6 - 6.0	-
Humid	-	6.0-12.0	-

**Table 2.** Threshold values for thermotypes and ombrotypes according to Rivas-Martínez (2011).

- *Topographic data*

Two topographic variables were used, elevation and landscape aspect. The first was obtained from a digital elevation model (DEM) at 25m resolution. From this, an aspect map was produced and then, it was converted to a lee/windward map, ranging between -1 and 1 value (south and south-western vs. north and north-eastern, respectively), by using the Raster Calculator. Finally, Neighborhood Statistics was applied to get a general map of lee/windward mean value of a rectangle of 1250x1250m, obtaining the landscape aspect variable. All cartographic analyses were performed by Spatial Analyst (ArcGIS 9.3 2008).



Both variables data were transferred for each meteorological station intersecting both raster maps with the geographic coordinates of stations. The obtained values of elevation and landscape aspect were then used in further analyses.

#### *Spatial interpolation techniques*

Bioclimatic indices were interpolated using five different spatial interpolation techniques implemented in a GIS: Inverse distance weighting (IDW), ordinary kriging (OK), ordinary cokriging (OCK), multiple linear regression (MLR) and MLR followed by ordinary kriging of the residuals. The different interpolation procedures are briefly explained in the following section. Further detailed information about specific algorithms of each method can be found in Johnston et al. (2001). In general, spatial interpolation techniques generate a continuous surface of a certain variable using the values from the measured locations to predict values for unsampled location in the landscape. The first two selected interpolators, IDW and OK, do not account for geographic information such as elevation or aspect, whereas the second two methods include such information.

#### *Inverse distance weighting*

IDW is a deterministic interpolation method that explicitly assumes that the used measured values of points closer to the prediction location will have a stronger influence on the predicted value of the dependent variable than those farther away (Johnston et al. 2001). Therefore, it weights the points closer to the prediction location greater than those farther away. This is done by a mathematical linear function and not by statistical properties. The spatial arrangement of the samples does not affect the weights. It is also considered a local and exact interpolator since it only uses measured points within a neighbourhood area and not the entire dataset to calculate the predictions. Predicted values are identical to the measured value at a sampled location. An advantage of IDW is that it does not predict surface values outside the range of measured values, but this method is susceptible to clumped sample locations and outliers. The choice of power parameter  $p$  of the formula to determine the weights in IDW can significantly affect the interpolation results (Burrough and McDonnell, 1998). In our case,  $p$  was set to be two. IDW has widely been applied to interpolate climatic data. (Legates & Willmott 1990; Collins & Bolstad 1996; Hartkamp et al. 1999; Vicente-Serrano et al. 2003).

### *Ordinary kriging*

OK is a geostatistical technique that provides statistically unbiased estimates of surface values from a set of measured points. OK creates a statistical model that quantifies the spatial autocorrelation of the dependent variable among the measured points by fitting the empirical semivariogram and then, in a second step, utilizes this information to make predictions for the unsampled locations. The empirical semi-variogram is a measure of dissimilarity between measured points as a function of distance. OK as all the other kriging methods estimate the unknown value of interpolated variables as a weighted sum of the measured values of neighbouring points applying generalized least-squares regression algorithms. The weights are calculated here from the variogram and include information about the spatial structure of all observations. Therefore, this technique combines, in a certain way, local and global interpolation methods. Unlike IDW, kriging uses a statistical approach that provides a measure of the error or uncertainty of the prediction. Here, OK was carried out applying the omnidirectional spherical model. OK as all other kriging techniques assumes statistical stationarity that means that the spatial variation in the feature is statistically homogeneous throughout the surface and independent of the location of measurement (Johnston et al. 2001).

### *Ordinary cokriging*

OCK is a multivariate extension of kriging (Goovaerts 1997; Burrough & McDonnell 1998) incorporating information of secondary variables, usually more intensely sampled, in the estimation of the dependent variable. The OCK estimate is a linear combination of neighboring primary and secondary data. This method is more complicated since three semivariograms have to be modelled, one for the primary and one for the secondary variable and a cross-variogram. The higher the correlation between the primary variable and the covariate the better the model is expected to be. Predicted values at unsampled locations can be outside the range of measured values of sampled points. Kriging does not perform well when abrupt changes of the dependent variable occur and assumes that the underlying surface is smooth everywhere (Hartkamp et al. 1999).

We used elevation and landscape aspect as covariates to interpolate the two bioclimatic indices. Again, the omnidirectional spherical model was applied. OK and OCK are among the most frequently used spatial interpolation methods in environmental sciences (Li & Heap 2011) and especially for interpolation of climatic

variables (Collins & Bolstadt 1996; Goovaerts 1999; Diodato 2005; Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Souza 2009).

#### *Multiple linear regression with residual correction*

MLRR with residual correction is a combination of a statistical (multiple regression) and a geostatistical method (kriging of residuals). In a first step, measured values of the dependent variable of interest are regressed against secondary variables related to the same sampled locations using statistical software and then, in a second step, interpolation with geostatistical tools of the residuals obtained by the multiple linear regression is carried out in the GIS environment. Here, we used ordinary kriging to interpolate the residuals (Mesquita & Souza, 2009), although other techniques such as splines or IDW have been utilised (Perry & Hollis, 2005; Ninyerola et al. 2007). Independent variables which do not contribute significantly to improve the regression model should be eliminated to avoid problems of multicollinearity (Collins & Bolstadt 1996).

We selected two topographic variables, elevation and landscape aspect, to enter in the linear regression. We also tested models including other variables that have been successfully used to interpolate climatic data such as geographic coordinates or distance to the coast (Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Souza 2009). To transfer the results of the regression analysis to the GIS, map algebra using the Raster calculator tool was applied. In this way, the regression equation with the regression coefficients was reproduced in the GIS environment using the raster matrices of the independent variables which were derived prior to the regression analysis from a digital elevation model. In our case, we produced raster maps of elevation and landscape aspect at a resolution of 25x25m.

Finally, the resulting first raster of bioclimatic variable was corrected with the layer of the interpolated residuals by adding values of both raster maps. The map obtained from the regression analysis represents the direct influence of the geographic variables on the climatic variable at any location within the study area, while the interpolated map of the residuals reflect the unexplained local variation of this variable. We also compared MLR without residual correction with MLR followed by ordinary kriging of the residuals (MLR + OK).

Hence, the advantage of this technique is the combination of the global approach of the regression analysis which treats each point in the same way, meaning that predicted values of unsampled and sampled locations are calculated following the same equation, and the kriging approach of the residuals that weights neighboring

points and accounts more for local variation. The advantages of this methodology have earlier been reported (Collins & Bolstadt 1996; Goodale et al. 1998; Brunsdon et al. 2001; Perry & Hollis 2005; Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009).

#### *Assessment of performance of interpolation techniques*

In order to compare the performance of the selected interpolation methods, we used both the errors statistics of the models and the visual inspection of the generated maps. The statistics of the differences between measured and predicted values at sampled points (prediction errors) have been proposed as indicator of the performance of spatial interpolation methods. We selected two of the most commonly used error measures (Perry & Hollis 2005; Li & Heap 2011): mean error (ME) and root mean squared error (RMSE).

The difference between the estimated value  $Z$  and the corresponding measured value  $Z_1$  is the experimental error  $\varepsilon$ :

$$\varepsilon_i = Z(s_i) - Z_1(s_i)$$

Repeating this estimation for the experimental data size  $n$ , the cross-validation statistics of mean error (ME) is:

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$$

and the root-mean-square error (RMSE) is:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2}$$

ME determines the degree of bias in estimates (Isaaks & Srivastava 1989), whereas RMSE provides a measure of error size and can be considered one of the best overall measures of model performance as it summarises the mean difference between measured and predicted values (Li & Heap 2011). Additionally, we calculated the coefficient of determination of the regression between measured and predicted values at sampled points.

Errors measures were obtained from cross-validation when inverse distance weighting and kriging methods were used. Cross-validation sequentially omits one measured

point from the model and then predicts its value using the rest of sampled locations. This procedure is repeated until all measured points served once as validation data (Johnston et al. 2001). Cross-validation is included in the Geostatistical Analyst tools of the applied software ArcGIS 9.3 (2008). For MLR method, the validation test had to be run separately. A subset of 70% of the meteorological stations was randomly chosen to build the interpolation model, and the remaining 30% (test set) was used to test the model. In a first step, the raw bioclimatic maps were generated using the random subset of climatic data and the interpolated correction map of regression residuals was added. Then the final map constructed from the random subset was intersected with the stations of the test set to obtain the predicted values and to compare them with its corresponding measured values for the test data. This procedure was repeated five times to obtain a robust cross-validation result. Mean value of coefficients of determination of the regression between measured and predicted values at sampled points of the test data are provided.

## Results

### *Regression results*

Results of the MLR models using the two bioclimatic indices as dependent variables and topographic variables are shown in table 3. Elevation was strongly correlated with both *I<sub>tc</sub>* and *I<sub>o</sub>* and explained 85% and 72% respectively of the total variation when used as a single predictor. Landscape aspect was also a significant but less important predictor, which increased the coefficients of determination  $R^2$  to 0,88 and 0,79

Regressions summary						
	$b_0$	$b_1$	$b_2$	$R^2$	F	p
<b><i>I<sub>tc</sub></i></b>						
elevation	535,206	-0,163	-	0,846	159,9	< 0,000
elevation + aspect	527,257	-0,152	-39,762	0,882	105,03	< 0,000
<b><i>I<sub>o</sub></i></b>						
elevation	0,768	0,004	-	0,724	136,631	< 0,000
elevation + aspect	1,312	0,004	1,822	0,794	98,24	< 0,000

**Table 3.** Summary of the regression results using both bioclimatic indices (*I<sub>tc</sub>* and *I<sub>o</sub>*) as dependent variables and elevation and aspect as independent environmental variables.

respectively. Hence, this topographic variable was slightly more important for modelling *I<sub>o</sub>* than *I<sub>tc</sub>*, which can be explained by the importance of precipitation and

the frequency of the cloud sea layer related to the trade winds on the north and northeast side of the island. We also included a quadratic term of elevation in the regression model, in order to account for a possible uni-modal relationship between precipitation and elevation. But this variable did not improve the model. Furthermore, we tested for the influence of linear combinations of geographic coordinates and distance to the coast, but all these independent variables were eliminated in the stepwise forward selection procedure due to the strong correlation of these factors with landscape aspect and elevation, respectively.

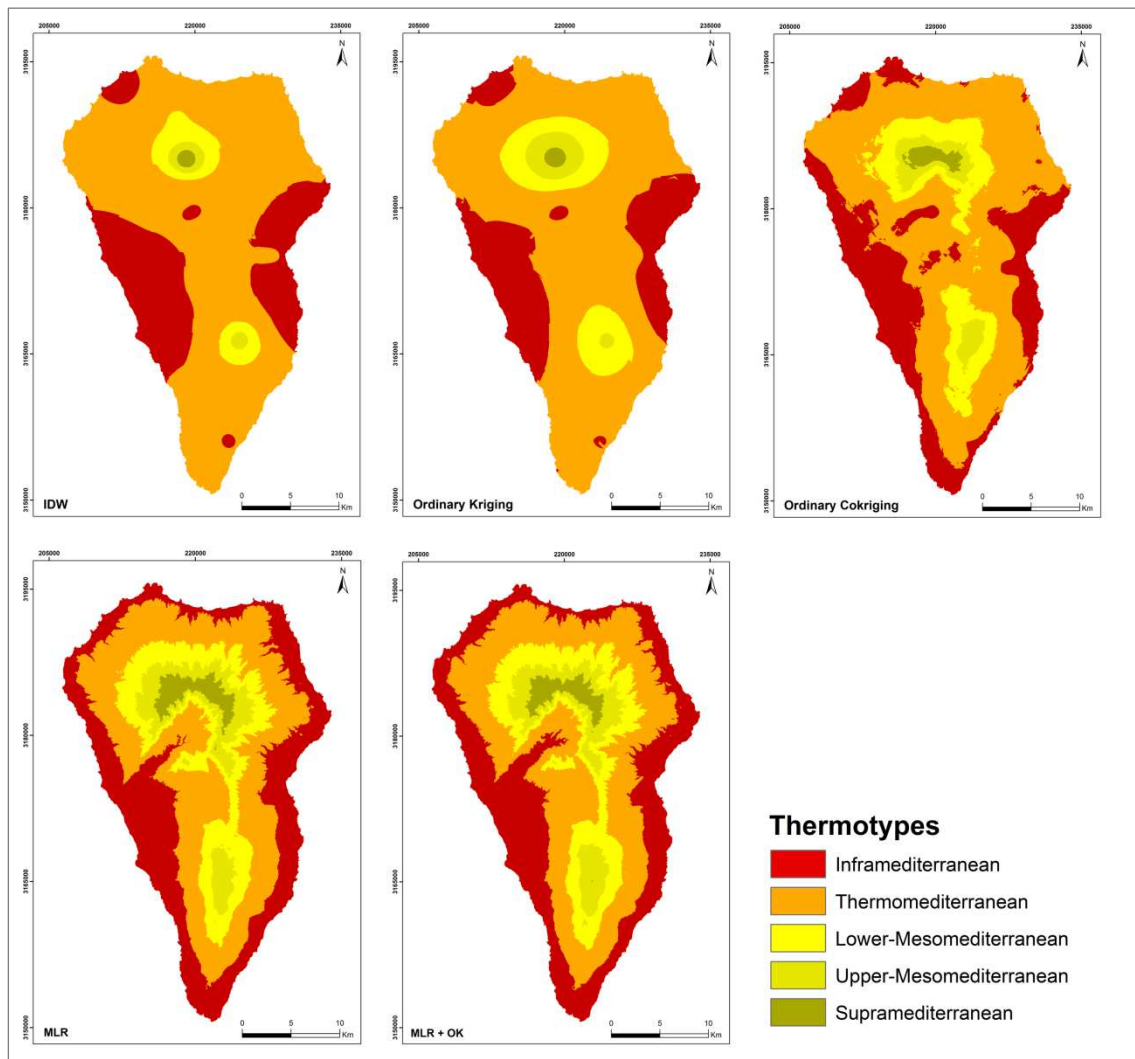
#### *Comparison of interpolation techniques*

A summary of the prediction errors for the two interpolated bioclimatic indices and obtained from the four compared interpolation techniques is presented in Table 4. The corresponding maps generated by these techniques are shown in figures 2 and 3. Among all the four interpolation methods, IDW yielded the poorest results of error statistics, i.e. the highest ME value meaning the strongest bias, the highest RMSE and the lowest  $R^2$  meaning the lowest power of prediction. This local interpolator generated very smooth surfaces with eye shaped forms around location with extreme measure values (high elevation). It completely failed to adequately represent the climatic gradient within the 1000 m deep crater (Caldera de Taburiente) in the center of the northern part of the island (Fig. 1, 2).

Spatial interpolation method					
	IDW	OK	OCK	MLR	MLR+OK
<b>Itc</b>					
ME	4,74	-1,08	-0,18	-3,34	-0,45
RMSE	72,97	72,17	50,3	31,71	31,56
RMSE (%)	18	17,8	12,4	7,8	7,7
$R^2$	0,23	0,26	0,63	0,87	0,87
<b>Io</b>					
ME	0,24	0,16	0,11	-0,19	-0,01
RMSE	1,76	1,52	1,34	1,12	0,99
RMSE (%)	17,1	14,7	13	10,8	9,6
$R^2$	0,58	0,69	0,76	0,77	0,81

**Table 4.** Error statistics from the test stations for all five spatial interpolation techniques compared. ME = Mean error, RMSE = Root-mean-square error, RMSE % = RMSE as a percentage of the range values of bioclimatic indices,  $R^2$  = Coefficient of determination of the regression between measured and predicted values at sampled points.

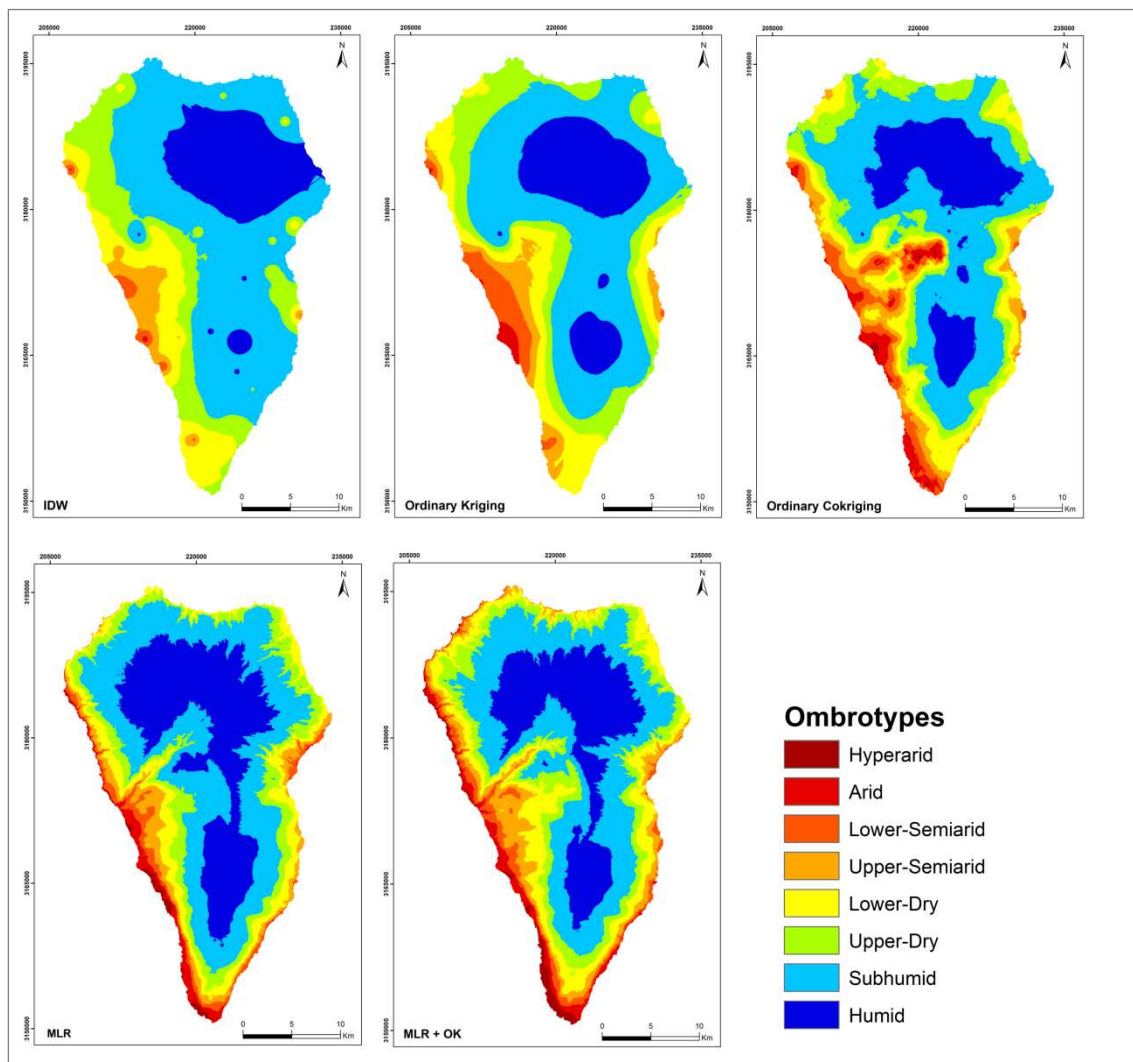
OK showed improved error statistics for  $I_{oc}$  compared to IDW. The produced map also was considerably better than the one produced by IDW (Fig. 3). In contrast, OK revealed very similar prediction error results for  $I_{tc}$  and both generated maps did not substantially differ (Fig. 2). Both techniques can not be recommended to interpolate climatic data on La Palma considering the very low predictive power (high RMSE and very low  $R^2$ ).



**Figure 2.** Thermotype maps obtained using all five interpolation techniques.

In contrast, OCK and MLR that incorporate this type of information, produced much better results (Table 4, Fig. 2 and 3). Especially for  $I_{tc}$  OCK showed considerable higher  $R^2$  and lower RMSE values compared to IDW and OK. The observed bias was minimal. In both maps generated by OCK, the form of the central crater is now visible (Fig. 2, 3).

However, MLR with or without interpolation of the regression residuals resulted to be the best method for both bioclimatic indices. For  $I_{tc}$ , MLR as well as MLR + OK revealed lowest RMSE, equaling a prediction precision of 7,2% of the range of values of sampled stations.  $R^2$  reached the highest values of 0,87. MLR and MLR + OK only differed with respect to the bias which was higher for the uncorrected model. MLR and MLR + OK also produced good results for  $I_o$ , better than all other methods.  $R^2$  was slightly lower for MLR (0,77) compared to MLR + OK (0,81), and RMSE and ME higher, more similar to OCK.

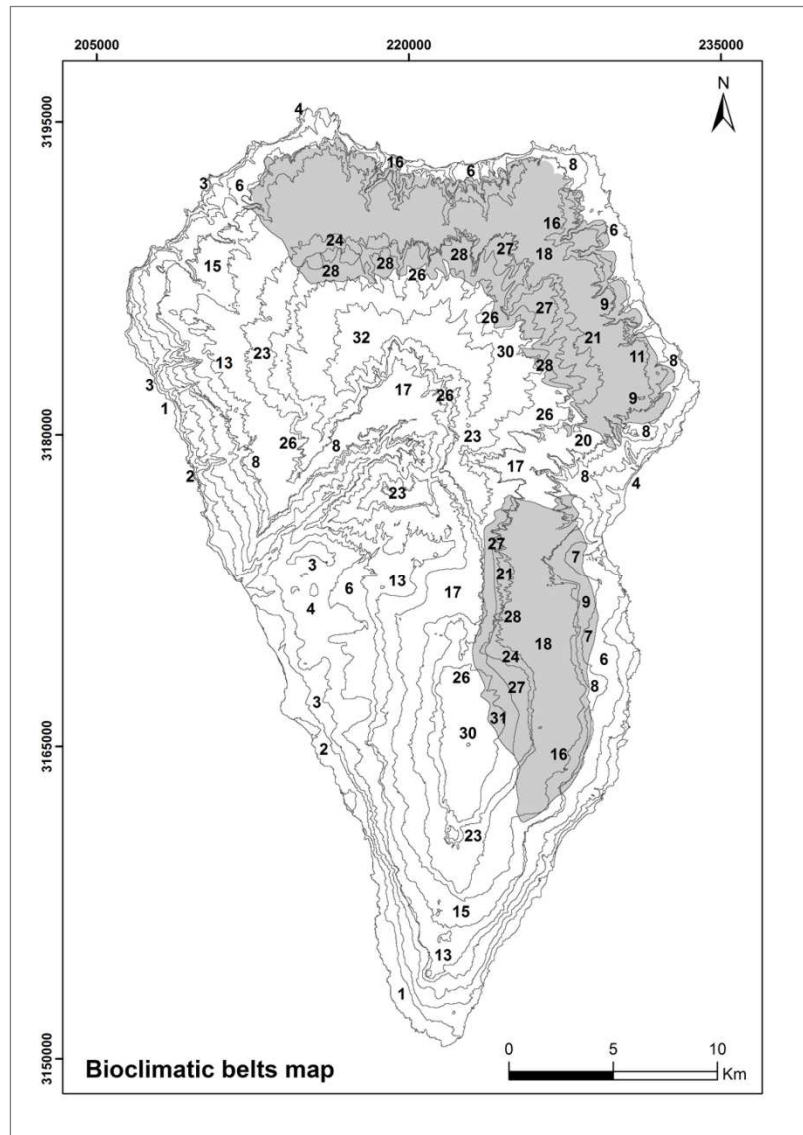


**Figure 3.** Ombrotype maps obtained using all five interpolation techniques.



*CPNV map*

After considering the current remnants of this type of vegetation, and accordingly establishing the correlation between bioclimatic belts and climatophilous vegetation series (Fig. 4; Table 5), we present a CPNV map of La Palma (Fig. 5). A more complete map showing a depiction of the PNV can be seen in Del Arco et al. (2006b).



**Figure 4.** Bioclimatic belts map. Grey area indicates territories with trade-wind clouds, including lower parts below mist level. Numbers refer to legend code of table 5.

## Discussion

Our results revealed that among the five spatial interpolation techniques applied here (IDW, OK, OCK, MLR, MLR + OK), MLR including elevation and aspect as secondary variables and followed by ordinary kriging of the residuals provided the best interpolated maps for both selected bioclimatic indices. Especially in the case of *I<sub>tc</sub>*, this method performed very well showing high predictive power and a very low bias of estimations. As for *I<sub>o</sub>* index, which incorporates mean annual rainfall, cokriging showed improved performance compared to *I<sub>tc</sub>*, but was still outcompeted by MLR + OK, not so much by comparing the error statistics, but checking the generated bioclimatic maps and comparing them with the map of PNV.

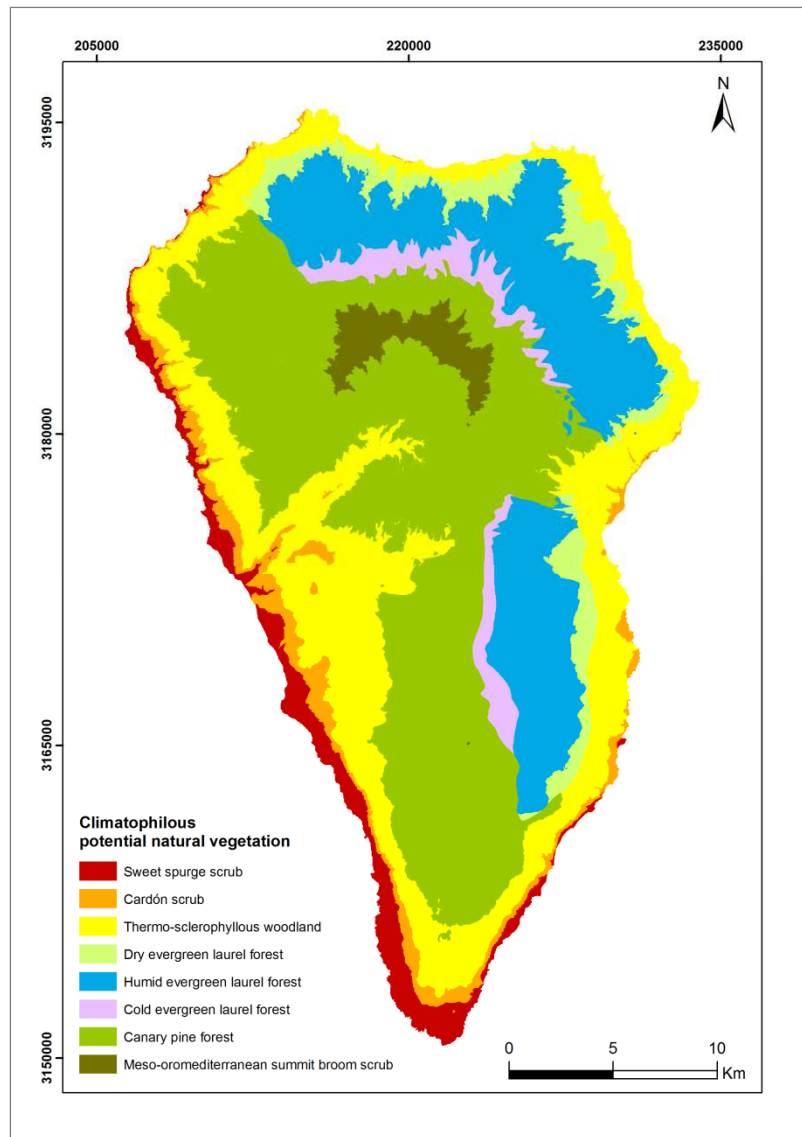
Many studies which apply different spatial interpolation techniques simultaneously to environmental data have been carried out (Hartkamp et al. 1999, Li & Heap 2011). In case of climatic data, the success of the multiple linear regression approach compared to other interpolation methods has already been highlighted in several studies, applying it at the regional scale (Drogue et al. 2002; Vicente-Serrano et al. 2003; Mesquita & Sousa 2004), at the scale of whole countries (Goodale et al. 1998; Perry & Hollis 2005; Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009) and even at the continent scale (Collins & Bolstadt 1996). All these studies used elevation derived from a digital elevation model (DEM) as a secondary dataset, but some of them included also geographic coordinates (easting and northing; Collins & Bolstadt 1996, Perry & Hollis 2005; Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009), aspect (Perry & Hollis 2005), distance to the coast (Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009) or complex topographic indices (Drogue et al. 2002) to further improve the regression model. In our study, the best set of secondary variables was a combination of elevation and landscape aspect, a variable that represents the mean terrain exposure at the landscape level reflecting the separation of the more humid and clouded northern part (windward side) from the drier sunnier southern part of the island (leeward side). It has been shown the exposure of the dominant winds can strongly affect the distribution of the rainfall (Johansson & Chen 2003).

Both Mesquita & Sousa (2009) interpolating bioclimatic data to mainland Portugal and Ninyerola et al. (2007) mapping monthly precipitation of the Iberian Peninsula using spatial interpolation tools mentioned that MLR only resulted to be the best interpolation method when taking into account the local variation of the climatic variable by adding interpolated regression residuals to the final map. In our study, MLR with and without correction for residuals provided almost the same results for *I<sub>tc</sub>*, with a lower bias for the corrected model. In case of *I<sub>o</sub>*, MLR provided slightly poorer predictions without residual corrections and error statistics were more similar to OCK.

Legend Code	Bioclimatic belt	Climatophilous vegetation series
1	Hyperarid Inframediterranean	Sweet spurge scrub ( <i>Echio breviramae-Euphorbio balsamiferae</i> S.)
2	Arid Inframediterranean	Sweet spurge scrub ( <i>Echio breviramae-Euphorbio balsamiferae</i> S.)
3	Lower-semiarid Inframediterranean	Cardón scrub ( <i>Echio breviramae-Euphorbio canariensis</i> S.)
4	Upper-semiarid Inframediterranean	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S.)
5	Upper-semiarid Inframediterranean (c)	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S. humid faciation)
6	Lower-dry Inframediterranean (wc)	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S.)
7	Lower-dry Inframediterranean (c)	Dry evergreen laurel forest ( <i>Visneo mocanerae-Arbuto canariensis</i> S.)
8	Upper-dry Inframediterranean (wc)	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S.)
9	Upper-dry Inframediterranean (c)	Dry evergreen laurel forest ( <i>Visneo mocanerae-Arbuto canariensis</i> S.)
10	Subhumid Inframediterranean (wc)	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S.)
11	Subhumid Inframediterranean (c)	Humid evergreen laurel forest ( <i>Louro novocanariensis-Perseo indicae</i> S.)
12	Upper-semiarid Thermomediterranean	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S.)
13	Lower-dry Thermomediterranean (wc)	Thermo-sclerophyllous woodland ( <i>Rhamno crenulatae-Junipero canariensis</i> S.)
14	Lower-dry Thermomediterranean (c)	Dry evergreen laurel forest ( <i>Visneo mocanerae-Arbuto canariensis</i> S.)
15	Upper-dry Thermomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
16	Upper-dry Thermomediterranean (c)	Dry evergreen laurel forest ( <i>Visneo mocanerae-Arbuto canariensis</i> S.)
17	Subhumid Thermomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
18	Subhumid Thermomediterranean (c)	Humid evergreen laurel forest ( <i>Louro novocanariensis-Perseo indicae</i> S.)
19	Subhumid Thermomediterranean (wsc)	Cold evergreen laurel forest ( <i>Pericallido-Myrico fayae</i> S.)
20	Humid Thermomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
21	Humid Thermomediterranean (c)	Humid evergreen laurel forest ( <i>Louro novocanariensis-Perseo indicae</i> S.)
22	Humid Thermomediterranean (wsc)	Cold evergreen laurel forest ( <i>Pericallido-Myrico fayae</i> S.)
23	Subhumid Lower-Mesomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
24	Subhumid Lower-Mesomediterranean (c)	Humid evergreen laurel forest ( <i>Louro novocanariensis-Perseo indicae</i> S.)
25	Subhumid Lower-Mesomediterranean (wsc)	Cold evergreen laurel forest ( <i>Pericallido-Myrico fayae</i> S.)
26	Humid Lower-Mesomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
27	Humid Lower-Mesomediterranean (c)	Humid evergreen laurel forest ( <i>Louro novocanariensis-Perseo indicae</i> S.)
28	Humid Lower-Mesomediterranean (wsc)	Cold evergreen laurel forest ( <i>Pericallido-Myrico fayae</i> S.)
29	Subhumid Upper-Mesomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
30	Humid Upper-Mesomediterranean (wc)	Canary pine forest ( <i>Loto hillebrandi-Pino canariensis</i> S.)
31	Humid Upper-Mesomediterranean (wsc)	Cold evergreen laurel forest ( <i>Pericallido-Myrico fayae</i> S.)
32	Humid Supramediterranean (wc)	Meso-oromediterranean summit broom scrub ( <i>Genisto benehoavis-Adenocarpus spartioidis</i> S.)

Abbreviations: (c) with trade-wind clouds; (wc) without trade-wind clouds; (wsc) with trade-wind clouds except in summer.

Table 5. Correspondence between bioclimatic belts and climatophilous vegetation series in La Palma.



**Figure 5.** Climatophilous potential natural vegetation series. Sweet spurge scrub (*Echio breviramae-Euphorbio balsamiferae* S.), Cardón scrub (*Echio breviramae-Euphorbio canariensis* S.), Thermo-sclerophyllous woodland (*Rhamno crenulatae-Junipero canariensis* S.), Dry evergreen laurel forest (*Visneo mocanerae-Arbuto canariensis* S.), Humid evergreen laurel forest (*Lauro novocanariensis-Perseo indicae* S.), Cold evergreen laurel forest (*Pericallido-Myrico fayae* S.), Canary pine forest (*Loto hillebrandi-Pino canariensis* S.), Meso-oromediterranean summit broom scrub (*Genisto benehoavensis-Adenocarpo spartiodis* S.). (S. = *Sigmatum*).

This difference might be explained by the size of the study area, since local variability of climatic data probably is lower on La Palma than the one found within huge areas such as the Iberian Peninsula or the country of Portugal including different mountain systems. The influence of regional effects on interpolation performances was especially

pronounced for rainfall (Mesquita & Sousa 2009), since differences of errors statistics between MLR and MLR + OK was highest for this variable.

In general, if the climatic variable is strongly correlated with elevation and other global environmental and/or geographic trends such as distance to coast (Ninyerola et al. 2007), then MLR, especially when corrected for local variation by interpolating regression residuals, seem to be a very appropriate method for climatic or bioclimatic mapping. If the correlations between the variable of interest and elevation and other environmental variables are weak, then OK or kriging with external drift (KED) might be better interpolation techniques (Goovaerts et al. 1999; Sarangi et al. 2005; Mesquita & Sousa 2009), since these methods are more sensitive to the influence of measured neighbouring samples and local variation of the data.

Temperature and derived indices such as  $I_{tc}$  are usually highly and linearly correlated with elevation which clearly favours the MLR approach (Ninyerola et al. 2007), whereas rainfall and derived indices such as  $I_o$  show usually higher variability and lower correlation with elevation, depending also on local landscape characteristics. This might be the reason why interpolation techniques often provided poorer predictions for rainfall than for temperature (Goodale et al. 1998; Brown & Comrie 2002; Mesquita & Sousa 2009). Perry & Hollis (2005) showed that the regression fits strongly depended on the chosen climatic variable and the selected predictors. Thus, the selection of explanatory environmental variables for each climatic variable has to be carefully carried out to obtain the best regression results.

IDW and OK performed very poorly to interpolate bioclimatic data of La Palma and cannot be recommended, probably due to the strong climatic gradients and the particular topography of the island, i.e. deep crater in the center of the island. The lack of prediction can be explained by the characteristics of these interpolation methods, since both IDW and OK do not account for geographic and topographic information, their predictions are only based on measured values of the dependent variable and the distance between the sample points. IDW is sensitive to clumped sample locations and extreme measured values (Johnston et al. 2001), since it only takes into account the neighbouring sample points. On La Palma, only few meteorological stations are located at high altitudes and this discontinuity of stations resulted in temperature "peaks" or also called "birds eye pattern" in the surface maps, also observed in other studies (Collins & Bolstadt 1999). Additionally, the local topography of the island was not adequately represented by IDW. In many studies comparing interpolation techniques, IDW was usually not selected as preferred method (Li & Heap 2011).

Although kriging incorporates the spatial autocorrelation of climatic data of all sample points by constructing a semivariogram (Johnston et al. 2001), OK also failed to

generate appropriate bioclimatic maps of La Palma, probably due to the non-stationarity and anisotropy of the data, i.e. the relationship between the similarity of climatic characteristics and distance between measure sample points is not independent of the location and direction of measurements and, here, probably influenced by the local variation of the elevation gradient. OK frequently performed worse for climatic data than OCK or MLR, which include topographic information (Sarangi et al. 2005; Ninyerola et al. 2007; Mesquita & Sousa 2009). Nevertheless, Naoum & Tsanis (2004) obtained reliable predictions for precipitation data of Switzerland applying different types of kriging, although they did not include MLR in their comparative study of interpolation methods.

## Conclusions

After checking the accuracy of different spatial interpolation techniques, our results confirmed that the combination of the global multiple linear regression method with the local OK interpolation of the regression residuals provided the best maps for the two bioclimatic indices,  $I_{tc}$  and  $I_o$ , on the island of La Palma. This method partly overcomes the problems with low density and non-homogeneous distribution of meteorological stations when the whole range of climatic variation is covered by the measured locations and a strong correlation between climatic variable and elevation exists. Therefore, we consider MLR + OK an attractive global interpolation method for bioclimatic mapping on oceanic islands where strong climatic gradients occur since it permits to fully account for easily available geographic information (elevation, aspect) but also takes into account local variation of climatic data. This method represents a great improvement in bioclimatic mapping compared to the empirical approach applied until now on the Canary Islands (Del Arco et al. 1996, 1999, 2002, 2006a, 2009; Reyes-Betancort et al. 2001; Rodríguez-Delgado et al. 2005), since it is an objective and quick method, easy to implement in the GIS environment, and it can be reproduced and statistically evaluated. Apart from the Canary Island and Madeira (Mesquita & Sousa 2004), it also could be useful on other oceanic islands.

However, we recommend to always compare different spatial interpolation techniques and in case of MLR to include different predictors in a stepwise selection procedure in order to ensure to obtain the best set of predictors. The correction of regression residuals applying different interpolation methods should also be investigated.

Bioclimatic maps and CPNV map generated through these techniques provide useful models which contribute to the ecological description of the territory, can guide for a good practice in nature conservation, and also allow to monitorize changes which

could affect the distribution of the communities as a consequence of climatic change. Furthermore accurate bioclimatic and vegetation maps provide a base for generating ecological hypothesis to test biogeographical theory.

### **Acknowledgements**

To the State Meteorological Agency of Spain (AEMET) for providing the necessary climatic data for this study, and Ricardo Sanz of the delegation of Santa Cruz de Tenerife. To Julio Leal Pérez in recognition of his help in field work in the island of La Palma.

## References

- Acebes JR, León MC, Rodríguez ML, Del Arco MJ, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Martín VE, Wildpret W (2010) Pteridophyta, Spermatophyta. In: Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N, García A (eds.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. Gobierno de Canarias, Tenerife, pp. 119-172.
- Afonso L (1985) La Palma. In: Geografía de Canarias 4, Afonso L (ed.) Interinsular Canaria. S/C de Tenerife.
- ArcGIS 9.3 (2008) ESRI® ArcMapTM 9.3. <http://www.esri.com>
- Attorre F, Alfo M, De Sanctis M, Francesconi F, Bruno F (2007) Comparison of interpolation methods for mapping climatic and bioclimatic variables at regional scale. *International Journal of Climatology* 27: 1825-1843.
- Bolstadt PV, Swank W, Vose J (1998) Predicting Southern Appalachian overstory vegetation with digital terrain data. *Landscape Ecology* 13: 271-283.
- Brown DP, Comrie AC (2002) Spatial modeling of winter temperature and precipitation in Arizona and New Mexico, USA. *Climate Research* 22: 115-128.
- Brunsdon C, McClatchey J, Unwin DJ (2001) Spatial variations in the average rainfall altitude relationship in Great Britain: an approach using geographically weighted regression. *International Journal of Climatology* 21: 455-466.
- Burrough PA, McDonnell RA (1998) *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press, Oxford.
- Carracedo JC, Day S, Guillou H, Rodríguez-Badiola E, Canas JA, Pérez-Torrado FJ (1998) Hotspot volcanism close to a passive continental margin: the Canary Islands. *Geological Magazine* 135: 591-604.
- Collins FC, Bolstad PV (1996) A comparison of spatial interpolation techniques in temperature estimation. *Proceedings, Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, NM. National Center for Geographic Information and Analysis, Santa Barbara, Santa Barbara, CA.
- Del Arco MJ, Acebes JR, Pérez-de-Paz PL (1996) Bioclimatology and climatophilous vegetation of the Island of Hierro. *Phytocoenologia* 26(4): 445-479.



- Del Arco MJ, Acebes JR, Pérez-de-Paz PL, Marrero MC (1999) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Hierro (part 2) and La Palma (Canary Islands). *Phytocoenologia* 29 (2): 253-290.
- Del Arco MJ, Salas M, Acebes JR, Marrero MC, Reyes-Betancort JA, Pérez-de-Paz PL (2002) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Gran Canaria (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 39: 15-41.
- Del Arco MJ, Pérez-de-Paz PL, Acebes JR, González-Mancebo JM, Reyes-Betancort JA, Bermejo JA, de Armas S, González-González R (2006a) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 43 (3): 167-192.
- Del Arco MJ, Wildpret W, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Martín VE, Reyes-Betancort JA, Salas M, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S (2006b) Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife.
- Del Arco MJ, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, González-Mancebo JM, González-González R, Garzón-Machado V (2009) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Gomera (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 46: 161-191.
- Diodato N (2005) The influence of topographic co-variables on the spatial variability of precipitation over small regions of complex terrain. *International Journal of Climatology* 25: 351-363.
- Drogue G, Humbert J, Deraisme J, Mahr N, Freslon N (2002) A statistical-topographic model using an omnidirectional parameterization of the relief for mapping orographic rainfall. *International Journal of Climatology* 22: 599-613.
- Goodale CL, Aber JD, Ollinger SV (1998) Mapping monthly precipitation, temperature, and solar radiation for Ireland with polynomial regression and a digital elevation model. *Climate Research* 10: 35-49.
- Goovaerts P (1997) *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press, New York.
- Goovaerts P (1999) Using elevation to aid the geostatistical mapping of rainfall erosivity. *Catena* 34: 227-242.
- Hartkamp A., De Beurs K, Stein A, White JW (1999) *Interpolation Techniques for Climate Variables*. NRG-GIS series 99/01. CIMMYT: Mexico, D.F.

- Huetz de Lempis A (1969) *Le Climat des Iles Canaries*. Faculté des Lettres et des Sciences Humaines de Paris-Sorbonne, Paris.
- Isaaks EH, Srivastava RM (1989) *Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York.
- Johansson B, Chen D (2003) The influence of wind and topography on precipitation distribution in Sweden: statistical analysis and modelling. *International Journal of Climatology* 23: 1523-1535.
- Johnston K, Ver Hoef JM, Krivoruchko K, Lucas N (2001) *Arc Gis 9. Using ArcGis Geostatistical Analyst*. ESRI, Redlands, CA.
- Loidi, J, Fernández-González F (2012) Potential natural vegetation: reburying or reborning? *Journal of Vegetation Science* 23: 596-604.
- Kämmer F (1974) *Klima und Vegetation auf Tenerife, besonders im Hinblick auf den Nebelniederschlag*. Scripta Geobotanica 7. Göttingen.
- Legates DR, Willmott CJ (1990) Mean Seasonal and Spatial Variability in Global Surface Air Temperature. *Theoretical and Applied Climatology* 41: 11-21.
- Li J, Heap AD (2011) A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecological Informatics* 6: 228-241.
- Marzol-Jaén MV (1988) *La lluvia: un recurso natural para Canarias*. Serv. Public. Caja General de Ahorros de Canarias 130 (32). S/C de Tenerife.
- Mesquita S, Capelo J, Sousa J (2004) Bioclimatologia da Ilha da Madeira: abordagem numérica. *Quercetea* 6: 47-59.
- Mesquita S, Sousa AJ (2009) Bioclimatic mapping using geostatistical approaches: application to mainland Portugal. *International Journal of Climatology* 29 (14): 2156-2170.
- Naoum S, Tsanis IK (2004) Ranking spatial interpolation techniques using a GIS-based DSS. *Global Nest: the International Journal* 6: 1-20.
- Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2000) A methodological approach of climatological modelling of temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology* 20: 1823-1841

- Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2007) Monthly precipitation mapping of the Iberian Peninsula using spatial interpolation tools implemented in a Geographic Information System. *Theoretical and Applied Climatology* 89: 195-209.
- Perry M, Hollis D (2005) The generation of monthly gridded datasets for a range of climatic variables over the UK. *International Journal of Climatology* 25: 1041-1054.
- Price JP, Gon III SM, Jacobi JD, Matsuwaki D (2007) Mapping plant species ranges in the Hawaiian Islands: developing a methodology and associated GIS layers. HCSU Technical Report 008: Hawaii.
- Reyes-Betancort JA, Wildpret W, León-Arencibia MC (2001) The vegetation of Lanzarote (Canary Islands). *Phytocoenologia* 31(2): 185-247.
- Rivas-Martínez S (2007) Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotánica* 17: 1-436.
- Rivas-Martínez S, Rivas S, Penas A (2011) Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany* 1: 1-634.
- Rodríguez-Delgado O, García-Gallo A, Marrero-Gómez MV (2005) El bioclima y la biogeografía. In: *Patrimonio Natural de la isla de Fuerteventura*, Rodríguez-Delgado O (ed.) Cabildo de Fuerteventura, Gobierno de Canarias y Centro de la Cultura Popular Canaria, Tenerife.
- Sarangi A, Cox CA, Madramootoo CA (2005) Geostatistical methods for prediction of spatial variability of rainfall in a mountainous region. *Transactions of the American Society of agricultural Engineers* 48(3): 943-954.
- Vicente-Serrano SM, Saz-Sánchez MA, Cuadrat JM (2003) Comparative analysis of interpolation methods in the middle Ebro Valley (Spain): application to annual precipitation and temperature. *Climate Research* 24: 161-180.



RESUMEN GLOBAL

## RESUMEN GLOBAL

### OBJETIVOS

Una característica sobresaliente de la flora de las islas oceánicas es el alto número de endemismos que presentan (Francisco-Ortega et al. 2000). Sin embargo, una amplia proporción de extinciones ocurren en estos territorios y son causadas principalmente por el impacto negativo del ser humano. La alteración del hábitat y el efecto de las especies invasoras son citados como dos de los cinco factores que más contribuyen a la pérdida de biodiversidad en islas (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Las Islas Canarias, con un alto porcentaje de flora endémica (Acebes et al. 2010), también destaca por el elevado número de especies amenazadas, que exigen tanto del conocimiento detallado de los hábitats en donde crecen sus exiguas poblaciones, como de herramientas teóricas y prácticas para la identificación de los principales factores de amenaza que les acechan. Dotados de ese conocimiento, se podrían acometer acciones más precisas para la conservación de dichas especies en particular, así como para la gestión o manejo de la biodiversidad de los ecosistemas en general. Dentro de este marco conceptual, cada uno de los estudios aquí presentados ha tratado distintos aspectos de la caracterización de la vegetación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente y de los principales factores que afectan al pinar canario, que ocupa la mayor extensión dentro del mismo. Se ha pretendido, por tanto, alcanzar los siguientes objetivos:

- I. ***Un conjunto de herramientas para la descripción y cartografía de la vegetación en áreas naturales protegidas: un ejemplo de las Islas Canarias.***

El objetivo principal de este estudio fue cartografiar a escala de detalle y describir la vegetación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, usando para ello la metodología fitosociológica clásica de Braun-Blanquet, de uso habitual en la descripción de la vegetación, combinada con las últimas técnicas estadísticas de ordenación y clasificación, añadida la aplicación de un software cartográfico específico (ArcGIS).

**II. Efecto negativo de los herbívoros invasores en leguminosas endémicas del pinar canario.**

Con este estudio se pretendió verificar si la riqueza de especies endémicas en el sotobosque del pinar canario en la Caldera de Taburiente está o no condicionada por los efectos de los herbívoros introducidos, a través del análisis de los datos proporcionados por un sistema de parcelas delimitadas con tal fin. El estudio se centró en cuatro leguminosas endémicas canarias, *Chamaecytisus proliferus ssp. proliferus*<sup>\*</sup>, *Teline stenopetala ssp. sericea*, *Spartocytisus filipes* y *Cicer canariense*.

**III. ¿Amenaza o especie amenazada? Una paradoja en la biología de la conservación.**

Esta comunicación es una pequeña reflexión acerca de la introducción de especies invasoras en Canarias. Éste es uno de los principales problemas en conservación, que pueden llegar a generar situaciones tan paradójicas como las del arruí (*Ammotragus lervia*) y el muflón (*Ovis orientalis*). En Canarias, estas especies amenazan claramente a la flora endémica, sin embargo, están consideradas a nivel mundial por la IUCN como especies vulnerables. Esto dificulta y genera controversia social, incluso técnica, al plantearse las tareas de conservación tanto de las especies vegetales como de los animales.

**IV. El fuego como un factor de amenaza para las plantas endémicas de las Islas Canarias.**

Uno de los objetivos de este estudio fue analizar el efecto de algunos tratamientos de semillas previos a la germinación, en varias especies que crecen en la Caldera de Taburiente. Cuatro de estas especies se encuentran en riesgo de extinción y están incluidas en catálogos y listas rojas de flora amenazada. Por ello, otro de los objetivos fue buscar el mejor tratamiento para romper la dormancia, de cara a una mayor eficiencia en acciones de conservación con estas plantas. Además, se analizó la influencia del fuego, problema crucial cada verano en Canarias, como factor condicionante del sotobosque del pinar.

<sup>\*</sup>En la isla de La Palma, la *ssp. proliferus* incluye dos variedades: *var. palmensis*, ecológicamente vinculada al ámbito del monteverde, y *var. calderae*, restringida al pinar. En la Caldera de Taburiente, se ha constatado la presencia de ambas.

**V. *Cartografía bioclimática de una isla oceánica topográficamente compleja, aplicando diferentes técnicas de interpolación.***

Este artículo desarrolla una cartografía bioclimática objetiva y rápida de la isla de La Palma, empleando los últimos análisis con SIG combinados con técnicas estadísticas. Esto servirá de precedente para el establecimiento de una metodología apropiada para el estudio bioclimático de las otras islas. Además, otro de los objetivos fue el de actualizar los mapas bioclimáticos al nuevo sistema de Clasificación Bioclimática Mundial de Rivas Martínez (2011), permitiendo con ello su comparación a escala global dentro del mismo macrobioclima Mediterráneo.



## MATERIAL Y MÉTODOS

Cada uno de los artículos aquí presentados cuenta con una metodología propia y diferente a los demás. A pesar de ello, es posible clasificarlos en dos grandes bloques, atendiendo al lugar en donde se realizó la mayor parte del estudio: trabajo de campo (artículos I y II) y trabajos de laboratorio (artículos III-V).

El primer bloque, en el que se incluyen los artículos referentes a la vegetación de la Caldera y al efecto de los herbívoros en la misma, se basa principalmente en la obtención de datos a través de muestreos de campo, ya sea a modo de inventarios para la descripción de la vegetación o en parcelas experimentales. El segundo bloque consta de dos artículos, sobre el efecto del fuego en plantas endémicas y sobre la bioclimatología de La Palma; y una nota, acerca de la problemática de las especies invasoras. La metodología del primero está basada en la aplicación de distintos tratamientos pre-germinativa semillas y su posterior seguimiento, siempre en condiciones de laboratorio. La metodología del otro trabajo consiste en la aplicación de herramientas informáticas a través de software estadístico y cartográfico.

Todos los trabajos, de carácter aparentemente dispar, están motivados por cuestiones relacionadas con el Parque Nacional de La Caldera de Taburiente, génesis de los trabajos que vertebran esta Tesis Doctoral. La descripción del área de estudio se trató ampliamente en la introducción, por lo que no se contempla en el presente capítulo. Los artículos III y V, además, amplían su estudio al contexto insular, incluso se hacen consideraciones que afectan al conjunto del archipiélago canario.

Aquí se presenta una descripción sucinta de los materiales y métodos utilizados, que se precisan mejor en cada una de las publicaciones.

### ***I. Un conjunto de herramientas para la descripción y cartografía de la vegetación en áreas naturales protegidas: un ejemplo de las Islas Canarias.***

#### *Metodología para la obtención de datos*

Para la delimitación y descripción de la vegetación, se adoptó una metodología secuenciada. En primer lugar se emplearon las fotografías aéreas disponibles, para una delimitación previa de las principales comunidades vegetales. Esta fase se complementó con una confirmación en el campo de las áreas identificadas previamente, así como de la identificación de nuevas. Por último, se establecieron al azar 147 lugares de muestreo, con el objetivo de identificar la vegetación en cada uno. El criterio de reconocimiento de la vegetación se basó en el desarrollo de inventarios



fitosociológicos, siguiendo la metodología propuesta por Braun-Blanquet, 1979. Estos datos se completaron con otros 37 inventarios obtenidos de la bibliografía consultada.

#### *Análisis de datos*

Los datos obtenidos fueron previamente transformados según la escala de cobertura-abundancia de Van der Maarel (2005), para poder aplicar luego los análisis estadísticos. Estos consistieron por un lado, en el desarrollo de un análisis *Cluster* de tipo aglomerativo jerárquico, para separar las principales comunidades de vegetación. Los grupos obtenidos fueron testeados estadísticamente a través de un análisis de similitud (ANOSIM) (Clarke 1993). Las principales especies que definían cada comunidad fueron mostradas a través de un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) (Clarke 1993). El software usado para tratar los datos fue *Community Analysis Package (CAP 3.11)* (Seaby et al. 2004).

Paralelamente se desarrolló un estudio complementario para ayudar a explicar las diferencias entre las comunidades y evaluar la influencia de las variables ambientales en la composición y distribución de la vegetación. Se aplicaron así análisis de correspondencia corregido (DCA) y canónico (CCA) (Ter Braak & Smilauer, 1998), mediante el software *CANOCO 4.5*.

#### *Análisis cartográfico*

Identificadas las principales comunidades de plantas, se aplicó un Sistema de Información Geográfico (ArcGIS 9.2 2002) para crear el mapa de vegetación actual a escala 1:10.000.

## **II. Efecto negativo de los herbívoros invasores en leguminosas endémicas del pinar canario.**

#### *Metodología para la obtención de datos*

Para estudiar el efecto de los herbívoros introducidos se eligieron cuatro especies de leguminosas con diferente distribución y abundancia dentro de la Caldera: *Chamaecytisus proliferus ssp. proliferus*, *Cicer canariense*, *Spartocytisus filipes* y *Teline stenopetala ssp. sericea* (Fig. 1). Estas especies están presentes en la dieta de arruís, cabras y conejos. De ellas, *C. canariense* solo existe en pequeñas poblaciones, por lo que está incluida en catálogos y listas rojas de flora amenazada (Bañares et al. 2003; Moreno 2008). A lo largo de varios transectos se localizaron 40 lugares de muestreo. En cada uno se instalaron dos parcelas, una control y otra de exclusión, en las que se sembraron 600 semillas de cada especie. A lo largo de cuatro años, se realizaron

recuentos de las plantas germinadas de cada especie, clasificándolas en tres clases de tamaño (individuos pequeños, medianos y grandes). En total se realizaron 12 recuentos.

#### *Análisis de datos*

Para determinar las diferencias entre los dos tipos de parcelas se realizó un test *T-Student para muestras emparejadas*. Éste fue realizado para cada uno de los 12 recuentos. Además, haciendo uso de mapas de abundancia y distribución aportados por el Parque Nacional, se realizó un análisis de correlación bivariada (*Spearman*), para identificar diferencias en la abundancia de individuos entre las parcelas y las poblaciones naturales. Por último, para analizar si las variables ambientales influían en el establecimiento de las cuatro especies dentro de las parcelas, se desarrolló un análisis de regresión múltiple seguido de un análisis *ANOVA de un factor*, con comparaciones a posteriori (test de *Bonferroni*) para ver las diferencias entre grupos para aquellas variables significativas en la regresión. Todos los análisis estadísticos fueron desarrollados con el software estadístico *SPSS 15.0*.



**Figura 1.** Las cuatro especies elegidas para llevar a cabo el estudio presentado en el artículo II (de izquierda a derecha y de arriba a abajo: *Chamaecytisus proliferus* ssp. *proliferus*, *Cicer canariense*, *Spartocytisus filipes* y *Teline stenopetala*).

### III. ¿Amenaza o especie amenazada? Una paradoja en la biología de la conservación.

Esta comunicación corta es una pequeña reflexión acerca del problema de los herbívoros introducidos en Canarias, por lo que no implicó una metodología concreta. Su realización se fundamentó en el rastreo bibliográfico sobre dos herbívoros, arruí y muflón, causantes de serios problemas en el ámbito de dos Parques Nacionales (Caldera de Taburiente y Teide, respetivamente), y sobre la temática de las especies exóticas invasoras.

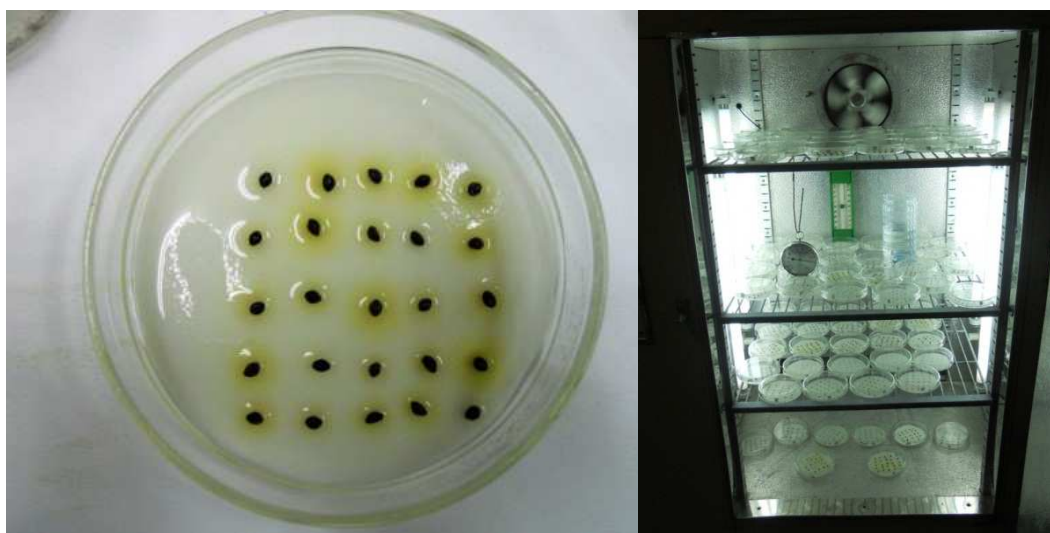
### IV. El fuego como un factor de amenaza para las plantas endémicas de las Islas Canarias.

#### Material

Para el desarrollo de este experimento se recolectaron semillas de las poblaciones naturales de cinco especies endémicas: *Cheirolophus arboreus*, *Convolvulus fruticosus*, *Crambe microcarpa*, *Echium webbia* y *Helianthemum cira*. Todas, salvo *Convolvulus fruticosus*, son endemismos palmeros y presentan graves problemas de conservación. Solo *Echium webbia* se encuentra fuera de catálogos de flora amenazada o listas rojas.

#### Metodología para la obtención de datos

Para verificar y asegurar la viabilidad de los lotes de semillas, se aplicó el test de Tetrazolio. Posteriormente, siete tratamientos fueron aplicados para mejorar la germinación y para analizar el efecto del fuego de un incendio en las semillas. Los tratamientos fueron: escarificación mecánica (con lija), agua hirviendo, calor seco (en horno a 50 y 120°C), humo directo y humo en solución acuosa. Se realizaron cuatro



**Figura 2.** Detalle de una placa sembrada con *Convolvulus fruticosus* y de la cámara de germinación empleada.

réplicas de 25 semillas, para cada una de las especies. Las réplicas consistieron en la siembra de las semillas en papel de filtro dentro de placas de Petri (Fig. 2). Las mismas se sometieron a 60 días de fotoperiodo (16h luz/8h oscuridad), a 25 y 15°C respectivamente, para lo que se empleó una cámara de germinación (Fig. 2). El conteo de las semillas germinadas fue diario.

#### *Análisis de datos*

El análisis de los datos puede diferenciarse en dos. En primer lugar se emplearon tres índices para describir cuantitativamente la germinación de cada especie. De esta forma, se utilizó el porcentaje (valor medio), velocidad ( $T_{50}$  = tiempo requerido para alcanzar el 50% de la germinación) y tiempo medio de germinación (MGT), siguiendo a Thanos & Doussi (1995) y Tompsett & Pitchard (1998).

Por otro lado, para ver si existían diferencias significativas entre tratamientos, se aplicó el test de *Kruskal-Wallis*, un análisis no paramétrico debido al bajo número de réplicas por tratamiento. Éste se complementó con comparaciones a posteriori (test de *Conover-Iman*), para identificar exactamente qué tratamientos habían mejorado o empeorado significativamente la germinación. Todos los análisis se desarrollaron con *XLSTAT* (Addinsoft 2012).

### **V. Cartografía bioclimática de una isla oceánica topográficamente compleja, aplicando diferentes técnicas de interpolación**

#### *Metodología para la obtención de datos*

Para este estudio bioclimático se emplearon los datos de 26 estaciones termoplumiométricas, 2 termométricas y 28 pluviométricas, operadas por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). A estas se añadieron 3 estaciones termométricas del Parque Nacional. Los índices *I<sub>tc</sub>* e *I<sub>o</sub>*, fueron calculados para cada una de las estaciones, para poder establecer su termotipo y ombrotipo acorde a Rivas-Martínez et al. (2011).

Para elaborar los mapas de termotipos y ombrotipos se compararon cinco técnicas de interpolación, seleccionando la mejor. Para ello, fue necesario crear previamente un mapa digital de elevación (DEM) y un mapa de vertientes, a partir de SIG (ArcGIS 9.3 2008). Los métodos de interpolación utilizados fueron: *Inverse Distance Weighting (IDW)*, *Ordinary Kriging (OK)*, *Ordinary Cokriging (OCK)*, Regresión lineal múltiple (MLR) y Regresión lineal múltiple con interpolación de sus residuales (MLR+OK).

Las técnicas de interpolación, generan una superficie continua de una cierta variable usando valores medidos en localizaciones muestreadas discretas (en este caso las

estaciones meteorológicas) para predecir los valores en el resto de localizaciones no muestreadas. De estos métodos, los dos primeros no tienen en cuenta más datos que los aportados por las estaciones, mientras que los otros sí pueden incluir información de otras variables. En este caso se tuvo en cuenta la altitud y la vertiente.

#### *Análisis de datos*

El análisis estadístico de los datos se empleó para comparar los distintos métodos y poder elegir el que menos errores generase. Para ello se emplearon distintas medidas, error medio (*ME*) y la raíz de la media de los errores al cuadrado (*RMSE*), basadas principalmente en la diferencia entre los valores medidos y los predichos para las estaciones meteorológicas empleadas. Además el valor de  $R^2$  también fue tenido en cuenta.

## RESULTADOS

### ***1. Un conjunto de herramientas para la descripción y cartografía de la vegetación en áreas naturales protegidas: un ejemplo de las Islas Canarias.***

A partir de las tareas de investigación realizadas a lo largo de este estudio se registraron un total de 129 especies. La mayoría de ellas son endemismos canarios (66, de las cuales 24 son endemismos palmeros). Además, aparecieron 11 especies alóctonas, con 3 especies invasoras. De este catálogo florístico, 17 taxones presentan problemas de conservación.

El análisis *Cluster* mostró dos niveles de posible separación de los principales grupos de plantas: uno con cinco grupos (A-E) y otro con siete subgrupos (A1, A2, B1, B2, C, D y E). El análisis *ANOSIM* reveló diferencias significativas considerando los cinco grupos ( $R = 0,93$ ;  $P = 0,001$ ) y también para todos los grupos y subgrupos ( $R = 0,84$ ;  $P = 0,001$ ). Posteriormente el análisis *SIMPER*, aplicado a nivel de subgrupo, mostró especies dominantes para cada grupo excepto para los subgrupos B1 y B2 con algunas especies compartidas. Las comunidades, acorde a sus especies dominantes se clasificaron en: *Pinar típico* (A1), *Pinar térmico* (A2), *Comunidades rupícolas de cumbre* (B1), *Comunidades rupícolas de pinar* (B2), *Matorral de cumbre y fragmentos de cedral* (C), *Saucedas y comunidades hidrofíticas* (D) y *Herbazales* (E).

El análisis *DCA* complementario, confirmó los cinco grupos principales mostrados anteriormente, aunque los subgrupos B1 y B2 no se separaron claramente. El eje I parece indicar un gradiente altitudinal. Para ver la influencia de las variables ambientales se aplicó un análisis *CCA*. Fueron usadas todas las variables pero sólo se tuvieron en cuenta las que el test de Monte Carlo, realizado luego, mostró como significativas. Así, la altitud ( $F = 5,56$ ;  $P = 0,001$ ) y el ombrotipo húmedo ( $F = 16,36$ ;  $P = 0,001$ ) fueron las variables más importantes a lo largo del eje I. Los grupos B1 y C aparecieron correlacionados positivamente con este eje. Por otro lado, la pendiente ( $F = 17,39$ ;  $P = 0,001$ ) fue la variable más importante relacionada con el eje II. Los grupos B1 y B2 se mostraron positivamente correlacionados con este segundo eje.

Además del análisis estadístico de los datos recogidos en los inventarios, la metodología aplicada también constó de análisis de fotografías aéreas y estudio de campo. Estos revelaron otras comunidades no contempladas por la estadística empleada, probablemente por no tener suficientes muestreos y debido a la menor extensión territorial de las mismas.

El análisis cartográfico puso de manifiesto la amplia extensión ocupada por pinar canario (*Loto hillebrandii-Pinetum canariensis*), incluyendo sus distintas variantes (subass. *cistetosum symphytifolii*, subass. *spartocytisetosum filipis* nom. prov., subass.

*adenocarpetosum spartioidis*, subass. *ericetosum arboreae* y subass. *juniperetosum cedri*). Éste abarca más de la mitad de la superficie de la Caldera de Taburiente. La otra comunidad con amplia representación, aunque mucho menor que el pinar, fue el matorral de cumbre (*Genisto benehoavensis-Adenocarpetum spartioidis*) y fragmentos de cedral (*Adenocarpo spartioidis-Juniperetum cedri*). Cabe señalar que un análisis tridimensional de las comunidades rupícolas podría revelar una mayor área de ocupación de las mismas.

Empleando este conjunto de herramientas se pudo generar un mapa de vegetación actual de la Caldera de Taburiente a escala 1:10.000 y una descripción de cada una de las comunidades de vegetación encontradas.

## **II. Efecto negativo de los herbívoros invasores en leguminosas endémicas del pinar canario.**

El test *T-Student para muestras emparejadas* mostró diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre las parcelas control y de exclusión para todas las especies y para todas las categorías de tamaño excepto para la categoría de “individuos pequeños”. En las gráficas complementarias, se aprecia que el número de individuos fue mucho mayor en las parcelas de exclusión que en las parcelas control. Además, el análisis también reveló que esta diferencia fue clara a lo largo de todos los recuentos que se hicieron, exceptuando los primeros, cuando el número de plántulas recién germinadas era amplio en ambas parcelas y las plantas aún no habían alcanzado la talla media y grande. Igualmente no aparecen diferencias significativas en los individuos de talla pequeña en los últimos recuentos debido a la rápida germinación de las semillas. Este patrón se modificó en *Cicer canariense*, puesto que esta especie tiene un ciclo de vida más corto que las otras tres y las primeras plantas germinadas alcanzaron la etapa adulta, produciendo frutos y aportando nuevas semillas a la parcela.

El análisis de correlación entre la abundancia de plantas de estas cuatro especies en el Parque y en las parcelas no mostró correlación alguna para ninguna especie (*Chamaecytisus proliferus ssp. proliferus*:  $r = 0,262$ ;  $P > 0,05$ ; *Cicer canariense*:  $r = 0,147$ ;  $P > 0,05$ ; *Spartocystis filipes*:  $r = 0,05$ ;  $P > 0,05$ ; *Teline stenopetala ssp. sericea*:  $r = 0,080$ ;  $P > 0,05$ ). Así, en zonas de la Caldera en donde pueden crecer y establecerse sin problemas (confirmado a través de las parcelas de exclusión) no lo hacen, debido a la presión que los herbívoros ejercen en esas áreas.

Las variables ambientales consideradas para la regresión múltiple se mostraron como no influyentes para *Chamaecytisus proliferus* y *Teline stenopetala ssp. sericea* ( $F = 1,384$ ;  $R^2$  ajustado = 0,121;  $P > 0,05$  y  $F = 1,580$ ;  $R^2$  ajustado = 0,172;  $P > 0,05$ ;



respectivamente). Para *Cicer canariense* y *Spartocystis filipes* el modelo sí fue significativo ( $F = 8,909$ ;  $R^2$  ajustado = 0,740;  $P < 0,05$  y  $F = 4,306$ ;  $R^2$  ajustado = 0,543;  $P < 0,05$ , respectivamente). El ombrotipo fue la única variable influyente en este caso. El análisis ANOVA de un factor mostró diferencias significativas ( $P < 0,01$ ) entre las tres clases de ombrotipos para estas dos especies. Las comparaciones a posteriori revelaron que la abundancia de *Cicer canariense* y *Spartocystis filipes* está relacionada positivamente con el ombrotipo húmedo ( $P < 0,01$ ).

### **III. ¿Amenaza o especie amenazada? Una paradoja en la biología de la conservación.**

Dos grandes herbívoros fueron introducidos en Canarias en la década de los 70, el arruí (*Ammotragus lervia*) y el muflón (*Ovis orientalis*). El arruí es un ungulado endémico del norte de África mientras que la distribución original del muflón es mucho más oriental. La distribución actual de ambas especies está ligada a dos Parques Nacionales, la Caldera de Taburiente y el Teide, respectivamente. Muchas de sus especies de plantas endémicas se encuentran bajo la amenaza de estos dos animales. Es por esto que han sido incluidos en el reciente Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Sin embargo, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) tiene listadas, paradójicamente, ambas especies animales bajo la categoría de Vulnerable, debido a que sus poblaciones han decrecido en los últimos años en sus hábitats naturales.

### **IV. El fuego como un factor de amenaza para las plantas endémicas de las Islas Canarias.**

A pesar de que el test de Tetrazolio mostró una viabilidad superior al 70% en las cinco especies, el porcentaje de germinación en el tratamiento control fue mucho menor en ellas. La escarificación mejoró la germinación en todas las especies salvo en *Echium webbii*. El efecto del calor seco fue diferente a 50°C y a 120°C. Mientras que a 50°C la germinación no fue muy diferente a la del tratamiento control, a 120°C los porcentajes se redujeron en *Cheirolophus arboreus*, *Crambe microcarpa* y *Echium webbii*. En *Convolvulus fruticosus*, en cambio, la alta temperatura mejoró la germinación. El efecto de la alta temperatura, a través del agua hirviendo, también disminuyó los valores de germinación, excepto para *Convolvulus fruticosus*, que de nuevo vio mejorada su germinación. Con respecto a los tratamientos con humo, ambos mejoraron la germinación en *Cheirolophus arboreus*. Además, el tratamiento directo también incrementó la germinación en *Crambe microcarpa*.



El test de *Kruskal-Wallis* mostró diferencias significativas ( $P < 0,01$ ) entre los tratamientos en los porcentajes de germinación de las cinco especies. Las comparaciones a posteriori revelaron que el tratamiento con agua hirviendo inhibió la germinación en *Echium webbia*. La escarificación mecánica mostró diferencias significativas respecto al resto de tratamientos en *Helianthemum ciraе*. En *Crambe microcarpa*, la única diferencia se encontró entre el tratamiento control y el agua hirviendo, que inhibió completamente la germinación. Las altas temperaturas, a través del agua hirviendo y el calor a 120°C también redujeron drásticamente la germinación en *Cheirolophus arboreus*. Finalmente, la única especie que mejoró significativamente su porcentaje de germinación con la temperatura fue *Convolvulus fruticosus*, con calor a 120°C y con agua hirviendo, además de con la escarificación.

El test de *Kruskal-Wallis* aplicado a  $T_{50}$ , no mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Tampoco cuando se aplicó a *MGT*, excepto para *Echium webbia*, aunque no respecto al control.

#### **V. Cartografía bioclimática de una isla oceánica topográficamente compleja, aplicando diferentes técnicas de interpolación**

Entre las cinco técnicas de interpolación, *IDW* mostró los peores resultados tanto para *Itc* ( $ME = 4,74$ ;  $RMSE = 72,97$ ;  $R^2 = 0,23$ ) como para *Io* ( $ME = 0,24$ ;  $RMSE = 1,76$ ;  $R^2 = 0,58$ ). *OK* tampoco mejoró algo para *Io* ( $ME = 0,16$ ;  $RMSE = 1,52$ ;  $R^2 = 0,69$ ), pero muy poco con respecto a *Itc* ( $ME = -1,08$ ;  $RMSE = 72,17$ ;  $R^2 = 0,26$ ). Los mapas de termotipos y ombrotipos generados por estas dos técnicas fueron muy generales, con círculos alrededor de ciertos puntos. Ambas técnicas no se recomiendan para interpolar datos climáticos en islas como La Palma.

Dada la correlación de *Itc* e *Io* con la altitud ( $R^2 = 0,85$  y  $0,72$  respectivamente) y con la altitud y vertiente ( $R^2 = 0,88$  y  $0,79$  respectivamente), se aplicaron las otras técnicas que incorporan estas variables. Así, *Ock* y *MLR*, produjeron resultados mucho mejores, tanto para termotipos ( $ME = -0,18$ ;  $RMSE = 50,30$ ;  $R^2 = 0,63$ ;  $ME = -3,34$ ;  $RMSE = 31,71$ ;  $R^2 = 0,87$ , respectivamente) como para ombrotipos ( $ME = 0,11$ ;  $RMSE = 1,34$ ;  $R^2 = 0,76$ ;  $ME = -0,19$ ;  $RMSE = 1,12$ ;  $R^2 = 0,77$ , respectivamente). La corrección con la interpolación de los residuales, *MLR+OK*, mostró los mejores resultados para termotipos ( $ME = -0,45$ ;  $RMSE = 31,56$ ;  $R^2 = 0,87$ ) y ombrotipos ( $ME = -0,01$ ;  $RMSE = 0,99$ ;  $R^2 = 0,81$ ), aunque no mejoró significativamente el mapa de *MLR*.

Se confeccionó un mapa de pisos bioclimáticos a partir de la combinación de los mapas de termotipos y ombrotipos, creados a partir de la mejor técnica (*MLR+OK*), y de un mapa de nieblas confeccionado para la ocasión. Finalmente, a través de la correlación

entre pisos bioclimáticos y vegetación climatófila, se confeccionó un mapa de vegetación potencial climatófila (*CPNV*).

## DISCUSIÓN GENERAL

### Factores determinantes de la actual composición florística de la Caldera de Taburiente

Por su propia génesis, la Caldera de Taburiente presenta una amplia variedad de biotopos que permiten el desarrollo de diferentes comunidades de vegetación, en las que participan numerosos endemismos vegetales canarios. Estudios previos han tratado sobre la descripción de la vegetación de la isla de La Palma (Ceballos & Ortuño 1976; Santos 1983; Pérez-de-Paz et al. 1994; Beltrán & Pérez de Paz 2004); algunos incorporando estudios bioclimáticos (Del Arco et al. 1999; Del Arco et al. 2006), aunque ninguno ha tratado exclusivamente sobre la Caldera, ni a esta escala.

La metodología empleada en el artículo I se muestra complementaria a la usada en estos estudios anteriores, además de ser muy útil para la aplicación de técnicas, generalmente restringidas al campo de la Ecología, que permiten obtener información valiosa para el conocimiento de la vegetación. Esta combinación se ha empleado con éxito en otras islas macaronésicas (Dias et al. 2004; Dias & Melo 2010), pero nunca en Canarias. Igualmente novedosa para el archipiélago, la metodología empleada en el estudio bioclimático del artículo V aporta rapidez, objetividad, fiabilidad estadística y permite la reproducibilidad en el resto de islas del archipiélago. En otras islas oceánicas ha sido aplicada con éxito (Mesquita et al. 2004; Sarangi et al. 2005; Price et al. 2007).

En los estudios descriptivos, tradicionalmente se ha tratado al pinar canario como una formación oligoespecífica, de sotobosque muy pobre, solo enriquecido ligeramente en algunas situaciones topográficas muy concretas (Del Arco et al. 1992). Esto encaja con los resultados mostrados en el artículo I, en donde los porcentajes de contribución a la similitud de los grupos formados para el pinar son muy altos para *Pinus canariensis* y *Cistus symphytipholius*, las especies arbóreas y arbustivas más abundantes respectivamente. Esta escasez de especies contrasta con la notable riqueza que albergan las zonas rocosas más escarpadas e inaccesibles del interior de la Caldera, en donde se localizan la mayoría de endemismos y especies amenazadas del Parque.

El efecto negativo de los herbívoros introducidos en la flora del pinar canario, mostrado en el artículo II, se suma al mostrado en otros trabajos de análisis de dieta de arruís (Rodríguez & Rodríguez 1987; 1992) o de observaciones directas de cabras (Nogales et al. 1992; Rodríguez & Rodríguez 1993), así como diversos estudios realizados con conejos (Emmerson 1989; Carqué et al. 2003; Martín et al. 2003; Gangoso et al. 2006; López-Darias & Lobo 2009) y muflones (Rodríguez et al. 1988; Rodríguez 1993) en otros ecosistemas canarios, para señalar a estos animales como uno de los principales factores empobrecedores de la flora endémica canaria. Según

Bañares et al. (2003), estos herbívoros amenazan a unas 27 especies de plantas con problemas de conservación. Sin embargo, es muy probable que esta cifra sea mucho mayor (Silva et al. 2008).

Paralelamente al efecto de los herbívoros, otro factor relacionado con el ser humano ha podido alterar la composición del pinar canario: el fuego. Aunque *Pinus canariensis* muestra resistencia morfológica y fisiológica frente al fuego (Climent et al. 2004), rebrotando tras un incendio (Otto et al. 2010), algunas especies raras del sotobosque no poseen estas características. El papel destructivo del fuego es obvio, matando individuos y poblaciones de plantas (Buhk et al. 2007), provocando que la composición florística dependa en gran medida del banco de semillas (Parker & Kelly 1989).

El estudio presentado en el artículo IV muestra que las semillas de *Cheirolophus arboreus*, *Crambe microcarpa*, *Echium webbii* y *Helianthemum cirae* pierden su capacidad para germinar tras el efecto del fuego. Esto también ocurre en otras especies mediterráneas (Pérez-García & González-Benito 2006; Luna et al. 2007; Reyes & Trabaud 2009; Moreira et al. 2010) y, posiblemente, pueda ser aplicable a otras muchas especies canarias aún no estudiadas.

La frecuencia de incendios ha ido aumentando desde la llegada de los primeros pobladores a las islas, de hecho, su número se ha cuadruplicado desde 1970 hasta 2010 por causa antrópica (ISTAC 2012). Cuesta encontrar pinares en las islas que no se hayan quemado al menos una vez en los últimos 25-30 años (Fernández-Palacios et al. 2007). Ésta es otra de las causas de la desaparición del sotobosque del pinar y del



**Figura 3.** Fotografía tomada durante el último incendio ocurrido en la isla de La Palma, verano 2012. Foto cedida por A. Palomares.

agotamiento de su banco de semillas. Especies con semillas de cubierta dura, como *Cistus symphytifolius*, están entre las pocas que pueden germinar y persistir (Pérez-García et al. 2008). Esto encaja con lo mostrado en el artículo I, en donde *Pinus canariensis* y *Cistus symphytifolius* aparecen como las pocas y principales especies que componen el pinar.

### ¿Un pinar diferente?

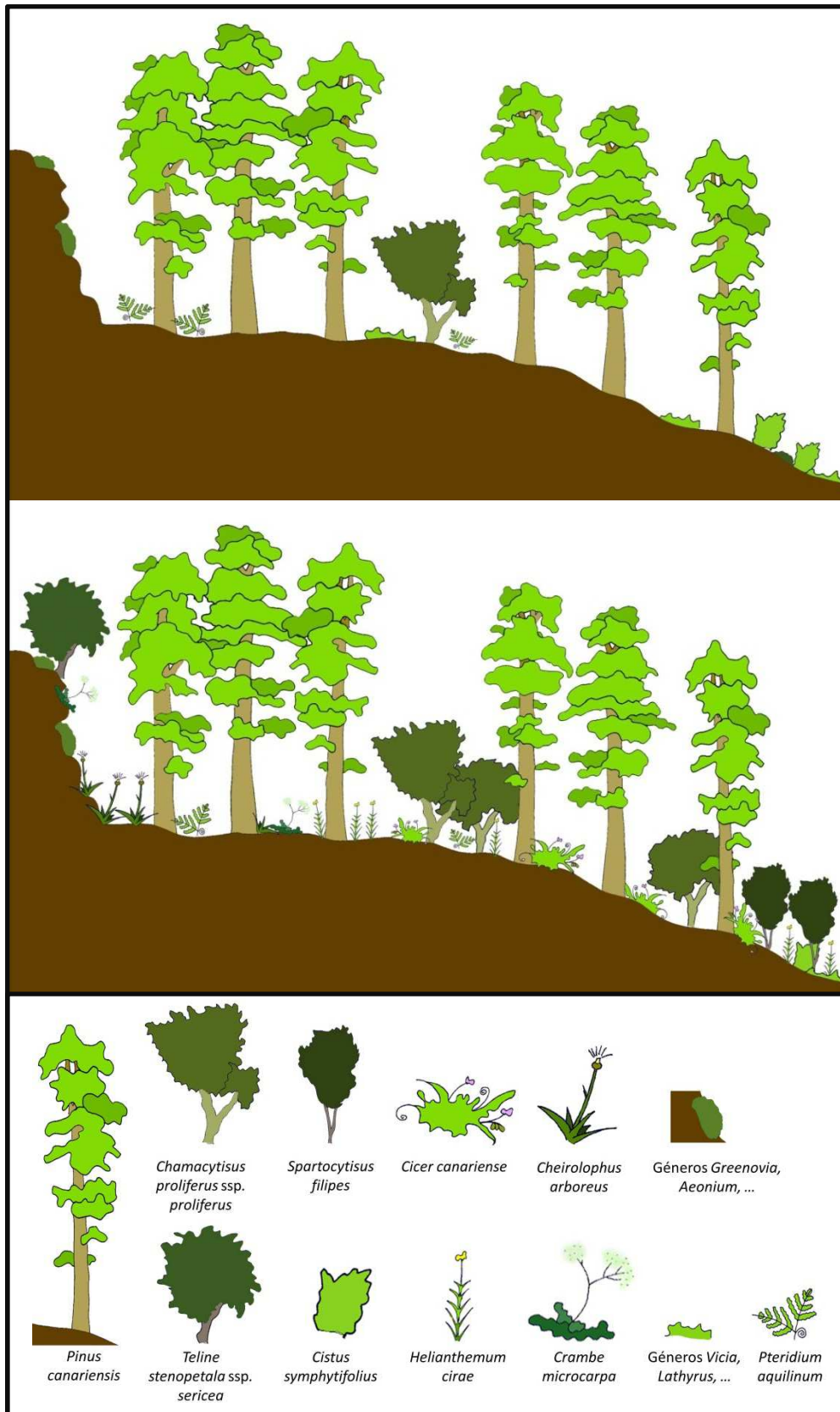
La introducción de grandes herbívoros a los ecosistemas insulares y el uso del fuego para transformar los bosques, han tenido sin duda un fuerte impacto en la ecología de las Islas Canarias (Fernández-Palacios & Whittaker, 2008). Actualmente casi nadie pone en duda que estos impactos han supuesto la pérdida de muchas especies vegetales exclusivas del archipiélago (Fernández-Palacios et al. 2007).

A la luz de los trabajos aquí publicados, cabría plantearse cómo era el pinar canario antes de la llegada del ser humano a las islas (Fig. 3).

Los resultados obtenidos en el estudio de parcelas de exclusión de herbívoros, hacen pensar que taxones como *Chamaecytisus proliferus* ssp. *proliferus* o *Teline stenopetala* ssp. *sericea*, posiblemente cubrirían amplias áreas del matorral asociado al pinar. Otras especies, como *Cicer canariense*, actualmente con graves problemas de conservación, posiblemente serían tan comunes como lo son ahora otras especies vegetales introducidas de amplia distribución. Y es que uno de los problemas colaterales que causan los herbívoros invasores es el progresivo reemplazamiento de plantas nativas por otras foráneas, más resistentes al ramoneo (Holmgren 2002), alterando así las comunidades vegetales originales. Además, estos también modifican el suelo, tanto por el sobrepastoreo como por el pisoteo intensivo, dejando la superficie desnuda a merced de los factores climáticos (Couchamp et al. 2003).

Paralelamente, el fuego, se muestra letal para *Cheirolophus arboreus*, *Crambe microcarpa*, *Echium webbii* y *Helianthemum cirae* lo que, unido a la presión ejercida por la herbivoría, hace que también escaseen en el sotobosque del pinar.

Posiblemente, el pinar canario sea el resultado de la incidencia de estos factores que, combinados de forma compleja, han ido modificando el ecosistema hasta mostrarnos la imagen empobrecida que vemos actualmente.



**Figura 4.** Representación gráfica del pinar canario típico actual (parte superior) e hipótesis de la estructura y composición florística de lo que podría ser si los factores de amenaza, descritos en esta Tesis, no hubiesen actuado (parte media e inferior).

## Soluciones

El Convenio sobre la Diversidad Biológica, firmado por más de 150 países (entre ellos España) (CBD 1992), expone en su artículo 8 que cada uno de los firmantes,

*8h: Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies.*

y

*8k: Establecerá o mantendrá la legislación necesaria y/u otras disposiciones de reglamentación para la protección de especies y poblaciones amenazadas.*

Por un lado es necesario prevenir la introducción y controlar o erradicar aquellas especies invasoras que amenazan los ecosistemas, hábitats o especies. Sin embargo, estas medidas han estado muy alejadas de la situación real que se vive en Canarias.

Es comprensible que en épocas pasadas, en donde la protección de los bienes naturales no era ni mucho menos una prioridad, el trasiego incontrolado de especies se produjera con normalidad, ignorando los efectos negativos que éstas producirían. Sin embargo, dos de las especies que más daño están produciendo a la flora canaria en la actualidad, el arruí y el muflón, no estaban en Canarias hace apenas cuarenta años. Se abrió legalmente la frontera a unos animales que, por su propia naturaleza, causan daños irreparables a las especies y ecosistemas insulares.

¿Qué hacer ante esta situación? Dentro del documento que determina la gestión de los Parques Nacionales (Plan Rector de Uso y Gestión), aparece entre los objetivos y finalidades la erradicación del arruí en la Caldera de Taburiente, al igual que del muflón en el Teide, además del control sistemático de cabras y conejos, tendiendo a su erradicación. La erradicación es una opción útil y drástica. Considerada por el Convenio sobre la Diversidad Biológica como la mejor alternativa cuando falla la prevención, es indiscutiblemente una herramienta clave en conservación (Genovesi 2005). Grandes herbívoros introducidos en muchas islas del mundo han sido erradicados satisfactoriamente. Islas de Galápagos o Nueva Zelanda, de considerable extensión, se han declarado libres de cabras (*Capra hircus*), cerdos (*Sus scrofa*), ovejas (*Ovis aries*) o burros salvajes (*Equus asinus*) (Campbell et al. 2004; Clout & Russell 2006; Carrion et al. 2007). Ahora bien, tanto el muflón como el arruí están catalogados bajo la categoría de Vulnerable por la IUCN (Cassinello et al. 2008; Valdez 2008). Es la paradoja del “cazador-cazado” o, en este caso, de la “amenaza-amenazada”.



Esta situación puede ser aprovechada, al menos para el arruí, como se expone en el artículo III presentado en esta Tesis. La población existente en la isla de La Palma, podría ser trasladada a su rango de distribución natural, llevando a cabo una reintroducción de los individuos, aunque para ello habría que superar dos grandes barreras. En primer lugar, es necesario un acuerdo internacional, entre España y los países implicados en la distribución original de la especie. Teniendo en cuenta la actual crisis socio-económica, esto se hace muy difícil. Por otro lado, las diferentes acciones de conservación que han intentado solventar el problema han acabado en conflictos con diferentes grupos sociales, especialmente con los cazadores (Marrero-Gómez et al. 2003), principales impulsores de la presencia de estos animales en las islas. Esta situación también se repite en otras partes de Europa (Genovesi 2005). Es conveniente por tanto, un compromiso entre los distintos gobiernos y gestores (Ayuntamientos, Cabildos, Gobierno Autonómico, Parques Nacionales,...), lo que podría llevar a un posterior acuerdo con los cazadores. Es necesario por tanto, un “consenso conservacionista” para poder adoptar estrategias eficientes de conservación.

Así como la situación con el muflón y el arruí es perfectamente factible, y sólo requiere voluntad por parte de todos, la eliminación de los conejos en islas grandes como La Palma o Tenerife es prácticamente imposible, especialmente por las dificultades metodológicas y económicas. Incluso en islotes como Alegranza, de apenas 10,2 km<sup>2</sup> de superficie, los esfuerzos realizados para eliminar esta especie se quedaron al borde de la erradicación total debido a problemas con la financiación del proyecto (Martín et al. 2002). De esta forma, cobran importancia medidas de emergencia, como controles periódicos de las poblaciones de estos herbívoros o de protección de las especies vegetales más sensibles y restringidas, que garanticen al menos su supervivencia. Otra alternativa, complementaria con las anteriores, podría ser la creación de amplias áreas valladas a modo de “micro-reservas”, en donde las especies pudieran crecer libremente en ausencia de herbívoros.

En cuanto al problema de los incendios, el país está atravesando una época económica difícil que repercute en las subvenciones y ayudas destinadas, tanto al mantenimiento de los bosques como a la equipación para la extinción de los incendios que los afectan. Además, la rápida contratación de personal para apagar el fuego puede suponer un goloso incentivo para quemar el bosque y encontrar así empleo temporal frente a las altísimas tasas de paro registradas en los últimos años. Esta situación unida a la quema por descuidos, especulación, venganza, etc (Fernández-Palacios et al. 2007) ha provocado que cada verano se quemen cientos de hectáreas de bosque en Canarias, principalmente de pinar.



Posiblemente la educación ambiental de la población sea la mejor y más barata solución (CBD 1992; Syphard et al. 2009). Ésta debe ser clara y a todos los niveles (estudiantes, políticos, gestores,...), evitando dar información contradictoria como el beneficio que supone el fuego o los herbívoros introducidos para el pinar canario (Arévalo et al. 2001, Montoya-Oliver 2002).

Nadie cuida ni aprecia lo que no conoce, y es necesario enseñar la enorme riqueza biológica que albergan las islas, patrimonio natural que necesita ser conservado.

## CONCLUSIONES PRINCIPALES

1. La vegetación de la Caldera de Taburiente está formada en un 75% por pinar canario (*Loto hillebrandii-Pinetum canariensis*), incluyendo sus distintas subasociaciones (subass. *cistetosum symphytifolii*, subass. *spartocytisetosum filipis* nom. prov., subass. *adenocarpetosum spartioidis*, subass. *ericetosum arboreae* y subass. *juniperetosum cedri*). El resto de su superficie está ocupada esencialmente por retamonar-codesar de cumbre (*Genisto benehoavensis-Adenocarpetum spartioidis*) y comunidades rupícolas (*Soncho-Aeonion*; *Greenovion aureae*), ambientes florísticamente más diversos, marcados además por el notable índice de endemismos insulares o canarios.
2. Se constata la gran utilidad complementaria del método fitosociológico clásico de Braun-Blanquet, apoyado conjuntamente por el análisis de fotografías aéreas, técnicas estadísticas y herramientas cartográficas incluidas en sistemas de información geográfica, para la caracterización, descripción y delimitación de las principales comunidades de vegetación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, así como para la identificación de los factores ambientales que las determinan. Este conjunto de herramientas podría ser aplicado a otras áreas protegidas del archipiélago, especialmente con fines de planificación, manejo y conservación de su flora.
3. Los herbívoros introducidos en la Caldera de Taburiente (*Ammotragus lervia*, *Capra hircus* y *Oryctolagus cuniculus*) suponen un fuerte impacto negativo en la abundancia y distribución de *Chamaecytisus proliferus* ssp. *proliferus*, *Cicer canariense*, *Spartocytisus filipes* y *Teline stenopetala* ssp. *sericea*, y posiblemente de otras muchas especies aún no estudiadas, lo que indica que el sotobosque del pinar canario se ha empobrecido por la presión de estos animales.
4. En el caso del arruí *Ammotragus lervia*, se concluye la conveniencia de diseñar una estrategia para su eliminación total en la isla. No obstante, se considera la posibilidad de utilizar, al menos parte de los individuos rescatados, para potenciar la especie en el ámbito de su área de distribución natural, dentro de una estrategia global de gestión o conservación. Las dificultades para erradicar totalmente a los conejos y, en menor medida, a las cabras apuntan al control periódico y a la creación de amplias áreas valladas, como las mejores acciones de conservación a realizar para proteger y potenciar la regeneración de la flora endémica.

5. La gestión del problema de los herbívoros introducidos es realmente compleja. A las dificultades técnicas inherentes, se suma la necesidad de llegar a un compromiso político-técnico, que vincule las diferentes administraciones con competencias sobre el territorio, en particular las medioambientales relacionadas con los Espacios Naturales Protegidos. Sin ese pacto previo, fundamentado en la convicción de que los herbívoros son un serio problema para la conservación, resulta imposible afrontar un posible acuerdo con otros colectivos sociales, como los cazadores, tradicionalmente muy beligerantes frente a cualquier tipo de acción relacionada con estos animales.
6. Semillas de especies endémicas, como *Cheirolophus arboreus*, *Crambe microcarpa*, *Echium webbii* y *Helianthemum cirae*, pierden su capacidad para germinar tras los efectos del fuego. El aumento en la frecuencia de incendios como consecuencia de la acción del hombre, podría ser una de las causas de su actual desaparición dentro del sotobosque del pinar canario y, en algunos casos, de su actual estado crítico de conservación.
7. El pinar canario, tradicionalmente descrito como una formación oligoespecífica o florísticamente pobre, podría haber presentado un sotobosque mucho más rico en el pasado, antes de la llegada del hombre a las islas y de su posterior alteración a través de la introducción de herbívoros invasores, así como por el gran aumento en el número de incendios forestales. Este efecto negativo ha sido demostrado en algunas especies, pero probablemente afecte a muchas más. La localización de la mayoría de especies amenazadas en lugares inaccesibles y casi inalterados, hace pensar que otras muchas plantas han podido desaparecer sin ni siquiera haber sido conocidas o descritas para la ciencia.
8. El uso combinado de técnicas estadísticas y cartográficas aplicadas a datos termopluiométricos suponen una herramienta muy útil para la confección de mapas bioclimáticos en islas topográficamente complejas, como La Palma. Este método representa una notable mejora metodológica en la cartografía bioclimática de Canarias, respecto a las aproximaciones aritméticas aplicadas hasta ahora en el archipiélago.
9. Los mapas bioclimáticos y los mapas de vegetación potencial climatófila generados a través de estas técnicas proporcionan modelos que contribuyen a la descripción del territorio y permiten monitorizar cambios que pudieran afectar a la distribución de las comunidades vegetales como consecuencia del cambio climático.

10. La conservación de la flora endémica canaria requiere de un compromiso por parte de todos los agentes implicados en esta tarea, que permita dar soluciones eficaces a los factores de amenaza a los que está sometida y garantice la preservación de un patrimonio natural único en el mundo. La divulgación de estos resultados a la sociedad contribuye a la formación de una mayor concienciación colectiva, así como a generar un mayor grado de implicación de las administraciones responsables de velar por preservar la rica y singular biodiversidad insular de Canarias.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Acebes JR, León MC, Rodríguez ML, Del Arco MJ, García-Gallo A, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Martín VE, Wildpret W (2010) Pteridophyta, Spermatophyta. En: Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N, García A (eds.) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. Gobierno de Canarias, Tenerife, pp. 119-172.
- Addinsoft (2012) XLSTAT 2012.07.03. <http://www.xlstat.com>
- ArcGIS 9.2 (2006) ESRI® ArcMap™ 9.2. <http://www.esri.com>
- ArcGIS 9.3 (2008) ESRI® ArcMap™ 9.3. <http://www.esri.com>
- Arévalo JR, Fernández-Palacios JM, Jiménez MJ, Gil P (2001) The effect of fire intensity on the understory species composition of two *Pinus canariensis* reforested stands in Tenerife (Canary Islands). *Forest Ecology and Management* 148: 21-29.
- Bañares A, Blanca G, Güemes-Heras J, Moreno-Saiz JC, Ortiz-Núñez S (2003) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Beltrán E, Pérez-de-Paz PL (2004) Vegetación del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (Las grandes unidades naturales). En: Beltrán E (ed.): Hongos líquenes y briófitos del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 35-48.
- Buhk C, Meyn A, Jentsch A (2007) The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecology* 192: 1-19.
- Campbell K, Donlan CJ, Cruz F, Carrion V (2004) Eradication of feral goats *Capra hircus* from Pinta Island, Galápagos, Ecuador. *Oryx* 38: 328-333.
- Carqué-Álamo E, Durbán-Villalonga M, Marrero-Gómez M, Bañares-Baudet A (2003) Influencia de los herbívoros introducidos en la supervivencia de *Stemmacantha cynaroides* (Asteraceae). Una especie amenazada de las Islas Canarias. En: Rodríguez JL (ed.). Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias, pp. 125-135.

- Carrion V, Donlan CJ, Campbell K, Lavoie C, Cruz F (2007) Feral donkey (*Equus asinus*) eradications in the Galápagos. *Biodiversity and Conservation* 16: 437-445.
- Cassinello J, Cuzin F, Jdeidi T, Masseti M, Nader I, de Smet K (2008) *Ammotragus lervia*. En: IUCN 2011. IUCN Red list of threatened species. Versión 2011.2.
- CDB (1992) Convenio sobre la Diversidad Biológica. Naciones Unidas. <http://www.cbd.int/> Acceso: 01/08/2012
- Ceballos L, Ortuño F (1976) Estudio sobre la Vegetación y la Flora Forestal de las Canarias occidentales. Reedición corregida. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife, Santa Cruz de Tenerife.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Climent J, Tapias R, Pardos JA, Gil L (2004) Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology* 171: 185-196.
- Clout MN, Russell JC (2006) The eradication of mammals from New Zealand islands. En: Koike F, Clout MN, Kawamichi M, De Poorter M, Iwatsuki K (eds.). *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland, pp. 127-141.
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- Del Arco MJ, Pérez PL, Rodríguez O, Salas M, Wildpret W (1992) Atlas Cartográfico de los pinares canarios: II. Tenerife. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. S/C de Tenerife.
- Del Arco MJ, Acebes JR, Pérez-de-Paz PL, Marrero MC (1999) Bioclimatology and climatophilous vegetation of Hierro (part 2) and La Palma (Canary Islands). *Phytocoenologia* 29 (2): 253-290.
- Del Arco MJ, Wildpret W, Pérez-de-Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Martín VE, Reyes-Betancort JA, Salas M, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S (2006) Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife

- Dias E, Melo, C (2010) Factors influencing the distribution of Azorean mountain vegetation: implications for nature conservation. *Biodiversity and Conservation* 19: 3311-3326.
- Dias E, Elias RB, Nunes V (2004) Vegetation mapping and nature conservation: a case study in Terceira Island (Azores). *Biodiversity and Conservation* 13: 1519-1539.
- Emmerson KM (1989) Estudio de la Biología y Ecología del Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en el Parque Nacional del Teide con especial referencia a su impacto sobre la vegetación y su control mediante la actividad cinegética. Informe inédito. ICONA.
- Fernández-Palacios JM, Arévalo JR, Delgado JD, Otto R, Morales G, Méndez J (2007) Incendios forestales y humanos en Canarias. *Makaronesia* 9: 106-115.
- Fernández-Palacios JM, Whittaker RJ (2008) The Canaries: an important biogeographical meeting place. *Journal of Biogeography* 35: 379-387.
- Francisco-Ortega J, Santos-Guerra A, Seung-Chul K, Crawford DJ (2000) Plant genetic diversity in the Canary Islands: a conservation perspective. *American Journal of Botany* 87 (7): 909-919.
- Gangoso L, Donázar JA, Scholz S, Palacios CJ, Hiraldo F (2006) Contradiction in conservation of island ecosystems: plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 15: 2231-2248.
- Genovesi P (2005) Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7: 127-133.
- Holmgren M (2002) Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4: 25-33.
- ISTAC (2012) Viceconsejería de Medio Ambiente. [www.gobiernodecanarias.org/istac](http://www.gobiernodecanarias.org/istac) Acceso: 2012.07.03
- López-Darias M, Lobo JM (2009) Micro-scale distribution of rabbits on Fuerteventura Island. *Biodiversity and Conservation* 18 (14): 3687-3704.
- Luna B, Moreno JM, Cruz A, Fernández-González F (2007) Heat-shock and seed germination of a group of Mediterranean plant species growing in a burned area: An approach based on plant functional types. *Environmental and Experimental Botany* 60: 324-333.

- Marrero-Gómez M, Bañares-Baudet A, Carqué-Álamo E (2003) Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113: 399-410.
- Martín A, Nogales M, Alonso J, Rodríguez B, De León L, Izquierdo C, Martín M, Marrero P, Puerta N, Cazorla J, Rodríguez B, López M, Martínez J, Pérez D, Ginovés J, González E (2002) Restauración de los Islotes y del Risco de Famara (Lanzarote). Departamento de Biología Animal (Zoología), Universidad de La Laguna. La Laguna. Informe inédito.
- Martín MC, Marrero P, Nogales M (2003) Seasonal variation in the diet of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* on a semiarid Atlantic island (Alegranza, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica* 48 (3): 399-410.
- Mesquita S, Capelo J, Sousa J (2004) Bioclimatologia da Ilha da Madeira: abordagem numérica. *Quercetea* 6: 47-59.
- Millennium Ecosystems Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis* (World Resources Institute, Washington, DC).
- Montoya-Oliver JM (2002) Noticia publicada en el periódico *El Día*, el domingo 4 de agosto de 2002, pp. 22.
- Moreira B, Tormo J, Estrelles E, Pausas JG (2010) Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. *Annals of Botany* 105: 627-635.
- Moreno JC (ed.) (2008) *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Madrid
- Nogales M, Marrero M, Hernández EC (1992) Efectos de las cabras cimarronas (*Capra hircus* L.) en la flora endémica de los pinares de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria). *Botánica Macaronésica* 19-20: 79-86.
- Otto R, García-del-Rey E, Gil-Muñoz P, Fernández-Palacios JM (2010) The effect of fire severity on first-year seedling establishment in a *Pinus canariensis* forest on Tenerife, Canary Islands. *European Journal of Forest Research* 129: 499-508.
- Parker VT, Kelly VR (1989) Seed bank in California chaparral and other Mediterranean climate shrublands. En: Leck MA, Parker VT, Simpson RL (eds.) *Ecology of soil seed bank*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 231-256.



- Pérez-de-Paz PL, Del Arco MJ, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, Marrero MV, Wildpret W (1994) Atlas Cartográfico de los pinares canarios: III. La Palma. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife.
- Pérez-García F, González-Benito ME (2006) Seed germination of five *Helianthemum* species: Effect of temperature and presowing treatments. *Journal of Arid Environments* 65: 688-693.
- Pérez-García F, González-Benito ME, Gómez-Campo C (2008) Germination of fourteen endemic species from the Iberian Peninsula, Canary and Balearic Islands after 32-34 years of storage at low temperature and very low water content. *Seed Science & Technology* 36: 407-422.
- Price JP, Gon III SM, Jacobi JD, Matsuwaki D (2007) Mapping plant species ranges in the Hawaiian Islands: developing a methodology and associated GIS layers. HCSU Technical Report 008: Hawaii.
- Reyes O, Trabaud L (2009) Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecology* 202: 113-121.
- Rivas-Martínez S, Rivas S, Penas A (2011) Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany* 1: 1-634.
- Rodríguez JL, Rodríguez JC (1987) Datos preliminares sobre la alimentación del arruí (*Ammotragus lervia*) (Bovidae) en La Palma. *Islas Canarias. Vieraea* 17: 291-294.
- Rodríguez JC, Rodríguez JL (1992) Autumn food habits of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas, 1772) on La Palma Island (Canary Islands). *Mammalia* 56: 385-392.
- Rodríguez JC, Rodríguez JL (1993) The effect of herbivores on the endemic Canary flora. *Boletim do Museu Municipal do Funchal* 2: 265-271.
- Rodríguez JL (1993) El muflón *Ovis ammon musimon* (Pallas, 1811) en Tenerife: aspectos de su biología y ecología. Tesis de Doctorado. Universidad de La Laguna, La Laguna, España.
- Rodríguez JL, Rodríguez JC, Ramos MT (1988) Autumn diet selectivity of the Corsica mouflon (*Ovis ammon musimon* Schreber, 1782) on Tenerife (Canary Islands). *Mammalia* 52: 475-481.

- Santos A (1983) Vegetación y Flora de La Palma. Editorial Interinsular Canaria, S.A. Santa Cruz de Tenerife
- Sarangi A, Cox CA, Madramootoo CA (2005) Geostatistical methods for prediction of spatial variability of rainfall in a mountainous region. Transactions of the American Society of agricultural Engineers 48(3): 943-954.
- Seaby R, Henderson P, Prendergast J (2004) Community Analysis Package, version 3.11. Searching for structure in community data. PISCES Conservation Ltd., Lymington, UK.
- Silva L, Ojeda Land E, Rodríguez Luengo JL (2008) Flora y Fauna Terrestre Invasora en la Macaronesia. TOP 100 en Azores, Madeira y Canarias. ARENA, Ponta Delgada.
- Syphard AD, Radeloff VC, Hawbaker TJ, Stewart I (2009) Conservation Threats Due to Human-Caused Increases in Fire Frequency in Mediterranean-Climate Ecosystems. Conservation Biology 23 (3): 758-769.
- Ter Braak CFJ, Smilauer P (1998) CANOCO: Software for canonical community ordination, version 4. Wageningen, Holanda.
- Thanos CA, Doussi MA (1995) Ecophysiology of seed germination in endemic labiates of Crete. Israel Journal of Plant Science 43: 227-237.
- Tompsett PB, Pritchard HW (1998) The effect of chilling and moisture stress on the germination, desiccation tolerance and longevity of *Aesculus hippocastanum* L. seeds. Annals of Botany 82: 249-261.
- Valdez R (2008) *Ovis orientalis*. En: IUCN 2011. IUCN Red list of threatened species. Version 2011.2.
- Van-der-Maarel E (2005) Vegetation ecology – an overview. En: Van-der-Maarel E (ed.) Vegetation ecology. Blackwell, Oxford, UK, pp. 1-51.