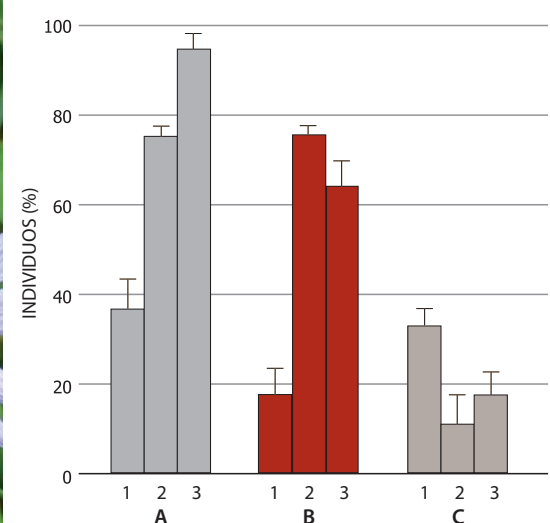


POBLACIONES EN PELIGRO: VIABILIDAD DEMOGRÁFICA DE LA FLORA VASCULAR AMENAZADA DE ESPAÑA



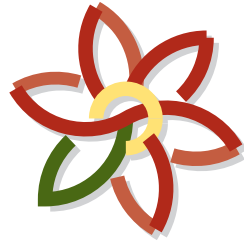
POPULATIONS IN PERIL:
DEMOGRAPHIC VIABILITY
OF THREATENED SPANISH
VASCULAR FLORA

EDITORES:

J.M. IRIONDO ALEGRÍA, M.J. ALBERT GAMBOA, L. GIMÉNEZ
BENAVIDES, F. DOMÍNGUEZ LOZANO Y A. ESCUDERO
ALCÁNTARA

PROYECTO ATLAS DE FLORA AMENAZADA





Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vascular Amenazada de España

Populations in Peril: Demographic Viability
of Threatened Spanish Vascular Flora



Coordinación científica del proyecto

Ángel BAÑARES BAUDET; Gabriel BLANCA, Jaime GÜEMES, Juan Carlos MORENO SAIZ y Santiago ORTIZ

Dirección técnica del proyecto

Ricardo GÓMEZ CALMAESTRA y Cosme MORILLO

Coordinación general del proyecto

Elena BERMEJO BERMEJO y François TAPIA

Edición y Coordinación de la obra

José María IRIONDO ALEGRÍA, María José ALBERT GAMBOA, Luis GIMÉNEZ BENAVIDES, Felipe DOMÍNGUEZ LOZANO y Adrián ESCUDERO ALCÁNTARA

Diseño y maquetación

Santiago OÑATE GARCÍA-IBARROLA

Cartografía

Jaime HERVÁS GONZÁLEZ

Colaboradores

Luis David SUÁREZ PÉREZ, Lorena GUERRA ESTRUCH y Juan GARCÍA MONTERO

Traducción al inglés

Lori Jane DE HOND

Fotografías de portada

Toma de datos de *Jurinea fontqueri* (J.A. Algarra), *Aster pyrenaicus* (B. Jiménez-Alfaro)

Realización y producción**A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:**

Iriondo, J.M., Albert, M.J., Giménez Benavides, L., Domínguez Lozano, F. & Escudero, A. (Eds.) 2009. *Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vasculosa Amenazada de España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), Madrid, 242 pp.

Los estudios de viabilidad demográfica son parte del proyecto *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España* (AFA). El proyecto AFA ha sido financiado por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino) en el marco del Inventario Nacional de Biodiversidad.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente de la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal.

NIPO: 781-09-007-6

ISBN: 978-84-8014-746-0

Depósito Legal: M-31694-2009

Edita: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal

Producción editorial: Grupo TRAGSA

Imprime: Ibersaf Industrial, S. L.

Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vascular Amenazada de España

Populations in Peril: Demographic Viability
of Threatened Spanish Vascular Flora



ÍNDICE GENERAL

GENERAL INDEX

Lista de autores
Author list

Agradecimientos
Acknowledgments

Presentación
Presentation

Prólogo
Prologue

Capítulo I. Introducción

Introduction.....	17
Estudio detallado y análisis de viabilidad de poblaciones en el marco del Proyecto Atlas Flora Amenazada Detailed study and population viability analysis in the Atlas of Threatened Flora Project	19
Análisis de viabilidad de poblaciones en la biología de la conservación de plantas Population viability analysis in plant conservation biology	23

Capítulo II. Metodología

Methods.....	27
Toma de datos en las poblaciones Data collection in populations.....	29
Análisis de datos Data analysis.....	37

Capítulo III. Taxones estudiados

Studied taxa	43
Descripción de los resultados presentados para cada taxón. Ficha tipo Description of results presented for each taxon. Standard information file	45
Taxones “En Peligro Crítico” (CR) “Critically Endangered” (CR) Taxa	57
<i>Adenocarpus gibbsianus</i> Castrov. & Talavera	57
<i>Anarrbinum fruticosum</i> Desf.....	61
<i>Arenaria bolosii</i> (Cañig.) L. Sáez & Rosselló.....	65
<i>Armeria merinoi</i> (Bernis) Nieto Fel. & Silva Pando.....	69
<i>Astragalus tremolsianus</i> Pau	73
<i>Cheirolophus metlesicsii</i> Montelongo	77
<i>Corallorhiza trifida</i> Châtel.	81
<i>Echinopartum algibicum</i> Talavera & Aparicio	85
<i>Euphorbia fontqueriana</i> Greuter	89
<i>Helianthemum polygonoides</i> Peinado, Mart. Parras, Alcaraz & Espuelas	93
<i>Helianthemum teneriffae</i> Coss.....	97

<i>Jurinea fontqueri</i> Cuatrec.....	101
<i>Kunkelella subsucculenta</i> Kämmer	105
<i>Laserpitium longiradium</i> Boiss.	109
<i>Limonium malacitanum</i> Díez Garretas.....	113
<i>Lotus arinagensis</i> Bramwell	117
<i>Parolinia glabriuscula</i> Montelongo & Bramwell	121
<i>Pseudomisopates rivas-martínezii</i> (Sánchez Mata) Güemes.....	125
<i>Santolina melidensis</i> (Rodr. Oubiña & S. Ortiz) Rodr. Oubiña & S. Ortiz.....	129
<i>Thymus webbianus</i> Rouy.....	133
Taxones “En Peligro” (EN)	
“Endangered” (EN) Taxa	137
<i>Antirrhinum lopesianum</i> Rothm.	137
<i>Antirrhinum subbaeticum</i> Güemes, Mateu & Sánchez-Gómez	141
<i>Delphinium bolosii</i> C. Blanché & Molero.....	145
<i>Dorycnium spectabile</i> (Choisy ex Ser. in DC) Webb & Berthel.....	149
<i>Erodium panlarensis</i> Fern. Gonz. & Izco.....	153
<i>Limonium erectum</i> Erben.....	157
<i>Linaria orbensis</i> Carretero & Boira	161
<i>Oxytropis jabalambrensis</i> (Pau) Podlech.....	165
<i>Rosmarinus tomentosus</i> Hub.-Mor. & Maire.....	169
<i>Rumex rupestris</i> Le Gall.....	175
<i>Vella pseudocytisus</i> L. subsp. <i>pseudocytisus</i>	179
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pau</i> Gómez-Campo.....	183
Taxones “Vulnerables” (VU)	
“Vulnerable” (VU) Taxa	187
<i>Androsace vitaliana</i> subsp. <i>aurelii</i> Luceño	187
<i>Aster pyrenaicus</i> Desf. ex DC.	191
<i>Limonium geronense</i> Erben	195
<i>Scrophularia valdesii</i> O.A. Ortega & Devesa.....	199
<i>Verbascum fontqueri</i> Benedí & J.M. Montserrat	203
Capítulo IV. Análisis general de los resultados	
General analysis of results	207
Capítulo V. Representatividad de los taxones estudiados. Hacia una Red de Seguimiento Detallado de Plantas	
Representativity of studied taxa. Towards a Detailed Plant Monitoring Network	217
Capítulo VI. Valoración de la metodología empleada	
Assessment of the applied methodology	225
Capítulo VII. Conclusiones y perspectivas futuras	
Conclusions and future perspectives.....	237

LISTA DE AUTORES

AUTHOR LIST

- ALBALADEJO, R.G., Universidad de Sevilla
- ALBERT GAMBOA, M.J., Universidad Rey Juan Carlos
- ALGARRA, J.A., Universidad de Granada
- ALONSO, M.Á., Universidad de Alicante
- AMAT, M.E., Real Jardín Botánico, CSIC
- AMICH, F., Universidad de Salamanca
- APARICIO, A., Universidad de Sevilla
- BALAO, F.J., Universidad de Sevilla
- BAÑARES BAUDET, Á., Parque Nacional del Teide
- BENAVENTE, A., Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas
- BENITO, M., Universidad Autónoma de Madrid
- BERJANO, R., Universidad de Sevilla
- BERNARDOS, S., Universidad de Salamanca
- BLANCA, G., Universidad de Granada
- BLANCHÉ, C., Universitat de Barcelona
- BOSCH, M., Universitat de Barcelona
- BUENO SÁNCHEZ, Á., Universidad de Oviedo, Jardín Botánico Atlántico
- CABEZUDO, B., Universidad de Málaga
- CALLEJA, J.A., Universidad Autónoma de Madrid
- CARBAJAL VILLAVERDE, R., Universidade de Santiago de Compostela
- CARQUÉ ÁLAMO, E., Instituto de Ciencias Ambientales de Canarias
- CARRIÓ, E., Jardí Botànic de la Universitat de València
- CASIMIRO-SORIGUER, R., Universidad de Sevilla
- COPETE CARREÑO, M.A., Universidad de Castilla-La Mancha
- CRESPO, M.B., Universidad de Alicante
- CUETO, M., Universidad de Almería
- DE LA CRUZ ROT, M., Universidad Politécnica de Madrid
- DÍAZ LÓPEZ, M.A., Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz. Instituto Municipal de Gestión Medioambiental (IM-GEMA), Jardín Botánico de Córdoba
- DOMÍNGUEZ LOZANO, F., Universidad Autónoma de Madrid y Universidad Complutense de Madrid*
- ESCUDERO, A., Universidad Rey Juan Carlos
- FABREGAT LUECA, C., Jardí Botànic de la Universitat de València
- FEBLES, R., Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, O., Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo
- FERRANDIS GOTOR, P., Universidad de Castilla-La Mancha
- GARCÍA, B., Real Jardín Botánico, CSIC
- GARCÍA, M.B., Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC, Zaragoza
- GARCÍA-CASTAÑO, J.L., Universidad de Sevilla
- GARRIDO, A., Universidad de Granada
- GARRIDO, J.A., Universidad de Almería
- GIMÉNEZ BENAVIDES, L., Universidad Rey Juan Carlos
- GONZÁLEZ-TALAVÁN, A., Universidad de Salamanca
- GOÑI MARTÍNEZ, D., LARRE
- GUÀRDIA VALLE, L., Universitat Autònoma de Barcelona
- GÜEMES, J., Jardí Botànic de la Universitat de València
- GUTIÉRREZ, L., Universidad de Granada
- GUZMÁN OTANO, D., Diputación de Aragón
- HERNÁNDEZ BERMEJO, J. E., Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz. Universidad de Córdoba
- HERRANZ SANZ, J.M., Universidad de Castilla-La Mancha

* Afiliación actual / present affiliation.

- HERRERA-MOLINA, F., Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz. Instituto Municipal de Gestión Medioambiental (IMGEMA), Jardín Botánico de Córdoba
- HERREROS, R., Jardí Botànic de la Universitat de València
- IRIONDO, J.M., Universidad Rey Juan Carlos
- JIMÉNEZ MARTÍNEZ, J.F., Universidad de Murcia
- JIMÉNEZ-ALFARO, B., Universidad de Oviedo, Jardín Botánico Atlántico
- JIMÉNEZ-SÁNCHEZ, M.L., Universidad de Almería
- JUAN, A., Universidad de Alicante
- LAGUNA, E., CIEF, Generalitat Valenciana
- LÓPEZ UDÍAS, S., Jardí Botànic de la Universitat de València
- LÓPEZ-PUJOL, J., Universitat de Barcelona
- LORITE, L. Universidad de Granada
- LUQUE MORENO, P. Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas
- MARRERO GÓMEZ, M.V., Instituto de Ciencias Ambientales de Canarias
- MARTINELL, M.C., Universitat de Barcelona
- MARTÍNEZ, J., Real Jardín Botánico, CSIC
- MARTÍNEZ-AZORÍN, M. Instituto Universitario de la Biodiversidad, Universidad de Alicante
- MARTÍNEZ-DURO, E., Universidad de Castilla-La Mancha
- MARTÍNEZ-FLORES, F., Instituto Universitario de la Biodiversidad, Universidad de Alicante
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, F., Universidad de Almería
- MEDINA-CAZORLA, J.M., Universidad de Almería
- MENDOZA, A.J., Universidad de Almería
- MERLO, M.E., Universidad de Almería
- MESA COELLO, R., Instituto de Ciencias Ambientales de Canarias
- MORENO SAIZ, J.C., Universidad Autónoma de Madrid
- MOTA, J.F., Universidad de Almería
- NARANJO SUÁREZ, J., Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo
- NAVAS, D., Universidad de Málaga
- OJEDA LAND, E. Instituto de Ciencias Ambientales de Canarias
- ORELLANA, M.R., Universitat de Barcelona
- ORTIZ, M.Á., Universidad de Sevilla.
- ORTIZ, S., Universidade de Santiago de Compostela
- PAVÓN GARCÍA, J., Universidad de Alcalá
- Pérez de Paz, J., Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo
- PÉREZ-GARCÍA, F.J., Universidad de Almería
- POSADAS, L., Universidad de Almería
- PRADOS LIGERO, J., Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz. Instituto Municipal de Gestión Medioambiental (IMGEMA), Jardín Botánico de Córdoba
- RODRÍGUEZ-TAMAYO, M.L., Universidad de Almería
- ROQUET, C., Universitat Autònoma de Barcelona
- ROVIRA, A., Universitat de Barcelona
- SÁEZ, L., Universitat Autònoma de Barcelona
- SAINZ OLLERO, H., Universidad Autónoma de Madrid
- SAINZ, M., Universitat Autònoma de Barcelona
- SÁNCHEZ GÓMEZ, P., Universidad de Murcia
- SERRANO, M., Universidade de Santiago de Compostela
- SOLA, A.J., Universidad de Almería
- SORIA, P., Universidad de Almería
- TALAVERA, M., Universidad de Sevilla
- TALAVERA, S., Universidad de Sevilla
- TAPIA, F., Área de Medio Ambiente, Tragsatec
- TORRES LAMAS, E., Universidad Politécnica de Madrid
- VARGAS, P., Real Jardín Botánico, CSIC
- VEGA, C., Universidad de Sevilla
- VILCHES NAVARRETE, B., Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo

AGRADECIMIENTOS

ACKNOWLEDGMENTS

Queremos expresar de forma general nuestro más sincero agradecimiento a las muchas personas que, de un modo u otro, y desde lugares muy distintos, han colaborado de forma decisiva en las diferentes fases de este proyecto, desde la toma de datos en el campo hasta la redacción propiamente dicha del libro. Agradecemos, en particular, a las diferentes autoridades y administraciones competentes en materia de medio ambiente por haber autorizado la realización de los seguimientos poblacionales necesarios para llevar a buen puerto este proyecto y haber apoyado esta iniciativa de diversas formas. Agradecemos igualmente a Cosme Morillo y Ricardo Gómez, así como a Ángel Bañares, Gabriel Blanca, Jaime Güemes, Juan Carlos Moreno, Santiago Ortiz y Elena Bermejo, respectivamente Directores Técnicos y Coordinadores Científicos y Generales del proyecto AFA, por haber creído desde el comienzo del proyecto en la importancia de esta iniciativa y haberla apoyado en todo momento. Finalmente, debemos una mención especial de gratitud a François Tapia, quien, con la ayuda de sus compañeros de trabajo, nos ha proporcionado apoyo constante con los diferentes problemas encontrados en las distintas fases de elaboración del libro, gran motivación y oportunas recomendaciones para conseguir un resultado de la mayor calidad posible.

We would like to thank the many people who in one way or another collaborated in the different phases of this project, from data collection in the field to the writing of the book itself. We thank the different environmental authorities and administrations for authorising the population monitoring and for supporting this initiative. We would also like to thank Cosme Morillo and Ricardo Gómez, as well as Ángel Bañares, Gabriel Blanca, Jaime Güemes, Juan Carlos Moreno, Santiago Ortiz and Elena Bermejo, respectively Chief Technical Officers and Scientific and General Coordinators of the AFA project, for believing in the importance of this initiative from the beginning of the project and for supporting it at all times. Finally, we would like to give special thanks to François Tapia who with the help of his colleagues provided constant support when problems were encountered in the development of this book, great motivation and timely recommendations to obtain the highest quality results possible.

PRESENTACIÓN

PRESENTATION

El Inventario nacional de Biodiversidad cumple ahora un década de vida. Durante este tiempo, se ha avanzado mucho en la inventariación de la biodiversidad española, y en particular, en la flora vascular. Después de tres proyectos consecutivos, la labor desarrollada conjuntamente por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP), -que agrupa a gran parte de la excelente comunidad botánica española-, junto al Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, permite que el conocimiento sobre el estado de conservación y la corología detallada de nuestra flora más amenazada sea una realidad.

Pero, aunque fundamental, la inventariación es sólo una parte del trabajo a desarrollar. Debe complementarse con el seguimiento (o monitorización) de las poblaciones a lo largo del tiempo, tal y como se plasma en la Convención de Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica, fuente inspiradora de nuestras políticas de conservación. Desde el Ministerio se trabaja actualmente en la implementación de sistemas de seguimiento para la biodiversidad previamente inventariada, con objeto de obtener indicadores de tendencia al servicio de la conservación.

El trabajo que aquí me complace prologar tiene un extraordinario valor por su carácter pionero. Se trata del seguimiento a medio plazo de un conjunto relevante de poblaciones amenazadas de nuestra flora vascular. Ello ha supuesto un notable esfuerzo, cuya recompensa es poder disponer ahora de una metodología depurada y optimizada para el seguimiento de la flora amenazada, así como para el posterior análisis de los datos. En definitiva, se ofrece a los gestores del territorio un instrumento novedoso en un momento oportuno, en el que los seguimientos deben generalizarse para facilitar la aplicación del enfoque preventivo en la gestión y conservación de la biodiversidad. Mis felicitaciones a todos los que, de una u otra forma, han hecho posible este proyecto.

Ricardo GÓMEZ CALMAESTRA

Director Técnico del Inventario Nacional de Biodiversidad
Dirección General de Medio Natural y Política Forestal
Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino

The National Biodiversity Inventory is now ten years old. During this time, the inventorying of Spanish biodiversity and, in particular, vascular flora has progressed greatly. After three consecutive projects, carried out jointly by the Spanish Society of Plant Conservation Biology (SEBCP) – which brings together the excellent Spanish botanic community – and the Ministry of Environment and Rural and Marine Affairs, thorough knowledge on the conservation status and detailed chorology of our most threatened flora has been acquired.

Inventorying, although fundamental, is only one part of the work to be carried out. Populations should be monitored throughout time, as specified in the United Nations Convention on Biological Diversity, a source of inspiration for our conservation policies. The Ministry is currently working on implementing monitoring systems for the previously inventoried biodiversity to obtain trend indicators for conservation.

The work which I am pleased to prologue here has an extraordinary value for its pioneering character. It concerns the medium-term monitoring of a relevant group of threatened populations of our vascular flora. This great effort has resulted in a refined and optimised methodology for the monitoring of threatened flora and subsequent data analysis. In short, territorial managers are offered a novel instrument at a time when monitoring should be generalised to apply a preventive approach in biodiversity management and conservation. Congratulations to all who have, in one way or another, made this project possible.

Ricardo GÓMEZ CALAMAESTRA

Technical Director of the National Biodiversity Inventory
Directorate General of the Environment and Forestry Policy
Ministry of Environment and Rural and Marine Affairs

PRÓLOGO

PROLOGUE

Desde la edición en 1997, del primer Libro Rojo de Especies Vegetales Amenazadas de España Peninsular e Islas Baleares, hasta la actualidad, numerosas aportaciones, a diversas escalas geográficas, han venido produciendo importantes cambios en el conocimiento del estado de conservación de nuestra rica y singular flora. Como consecuencia de los avances producidos en materia de conservación e investigación, dichos cambios han llevado emparejado un importante avance cualitativo, producto sin duda de la tímida, aunque efectiva, introducción de nuevos conceptos y percepciones que nos brinda la Biología de la Conservación.

En consonancia con la fuerte inyección de objetividad que imprimió la aparición de las nuevas categorías de la UICN en 1994 y su posterior modificación en 2001, desde varios foros se comenzó a valorar la utilidad que ofrece el análisis de los cambios del tamaño poblacional en el tiempo, para catalogar especies amenazadas. No obstante, desafortunadamente, se impusieron nuevos problemas: la frecuente inexistencia de información en este sentido y la lentitud en la obtención de resultados en las campañas de seguimiento. Como consecuencia de ello, un uso sesgado de los criterios UICN basados en umbrales absolutos (número de efectivos y distribución) sigue propiciando la catalogación de especies raras como ineludiblemente amenazadas, a pesar de no estar en declive, con consecuencias poco afortunadas en la confección de catálogos legales y promoción en programas de conservación, carentes de un diagnóstico que facilite una eventual planificación para su recuperación.

En este contexto, sirva de ejemplo el presente libro, de cuya lectura se desprende que las técnicas están ahí, para ser aplicadas y solventar carencias cruciales que hasta ahora hemos venido arrastrando en términos de diagnóstico del estado de conservación de las plantas. Su gestación, en otoño de 2000, en coincidencia con la aparición en el mismo año, de la Lista Roja de la Flora Vasculare, parecía del todo obligada en el ambicioso Proyecto de Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España (AFA). Dicho Proyecto, enmarcado en un extenso programa de censo de nuestra biodiversidad, denominado Inventario Nacional de la Biodiversidad, ha supuesto sin duda un ejemplo del cambio que anteriormente hacíamos referencia, en la medida de que en la actualidad, un total de 466 especies prioritarias (mayoritariamente CR y EN) se encuentran informatizadas en una extensa Base de datos del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (Dirección General de Medio Natural y Política Forestal) cuyos campos describen su corología en cuadrículas de 500 x 500 m, censo preciso de cada una de sus poblaciones, evaluación de sus factores de amenaza, grado de protección territorial, actuaciones emprendidas y propuestas de conservación. Asimismo, una síntesis de dicha información fue publicada en 2003 (reeditada en 2004 y 2007), a la cual, en un proceso continuo de selección de especies se han sumado otras series de 35 y 50 especies (mayoritariamente VU), recientemente publicadas como adenda del AFA.

Pero como decíamos, el Proyecto AFA también albergó esta iniciativa que ahora prologamos. Con el objeto principal de servir de referente de la utilidad de los estudios demográficos en conservación, se seleccionaron un modesto número de especies (37) para ser objeto del seguimiento de su dinámica poblacional. Un total de 20 equipos del total de 29 implicados en el AFA, asumieron salir al campo a realizar una serie de actividades inusuales: establecimiento de parcelas, etiquetado de individuos y definición en clases vitales, para proceder cada año a la caracterización de sus tamaños y productividad. Dicha información, una vez analizada, desvela datos referentes a los cambios en el tamaño de las poblaciones como producto del balance de mortalidades y reclutamientos acaecidos en su dinámica, así como su probabilidad de extinción en el futuro. De esta forma, en consonancia con los criterios A y E de la UICN, los datos obtenidos permiten aplicar los parámetros más prescriptivos que redundan en una correcta catalogación y facilitan la forma de abordar su conservación.

Es importante añadir que en aras de garantizar la realización de comparaciones para el establecimiento de prioridades de conservación entre las especies estudiadas, y asimismo servir de referente a futuras generaciones implicadas en su seguimiento, el proyecto AFA ha llevado emparejada la elaboración de unas directrices, que tienen previsto editarse como Manual de Metodología. Dicho manual nos expresa la forma de proceder en los análisis corológicos, censales, biológicos, ecológicos y de conservación (Estudio Básico del Proyecto AFA) así como los concernientes a la toma de datos demográficos en campañas de seguimiento (Estudio Detallado), acompañados de sus correspondientes estadillos.

Con todo, hemos de ser conscientes de que el presente libro, aun cuando incorpora una reducida muestra de nuestra flora amenazada, constituye un hito sin precedentes dentro y fuera de nuestro país. La utilización del mismo contribuirá, sin duda, a difundir este lenguaje como parte inherente de cualquier edición futura de Libros Rojos.

Ángel BAÑARES BAUDET

Since the edition of the first Red List of Threatened Plant Species of Peninsular Spain and the Balearic Islands in 1997, several contributions at different geographical scales have changed our knowledge of the conservation status of our rich, singular flora. As a result of progress in conservation and research, this change has been paralleled by important qualitative progress, no doubt a product of the timid, but effective introduction of new concepts and perspectives offered by Conservation Biology.

In consonance with the strong boost of objectivity brought about by the edition of the new IUCN categories in 1994 and their later modification in 2001, several forums began to value the use of analysis of changes in population size over time to catalogue threatened species. However, new problems arose: a frequent lack of information in this sense and the slowness of obtaining results in monitoring campaigns. Consequently, the biased use of IUCN criteria, based on absolute thresholds (population size and distribution), continues to favour the cataloguing of rare species as unavoidably threatened, even though they are not declining. This has unfortunate repercussions in the development of legal catalogues and the promotion of conservation programmes, due to the lack of a proper diagnosis to aid in recovery planning.

In this context, this book is an example of the available techniques that can be applied to clear up the crucial deficiencies we have been carrying along in terms of the diagnosis of plant conservation status. Its development began in autumn 2000, coinciding with the publication of the Red List of Spanish Vascular Flora in the same year, and seemed to be a necessary part of the ambitious Atlas and Red Book of Threatened Spanish Vascular Flora Project (AFA). This project, which is within the framework of our biodiversity monitoring programme called the National Biodiversity Inventory, is undoubtedly an example of the change previously referred to. A total of 466 priority species (mostly CR and EN) have been computerized in the extensive database of the Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs (Directorate General of the Environment and Forestry Policy) and the database fields describe their chorology in 500 x 500 m grids, accurate census of each of their populations, threat factors, degree of territorial protection, actions undertaken and conservation proposals. Furthermore, a synthesis of this information was published in 2003 (reedited in 2004 and 2007). In a continuous process of species selection, two other groups of 35 and 50 species (mostly VU) have been added, recently published as addenda of AFA.

As previously stated, the AFA Project harboured the initiative that we are now presenting. With the aim of serving as a reference of the use of demographic studies in conservation, a modest number of species was selected (37) for the monitoring of their population dynamics. A total of 20 teams of the 29 teams involved in AFA went out to the field to carry out a series of activities: establishment of plots, tagging of individuals and definition of life stage classes in order to characterize population size and productivity each year. This information, once analysed, reveals data on changes in population size, as a product of the balance between deaths and recruitment, as well as the probability of extinction in the future. In consonance with IUCN criteria A and E, the obtained data allow the most prescriptive parameters to be applied, resulting in accurate cataloguing and conservation approaches.

May I add that the AFA Project has simultaneously elaborated some guidelines, which will be edited as a Methodology Manual, to guarantee that comparisons can be made between the studied species to establish conservation priorities which can be a reference for future generations involved in these species' monitoring. This manual provides guidelines on how to carry out analyses regarding chorology, censuses, biology, ecology and conservation (Basic Study of the AFA Project) as well as guidelines on demographic data collection in monitoring campaigns (Detailed Study) together with their corresponding data sheets.

Although this book contains only a small sample of our threatened flora, we should be conscious that it constitutes a milestone without precedence within and beyond the borders of our country. However, its best use is its contribution to spreading this "language" as an inherent part of the edition of any future Red Book.

Ángel BAÑARES BAUDET

Capítulo I

Introducción

Chapter I
Introduction

Estudio detallado y análisis de viabilidad de poblaciones en el marco del Proyecto Atlas de Flora Amenazada

A. ESCUDERO Y F. DOMÍNGUEZ LOZANO.

Detailed study and population viability analysis in the atlas of threatened flora project

El esfuerzo coordinado de un buen número de investigadores a lo largo de los últimos diez años ha permitido dar un salto cualitativo sobre el conocimiento del estado de conservación de la flora vascular de nuestro país. Este trabajo ha sido auspiciado por el Ministerio de Medio Ambiente (en la actualidad Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino) a través del Proyecto Atlas Flora Amenazada (AFA) y se ha plasmado en una obra de referencia a nivel mundial como es el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004). Sin embargo aunque la satisfacción por el resultado obtenido era evidente ya desde el primer momento y de forma unánime, se fue consciente de que el trabajo no podía acabar allí. Es más, la evidencia que todos teníamos de que nuestro patrimonio florístico estaba extremadamente amenazado se había plasmado con números contundentes y extraordinariamente preocupantes. Es por ello que desde entonces se consideró que había que profundizar ese conocimiento para completar el diagnóstico y en un plazo corto poder desarrollar medidas de gestión activas tendentes a revertir el proceso de pérdida de diversidad biológica. Pero, cómo y en qué dirección.

El número de taxones de la Lista Roja que se elaboró en el año 2000 como paso preliminar para conocer el estado de este componente de nuestra diversidad biológica era de 1414 (VV.AA. 2000). En aquel momento ya constatamos que el conocimiento de la distribución de estas plantas era aceptable a una escala geográfica bastante grosera, es decir, en cuadrados de 10x10 kms, para la mayor parte de aquellas plantas gracias al esfuerzo de un buen puñado de botánicos que se habían empeñado en obtener información básica sobre nuestra flora. No podemos olvidar en este punto que nuestro país da cobijo a una buena fracción de la diversidad de plantas de la UE y que nuestra flora, enmarcada en la región mediterránea, ha sido reconocida como un punto caliente a nivel mundial (Médail & Quézel, 1999). Únicamente para un reducido grupo de plantas agrupadas bajo la categoría DD (265 especies) no se tenía suficiente información. Si se aumentaba la resolución de esa información geográfica, por ejemplo a una escala de 1x1 km, el número de plantas de las que se tenía una buena información era muchísimo más pequeño. Si nos hacíamos más exigentes y se contabilizaban aquellos taxones en los que al menos para alguna de sus poblaciones había censos, el resultado era francamente desolador. Sólo un puñado de especies había sido censado alguna vez. Éstas eran casi en exclusividad especies incluidas en el anexo II de la Directiva Hábitat (Domínguez *et al.*, 1996) o especies del ámbito de los parques nacionales canarios (Marrero *et al.* 1999) o de Sierra Nevada (Blanca *et al.* 1998). Este déficit no era una característica exclusiva de la botánica española, sino un retraso secular de la conservación de plantas a nivel mundial. Si el hábito de llevar a cabo censos es habitual en vertebrados, especialmente aves y mamíferos, probablemente como consecuencia de la impronta histórica dejada por la necesidad de evaluar recursos cinegéticos, el desarrollo de censos en el contexto de las plantas ha sido prácticamente nulo. No deja de sorprender que la mayoría de los censos realizados de forma rutinaria por los servicios ambientales de nuestras comunidades autónomas sean sobre animales, dadas las ventajas operativas que tendría el trabajar con organismos sésiles como son las plantas.

El levantamiento de censos, una herramienta demográfica de muy fácil puesta a punto y utilización, era pues un gran desconocido en el campo de la conservación de plantas, pese a que ya a finales del siglo pasado se realizaron varios cur-

The joint effort of a great number of researchers over the last ten years has made a qualitative step forward in the knowledge of the conservation status of the vascular flora of our country. This work was promoted by the Ministry of the Environment (currently Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs) through the AFA (Atlas of Threatened Flora) project. One of the first outputs of this project was the Atlas and Red List of Threatened Spanish Vascular Flora (Bañares *et al.*, 2004), which has become a reference worldwide. Although the obtained results were satisfactory, it was clear from the beginning that this work could not end here. It was obvious that our floristic patrimony was seriously threatened, but the extremely worrisome numbers obtained made it even clearer. Therefore, it was considered necessary to widen our knowledge to make an accurate diagnosis and, in the short term, implement active management actions to reverse the process of biological diversity loss. But, how and in what direction?

A total of 1414 taxa were included in the 2000 Red List (VV.AA. 2000). At that time, knowledge on the distribution of most of these plants was acceptable at a wide geographic scale, that is, in 10x10 km squares, thanks to the efforts of a handful of botanists that had endeavoured to obtain basic information on our flora. We should not forget that our country shelters a good fraction of plant diversity of the EU and that our flora, as an essential part of Mediterranean flora has been recognised as a global hotspot (Médail & Quézel, 1999). There was not enough information for only a small group of species categorized as DD (265 species). However, if we increased the resolution of the geographic information, for example to a scale of 1x1 km, the number of plants with a suitable amount of information was much smaller. Moreover, if we only considered taxa with census data of at least one of their populations, the result was frankly devastating. Only a handful of species had been censused at some time. These species were almost exclusively those included in Annex II of the Habitat Directive (Domínguez *et al.*, 1996) or locally emblematic species such as some species in national parks in the Canary Islands (Marrero *et al.* 1999) or Sierra Nevada (Blanca *et al.* 1998). This deficit was not exclusive to Spanish botany, but to plant conservation worldwide. While censuses of vertebrates, especially birds and mammals, have been obtained on a regular basis, censuses of



plants have been practically nonexistent. It is surprising that most routine censuses carried out by the environmental services of our autonomous regions are focused on animals, given the methodological advantage of working with sessile organisms.

Censuses were virtually unknown in the field of plant conservation, even though several courses were given on plant demography and demographic modeling at the end of last century to spread the use of this basic tool in Conservation Biology. As a result, none of the 1414 taxa studied in the 2000 Red List were catalogued using criterion E, based on quantitative analysis of demographic data.

One of the recommendations derived from the 2000 Red List was to promote the use of demographic analysis to evaluate the conservation status of our flora. However, the use of this tool and the possibilities offered by demographic models in Conservation Biology can be taken much further. A widespread problem among conservation professionals is the confusion between rarity and conservation urgency. No doubt rare plants are worthy of our attention. However, this does not imply that they are a priority when allocating management resources. Rarity should clearly raise our alert because any cataclysm could have fatal consequences for these taxa, but we should also keep in mind that their populations may be stable or even have a positive demographic trend. These “rare” plants should be monitored, but their situation is not as alarming as that of populations of taxa experiencing demographic decline. Hence, some plants that are still abundant, such as some natural grassland species and crop weeds, are experiencing significant demographic declines. These cases should also be a conservation priority. Therefore, tools to obtain population or species demographic trends are required to differentiate between these types of situations. Furthermore, the availability of this type of information allows demographic models to project future demographic trends. Thus, the age classes which have the greatest effect on population growth rate (λ) can be determined. This is extremely valuable information for the manager, as it indicates where management efforts should be focused. With these models, we can simulate the effect of different management scenarios or environmental conditions such as catastrophes on populations. It may seem trivial, but when we are faced with threatened populations, experimental evaluation of different management alternatives may not be viable or admissible from an ethical point of view.

Thus, we proposed not only to generalize the use of systematic censuses, but also to introduce demographic viability analysis in plant conservation strategies in our country. These basic objectives gave rise to this pilot project. In essence this project aimed to evaluate whether the coordinated and extensive use of demographic tools can help resolve uncertainties about the conservation status of the most threatened

species of demography of plants and demographic modeling to attempt to help in the diffusion of this type of basic tools in Biology of Conservation among scientists and managers. Good proof of this is that in the process of elaboration of the Red List 2000, no taxon of the 1414 studied was catalogued using criterion E, based on quantitative analysis of demographic data.

Desgraciadamente, la situación no era mucho mejor en el resto del planeta. Por estas mismas fechas, Morris *et al.* (2002) comprobaron que la utilización de análisis de viabilidad poblacional era muy escasa en todas las actividades de gestión de especies amenazadas vinculadas a los planes de recuperación de especies del U.S. *Endangered Species Act*. Parte del problema parecía residir en una falta de comunicación entre conservacionistas y modelizadores de poblaciones.

Una de las recomendaciones que se derivaron de la elaboración de la Lista Roja en 2000 fue la de promocionar el análisis demográfico para la evaluación del estado de conservación de nuestra flora. Sin embargo, la utilización de estas herramientas y las posibilidades que ofrecen los modelos demográficos en Biología de Conservación van mucho más allá. Un problema ampliamente extendido entre los profesionales de la conservación es la confusión entre rareza y la urgencia de conservación. No cabe duda de que las plantas raras, por tener un reducido número de poblaciones o por tener tamaños poblacionales pequeños o por estar aisladas filogenéticamente merecen nuestra atención crítica. Sin embargo, esto no implica que sean siempre prioritarias a la hora de derivar recursos para la gestión. Parece evidente que la rareza nos debe situar alerta porque cualquier catástrofe puede tener consecuencias fatales para este tipo de taxones, pero en realidad hay que tener también presente que no es extraño que sus poblaciones sean estables o incluso que su tendencia demográfica sea positiva, es decir, de aumento del tamaño de sus poblaciones. Lógicamente estas plantas “raras” deben ser vigiladas, pero su situación no es tan preocupante como cuando nos encontramos ante taxones o poblaciones que experimentan un declive demográfico más o menos abrupto. Es más, hoy en día cada vez somos más conscientes de que plantas todavía abundantes como algunas especies de pastizales naturales o malas hierbas de cultivo, están experimentando declives demográficos importantes. Estudios demográficos sobre este tipo de especies pueden poner de manifiesto que estos casos deben también constituir una prioridad en conservación. En consecuencia la necesidad de discriminar entre estos tipos de situaciones exige la utilización de herramientas para describir las tendencias demográficas de una población o especie. Además, la disponibilidad de este tipo de información permite construir modelos demográficos con los que evaluar las tendencias demográficas futuras. Así, se puede determinar cuáles son las clases de edad cuyas variaciones tienen mayor repercusión sobre la tasa de crecimiento de la población (λ). Se trata de una información extraordinariamente valiosa para el gestor, sencillamente porque señala dónde debemos focalizar nuestro esfuerzo de gestión. Con estos modelos podemos simular el efecto sobre las poblaciones de diferentes escenarios de gestión o diferentes condiciones ambientales como puede ser el efecto de catástrofes. Puede parecer trivial, pero cuando estamos ante poblaciones amenazadas, el establecimiento de experimentos para evaluar diferentes alternativas de gestión puede resultar inviable o, simplemente, inadmisibles desde un punto de vista ético.

Por todo ello nos propusimos no sólo generalizar el uso de censos sistemáticos sino introducir el análisis de viabilidad demográfica en las estrategias de conservación de plantas en nuestro país. Con estos objetivos básicos surgió este proyecto piloto, cuya etapa de toma de datos consistió en un seguimiento individualizado de una muestra de plantas de cada población a lo largo del tiempo y correspondía al llamado “Estudio Detallado” del Manual de Metodología del proyecto AFA. En realidad se trata de evaluar si la utilización de herramientas demográficas de una forma coordinada y extensiva podía ayudar a resolver incertidumbres sobre el estado de conservación de las especies más amenazadas y comprobar si la utilización de criterios sencillos, como los ma-



nejados habitualmente en la elaboración de las Listas Rojas, resultaban suficientes a la hora de establecer prioridades de conservación. Desde un punto de vista científico, se trata de un proyecto líder en el contexto internacional, dado que no existen proyectos tan ambiciosos y que con una metodología común evalúen la viabilidad de un elenco tan importante de plantas. Así planteado, el Estudio Detallado del proyecto AFA, cuyos resultados se muestran aquí, se enmarca dentro de las actividades que podríamos llamar de inventariación dado que ayudan a determinar el estado de conservación de las plantas estudiadas; no obstante, desde nuestro punto de vista, las actividades de este estudio también podrían ser consideradas como de gestión, sencillamente porque permitirán priorizar a la hora de derivar recursos y, ya dentro de cada especie, sugerirán medidas directas de gestión para la conservación e identificarán grupos de individuos sobre los que ejecutar dichas medidas.

La selección de las especies para el Estudio Detallado no se llevó a cabo inicialmente para conseguir una muestra representativa desde un punto de vista biológico, sino más bien como un elenco representativo desde una perspectiva metodológica. Así, las especies seleccionadas para este estudio demográfico lo han sido por diversas razones: a) que fuesen especies en las categorías de amenaza UICN más elevadas, b) que fuesen accesibles o conocidas por los equipos que voluntariamente se sumaron al proyecto, c) repartidas por todo el país y d) que fuesen además representativas de distintas situaciones de muestreo (plantas rupícolas, de ambientes alpinos, esteparias, de ciclo biológico largo y corto, etc.). La puesta en marcha de una metodología común, tanto para la toma de datos de campo como para la modelización matemática es una de las fortalezas del proyecto. El resultado ha sido un seguimiento demográfico continuado durante 6 años de 37 especies, 65 poblaciones y más de 13000 individuos. Se han implicado 20 equipos tanto de universidades como centros de investigación repartidos por todo el país que han seguido la metodología propuesta por el equipo coordinador. Es por ello que no resulta exagerado pensar que este proyecto representa un hito mundial en el estudio de la demografía de especies amenazadas y una apuesta novedosa y de futuro para la gestión integral de la conservación de plantas.

REFERENCIAS

- BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (eds.) 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid. 1.069 pp.
- BLANCA, G., M. CUETO, M.J. MARTÍNEZ LIROLA & J. MOLERO MESA (1998). Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). *Biological Conservation* 85: 269-285.
- DOMÍNGUEZ LOZANO, F., D. GALICIA HERBADA, L. MORENO RIVERO, J.C. MORENO SÁIZ & H. SAINZ OLLERO (1996). Threatened plants in peninsular and balearic Spain: a report based on the EU Habitat Directive. *Biological Conservation* 76: 123-133.
- MARRERO GÓMEZ, M., A. BAÑARES BAUDET, E. CARQUÉ ÁLAMO & A. PADILLA CUBAS (1999). Size structure in populations of two threatened endemic plant species of the Canary Islands: *Cistus osbaeckiaefolius* and *Helianthemum juliae*. *Natural Areas Journal* 19 (1): 79-86
- MÉDAIL, F. & P. QUÉZEL (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13: 1510-1513.
- MORRIS, W.F., P.L. BLOCH, B.R. HUDGENS, L.C. MOYLE & J.R. STINCHCOMBE (2002). Population viability analysis in endangered species recovery plans: past use and future improvements. *Ecological Applications* 12: 708-712.
- VV.AA. (2000). Lista roja de flora vascular española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal* 6 (extra): 11-38.

species and to verify whether the use of simple criteria, such as those commonly used in the elaboration of Red Lists, is sufficient when establishing conservation priorities. From a scientific point of view, this is a leading project in an international context, as no other project is so ambitious or evaluates the viability of an important group of plants using a common methodology. The presented results of the Detailed Study of the AFA project fall within activities which we could call inventory, given that they help determine the conservation status of the studied plants. However, the activities of this study could also be considered management, as they allow us to prioritize when allocating resources, suggest direct management measures for conservation for each species and identify groups of individuals on which to carry out these measures.

The species of the Detailed Study were selected as a representative sample from a methodological perspective and not from a biological point of view. The species were selected for different reasons: a) they were in the highest IUCN threat categories, b) they were accessible or known by the groups which volunteered to form part of the project, c) they were distributed across the country, and d) they were representative of different sampling situations (rupicolous plants, plants in alpine environments, steppe plants, plants with a long or short biological cycle, etc.) The application of a common methodology, both for data collection in the field and mathematical modelling, is one of the strongholds of this project. The result has been the continuous demographic monitoring of 37 species, 65 populations and more than 13000 individuals for 6 years. Twenty teams from both universities and research centres from all over the country have followed the methodology proposed by the coordinating team. It is not an overstatement to say that this project is a milestone in the demographic study of threatened species and a novelty for the integrated management of plant conservation.



Análisis de viabilidad de poblaciones en la biología de la conservación de plantas

J.M. IRIONDO Y F. DOMÍNGUEZ LOZANO.

Population viability analysis in plant conservation biology

De lo anterior se deduce que la comunidad botánica de este país asumía que el estudio de la demografía de las poblaciones amenazadas debía ser una herramienta más en una estrategia general de conservación de las plantas amenazadas. La cuantificación de los individuos y su devenir en el tiempo, es decir la medida de su productividad, crecimiento y mortalidad nos permitirían obtener información muy valiosa sobre el estado de conservación de las poblaciones. Pero el uso de la demografía en el estudio de plantas raras también abre la puerta a nuevos desafíos. La conservación de especies amenazadas requiere a menudo buscar soluciones a problemas de difícil respuesta y tomar decisiones comprometidas. ¿Qué prioridad debemos otorgar a una especie amenazada frente a otra? ¿Merece la pena el esfuerzo de intentar conservar una determinada población en mal estado o sería mejor invertir los esfuerzos en otras poblaciones de la misma especie menos comprometidas? ¿Qué factor determina en mayor medida la viabilidad de una población? ¿Existe una etapa crítica que actúa como cuello de botella en el ciclo vital de una especie? En este contexto y para poder obtener respuestas a muchas de estas preguntas, la modelización y el análisis de viabilidad poblacional constituyen herramientas de importancia creciente en la gestión y conservación de las especies amenazadas (Morris & Doak, 2002; Akçakaya *et al.*, 2004). Podemos entender la modelización como la construcción de una representación simple y abstracta de un sistema complejo, como es el caso de una población de plantas, para obtener un mejor conocimiento de cómo funciona, para predecir cómo se comportará en el futuro, para identificar las áreas en las que hay necesidad de nuevas investigaciones y para tomar decisiones sobre su gestión. Por su parte, el análisis de viabilidad poblacional consiste en la utilización de datos específicos sobre una población o varias poblaciones de una especie y de modelos para evaluar las amenazas que se ciernen sobre la población o poblaciones de la especie bajo la perspectiva de su riesgo de extinción, así como las posibilidades de recuperación (Akçakaya *et al.*, 2004).

Los análisis de viabilidad poblacional se utilizan fundamentalmente con cuatro objetivos. En primer lugar se utilizan a menudo para identificar los factores y etapas del ciclo vital que tienen un mayor efecto sobre la viabilidad poblacional y guiar el trabajo de campo, especialmente en los casos en los que hay datos insuficientes o ausentes. En segundo lugar, se utilizan para categorizar u ordenar las especies amenazadas con relación a su riesgo de extinción. Estas categorías pueden ser utilizadas en combinación con otros criterios culturales, económicos o de particularidad taxonómica, para sentar las prioridades de conservación. En tercer lugar, los modelos también se pueden emplear para evaluar el impacto de actividades humanas al comparar los resultados de los modelos con y sin las consecuencias de los impactos humanos en el nivel poblacional. Finalmente, los resultados de los modelos se utilizan para evaluar las diferentes opciones de gestión y considerar la oportunidad de otras medidas de conservación como son la protección y restauración del hábitat o la restitución de poblaciones. Comparando con otras alternativas existentes en la toma de decisiones de conservación, estos métodos aportan consistencia interna, transparencia, objetividad y habilidad para integrar diversos tipos de información y de incertidumbres.

As mentioned above, this country's botanists considered the demographic study of threatened plant populations to be just one more tool in the general conservation strategy of threatened plant conservation. Obtaining information on population size and trends throughout time would provide valuable information on the conservation status of populations. However, the use of demography can also open the door to new challenges in the study of rare plants. Threatened plant conservation often involves answering difficult questions and making hard decisions. Which threatened species should be given priority over another? Is it really worth trying to conserve a severely threatened population or should we focus our efforts on less threatened populations of the same species? Which factor has the greatest effect on population viability? Is there a critical stage in the life cycle of a species?

Many of these questions can be answered through modelling and population viability analysis, tools of increasing importance for the management and conservation of threatened plants (Morris & Doak, 2002; Akçakaya *et al.*, 2004). Modelling can be understood as the construction of a simplified, abstract representation of a complex system (e.g. a plant population). Models are useful for obtaining a better understanding of how a system works, to predict its behaviour in the future, to identify areas where further research is needed and to make management decisions. On the other hand, population viability analysis uses specific data on a population or various populations of a species and models to assess the threats that affect them in terms of extinction risk and the possibilities of recovery (Akçakaya *et al.*, 2004).

Population viability analyses are essentially used to meet four objectives. First, they are often used to identify the factors and stages of the life cycle that have the greatest effect on population viability and to guide field work, especially when data is absent or insufficient. Second, they are used to categorize or rank threatened species with regard to their risk of extinction. These categories can then be used in combination with other cultural, economic or taxonomic criteria to set conservation priorities. Third, models can be used to assess the impact of human activities on a population by comparing results of models with and without such activities. Finally, model results are



used to assess different management options and the opportunity of other conservation measures such as habitat protection or restoration and population reintroductions. Compared to other alternatives in conservation decision making, these methods provide inner consistency, transparency, objectivity and the ability to integrate different types of information and uncertainties.

The viability of a population, that is, the probability of a population persisting through time, can be interpreted as a variable that depends on two essential factors: number of individuals in the population at the considered time and behaviour of individuals in the population, in terms of survival, growth and reproductive response. Population size can be determined by population censuses, whereas individual behaviour is characterized by demographic monitoring and reproductive biology studies. As growth and survival rates and the reproductive response of a plant greatly depend on its developmental stage, it is important to structure populations in classes. The availability of these data is essential to be able to make projections on future population size and to estimate trends.

Among the different approaches to modelling population dynamics, stochastic matrix models on structured populations are especially appropriate for perennial plants. These models were initially developed by mathematicians in the forties and were ignored by biologists until their rediscovery by Lefkovich in the sixties. Plant ecologists started using these models in the seventies when they found that all the complexity of plant life cycles could be integrated in them and abundant information obtained from relatively simple approaches (García & Iriondo, 2002). The procedures needed for the application of these models can be carried out with a simple calculator. Nevertheless, the application of software designed for this purpose greatly reduces work time and significantly increases its possibilities. The widespread use of computers and the development of specific software in the eighties made these tools accessible to any researcher. Moreover, the book on matrix models by Caswell (1989) facilitated their use (García & Iriondo, 2002). Since then the use of population viability techniques has been increasing exponentially. Some of the first reviews and applications of these techniques are very didactic and are most recommended for those interested in knowing more about this discipline (e.g., Menges, 1986; Boyce, 1992; Possingham *et al.*, 1993; Schemske *et al.*, 1994). Other more recent reviews (Menges, 2000) provide a longer historical range of their application to plant populations and use the experience acquired to assess the limitations, challenges and opportunities that lie ahead.

In the following chapters of this book we have tried to show as clearly as possible the methodology, results and discussion derived from the experience attained in the application of demographic monitoring and

La viabilidad de una población, es decir, la probabilidad de que una población perdure a lo largo del tiempo, puede ser interpretada como una variable que depende de dos factores fundamentales: el número de individuos que compone la población en el momento considerado y el comportamiento individual de los integrantes de la población, expresado en términos de supervivencia, crecimiento y respuesta reproductiva. El tamaño de la población se estima mediante censos poblacionales mientras que el comportamiento de los individuos se caracteriza mediante seguimientos demográficos y estudios de biología reproductiva. Dado que las tasas de supervivencia y crecimiento, y la respuesta reproductiva de una planta, dependen en gran medida de su estado de desarrollo, resulta interesante estructurar las poblaciones en clases. La disponibilidad de estos datos resulta fundamental para poder elaborar proyecciones sobre el tamaño futuro de las poblaciones y establecer tendencias.

Dentro de las diversas aproximaciones a la modelización de la dinámica de poblaciones de seres vivos, la utilización de modelos matriciales estocásticos sobre poblaciones estructuradas resulta especialmente aplicable al caso de poblaciones de plantas perennes. Estos modelos fueron inicialmente desarrollados por matemáticos en los años cuarenta pasando desapercibidos para la biología hasta su redescubrimiento por Lefkovich en los años sesenta. Los ecólogos vegetales empezaron a utilizarlos en los años setenta, tras descubrir que se podían integrar en ellos toda la complejidad del ciclo vital de las plantas, y obtener abundante información a partir de aproximaciones relativamente sencillas (García & Iriondo, 2002). Los procedimientos necesarios para la aplicación de estos modelos son abordables con la utilización de una simple calculadora y su implementación con herramientas de software cada vez más sencillas simplifica y reduce enormemente el esfuerzo al tiempo que incrementa sustancialmente sus posibilidades. En este sentido, la popularización de los ordenadores personales y el desarrollo de programas específicos en la década de los ochenta, hizo accesible estas herramientas a cualquier investigador, al tiempo que el tratado de Caswell (1989) sobre modelos matriciales facilitó en gran medida su utilización (García & Iriondo, 2002). A partir de entonces el empleo de las técnicas de análisis de viabilidad poblacional ha ido creciendo de manera exponencial. Algunas de las primeras revisiones y aplicaciones de estas técnicas poseen un gran valor didáctico y son muy recomendables para todos aquellos interesados en conocer con mayor profundidad esta disciplina (e.g., Menges, 1986; Boyce, 1992; Possingham *et al.*, 1993; Schemske *et al.*, 1994). Otras revisiones más recientes (Menges, 2000) permiten apreciar con más recorrido histórico su aplicación al mundo de las plantas y valorar con la experiencia adquirida las limitaciones, retos y oportunidades que se presentan. El aumento de las capacidades de los ordenadores y el desarrollo de nuevas herramientas numéricas están permitiendo el desarrollo de modelos más complejos, de manera que en el futuro próximo dispondremos de modelos de viabilidad demográfica mucho más complejos, pero más operativos.

En los capítulos que componen este libro se ha tratado de presentar con la máxima claridad posible la metodología, los resultados y la discusión derivados de la experiencia adquirida en la aplicación del seguimiento demográfico y el análisis de viabilidad poblacional en esta fase del proyecto AFA. Esperamos que esta información resulte útil y motivadora para aquellos grupos e instituciones que se estén planteando la aplicación de estas técnicas en la gestión de especies amenazadas.

REFERENCIAS

- AKCAKAYA, H.R., M. BURGMAN, O. KINDVALL, C.C. WOOD, P. SJOGREN-GULVE, J. HARTFIELD & M. MCCARTHY (Eds.) (2004) *Species Conservation and Management: Case Studies*. Oxford University Press, Oxford.
- BOYCE, M.S. (1992) Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:481-506.



- CASWELL, H. (1989) *Matrix Population Models*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- GARCÍA, M.B. & J.M. IRIONDO (2002). Modelos matriciales de proyección poblacional. En: A. Bañares (Ed.), *Biología de la Conservación de Plantas Amenazadas*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 45-54.
- MENGES, E.S. (1986). Predicting the future of rare plant populations: demographic monitoring and modeling. *Natural Areas Journal* 6:13-25.
- MENGES, E.S. (2000). Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 15:51-56.
- MORRIS, W.F. & D.F. DOAK, (2002). *Quantitative Conservation Biology. Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- POSSINGHAM, H.P., D.B. LINDENMAYER & T.W. NORTON (1993). A framework for the improved management of threatened species based on Population Viability Analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* 1:39-45.
- SCHEMSKE, D.W., B.C. HUSBAND, M.H. RUCKELSHAUS, C. GOODWILLIE, I.M. PARKER & J.G. BISHOP (1994). Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75:584-606.

population viability analysis in the course of the AFA project. We hope that this information is useful and motivating for those teams or institutions that may be considering the application of these techniques in the management of threatened species.



Capítulo II

Metodología

Chapter II
Methods

Toma de datos en las poblaciones

J.M. IRIONDO, M.J. ALBERT, A. BAÑARES, M. DE LA CRUZ, F. DOMÍNGUEZ
LOZANO, A. ESCUDERO, M.B. GARCÍA, D. GUZMÁN, M. MARRERO, J.C.
MORENO, H. SAINZ, F. TAPIA Y E. TORRES.

Data collection in populations

INTRODUCCIÓN

Esta parte describe la metodología seguida para recoger los datos que han permitido estudiar la dinámica poblacional de cada una de las especies consideradas y se corresponde fundamentalmente con el apartado “Estudio detallado” del Manual de Metodología del proyecto AFA. En este proceso de obtención de datos ha sido necesario recoger información a lo largo de seis años sobre el tamaño y supervivencia de los individuos, su producción de semillas, el número de plántulas que se instalan y la supervivencia de las mismas. Esto ha exigido llevar a cabo un seguimiento individualizado sobre parcelas que albergan una muestra representativa de plantas de cada población a lo largo del tiempo.

En los apartados que se presentan a continuación se detallan las particularidades de los diferentes aspectos de la metodología empleada.

CONCEPTO DE POBLACIÓN

A todos los efectos de este trabajo, una población es un conjunto de individuos del mismo taxón que se encuentra separado de otros grupos por una distancia tal que hace esporádico o despreciable el flujo genético entre ellos. En términos operativos, una población es el conjunto de individuos de una especie que aparecen constituyendo un grupo de manchas contiguas o separadas por una distancia que se supone franqueable por los medios naturales de transporte de polen y dispersión de semillas de la planta.

En la definición de la distancia umbral que marca la separación entre dos poblaciones se tuvieron en cuenta las particularidades de cada especie. Diversas razones de tipo práctico relacionadas con la escala utilizada en corología y las posibilidades de utilización de este concepto en la aplicación de los criterios UICN llevaron a proponer que la distancia umbral fuera de 1 km o mayor, si bien la decisión final corrió a cargo de cada grupo de trabajo, debiendo en su caso justificar de forma explícita y razonada el valor de la distancia umbral adoptado. Conviene destacar que esta acepción de población se corresponde con el término “subpoblación” utilizado en los criterios de amenaza de la UICN (2001).

POBLACIONES SELECCIONADAS

Siempre que fue factible el estudio se llevó a cabo en todas las poblaciones conocidas de los taxones seleccionados. La razón estriba en que cada población posee su propia dinámica en función de su estructura genética y demográfica y de los factores ambientales que son particulares para cada lugar y cada momento. Por tanto, no es posible inferir lo que ocurre en una población a partir de la información procedente de otras poblaciones de la misma especie. No obstante, debido esencialmente a condicionantes logísticos y económicos, en los casos en los que el número de poblaciones era elevado el estudio se limitó a tres poblaciones. Cada población se identificó con un nombre que se mantuvo sin cambios en todos los estadillos contemplados en la toma de datos: censo, distribución, amenazas, etc. Se recomendó nombrar a cada población con un topónimo conocido cercano, añadiendo ordinales romanos en caso de que se utilizara el mismo para más de una.

INTRODUCTION

This section describes the methodology followed to collect the data that has allowed us to study the population dynamics of each of the selected taxa and basically corresponds to the section entitled “Detailed study” of the Methodology Manual of the AFA (Atlas of Threatened Flora) project. In the data collection process, information on individual plant size and survival, seed production, and seedling number and survival was gathered for six years. This required individualized monitoring on plots that hold a representative sample of plants of each population throughout time.

The following sections describe the different aspects of the applied methodology.

CONCEPT OF POPULATION

In this study, a population is a group of individuals of the same taxon separated from other groups by a distance that makes genetic exchange sporadic or inappreciable. In practical terms, a population is a group of individuals of a species that constitute a group of patches that are continuous or separated by a distance that can be crossed by natural means of pollen transport and seed dispersal of the plant.

The peculiarities of each species were kept in mind in defining the threshold distance marking the separation between two populations. Several practical reasons such as the scale used in chorology and the possibility of using this concept in the application of the IUCN criteria led us to propose a threshold distance of 1 km or greater. However, the final decision was left to each work team which clearly explained the adopted threshold distance. We should point out that our definition of population corresponds to the term “subpopulation” of the IUCN threat criteria (2001).

SELECTED POPULATIONS

When feasible, this study was carried out on all known populations of selected taxa, as each population has its own dynamics according to its genetic and demographic structure and the particular environmental factors of each place and moment. Therefore, what occurs in one population cannot be inferred from information obtained from other populations of the same species. However, when the number of populations was high, the study was limited to three populations due to logistic and economic reasons. Each population was given a name that was kept unchanged



on all data collection sheets; census, distribution, threats, etc. We recommended that each population be given the name of a nearby known place, adding roman numbers to the name when used more than once.

STUDY PERIOD

Population monitoring was carried out for a period of six years between 2001 and 2006. In some taxa, the monitoring period could not be completed for different reasons. In these cases, analyses were carried out with available data.

PLOT NUMBER, LOCATION AND SIZE

Plot number, location and size were conditioned by total population size and the ecological range of the species. In the case of small, homogeneous populations (<3000 individuals), one plot was randomly established to include approximately 300 individuals and all individuals were counted regardless of their size or developmental stage. Alternatively, three plots of approximately 100 individuals each were randomly established. When different microhabitats were observed, representative areas were selected and one plot was established in each area. In large, homogeneous populations, two plots were randomly established. Each plot held a minimum of 5% of the population size and a maximum of 300 individuals. When populations were large and heterogeneous, 2 to 4 plots were established in areas representative of the different microhabitats. Alternatively, the number of individuals per plot could be reduced to 100 and the number of plots increased proportionally.

This general methodology has exceptions related to species in an advanced state of regression. These species, which have very few individuals (usually less than 100) and are located in areas difficult to access, are commonly found in particular geographic enclaves (e.g. the Canary Islands). In these situations, adopting the general methodology would have meant giving up the study, given that it was impossible to establish the required number of plots with the required number of individuals. In these cases, plots were established to hold the maximum number of individuals, and, when orography allowed, at least one plot was established in each population.

PLOT DESIGN

Square or rectangular plots were established when the terrain and distribution of individuals allowed. The four corners of the plot were marked with metal or wooden stakes, and the sides were delimited using twine or measuring tapes (Sutherland, 1996). A sketch was drawn of each area indicating plot location and access, so that any person could find it on later visits. Photographs of the area were also taken to show the characteristics of the habitat where monitoring took place and the spatial context of the population.

PERÍODO DE ESTUDIO

El período de seguimiento de las poblaciones fue de seis años comprendidos entre 2001 y 2006. En algunos taxones, por diferentes causas, no fue posible completar el período de seguimiento de los seis años. En estos casos, los análisis se efectuaron con los datos disponibles.

NÚMERO, LOCALIZACIÓN Y TAMAÑO DE LAS PARCELAS

El número, la ubicación y el tamaño de las parcelas ha estado condicionado por el tamaño total de la población y la amplitud ecológica de la especie (Brower *et al.*, 1990; Cox, 1990; Elzinga *et al.*, 2001). En los casos de poblaciones pequeñas (<3000 ejemplares) y homogéneas se estableció una parcela al azar que incluyera en lo posible a unos 300 individuos, contabilizándose todos los ejemplares independientemente de su tamaño o estado de desarrollo. Alternativamente, se dispusieron tres parcelas al azar que incluían del orden de 100 individuos cada una. En los casos en que se observó la presencia de diferentes microhábitats, en primer lugar se seleccionaron áreas representativas de dichos microhábitats y a continuación se ubicó una parcela dentro de cada una de estas zonas (Elzinga *et al.*, 2001). En poblaciones grandes y homogéneas se establecieron dos parcelas al azar. Cada una debía reunir un mínimo del 5% de los efectivos poblacionales y un máximo de 300 individuos. Cuando las poblaciones eran grandes y heterogéneas, el número de parcelas fue de 2 a 4. Las parcelas se ubicaron en áreas representativas de los diferentes microhábitats. Alternativamente se ofreció la posibilidad de disminuir el número de individuos por parcela a 100 e incrementar proporcionalmente el número de parcelas.

Esta metodología, aportada con carácter general, tiene excepciones ligadas a especies en avanzado estado de regresión, las cuales, con un número de ejemplares muy bajo (típicamente menos de 100) y localizadas en sectores de muy difícil acceso, constituyen la tónica habitual en determinados enclaves geográficos (ej. Islas Canarias). En estas situaciones optar por la metodología general hubiese significado abandonar este tipo de estudios, dada la imposibilidad de instalar parcelas con la cantidad de ejemplares prescrita, y en el número indicado. En estos casos, las parcelas se orientaron para acoger al máximo número de ejemplares posibles, instalando, siempre que la orografía lo permitiese, al menos una en cada población.

DISEÑO DE LAS PARCELAS

Se establecieron parcelas de forma cuadrangular o rectangular cuando la topografía del terreno y la distribución de los individuos lo permitía (Cox, 1990; Elzinga *et al.*, 2001). Para delimitar las cuatro esquinas se utilizaron estacas de madera o de metal, y para los lados cuerdas de hilo de bramante o cintas métricas (Sutherland, 1996). Se realizaron croquis de cada lugar indicando la localización de las parcelas y la manera de acceder a las mismas, de manera que cualquier persona pudiera encontrarlas en posteriores visitas. También se tomaron fotografías del lugar para recoger las características del hábitat donde tuvo lugar el seguimiento y el contexto de la población.

MARCAJE Y MAPEADO DE INDIVIDUOS

Para poder seguir el crecimiento de los individuos a lo largo de los años, así como la supervivencia y la regeneración de la población, fue necesario tener identificados todos los ejemplares que se encontraban dentro de los límites de cada parcela y todos los que iban apareciendo en años sucesivos (Sutherland, 1996), dotando a cada uno de ellos de un código alfanumérico. En la medida de lo posible, se hizo coincidir el seguimiento con el periodo de fructificación pudiéndose de esta manera obtener simultáneamente los datos de crecimiento, supervivencia y respuesta reproductiva de los individuos (Morris & Doak, 2002).



En determinados casos surgieron problemas a la hora de identificar de manera inequívoca cada individuo. Siguiendo una de las definiciones más sencillas de este concepto, un individuo sería una entidad genética discreta. Esta definición no supone ninguna dificultad en el caso de la mayor parte de los animales, pero sí en el caso de algunas plantas, sencillamente porque éstas son organismos modulares con crecimiento indefinido y, sobre todo, porque algunas especies tienen crecimiento vegetativo. El problema con el que nos enfrentamos es que no podemos tener la certeza de si cada una de las estructuras sésiles que podemos encontrar en nuestro trabajo de campo se trata de una entidad genética diferenciada o, por el contrario, de si corresponde a un clon (“ramet”). Si no trabajásemos con plantas amenazadas podríamos reducir la incertidumbre en esta asignación examinando la parte subterránea del organismo y constatando si existen conexiones entre sus estructuras (rizomas, tallos hipogeos de crecimiento plagiotrópico, etc...). En cualquier caso, para especies amenazadas, este procedimiento no parece adecuado, atendiendo a los daños potenciales que se pudieran ocasionar. La solución propuesta fue necesariamente operativa, de manera que se optó por considerar individuo a cada elemento discreto que se pudiera distinguir en un determinado taxón. Para definir el alcance de “elemento discreto” se estableció que la distancia entre ellos debía ser al menos un orden de magnitud superior a la existente entre los tallos o partes de cada elemento cuando surgen del suelo. En caso de duda, se consideró individuo a toda unidad independiente que no se le pudiera adjudicar relación de hermandad o descendencia respecto a otra que estuviera al lado aunque fuera más grande (tallo aéreo o “ramet”).

No se consideró necesario marcar los individuos de las especies anuales, salvo en aquellos casos en los que se fuera a hacer un seguimiento de la fenología de floración y/o fructificación. Para el resto de las especies, las formas de marcar y mapear los individuos dependieron del tamaño de los individuos adultos, la forma de vida y las características del hábitat (Elzinga *et al.*, 2001; Morris & Doak, 2002). A continuación se describen algunos métodos que fueron propuestos, con la recomendación de ajustarlos a las condiciones especiales de cada caso:

Métodos para marcar individuos

1. *Clavos de acero* (de unos 7 cm de longitud) clavados junto a cada individuo. Para numerarlos, puede utilizarse el mismo sistema que se usa para numerar los cables de electricidad. Se trata de anillos de plástico que llevan impreso un número y que se introducen en el clavo antes de clavar éste en el suelo.
2. *Etiquetas* (metálicas o de plástico) unidas al tronco / tallo principal o ramas de los ejemplares mediante abrazaderas extensibles de alambre o hilo de cobre. Si se trata de etiquetas de plástico, conviene que sean de colores poco llamativos.
3. *Banderitas*. Fabricadas con cinta aislante de plástico o tela donde se escribe el número y alambre de 0,5 mm (el grosor depende del tipo de suelo donde vayan a clavarse)
4. En especies rupícolas se puede escribir un número en la roca, con un rotulador indeleble al agua o mejor con un lápiz. También se puede pegar a la roca una etiqueta con pegamento tipo epoxi o silicona transparente.

Métodos de mapeado de individuos

1. *Mapeado mediante plásticos transparentes*. Una vez delimitada la parcela, ésta se cubre, dependiendo de su tamaño, con una o varias láminas de plástico. En cada lámina de plástico se señala la localización de los individuos dibujando el contorno de los individuos. Las láminas de plástico han de ser gruesas ($\approx 0,5$ mm), transparentes y de tamaño manejable (≈ 1 m²). Cuando es necesaria más de una lámina de plástico para cubrir la parcela, cada lámina ha de llevar un código alfanumérico en el que se indique la columna y la fila que ocupa en la parcela (se establecen dos ejes *x* e *y* coincidiendo con dos

MARKING AND MAPPING INDIVIDUALS

In order to monitor the growth of individuals as well as the survival and regeneration of the population in time, the individuals in each plot and those that appeared in successive years needed to be identified (Sutherland, 1996), and each individual was given an alphanumeric code. When possible, monitoring was carried out during the fruiting period to simultaneously obtain data on growth, survival and reproductive response of individuals.

In some cases the identification of each individual was problematic. According to one of the simplest definitions, an individual is a discrete genetic unit. As opposed to animals, it is difficult to apply this definition in the case of some plants, simply because plants are modular organisms with indefinite growth, and above all, because some species have vegetative growth. The problem is that we cannot be certain that each of the sessile structures that we find in the field is a distinct genetic unit or, on the contrary, if it is a clone (“ramet”). If we did not work with threatened plants, we could examine the subterranean part of the organism and determine the connection between its structures (rhizomes, hypogeous stems of plagiotropic growth, etc...). Considering the potential damage this could cause, this procedure is not appropriate. A practical solution was to consider an individual to be each discrete element that could be distinguished in a specific taxon. To define the range of a “discrete element” we established that the distance between elements should be at least one order of magnitude greater than that between stems or parts of each element when it emerges from the soil. In case of doubt, an individual was considered to be each independent unit that was not a sibling or descendent of another nearby plant even though it were bigger.

Individuals of annual species were not marked unless their flowering and/or fruiting phenology was being monitored. For the rest of the species, individuals were marked and mapped depending on the size of adult individuals, life form and habitat characteristics. Some of the proposed methods are described below:

Methods for marking individuals

1. *Steel nails* (about 7 cm long) inserted next to each individual. They can be numbered in the same way as electric wires, using numbered plastic rings. The ring can be placed on the nail before inserting it into the soil.
2. *Tags* (metal or plastic) tied to the trunk/stem or branches of individuals using adjustable wire or copper thread fasteners. If plastic tags are used, avoid bright colours.
3. *Flags* made of plastic or cloth insulating tape where the number is written and 0.5 mm wire (the thickness depends on the type of soil where the flags are to be inserted).
4. In rupicolous species, numbers can be written on the rock using a permanent marker or, preferably, a pencil. A label can also be glued to the rock with epoxy glue or transparent silicone.



Methods for mapping individuals

1. *Mapping using transparent plastic sheets.* Once the plot is delimited, it is covered by one or more sheets of plastic, depending on plot size. The location of each individual is marked on the plastic sheet by drawing its outline. The plastic sheets should be thick ($\approx 0,5$ mm), transparent and manageable (≈ 1 m²). When more than one plastic sheet is needed to cover the plot, each sheet should have an alphanumeric code indicating the column and row it occupies in the plot (x and y axes coincide with the edges of the plot and a grid of 1m units is established). This allows each plastic sheet to be placed in the same spot in successive years. The same number used to identify each individual is recorded on the plastic sheet. When dealing with plants that grow in rosettes, the size of individuals can be measured later in the laboratory from the drawn outline. In other cases, the size of individuals can be recorded on the data collection sheets as their location is recorded. When an individual is located on two sheets of plastic, the corresponding part is drawn on each sheet and the size of the individual is measured by joining the sheets. This method does not require individuals to be marked.
2. *Mapping using grids of string or frames (metal, wood, or PVC) with grid squares,* for populations with high densities or very small plants. The grid (generated with string tied to nails in the soil or prepared in the frame) allows each individual to be identified by the number of the grid square in which it is located and by the coordinates within the square.
3. *GPS.* The geographic coordinates of each individual are determined using a GPS receiver that allows differential corrections to be made in the moment. It is especially suitable for trees or large bushes and/or plants separated by long distances.
4. *Mapping using relative position.* The position of the first individual is recorded with a GPS receiver and the location of the rest of the individuals is determined by their position relative to the first individual using a compass or measuring tape.
5. *Mapping using polar coordinates.* A stake (“pole”) is placed at each end of one side of the plot and a measuring tape is fastened to each stake. The distance (a, b) of each individual to each pole is measured. If c is the distance between the two poles, which is the “base” of the generated map, the cartesian coordinates of each individual are $x = (c^2 + b^2 - a^2) / 2c$ and $y = (b^2 - x^2)^{0.5}$ (Dale, 1999). This method is appropriate for smaller species or species that do not live in forest habitats, as measuring tapes can be moved from one individual to another without interference with other trees or bushes.
6. *Photographic identification.* A series of digital photographs of the plot or transect allow each individual to be identified throughout time. If a ruler is photographed next to the plant, growth can be measured later using an image analyser.

bordes de la parcela y ésta se cuadrícula en unidades de 1m). De esta manera, se puede colocar cada lámina de plástico en el mismo sitio en los años sucesivos. El mismo número que se utiliza para identificar cada individuo es el que se anota en el plástico. Si se trata de plantas con forma de roseta, el tamaño de los individuos puede medirse posteriormente en el laboratorio a partir del contorno dibujado. En los restantes casos, a medida que se vaya señalando la localización de los individuos se van anotando las medidas en el estadillo. Cuando hay ejemplares que se encuentran entre dos láminas de plástico se dibuja la parte correspondiente en cada lámina y se mide el tamaño uniendo las láminas de plástico implicadas. Con este método no es necesario etiquetar los individuos.

2. *Mapeado mediante cuadrícula de cuerdas o marcos (metálicos, de madera o PVC) con cuadrículas,* para poblaciones con altas densidades o plantas muy pequeñas. La cuadrícula (generada con cuerdas sujetas mediante clavos al suelo, o ya preparada en el marco), permite identificar cada individuo por el número del cuadrado en que se encuentra y, dentro del cuadrado, por sus coordenadas.
3. *GPS.* Consiste en determinar las coordenadas geográficas de cada individuo utilizando un receptor GPS que permita realizar correcciones diferenciales en el momento. Indicado especialmente para árboles o arbustos de gran porte y/o plantas muy separadas.
4. *Mapeado mediante posición relativa.* Se toma con GPS la posición de un primer individuo, determinándose la localización del resto por sus posiciones relativas respecto al inicial mediante brújula y cinta métrica.
5. *Mapeado mediante coordenadas polares.* Se colocan dos estacas (“polos”) en los extremos de uno de los lados de la parcela. Se sujetan dos cintas métricas a cada una de las estacas. Para cada individuo, se mide las distancias (a, b) a cada polo. Si c es la distancia entre los dos polos, que se toma como “base” del mapa generado, las coordenadas cartesianas de cada individuo son $x = (c^2 + b^2 - a^2) / 2c$ y $y = (b^2 - x^2)^{0.5}$ (Dale, 1999). Este método es apropiado para especies de pequeño porte o que viven en hábitats no forestales donde es posible desplazar las cintas métricas de uno a otro individuo sin que se enreden en otros árboles o arbustos.
6. *Identificación fotográfica.* Serie fotográfica digital de la parcela o transecto que permite reconocer cada uno de los individuos a lo largo del tiempo. Si junto a las plantas se fotografía una regla o escala, se puede luego medir el crecimiento mediante un analizador de imágenes.

DATOS TOMADOS DENTRO DE CADA PARCELA

Tamaño

No resultó posible indicar un único conjunto reducido de caracteres morfométricos a medir para todas las especies porque la morfología de éstas puede ser completamente diferente. En consecuencia se proporcionaron algunas soluciones de carácter general, que fueron evaluadas por los equipos de recolección de datos durante la fase de trabajo de campo. En el caso de caméfitos rastreros o plantas rosuladas resulta informativo medir la dimensión mayor y la dimensión perpendicular a ésta. En el caso de caméfitos erguidos y nanofanerófitos, lo más eficaz suele ser la altura total y el diámetro del tronco en el contacto con el suelo. En el caso de fanerófitos lo más sencillo es anotar el DBH (diámetro del tronco a la altura del pecho) y, si es posible, la altura máxima. Otro método simple de estimar el tamaño de las plantas consiste en contar el número de hojas (si no tiene muchas) y/o medir su longitud o anchura.

Estados de desarrollo

Siempre que fue posible se discriminaron tres estadios: a) Plántula, individuos de menos de 1 año de edad por haber nacido en la presente temporada, generalmente identificables por estar provistos de cotiledones, b) Vegetativos, in-



individuos desprovistos de cotiledones y que no portan estructuras reproductivas, y c) Reproductores, individuos que portan estructuras reproductivas.

En aquellas especies en las que se desconocía el aspecto de las plántulas, se recolectó una muestra de semillas al final del primer periodo de fructificación y se llevaron a cabo siembras en condiciones controladas de laboratorio o de invernadero para obtener plántulas. En los años siguientes, las plántulas que fueron emergiendo fueron identificadas, marcadas y asignadas con un código alfanumérico de la misma manera que el resto de los individuos, siempre que fuera posible, o de la manera más adecuada que permitiera su seguimiento.

En muchas especies leñosas longevas el reclutamiento de plántulas es un acontecimiento poco frecuente, que tan sólo ocurre una vez cada muchos años (Harper & White, 1974). En consecuencia, es probable que el seguimiento de las parcelas no detecte la aparición de plántula alguna. En estos casos, la prospección de plántulas se llevó a cabo de forma especialmente exhaustiva todos los años a fin de estar seguros de que la ausencia de plántulas era real y no debida a una deficiente observación. Por el contrario, existen igualmente taxones en los que el reclutamiento de plántulas es masivo en años favorables. El momento de contabilización e identificación de las plántulas fue, salvo excepciones, el mismo en el que se efectuó el marcaje o mapeado de toda la parcela, preferiblemente durante el período de fructificación. En este momento muchas de las plántulas germinadas habían muerto y se marcaron y contabilizaron únicamente las que se encontraban vivas.

Aquellos individuos que se determinaron como muertos tras la última visita fueron registrados como tales en la tabla de resultados anuales. En especies con órganos subterráneos que pueden permanecer latentes, los individuos durmientes pueden confundirse con los muertos. En estos casos se continuó con el seguimiento de los individuos no aparecidos en años sucesivos al objeto de discriminar correctamente entre las dos posibilidades.

Producción de frutos por planta y de semillas por fruto

El patrón de fructificación es muy variable en función de la especie y de las condiciones ambientales. Cuando no se disponía de información previa, en el primer año se hicieron al menos tres visitas durante el periodo de floración y fructificación para observar el estado fenológico en el que se encontraba la población. También, se observó si las estructuras reproductivas (flores, inflorescencias, frutos...) permanecían en la planta una vez que han madurado, o bien quedaba algún resto o cicatriz que permitiera su recuento en un momento posterior, y si la floración y fructificación ocurrían de forma sincrónica dentro de una planta y en toda la población, o si ocurrían de forma gradual. Toda esta información fue necesaria para estimar la producción total de frutos y a partir de ésta la producción de semillas. En algunos casos resultó posible contar directamente el número total de frutos producido por cada una de las plantas de la parcela.

Cuando el número de estructuras florales por planta (botones, flores y/o frutos, según el estado fenológico) era superior a 100, se llevaron a cabo estimaciones con arreglo a las siguientes modalidades:

- En aquellas especies en las que la producción era homogénea en toda la estructura del vegetal, se contaron los frutos presentes en la mitad de la planta y se multiplicaron por dos o bien se contó un tercio y se multiplicó por tres.
- Cuando la distribución de la producción era heterogénea, es decir con partes diferenciadas en cuanto a cantidad (por ejemplo, estructuras cónicas o troncocónicas con mucha producción en la base y poca en las partes apicales) la estimación se llevó a cabo multiplicando el número total de inflorescencias de la planta por el número medio de frutos por inflorescencia. Este valor se obtuvo a partir de una muestra de al menos 30 inflorescencias por planta, recolectadas de modo azaroso en toda la estructura del vegetal y repitiendo el proceso para una muestra representa-

DATA COLLECTED IN EACH PLOT

Size

A reduced set of morphometric characters could not be recommended for measurement in all species, because their morphology may be completely different. Therefore, some general solutions were provided, and the data collecting teams applied the most appropriate option during their field work. In the case of crawling chamaephytes or rosette plants, the greatest dimension and the dimension perpendicular to this was measured. In the case of erect chamaephytes and nanophanerophytes, total height and diameter of the trunk in contact with the soil are usually the most efficient measurements. In the case of phanerophytes, measuring DBH (diameter at breast height) and, if possible, maximum height is the simplest. Another simple method is to count the number of leaves (if there are not too many) and/or measure their length or width.

Developmental stages

Three stages were distinguished: a) Seedling, individuals less than 1 year old, born in the current season, and generally identified by their cotyledons. b) Vegetative, individuals with no cotyledons or reproductive structures and c) Reproductive, individuals with reproductive structures.

If the morphology of a species' seedlings was unknown, a sample of seeds was collected at the end of the first fruiting period and sown under controlled laboratory or greenhouse conditions to obtain seedlings. In subsequent years, the seedlings that emerged were identified, marked and assigned an alphanumeric code like the rest of the individuals, when possible.

In many long-lived woody species, seedling recruitment is an infrequent event which only occurs once every several years (Harper & White 1974). Therefore, monitoring may not detect any seedlings. In these species, thorough seedling prospection was carried out each year to be certain that seedling absence was real and not due to negligent observation. On the other hand, some taxa had massive seedling recruitment in favourable years. Seedlings were generally identified and counted when individuals were marked and mapped in the plot, preferably during the fruiting period. At this time many of the germinated seedlings had died, and only surviving seedlings were marked and counted.

Individuals considered dead after the last visit were recorded in the annual results table. In species with dormant subterranean organs, dormant individuals can be confused with dead individuals. Therefore, disappeared individuals continued to be monitored in successive years to correctly distinguish between these two possibilities.

Fruits per plant and seeds per fruit

Fruiting patterns vary according to the species and environmental conditions. When previous information was not available, plots were visited at least three times



in the first year during the flowering and fruiting period to observe the phenological stage of the population. Observations were also made to determine if the reproductive structures (flowers, inflorescences, fruits...) or some other trace of fruiting remained on the plant after fruit maturation, allowing fruits to be counted later on, and whether flowering and fruiting were synchronous or gradual within a plant and within the population. All this information was needed to estimate total fruit and seed production. In some cases total number of fruits produced by each plant in the plot could be counted directly.

When the number of floral structures per plant (buttons, flowers and/or fruits) was over 100, estimates were made as follows:

- In species with homogeneous fruit production in the plant structure, fruits in half of the plant were counted and then multiplied by two, or a third of the fruits were counted and then multiplied by three.
- In species with heterogeneous fruit production, that is, with fruits that are not uniformly distributed (for example, conical or troncoconical structures with high production at the base and low production in apical parts), total number of inflorescences per plant was multiplied by mean number of fruits per inflorescence. This value was obtained from a sample of at least 30 inflorescences per plant, randomly collected on the plant structure, and this process was repeated for a representative sample of the population (usually > 10%).

In some species total flower number produced by each plant could be estimated, as flower abscission did not occur when no fruits were developed or some trace remained. In these cases, total flower number was obtained from the sum of developed fruits and dry flowers that did not develop fruits.

Seeds per fruit was estimated before the seed dispersal period. One or two fruits were collected from at least 30 plants outside the plot. The number of seeds per fruit was counted in the laboratory.

OTHER STUDIES

Biotic interactions

When signs of herbivory, parasitism, predation, etc. were observed, the type of damage was recorded and total affected plant surface was quantified as a percentage or on a semi-quantitative scale from 0 (no signs of herbivory) to 4 (>75% of the total surface affected). The values of 1, 2 and 3 correspond to 0-25%, 25-50% and 50-75% of affected plant surface, respectively.

Vegetative reproduction

In species with asexual reproduction, efforts were made to identify individuals that appeared by vegetative reproduction and the alphanumeric code of the nearest plant was recorded.

tiva de la población (típicamente > 10% de la misma).

En aquellas especies en las que fue posible, bien porque no se producía la abscisión de la flor cuando ésta no daba lugar al desarrollo de un fruto o porque quedaba algún tipo de señal, se estimó el número total de flores que producía cada planta. En estos casos, el número total de flores se obtuvo a partir de la suma de los frutos desarrollados y las flores secas que no habían llegado a desarrollar frutos.

La estimación de la producción de semillas por fruto se llevó a cabo antes del periodo de dispersión de las semillas. Para ello, se recogieron, fuera de la parcela, 1 ó 2 frutos de al menos 30 plantas. Una vez en el laboratorio se contó el número de semillas de cada fruto.

OTROS ESTUDIOS A REALIZAR

Interacciones bióticas

Cuando se observaron síntomas de herbivorismo, parasitismo, depredación, etc., se anotó el tipo de daño y se cuantificó en tanto por ciento respecto a la superficie total de la planta o bien mediante una escala semicuantitativa de 0 (sin señales de consumo por herbívoros) a 4 (>75% de la superficie total afectada). Los valores de 1, 2 y 3 corresponden a plantas afectadas en 0-25%, 25-50% y 50-75% de su superficie, respectivamente.

Estimación del factor de reproducción vegetativa

En especies de reproducción asexual, se trató de identificar a los individuos que aparecían por multiplicación vegetativa y se anotó el código alfanumérico de la planta más próxima.

Estimación de las tasas de germinación

Una manera de estimar las tasas de germinación en cada población es sembrar un número conocido de semillas y realizar recuentos de plántulas aparecidas en los sucesivos años de monitorización. El número de réplicas de estas siembras manuales conviene que no sea inferior a 5, y que estén repartidas por la población, para que las estimas finales no estén demasiado influidas por posibles efectos de microhábitat.

Bancos de semilla del suelo

El estudio de dinámica poblacional de especies anuales requiere conocer el banco de semillas permanente y germinable del suelo. Para ello, durante el período de floración y antes de la dispersión de las semillas, se tomaron fuera de la parcela, muestras de los tres primeros centímetros de suelo (por lo menos 200 cm³). Se recomendó que el número de muestras no fuera inferior a 50. Una vez en el laboratorio las muestras se pusieron a germinar y se contó el número de plántulas durante al menos 2 meses (Gross, 1990). Cuando las semillas se identificaban fácilmente se examinaron directamente las muestras de suelo. Por otra parte, en algunos casos, se efectuaron siembras *in situ* junto a la población, y se efectuó un seguimiento de la germinación o emergencia de plántulas con el paso del tiempo.

REFERENCIAS

- BROWER, J.E., J.H. ZAR & C.N. VON ENDE (1990). *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, IA, USA.
- COX, W. (1990). *Laboratory Manual of General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, IA, USA.
- DALE, M.R.T. (1999). *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press, UK.
- ELZINGA, C.L., D.W. SALZER, J.W. WILLOUGHBY & J.P. GIBBS (2001). *Monitoring Plant and Animal Populations*, Blackwell Science, Malden, MA, USA.



- GROSS, K.L. (1990). A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology* 78: 1079-1093.
- HARPER, J.L. & J. WHITE (1974). The demography of plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 419-463.
- MORRIS, W. & D.F. DOAK (2002) *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer, Sunderland, MA, USA.
- SUTHERLAND, W.J. (ed.) (1996). *Ecological Census Techniques. A Handbook*. Cambridge University Press, UK.
- UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Germination rates

One method of estimating germination rates in each population is to sow a specific number of seeds and count the seeds that appear in successive years of monitoring. The number of replicates should not be lower than 5 and the seeds should be distributed throughout the population to limit the possible effects of microhabitat on final germination rates.

Soil seed bank

The study of the population dynamics of annual species requires knowledge of the permanent and germinable seed banks in the soil. Samples of the first three centimetres of the soil (at least 200 cm³) were taken outside the plot during the flowering period before seed dispersal. The collection of at least 50 samples was recommended. Seeds were sown in the laboratory and the number of seedlings was counted for at least 2 months (Gross, 1990). When seeds could be easily identified, soil samples were examined directly. In some cases, seeds were sown *in situ* next to the population, and germination or seedling emergence was monitored.



Análisis de datos

M.J. ALBERT Y J.M. IRIONDO.

Data analysis

CONSTRUCCIÓN DE MATRICES DE TRANSICIÓN

La información recogida se utilizó para la construcción de matrices de proyección poblacional. Usamos matrices de Lefkovitch para analizar la demografía de cada una de las especies: los datos sobre el crecimiento, supervivencia y reproducción de todos los individuos monitorizados en cada población se sintetizaron en forma de matrices de transición cuyas clases representan **estados vitales o categorías de tamaño** específicas dentro de la población (Lefkovitch, 1965; Caswell, 2001).

Para establecer dichas categorías, nos fijamos en primer lugar en aquellos estados vitales que en sí mismos tienen sentido biológico y cuya definición como estado es indiscutible: es el caso de las plántulas (individuos procedentes de semillas que han germinado desde el muestreo anterior, y que muchas veces aún presentan cotiledones), individuos vegetativos (plantas que todavía no se reproducen) o individuos reproductivos. En la mayoría de los casos, la abundancia de individuos reproductivos permitió la subdivisión de esta categoría en dos o más clases, de manera que aseguramos un comportamiento más homogéneo dentro de cada clase. Para realizar esta subdivisión, buscamos una relación entre alguna de las tasas vitales (reproducción, crecimiento o supervivencia) y cada una de las variables de tamaño disponibles en cada caso (la altura o el diámetro de las plantas, el número de ramas, etc.). La variable de tamaño que mejor explicaba la variabilidad en la tasa vital es la que utilizamos para establecer las categorías. Para ello realizamos una clasificación (clasificación de k -medias) mediante el programa SPSS v.14.0.

Cuando se conocía la presencia de un banco de semillas del suelo permanente y los datos al respecto eran adecuados, se estableció además una clase de semillas. En la mayoría de los casos, las limitaciones para establecer esta clase vinieron por el desconocimiento del destino de las semillas desde su producción en la planta madre hasta su germinación o muerte: fundamentalmente, por la falta de información sobre las tasas de depredación post-dispersiva y la supervivencia de las semillas en el suelo. En ocasiones estas estimaciones se pudieron realizar gracias a datos procedentes de la bibliografía de las especies en cuestión. Algunas de las especies para las que se conoce la existencia de un banco edáfico no disponen de este tipo de información por lo que no fue posible incluir la clase de semillas en las matrices construidas.

En algunos casos se han establecido, además, otras categorías fruto del conocimiento biológico de la especie y de las observaciones durante el periodo de seguimiento demográfico. Es el caso de los geófitos, que presentan estados subterráneos durmientes, con emergencia aérea no continua durante el periodo de estudio. En estos casos se estableció una clase durmiente o latente y se estimó su duración y tasas de supervivencia a partir de las observaciones de campo (“desaparición” y “reaparición” de individuos en un periodo determinado) y de información bibliográfica, en su caso.

En la medida de lo posible, se consideró prioritario establecer clases con sentido biológico que reflejaran la variabilidad existente en la población en relación con las diferentes tasas vitales de los distintos tipos de individuos. Sin embargo, en algunos casos esto no se pudo llevar a cabo debido a la escasez de datos disponibles. En este sentido, en ciertos casos, el reducido número de individuos monitorizados imposibilitó la creación de clases que hubieran sido deseables

CONSTRUCTION OF TRANSITION MATRICES

The collected information was used to construct population projection matrices. We used Lefkovitch matrices to analyse the demography of each species: data on growth, survival and reproduction of all monitored individuals in each population were synthesized in transition matrices whose classes represent specific **life stages or size categories** within the population (Lefkovitch, 1965; Caswell, 2001).

The following classes were established according to clearly-defined life stages: seedlings (seeds germinated between censuses, often with cotyledons), vegetative individuals (non-reproductive plants) and reproductive individuals. In most cases, reproductive individuals were subdivided into two or more classes, thereby assuring a more homogeneous behaviour within each class. Subdivisions were based on correlations between vital rates and size variables. The size variable that best explained the variability in vital rates was used to establish classes. *K*-means classification was carried out using SPSS v.14.0 to obtain the classes.

A seed class was also established when a permanent soil seed bank was present. The main limitation in establishing a seed class was a lack of information on the post-dispersal and survival rates of the seeds in the soil. In some cases estimates were obtained using data from the bibliography of the species, while in others these data were not available and a seed class could not be included.

Other classes were based on the species biology and monitoring observations. For example, some geophytes present dormant underground states with discontinuous aerial emergence during the study period. Thus, we established a dormant class and estimated its duration and survival rates from field observations (“disappearance” and reappearance” of individuals during a specific period) and bibliographic information, when available.

We aimed to establish biologically meaningful classes reflecting the existing variability in the population in relation to the different vital rates of the different types of individuals. However, this was not always possible due to lack of data. For example, the low number of monitored individuals in some cases did not allow us to categorize individuals into the desirable number of classes to represent real population structure. On some occasions, the number of seedlings observed was so low that they were included in the



vegetative class. This classification assumed that seedlings and vegetative individuals had a similar behaviour, but avoided greater errors derived from such a low number of individuals (errors derived from demographic stochasticity).

Once classes were established, the matrix with the original data was transformed into a matrix in which each individual was identified according to its specific class for each year of monitoring. Thus, we estimated the survival rates of each class, transition rates to other classes (growth, stasis and degrowth) and reproduction rates for each consecutive two-year interval. Fertility values were estimated considering the mean reproductive response of individuals in each class in a specific year and the appearance of seedlings the next year, according to the equation on the left column where $F_{i,t,t+1}$ is the fertility value of class i for period t to $t+1$, p_{t+1} is the total number of censused seedlings in the population at time $t+1$, $R_{i,t}$ is the proportional contribution of class i to total reproductive effort, N is the number of classes and $n_{i,t}$ is the number of individuals in class i that survive at time t . Thus, the seedlings censused one year are distributed among the reproductive classes according to their reproductive contribution the year before. These estimates imply that the seedlings censused at time $t+1$ germinate from seeds produced at time t , as occurs in absence of a permanent soil seed bank. In the presence of a permanent soil seed bank, the seeds in the soil are distributed similarly among the reproductive classes, considering viable seed production and post-dispersal predation to obtain the calculation of seeds that are added to the seed bank.

The transition matrix is derived from a life cycle diagram that shows the possible transitions between stages (Caswell, 2001). Figure 2.1 provides an example representative of most studied species.

Population pyramids, representing the proportion of individuals in each class over the total number of individuals in the population, were constructed from the class structure for each year of monitoring. The information file of each taxon contains a population pyramid with the mean frequency of each class during the studied period and its corresponding standard deviation.

Calculation of demographic parameters

The studied demographic parameters were obtained using Matlab (Math Works, Inc. 2005), following the routines proposed by Morris & Doak (2002). We calculated the **finite rate of population growth (λ)** as the dominant eigenvalue for each transition matrix. The finite rate of population growth indicates proportional population growth under a stable distribution independent of density, stochasticity and migration, i.e. the factor by which the population size of the previous year is multiplied to obtain the population size of the current year. With the λ values of each period

para ser fieles a la estructura poblacional real. En ocasiones, por ejemplo, el número de plántulas observado fue tan bajo que se optó por incluir estos ejemplares en la clase de vegetativos. De esta manera asumimos un comportamiento similar para plántulas y vegetativos con el fin de evitar mayores errores de estimación al considerar clases con un número de individuos excesivamente bajo (errores derivados de la estocasticidad demográfica).

Una vez establecidas las clases, la matriz de datos original se transformó en una matriz en la que cada individuo estaba identificado de acuerdo con su pertenencia a una clase determinada, cada uno de los años del seguimiento. Así se pudieron estimar las tasas de supervivencia de cada clase, las tasas de cambio a otras clases (crecimiento, permanencia y decrecimiento) y las tasas de reproducción para cada intervalo de dos años consecutivos. Los elementos reproductivos de la matriz (valor de fecundidad) se estimaron teniendo en cuenta la respuesta reproductiva media de los individuos de cada clase en un año determinado y la aparición de plántulas en el año siguiente, de acuerdo con la ecuación:

$$F_{i,t,t+1} = \frac{P_{t+1} \cdot R_{i,t}}{\sum_{i=1}^N (R_{i,t} \cdot n_{i,t})}$$

donde $F_{i,t,t+1}$ es el valor de fecundidad de la clase i para el periodo de t a $t+1$, p_{t+1} es el número total de plántulas censadas en la población en el tiempo $t+1$, $R_{i,t}$ es la contribución proporcional al esfuerzo reproductivo total de la clase i , N es el número de clases y $n_{i,t}$ es el número de individuos en la clase i en el tiempo t . De esta manera, las plántulas censadas en un año se distribuyen entre las clases reproductivas de acuerdo con su contribución reproductiva del año anterior. Estas estimaciones implican que las plántulas censadas en el tiempo $t+1$ germinan a partir de las semillas producidas en el tiempo t , tal y como ocurre en ausencia de un banco de semillas del suelo permanente. En presencia de un banco de semillas permanente, las semillas del suelo se distribuyeron de forma similar entre las clases reproductivas, teniendo en cuenta la producción de semillas viables y la depredación postdispersiva, para obtener el cálculo de las semillas que se incorporan al banco.

La matriz de transición se deriva de un gráfico de ciclo vital que muestra las posibles transiciones entre estados (Caswell, 2001). La Figura 2.1 muestra un ejemplo de gráfico de ciclo vital, representativo de la mayoría de las especies estudiadas:

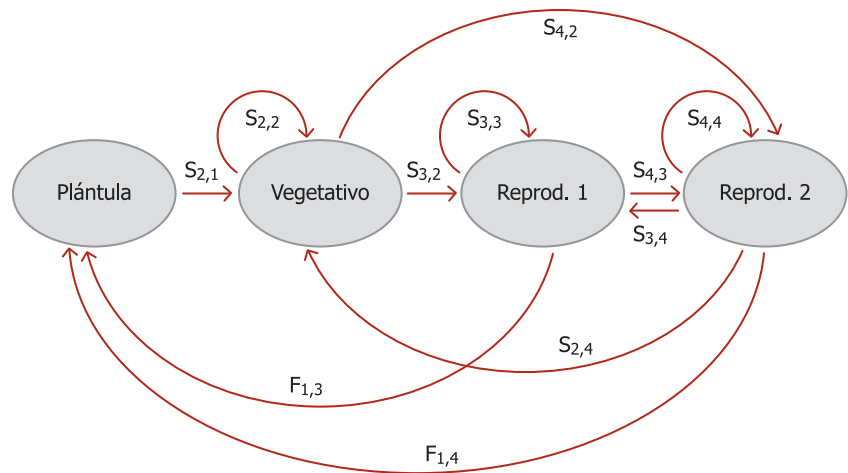


Figura 2.1. Ciclo vital de una especie modelo. Cada flecha representa una transición en un intervalo de 1 año. S indica supervivencia (permanencia en la misma clase, crecimiento o decrecimiento a una clase diferente) y F fecundidad.

Figure 2.1. Life cycle of a model species. Each arrow represents a transition in a one-year interval. S indicates survival (stasis in the same class, growth or degrowth to a different class) and F fertility.



A partir de la estructura de clases se construyeron **pirámides poblacionales** para cada uno de los años del seguimiento, donde se representó la proporción de individuos presente en cada clase sobre el total de individuos de la población. En la ficha correspondiente a cada especie se incluyó una pirámide con las proporciones medias de cada clase durante el periodo estudiado y su correspondiente desviación estándar.

CÁLCULO DE PARÁMETROS DEMOGRÁFICOS

Los parámetros demográficos estudiados se obtuvieron utilizando Matlab (MathWorks, Inc. 2005), siguiendo las rutinas propuestas por Morris & Doak (2002). Calculamos la **tasa finita de crecimiento poblacional (λ)**, como el valor propio dominante para cada matriz de transición. La tasa finita de crecimiento de la población indica el crecimiento proporcional de la población bajo una distribución estable, sin dependencia de la densidad, sin estocasticidad y sin migración. Es decir, se trata del factor por el que hay que multiplicar el tamaño de la población en el año anterior para obtener el tamaño en el año presente. Con los valores de λ de cada periodo calculamos la **λ estocástica**, una medida del valor de λ para todo el periodo de seguimiento:

$$\lambda_G = (\lambda_1)^{1/t} \cdot (\lambda_2)^{1/t} \cdot (\lambda_3)^{1/t} \cdot \dots \cdot (\lambda_t)^{1/t},$$

donde λ_G es la media geométrica del valor de λ (λ estocástica) y t es el número de años para los que se ha realizado el seguimiento (Morris & Doak 2002). En todos los casos hemos asumido que todos los valores de λ obtenidos para cada intervalo tienen la misma probabilidad de ocurrir durante un periodo de tiempo largo, y por ello la potencia es siempre $(1/t)$. En presencia de información climática detallada, o de una serie temporal más larga donde pudiéramos asignar una probabilidad de ocurrencia más precisa (por ejemplo si observamos que las condiciones sufridas por una población en un año determinado son muy raras debido a una sequía extrema), el cálculo de λ estocástica podría haberse afinado incorporando diferentes probabilidades para cada uno de los intervalos estudiados.

Se realizaron análisis de **elasticidad** sobre las matrices de transición para determinar la importancia relativa de los diferentes estados del ciclo vital sobre la dinámica de la población (Caswell, 2001). Las elasticidades son sensibilidades proporcionales de la tasa finita de crecimiento de la población a pequeños cambios en los elementos de la matriz. Las sensibilidades son estimadores del cambio que se induce en la tasa finita de crecimiento de la población si un elemento particular de la matriz a_{ij} experimenta un pequeño cambio. Son, por tanto, indicadores de la importancia de pequeños cambios en cualquiera de los elementos de la matriz de transición. Las elasticidades son el resultado de estandarizar dichos valores de sensibilidad y por lo tanto son medidas de la contribución proporcional de a_{ij} a λ (de Kroon *et al.*, 1986, 2000; Caswell, 2001).

Otro de los parámetros calculados fue la vida media o esperanza de vida al nacer de los individuos de la población. Este parámetro se deriva de la matriz de transición, y se obtiene a partir de la suma del promedio de años que los individuos pasan en cada clase. En algunas ocasiones, el cálculo de la vida media puede resultar en un valor más bajo del que percibimos a partir de nuestras observaciones de campo. Esto se debe a que los individuos que observamos se corresponden con aquellos que sobreviven más tiempo mientras que no percibimos la gran cantidad de individuos que mueren en los primeros estados vitales. A diferencia de la longevidad (vida máxima que pueden alcanzar los individuos), para calcular la vida media es necesario tener en cuenta también a los individuos que no llegaron a cada clase asignándoles un tiempo cero.

Estimación de la reducción proyectada y la probabilidad de extinción

A partir de los datos demográficos disponibles, determinamos el grado de amenaza de las poblaciones estudiadas aplicando los criterios de la UICN (2001). Los criterios utilizados fueron:

we calculated **stochastic λ** , a measure of λ for the whole monitoring period:

$$\lambda_G = (\lambda_1)^{1/t} \cdot (\lambda_2)^{1/t} \cdot (\lambda_3)^{1/t} \cdot \dots \cdot (\lambda_t)^{1/t},$$

where λ_G is the geometric mean of λ (stochastic λ) and t is the number of years monitoring has been carried out (Morris & Doak 2002). In all cases we assumed that all λ values obtained for each interval have the same probability of occurrence during a long period of time, and thus the power is always $(1/t)$. If we had had more detailed climatic data or data for a longer time series, we could have assigned a more accurate probability of occurrence (for example, if conditions experienced by a population in one specific year are very rare due to drought), and the calculation of stochastic λ could have included different probabilities for each of the studied intervals.

Elasticity analyses were carried out on the transition matrices to determine the relative importance of the different life cycle stages on the dynamics of the population (Caswell, 2001). Elasticity is proportional sensitivity of the finite rate of population growth to small changes in elements of the matrix. Sensitivity estimates the change in the finite rate of population growth that would result from a small change in matrix element a_{ij} . Thus, it indicates the importance of small changes in any element of the transition matrix. Elasticity is the result of standardizing sensitivity values and are, therefore, measures of the proportional contribution of a_{ij} to λ (de Kroon *et al.*, 1986, 2000; Caswell, 2001).

Average life span or life expectancy was also calculated for individuals of the population. This parameter is derived from the transition matrix and is obtained from the sum of the mean number of years individuals remain in each class. Average life span is sometimes lower than that perceived from field observations, because in the field we observe the individuals that survive longer while we do not observe individuals that die in the first life stages. Unlike longevity (maximum life span that can be reached by individuals), the calculation of average life span requires us to consider individuals that did not reach each class, assigning them a “zero” time.

Estimation of projected population size reduction and extinction probability

We determined the degree of threat of the studied populations from the available demographic data, applying the IUCN criteria (2001). The criteria used were:

- Criteria A3(b): A projected population size reduction within the next 10 years based on an abundance index appropriate for the taxon.
- Criteria E: Quantitative analysis that shows the probability of extinction in periods of 10, 20 and 100 years.

Decrease in projected population size was calculated using Matlab, following the routines proposed by Mor-



ris & Doak (2002). We performed 5000 iterations and incorporated environmental stochasticity by randomly choosing one of the available matrices for each population in each transition of each simulation. Decrease in population size was determined as the greatest estimated decrease with at least 90% probability.

Probability of extinction was estimated using the module Metapop (probability of extinction) of RAMASGIS (Akçakaya, 2002). One-thousand simulations were carried out with environmental stochasticity for the different time periods considered by the IUCN criteria (10, 20 and 100 years). To characterise environmental stochasticity in each population, we generated the life parameters for each transition during the simulations from log-normal distributions based on the mean transitions matrices and the corresponding standard deviation matrices. Probability of extinction was considered the probability of the population reaching a population size of zero at some time during the indicated period.

Independent modelling was carried out for each of the studied populations of each taxon.

Special case: annual species and populations with few or incomplete data

The demographic viability of populations of annual species was analysed following a method similar to the matrix model, in which we assumed that the population is structured in only one class. These models are greatly simplified and are mainly based on changes in the abundance of individuals from one year to the next. Finite rate of population growth, population size reduction and probability of extinction were estimated in the same way as in the matrix model. In some cases, we were limited by a lack of information on the size and viability of the permanent soil seed bank.

This simplified method was used when there was not enough field data available to construct a matrix model. This basically involved two types of situations:

- Populations in which the number of monitored individuals was very low due to inaccessibility or other reasons. In these cases, total population size data were used instead of constructing transition matrices to avoid errors derived from estimating vital rates from such a low number of individuals per class.
- Populations in which the individualized monitoring of all classes of individuals was not considered. This mainly involves a lack of information on seedling survival rates. In these cases, total population size was also used together with estimates of seedling abundance when these data were available.

- Criterio A3(b): Reducción del tamaño poblacional proyectado dentro de los próximos 10 años basado en un índice de abundancia apropiado para el taxón.
- Criterio E: Análisis cuantitativo que muestra la probabilidad de extinción en periodos de 10, 20 y 100 años.

La reducción del tamaño poblacional proyectado se calculó utilizando Matlab, siguiendo las rutinas propuestas por Morris & Doak (2002). Se simularon 5000 repeticiones, y se incorporó estocasticidad ambiental mediante la posibilidad de elegir alguna de las matrices disponibles para cada población en cada transición y simulación, con la misma probabilidad para todas. Se determinó la reducción del tamaño poblacional como la mayor reducción estimada que contaba con, al menos, un 90% de probabilidad.

La probabilidad de extinción se estimó usando el módulo Metapop (probabilidad de extinción) de RAMASGIS (Akçakaya, 2002). Se llevaron a cabo 1000 simulaciones con estocasticidad ambiental para los diferentes periodos de tiempo contemplados por los criterios de la UICN (10, 20 y 100 años). Para caracterizar la estocasticidad ambiental en cada población se generaron los parámetros vitales de cada transición durante las simulaciones a partir de distribuciones log-normales basadas en las matrices de transición de valores medios y las correspondientes matrices de desviaciones estándar. Se consideró como probabilidad de extinción la probabilidad de que la población alcanzara un tamaño poblacional cero en algún momento dentro del periodo indicado.

Se llevaron a cabo modelizaciones independientes para cada una de las poblaciones estudiadas en cada taxón.

Caso especial: especies anuales y poblaciones con pocos datos o datos incompletos

La viabilidad demográfica de las poblaciones de especies anuales se analizó siguiendo un esquema similar al modelo matricial, en el que asumimos que la población se estructura en una sola clase. Los modelos se simplifican enormemente, y se basan fundamentalmente en el cambio en la abundancia de individuos entre un año y el siguiente. La tasa finita de crecimiento poblacional, la reducción proyectada y la probabilidad de extinción se estimaron de la misma manera que para el modelo matricial. De nuevo, en algunos casos, nos encontramos con limitaciones por falta de información acerca del tamaño y viabilidad del banco de semillas permanente del suelo.

Esta misma simplificación basada en el censo de los individuos de la población se ha utilizado en algunas situaciones en las que los datos de campo disponibles no eran suficientes como para poder construir un modelo matricial. Básicamente se trata de dos tipos de situaciones:

- Poblaciones en las que, debido a la inaccesibilidad de las mismas o a otros motivos, el número de individuos monitorizados fue muy bajo. En estos casos fue preferible utilizar datos globales de la población en lugar de construir matrices de transición, para evitar errores graves al estimar tasas vitales a partir de un número de individuos por clase excesivamente bajo.
- Poblaciones en las que no se ha considerado el seguimiento individualizado de todos los tipos de individuos. Se trata fundamentalmente de falta de información acerca de las tasas de supervivencia de las plántulas. En estos casos se han utilizado también los datos globales del tamaño poblacional, junto con estimaciones sobre la abundancia de plántulas cuando se encontraban disponibles.

REFERENCIAS

- AKÇAKAYA, H.R. (2002). *RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population Viability Analysis (version 4.0)*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- CASWELL, H. (2001). *Matrix: Population Models: Construction, Analysis and Interpretation*. 2ª ed. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.



- DE KROON, H., A. PLAISIER, J. VAN GROENENDAEL & H. CASWELL (1986). Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67: 1427-1431.
- DE KROON, H., J. VAN GROENENDAEL & J. EHRLÉN (2000). Elasticities: a review of methods and model limitations. *Ecology* 81: 607-618.
- LEFKOVITCH, L.P. (1965). The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21: 1-18.
- MATHWORKS, INC. (2005). *MATLAB: The Language of Technical Computing*. v.7. MathWorks, Inc., Natick, MA.
- MORRIS, W.F. & D.F. DOAK (2002). *Quantitative Conservation Biology. Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts, USA.
- UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.



Capítulo III

Taxones estudiados

Chapter III
Studied taxa

Descripción de los resultados presentados para cada taxón. Ficha tipo

J.M. IRIONDO, L. GIMÉNEZ BENAVIDES Y M.J. ALBERT.

Description of results presented for each taxon. Standard information file

En este capítulo se presentan los resultados de los análisis de viabilidad poblacional obtenidos para los 37 taxones estudiados. Se ha optado por utilizar una estructura de fichas similar a la utilizada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004), asignando una ficha a cada taxón. Las fichas se encuentran ordenadas en primer lugar por la categoría de amenaza (Tabla 3.1.; UICN, 2001) y, en segundo lugar, por orden alfabético del nombre científico.

Cada ficha consta de cuatro páginas y de un número determinado de apartados y subapartados. La información disponible para cada taxón depende del número de poblaciones estudiadas, el número de años de seguimiento y los diferentes avatares que han ocurrido en algunos casos dificultando o impidiendo la toma de datos. El número de poblaciones estudiadas oscila entre uno y tres siguiendo los criterios establecidos en el capítulo II (Metodología). El período de seguimiento estándar ha sido de seis años, lo que ha posibilitado la obtención de hasta cinco matrices de transición. Por diversos motivos, en algunos casos el seguimiento no ha podido completarse en todo el período previsto y la duración del mismo se ha visto acortada a tres, cuatro o cinco años.

La ficha comienza con un encabezamiento que presenta el nombre científico del taxón, el nombre vulgar, si lo tiene, la familia a la que pertenece y la categoría de amenaza según los criterios UICN (UICN, 2001). Se ha utilizado la misma nomenclatura científica que la publicada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España y la misma clasificación de familias (Brummit, 1992). Existen dudas en un par de casos acerca de la asignación taxonómica de algunas de las poblaciones estudiadas y nos consta que existen propuestas nomenclaturales en preparación. No obstante, hemos preferido mantener la nomenclatura del Atlas y Libro Rojo hasta que las nuevas propuestas sean publicadas y adoptadas por la comunidad científica. La categoría de amenaza indicada para cada taxón, al igual que los criterios y subcriterios que la amparan, proceden de la Lista Roja de la Flora Vascul ar Española Amenazada (Moreno, 2008). En el caso de *Androsace vitaliana* subsp. *aurelii*, se ha mantenido la categoría de amenaza asignada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004) debido a que no fue incluida en la Lista Roja 2008 al ponerse en duda la validez taxonómica de la subespecie.

Bajo el encabezamiento de la ficha se encuentra un párrafo resaltado que incluye una síntesis de la información más relevante sobre el taxón bajo la perspectiva de un análisis demográfico. En este párrafo se recoge por tanto información relativa a su distribución, número de poblaciones conocidas y confirmadas de la especie, biotipo, expresión sexual y hábitat. También se incluye cualquier información adicional que resulte significativa (e.g., rizomas que no emiten tallos aéreos todos los años, dependencia de un polinizador muy específico, presión ganadera muy intensa, etc...). A la derecha de este párrafo se incluye una fotografía de la planta completa o de alguna parte representativa de la misma.

La primera página de la ficha se completa con el apartado denominado “**Poblaciones estudiadas**”. Este apartado recoge, tanto en formato de texto como en formato de tabla, información más precisa sobre las poblaciones, incluyendo el número y tamaño de las poblaciones conocidas y estudiadas del taxón, los criterios de selección de las poblaciones estudiadas (aquellas marcadas con un as-

This chapter presents the results of the population viability analyses obtained for the 37 studied taxa. The information is structured in files similar to those used in the Atlas and Red List of Threatened Spanish Vascul ar Flora (Bañares *et al.*, 2004) with one file assigned to each taxon. The files are arranged first by threat category (Table 3.1; UICN 2001) and then by scientific name in alphabetical order.

Each file consists of four pages and specific sections and subsections. The information available for each taxon depends on the number of populations studied, years of monitoring and, in some cases, the different events that impeded data collection. The number of populations studied varies between one and three, following the criteria established in Chapter II (Methodology). The standard monitoring period was six years, which made it possible to obtain up to five transition matrices. In some cases, monitoring could not be carried out during the entire period, and data was collected for three, four or five years.

Each information file begins with a heading that presents the scientific name of the taxon, the common name, if there is one, the family it belongs to and threat category according to IUCN criteria (UICN, 2001). The same scientific nomenclature and classification of families (Brummit, 1992) was used as in the Atlas and Red Book of Threatened Spanish Vascul ar Flora. In a couple of cases, there is some doubt concerning the taxonomic classification of some of the studied populations, and nomenclatural proposals are currently in preparation. However, we preferred to use the nomenclature of the Atlas and Red Book until the new proposals are published and adopted by the scientific community. The threat category indicated for each taxon, as well as the criteria and subcriteria applied, were taken from the Red List of Threatened Spanish Vascul ar Flora (Moreno, 2008). In the case of *Androsace vitaliana* subsp. *aurelii* the threat category was assigned according to the Atlas and Red Book of Threatened Spanish Vascul ar Flora (Bañares *et al.*, 2004), as it was not included in the 2008 Red List due to the uncertain taxonomic validity of the subspecies.

Under the heading, there is a short summary of the most relevant information on the taxon from a demographic analysis perspective. Hence, this paragraph contains information on distribution, number of known and confirmed populations, biotype, sexual expression and habitat. It also includes any additional in-



formation that is significant (e.g. rhizomes that do not have aerial shoots every year, dependency on a specific pollinator, intense grazing pressure, etc...). To the right of this paragraph there is a photograph of the complete plant or some representative part of the plant.

The rest of the first page is devoted to the section entitled “**Studied populations**”. This section contains both text and a table with more detailed information on the populations, including the number and size of the known and studied populations of the taxon, the criteria used to select the studied populations (those marked with an asterisk in the table), obstacles or limitations in data collection, number and characteristics of established monitoring plots and trends in the number of individuals in these plots during the years of study.

The second page is dedicated to **data analysis**. This analysis first contains a subsection on **class structure**. Here there is an explanation of the methodology used to determine the size of individuals, which allows them to be structured in different classes, and the variables recorded to estimate fertility (e.g. number of flowers, fruits or seeds). There is also information on the existence of a permanent soil seed bank and means of vegetative propagation. Finally, the structuring of the population into two to four classes is presented and the size threshold is indicated for each class. The obtained **population structure** in each of the studied populations and the proportion of each class is shown in a bar graph.

The second subsection deals with **demographic parameters**. It begins with the life expectancy of the plants in each studied population. The population structure and monitoring data are used to construct transition matrices. These matrices summarize the vital rates of the population and the probability of individuals changing to another class (Figure 3.1.).

This subsection shows the mean transition matrix for each population for the whole monitoring period. The matrices of each transition for each population are shown in the section on **supplementary information** on page four. The demographic parameters also include the mean elasticity matrix, which detects the transitions which proportionally have a greater effect on the finite growth rate of the population (λ). The elements in the mean elasticity matrix are the elasticity values corresponding to the transitions indicated by their position in the matrix. At the end of the page, the values of the finite growth rate of the population (λ) per population and year, as well as their mean values, are shown.

This completes the section on data analysis, and page three of the information file is devoted to **diagnosis**. This section begins with an **assessment of the studied populations**, in which the different results obtained and shown on page two are discussed and interpreted. Here, the aim is to highlight the most relevant characteristics from a conservation perspective.

terisco en la tabla), la existencia de obstáculos o limitaciones en la recolección de datos, número y características de las parcelas de seguimiento establecidas y evolución del número de individuos en estas parcelas durante los años de estudio. Finalmente se incluyen un par de mapas donde se indica la distribución del taxón y la localización de las poblaciones que han formado parte del seguimiento demográfico.

La segunda página está encomendada al **análisis** de los datos. Este análisis muestra, en primer lugar, un subapartado dedicado a la **estructura de clases**. Aquí se explica el método empleado para determinar el tamaño de los individuos, que permitirá separarlos en varias clases, y las variables registradas para estimar su fertilidad (número de flores, frutos o semillas, por ejemplo). También se informa sobre la existencia de bancos de semillas permanentes en el suelo y de formas de propagación vegetativa. Finalmente, se propone la estructuración de la población en un número de clases que oscila entre dos y cuatro, indicando el umbral de tamaños de cada una de ellas. La **estructura poblacional** resultante en cada una de las poblaciones estudiadas queda plasmada mediante diagramas de barras que indican las proporciones correspondientes a cada clase.

El segundo subapartado dedicado a **parámetros demográficos** comienza con la esperanza de vida al nacer en cada población estudiada. Por otra parte, en este subapartado se utilizan la estructuración poblacional y los datos de seguimiento individual para generar las **matrices de transición**. Estas matrices resumen las tasas vitales de la población y las probabilidades de paso de los individuos de una clase a otra (Figura 3.1.).

		DE(t):			
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
A(t+1):	Clase 1	a_{11}	a_{12}	a_{13}	a_{14}
	Clase 2	a_{21}	a_{22}	a_{23}	a_{24}
	Clase 3	a_{31}	a_{32}	a_{33}	a_{34}
	Clase 4	a_{41}	a_{42}	a_{43}	a_{44}

Figura 3.1. Estructura de una matriz de transición correspondiente a una población con cuatro clases. Para interpretar el significado de cada elemento de la matriz de transición hay que entrar en la matriz por columnas y salir por filas. Por ejemplo, el elemento a_{32} muestra la probabilidad de transición desde la clase 2 en el tiempo t a la clase 3 en el tiempo $t+1$. Para facilitar la interpretación, en esta matriz modelo se han marcado con diferentes colores las transiciones que representan diferentes tasas vitales. Salvo excepciones, las clases reproductivas presentan en la primera fila de la matriz sus valores de fecundidad (representados en amarillo). La diagonal (en azul) representa la permanencia de los individuos en su misma clase. Los elementos marcados en verde indican crecimiento (probabilidad de transición desde una clase determinada en el tiempo t a una clase superior en el tiempo $t+1$). Por último, los elementos marcados en naranja indican retroceso a una clase inferior.

Figure 3.1. Structure of a transition matrix of a population with four classes. The meaning of each element in the transition matrix can be read by entering the matrix by columns and leaving it by rows. For example, element a_{32} shows the probability of transition from class 2 in time t to class 3 in time $t+1$. The transitions that represent different vital rates are highlighted in different colours to facilitate interpretation. In general, the fertility values of the reproductive classes are shown in the first row of the matrix (highlighted in yellow). The diagonal (highlighted in blue) represents individuals remaining in the same class. The elements highlighted in green indicate growth (probability of changing from a specific class in time t to a higher class in time $t+1$), whereas elements highlighted in orange indicate change to a lower class.



En realidad, en este subapartado tan sólo se muestra la matriz de transición media de cada población para todo el periodo de seguimiento. Las matrices correspondientes a cada transición para cada población quedan expuestas en el apartado de **información suplementaria** situado en la cuarta página. Entre los parámetros demográficos también se incluye la matriz de elasticidades media, que sirve para detectar las transiciones que, proporcionalmente, afectan en mayor medida a la tasa finita de crecimiento de la población (λ). En la matriz de elasticidad media, los elementos de la matriz son los valores de elasticidad correspondientes a las transiciones indicadas por el lugar que ocupan en dicha matriz. Al final de la página se reflejan los valores de la tasa finita de crecimiento de la población (λ) por población y año, así como su valor medio.

Una vez completado el análisis de datos entramos en el apartado de **diagnóstico**, situado en la tercera página de la ficha. Este apartado comienza con una **valoración de las poblaciones estudiadas** en la que se discuten e interpretan conjuntamente los diferentes resultados obtenidos y mostrados en la página anterior. El objetivo es destacar aquellas características que resultan más relevantes desde el punto de vista de la conservación.

En el subapartado dedicado a la **aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas** se muestran las estimaciones de reducción proyectada de la abundancia en cada población, así como los resultados de los análisis de probabilidad de extinción para diferentes periodos de tiempo. Esta información se utiliza en la aplicación del subcriterio A3b y del criterio E de las categorías de amenaza de UICN (Tabla 3.2.; UICN, 2001).

Este proceso permite asignar categorías de amenaza a cada una de las poblaciones estudiadas. La asignación de categorías de amenaza a cada población utilizando estos criterios no debe confundirse con la asignación de categoría de amenaza al taxón en su conjunto. En realidad, las categorías de amenaza de la UICN solamente son aplicables al taxón, referido éste como el conjunto de poblaciones de que se compone o el conjunto de poblaciones que posee dentro de un territorio definido (e.g., estado o comunidad autónoma). En consecuencia, la utilidad de este apartado dependerá de la representatividad de dichas poblaciones con respecto al total de poblaciones de que se compone el taxón (ver capítulo V). Cuando las poblaciones estudiadas constituyen el 100% de las poblaciones conocidas del taxón, los resultados aquí obtenidos son directamente aplicables a la evaluación de las categorías de amenaza de la UICN del taxón. Sin embargo, si las poblaciones estudiadas tan solo suponen una parte de las poblaciones del taxón, la aplicabilidad de los resultados dependerá del grado de representatividad de las poblaciones muestreadas. En los casos en que estos resultados han supuesto la adición de los criterios A3b o E a la categoría de amenaza del taxón en la Lista Roja de la Flora Vascular Amenazada (Moreno, 2008) se hace mención expresa a este hecho.

La tercera página incluye además un subapartado con **propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional** derivadas del diagnóstico de la situación de las poblaciones logrado con este estudio. También expone, finalmente, la relación de **autores** que han participado en la obtención y análisis de los datos y en la elaboración de la ficha, y, en su caso, de **colaboradores** así como las **referencias** bibliográficas citadas en el texto.

Las dos páginas centrales de la ficha muestran además fotografías que ilustran el hábitat de las poblaciones o aspectos relacionados con la metodología empleada en la toma de datos.

La cuarta y última página está dedicada exclusivamente al apartado de **información suplementaria** y contiene las matrices de transición obtenidas para cada par de años y en cada población. Este apartado es en realidad un anejo a la ficha destinado a aquellos interesados en conocer en mayor detalle las características demográficas de las poblaciones estudiadas.

In the subsection on the **application of IUCN demographic criteria to the studied populations**, estimates of projected reduction in population size for each population, as well as the results of the extinction probability analyses, are shown for different time periods. This information is used in the application of subcriterion A3b and criterion E of the IUCN threat categories (Table 3.2.; UICN, 2001). This process allows threat categories to be assigned to each of the studied populations. However, the threat category assigned to each population should not be confused with that assigned to the whole taxon. The IUCN threat categories can only be applied to a taxon, that is, all of the taxon's populations or a group of populations within a defined territory (state or autonomous region). Consequently, the use of this section will depend on the representativity of the studied populations compared to all of the taxon's populations (see Chapter V). When all the known populations of a taxon were studied, the results obtained here are directly applicable to the evaluation of the IUCN threat categories of the taxon. However, if the studied populations represent only a portion of the taxon's populations, application of results will depend on the representativity of the sampled populations. Specific mention is made of the cases in which these results involved the addition of criteria A3b or E to the threat category of the taxon in the Red List of Threatened Spanish Vascular Flora (Moreno, 2008).

Page three also includes a subsection on **conservation proposals from a population perspective**. These proposals are based on the diagnosis of the population status obtained in this study. It also contains a list of **authors** who participated in data collection, data analysis, and preparation of the information file, and, if any, **collaborators**, as well as the bibliographic references cited in the text.

The two centre pages of the information file also have photographs that illustrate the habitat of the populations or aspects related to the methodology used in data collection.

The fourth and last page is exclusively dedicated to the section on **supplementary information**, and it contains the transition matrices obtained for each two-year period and in each population. This section is really an annex to the information file directed to those interested in knowing more about the demographic characteristics of the studied populations.



Tabla 3.1. Descripción de las categorías de amenaza según se definen en UICN (2001).

<p>EXTINTO EX</p> <p>“Un taxón está Extinto cuando no queda ninguna duda razonable de que el último individuo existente ha muerto. Se presume que un taxón está Extinto cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizados en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.”</p>	<p>VULNERABLE VU</p> <p>“Un taxón es Vulnerable cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para Vulnerable (ver Tabla 3.2) y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo alto de extinción en estado silvestre.”</p>
<p>EXTINTO EN ESTADO SILVESTRE EW</p> <p>“Un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautividad o como población (o poblaciones) naturalizadas completamente fuera de su distribución original. Se presume que un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no han podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.”</p>	<p>CASI AMENAZADO NT</p> <p>“Un taxón está Casi Amenazado cuando ha sido evaluado según los criterios y no satisface, actualmente, los criterios para En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable; pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga, en el futuro cercano.”</p>
<p>EXTINTO A NIVEL REGIONAL RE</p> <p>“Categoría para un taxón cuando no hay una duda razonable de que el último individuo capaz de reproducirse en la región ha muerto o desaparecido de la naturaleza en la región, o en el caso de ser un antiguo taxón visitante, el último individuo ha muerto o desaparecido de la naturaleza en la región. La fijación de cualquier límite de tiempo para su inclusión en la lista como RE se deja a la discreción de la autoridad regional de la Lista Roja, pero en ningún caso debe ser una fecha anterior a 1500 D.C.”</p>	<p>PREOCUPACION MENOR LC</p> <p>“Un taxón se considera de Preocupación Menor cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable o Casi Amenazado. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.”</p>
<p>EN PELIGRO CRITICO CR</p> <p>“Un taxón está En Peligro Crítico cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro Crítico (ver Tabla 3.2) y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.”</p>	<p>DATOS INSUFICIENTES DD</p> <p>“Un taxón se incluye en la categoría de Datos Insuficientes cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y/o condición de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero carecer de los datos apropiados sobre su abundancia y/o distribución. Datos Insuficientes no es por lo tanto una categoría de amenaza. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información, y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren que una clasificación de amenazada pudiera ser apropiada. Es importante hacer un uso efectivo de cualquier información disponible. En muchos casos habrá que tener mucho cuidado en elegir entre Datos Insuficientes y una condición de amenaza. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro del taxón, entonces la condición de amenazado puede estar bien justificada.”</p>
<p>EN PELIGRO EN</p> <p>“Un taxón esta En Peligro cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro (ver Tabla 3.2) y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre.”</p>	<p>NO EVALUADO NE</p> <p>“Un taxón se considera No Evaluado cuando todavía no ha sido clasificado en relación a estos criterios.”</p>



Table 3.1. Description of the IUCN (2001) threat categories.

<p>EXTINCT EX</p> <p>“A taxon is Extinct when there is no reasonable doubt that the last individual has died. A taxon is presumed Extinct when exhaustive surveys in known and/or expected habitat, at appropriate times (diurnal, seasonal, annual), throughout its historic range have failed to record an individual. Surveys should be over a time frame appropriate to the taxon’s life cycle and life form.”</p>	<p>VULNERABLE VU</p> <p>“A taxon is Vulnerable when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for Vulnerable (see Table 3.2), and it is therefore considered to be facing a high risk of extinction in the wild.”</p>
<p>EXTINCT IN THE WILD EW</p> <p>“A taxon is Extinct in the Wild when it is known only to survive in cultivation, in captivity or as a naturalized population (or populations) well outside the past range. A taxon is presumed Extinct in the Wild when exhaustive surveys in known and/or expected habitat, at appropriate times (diurnal, seasonal, annual), throughout its historic range have failed to record an individual. Surveys should be over a time frame appropriate to the taxon’s life cycle and life form.”</p>	<p>NEAR THREATENED NT</p> <p>“A taxon is Near Threatened when it has been evaluated against the criteria but does not qualify for Critically Endangered, Endangered or Vulnerable now, but is close to qualifying for or is likely to qualify for a threatened category in the near future.”</p>
<p>REGIONALLY EXTINCT RE</p> <p>“Category for a taxon when there is no reasonable doubt that the last individual potentially capable of reproduction within the region has died or has disappeared from the wild in the region, or when, if it is a former visiting taxon, the last individual has died or disappeared in the wild from the region. The setting of any time limit for listing under RE is left to the discretion of the regional Red List authority, but should not normally pre-date 1500 AD.”</p>	<p>LEAST CONCERN LC</p> <p>“A taxon is Least Concern when it has been evaluated against the criteria and does not qualify for Critically Endangered, Endangered, Vulnerable or Near Threatened. Widespread and abundant taxa are included in this category.”</p>
<p>CRITICALLY ENDANGERED CR</p> <p>“A taxon is Critically Endangered when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for Critically Endangered (see Table 3.2), and it is therefore considered to be facing an extremely high risk of extinction in the wild.”</p>	<p>DATA DEFICIENT DD</p> <p>“A taxon is Data Deficient when there is inadequate information to make a direct, or indirect, assessment of its risk of extinction based on its distribution and/or population status. A taxon in this category may be well studied, and its biology well known, but appropriate data on abundance and/or distribution are lacking. Data Deficient is therefore not a category of threat. Listing of taxa in this category indicates that more information is required and acknowledges the possibility that future research will show that threatened classification is appropriate. It is important to make positive use of whatever data are available. In many cases great care should be exercised in choosing between DD and a threatened status. If the range of a taxon is suspected to be relatively circumscribed, and a considerable period of time has elapsed since the last record of the taxon, threatened status may well be justified.”</p>
<p>ENDANGERED EN</p> <p>“A taxon is Endangered when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for Endangered (see Table 3.2), and it is therefore considered to be facing a very high risk of extinction in the wild.”</p>	<p>NOT EVALUATED NE</p> <p>“A taxon is Not Evaluated when it is has not yet been evaluated against the criteria.”</p>



Tabla 3.2. Resumen de criterios de las categorías UICN (2001).

CRITERIOS (A-E)	EN PELIGRO CRÍTICO	EN PELIGRO	VULNERABLE
A. Reducción del contingente total de individuos maduros			
1. Reducción reversible y detenida	> 90% en 10 años o 3 generaciones	> 70% en 10 años o 3 generaciones	> 50% en 10 años o 3 generaciones
2. Reducción en curso	> 80% en los últimos 10 años o 3 generaciones	> 50% en los últimos 10 años o 3 generaciones	> 30% en los últimos 10 años o 3 generaciones
3. Reducción proyectada	> 80% en los próximos 10 años o 3 generaciones	> 50% en los próximos 10 años o 3 generaciones	> 30% en los próximos 10 años o 3 generaciones
4. Reducción en curso y proyectada	> 80% en 10 años o 3 generaciones, incluyendo tiempo pasado y futuro	> 50% en 10 años o 3 generaciones, incluyendo tiempo pasado y futuro	> 30% en 10 años o 3 generaciones, incluyendo tiempo pasado y futuro
Estos cuatro subcriterios han de basarse en alguno de los siguientes elementos: (a) observación directa; (b) índice de abundancia apropiado para el taxón; (c) reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat; (d) niveles de explotación reales o potenciales; (e) efecto de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.			
B. Distribución geográfica reducida (*)			
1. Extensión de presencia	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
2. Área de ocupación	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y al menos dos de los siguientes subcriterios:			
(a) Fragmentación severa o:	1 sola localidad	No más de 5 localidades	No más de 10 localidades
(b) Disminución continua basada en: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o poblaciones; (v) número de individuos maduros.			
(c) Fluctuación extrema basada en: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o poblaciones; (iv) número de individuos maduros.			
C. Número de individuos maduros y disminución continua			
	<250	<2.500	<10.000
Y alguno de los siguientes subcriterios:			
1. Disminución continua	25% en 3 años o 1 generación	20% en 5 años o 2 generaciones	10% en 10 años o 3 generaciones
2. Disminución continua observada, proyectada o inferida y una de las siguientes características:			
(a) Estructura de la población en una de las dos opciones siguientes			
(i) Ninguna población contiene más de:			
	50 individuos	250 individuos	1.000 individuos
(ii) Está en algunas población al menos el:			
	90% de los individuos	95% de los individuos	100% de los individuos
(b) Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros			
D. Número de individuos maduros			
	<50	<250	1. <1.000
			2. Área de ocupación <20 km ² o menos de 5 localidades, con amenazas constatables
E. Análisis cuantitativo que señale la probabilidad de extinción			
	50% en 10 años o 3 generaciones	20% en 20 años o 5 generaciones	10% en 100 años

(*) **Extensión de presencia** es el área contenida en el polígono dibujado con los puntos periféricos que unen los lugares donde se presenta un taxón. **Área de ocupación** es el área donde realmente se encuentra el taxón, ya que la extensión de presencia puede incluir zonas donde no se encuentre o donde el hábitat no sea el adecuado.



Table 3.2. Summary of the IUCN (2001) criteria for assessing threat levels.

CRITERIA (A-E)	CRITICALLY ENDANGERED	ENDANGERED	VULNERABLE
A. Reduction in population size of adult individuals			
1. Reversible and ceased reduction	>90% over the last 10 years or 3 generations	>70% over the last 10 years or 3 generaciones	>50% over the last 10 or 3 generations
2. On-going reduction	>80% over the last 10 years or 3 generations	>50% over the last 10 years or 3 generations	>30% over the last 10 years or 3 generations
3. Projected reduction	>80% over the last 10 years or 3 generations	>50% over the last 10 years or 3 generations	>30% over the last 10 years or 3 generations
4. On-going and projected reduction	>80% over the last 10 years or 3 generations, including both past and future	>50% over the last 10 years or 3 generations, including both past and future	>30% over the last 10 years or 3 generations, including both past and future
These four subcriteria must be based on any of the following elements: (a) direct observation; (b) an index of abundance appropriate to the taxon; (c) a decline in area of occupancy, extent of occurrence and/or quality of habitat; (d) actual or potential levels of exploitation; (e) the effects of introduced taxa, hybridization, pathogens, pollutants, competitors or parasites.			
B. Reduced geographic range (*)			
1. Extent of occurrence	< 100 km ²	< 5000 km ²	< 20000 km ²
2. Area of occupancy	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2000 km ²
And at least two of the following subcriteria:			
(a) Severely fragmented or known to exist at	Only 1 location	No more than 5 locations	No more than 10 locations
(b) Continuing decline based on (i) extent of occurrence; (ii) area of occupancy; (iii) area, extent and/or quality of habitat; (iv) number of locations or populations; (v) number of mature individuals			
(c) Extreme fluctuations in any of the following: (i) extent of occurrence; (ii) area of occupancy; (iii) number of locations or subpopulations; (iv) number of mature individuals			
C. Number of mature individuals and continuing decline			
	<250	<2500	<10000
And either:			
1. Continuing decline	25% within 3 years or one generation	20% within 5 years or 2 generations	10% within 10 years or 3 generations
2. Continuing decline, observed, projected, or inferred and at least one of the following:			
(a) Population structure in the form of one of the following:			
(i) No population estimated to contain more than:			
	50 mature individuals	250 mature individuals	1000 mature individuals
(ii) In one population there is at least:			
	90% of mature individuals	95% of mature individuals	100% of mature individuals
(b) Extreme fluctuations in number of mature individuals			
D. Number of mature individuals			
	<50	<250	1. <1000
			2. Area of occupancy <20 km ² or less than 5 locations with evident threats
E. Quantitative analyses showing the probability of extinction			
	50% within 10 years or 3 generations	20% within 20 years or 5 generations	10% within 100 years

(*) **Extent of occurrence** is the area contained within the shortest continuous imaginary boundary which can be drawn to encompass all the sites of present occurrence of a taxon. **Area of occupancy** is the area within its extent of occurrence which is occupied by a taxon as the extent of occurrence may include unsuitable or unoccupied habitats.





REFERENCIAS

- BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (eds.) (2004). *Atlas y Libro Rojo de la Flora VasculAr Amenazada de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid.
- BRUMMIT, R.K. (1992) *VasculAr Plant Families and Genera*. The Royal Botanic Gardens, Kew, Reino Unido.
- UICN (2001) *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- UICN (2003). *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional*. Versión 3.0. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 26 pp.
- MORENO, J.C. (Coord.) (2008). *Lista Roja de la Flora VasculAr Española Amenazada*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.



FICHA TIPO

Taxones estudiados																								
<p>1 <i>Limonium malacitanum</i> Díez Garretas</p> <p>2 PLUMBAGINACEAE</p> <p>3 CR A3b; B1b(iii,iv)c(ii,iii)+2b(iii,v)c(ii,iii)</p>	<p>CR</p>																							
<p>4 Especie endémica del litoral de las provincias de Málaga y Granada (desde Torremolinos a Marina del Este o Punta de la Mona). Cuenta con dos grandes poblaciones confirmadas, una en la provincia de Málaga, integrada por ocho subpoblaciones, y otra en la provincia de Granada con dos subpoblaciones. Nanocaméfito siempreverde, hermafrodita, aparece exclusivamente en roquedos y acantilados calizos litorales.</p>	<p>5 Siempreviva malagueña</p>																							
<p>6 POBLACIONES ESTUDIADAS Se ha seleccionado la población de Málaga (concretamente la subpoblación de El Cantal). Se trata de la población de mayor tamaño, y presenta unas características biológicas similares a las del resto de poblaciones.</p>	<p>7</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Población</th> <th>Subpoblación</th> <th>Individuos (año 2001)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="8">Málaga</td> <td>Castillo de Santa Clara</td> <td>5</td> </tr> <tr> <td>Peñón Partido</td> <td>178</td> </tr> <tr> <td>Peñón del Cuervo-Araña</td> <td>142</td> </tr> <tr> <td>El Cantal*</td> <td>1.298</td> </tr> <tr> <td>Faro de Torrox</td> <td>375</td> </tr> <tr> <td>Nerja-Paseo Carabineros</td> <td>332</td> </tr> <tr> <td>Baños del Carmen</td> <td>125**</td> </tr> <tr> <td>Peñón del Fraile</td> <td>143</td> </tr> <tr> <td>Granada</td> <td>Punta de la Mona</td> <td>541</td> </tr> </tbody> </table> <p>* Subpoblación estudiada ** Subpoblación censada en el año 2006</p>	Población	Subpoblación	Individuos (año 2001)	Málaga	Castillo de Santa Clara	5	Peñón Partido	178	Peñón del Cuervo-Araña	142	El Cantal*	1.298	Faro de Torrox	375	Nerja-Paseo Carabineros	332	Baños del Carmen	125**	Peñón del Fraile	143	Granada	Punta de la Mona	541
Población	Subpoblación	Individuos (año 2001)																						
Málaga	Castillo de Santa Clara	5																						
	Peñón Partido	178																						
	Peñón del Cuervo-Araña	142																						
	El Cantal*	1.298																						
	Faro de Torrox	375																						
	Nerja-Paseo Carabineros	332																						
	Baños del Carmen	125**																						
	Peñón del Fraile	143																						
Granada	Punta de la Mona	541																						
<p>9</p> 	<p>8</p> <p>Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>2001</th> <th>2002</th> <th>2003</th> <th>2004</th> <th>2005</th> <th>2006</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>El Cantal</td> <td>283</td> <td>271</td> <td>260</td> <td>275</td> <td>273</td> <td>244</td> </tr> </tbody> </table>		2001	2002	2003	2004	2005	2006	El Cantal	283	271	260	275	273	244									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006																		
El Cantal	283	271	260	275	273	244																		
<p>10</p> 	<p>10</p>																							

- Nombre científico del taxón según el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España (Bañares et al., 2004)
- Familia
- Categoría y criterios de amenaza UICN (2001) según la Lista Roja de la Flora Vasculare Española Amenazada (Moreno, 2008)
- Síntesis de la información más relevante sobre el taxón desde el punto de vista del análisis demográfico
- Fotografía ilustrativa del taxón
- Presentación de las poblaciones conocidas y estudiadas del taxón
- Nombre de las poblaciones conocidas y estudiadas del taxón y tamaño de cada población según datos del último censo efectuado
- Tendencias poblacionales en las parcelas de seguimiento de cada población durante el periodo de estudio
- Mapa de distribución de las poblaciones conocidas y estudiadas del taxón
- Pequeño mapa de ubicación de las localidades en España

- Scientific name of the taxon according to the Atlas and Red Book of Threatened Spanish Vascular Flora (Bañares et al., 2004)
- Family
- IUCN (2001) threat category and criteria according to the Red List of Threatened Spanish Vascular Flora (Moreno, 2008)
- Summary of the most relevant information on the taxon from a demographic analysis perspective
- Photograph illustrating the taxon
- Presentation of the known and studied populations of the taxon
- Name of the known and studied populations of the taxon and each population's size according to data from the last census carried out
- Population trends in the monitoring plots of each population during the study period
- Distribution map of the known and studied populations of the taxon
- Small map indicating the location of populations in Spain



Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vascular Amenazada de España

14 Matriz de transición media

El Cantal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,087	0,256
Clase 2	0,185	0,393	0,045	0,010
Clase 3	0,050	0,241	0,626	0,266
Clase 4	0,000	0,014	0,104	0,606

11 ANÁLISIS

11 Estructura de clases

El tamaño de las plantas se estimó a partir del diámetro máximo y mínimo de la roseta. Se contabilizó la producción total de frutos por planta al final del período reproductivo, y esta información se utilizó para estimar las tasas de fertilidad. No hay banco de semillas del suelo permanente y las plantas no presentan reproducción clonal. Teniendo en cuenta las plántulas emergidas en las parcelas se ha creado una clase específica para ellas como clase de tamaño inicial.

La población queda estructurada de la siguiente manera:
 Clase 1: Plántula
 Clase 2: Vegetativo
 Clase 3: Reproductor 1. Diámetro ≤16 cm
 Clase 4: Reproductor 2. Diámetro >16 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)

12

Clase	Individuos (%)
1	~5
2	~25
3	~55
4	~20

15 Matriz de elasticidad media

El Cantal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,003	0,004
Clase 2	0,007	0,038	0,019	0,001
Clase 3	0,000	0,027	0,411	0,085
Clase 4	0,000	0,000	0,090	0,316

13 Parámetros demográficos

La población muestra una tendencia demográfica decreciente con ligeras variaciones en los valores de la tasa de crecimiento a lo largo de los años. En la matriz de transición se observan los bajos valores de supervivencia para todas las clases. La esperanza de vida al nacer es de cuatro años.

17 Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
El Cantal	0,845	0,746	0,806	0,813	0,813	0,804

16

Detalle de las parcelas de seguimiento de *Limonium maritimum* en los acantilados costeros (Foto: D. Navas).

11. Descripción del método empleado para determinar el tamaño de los individuos y de las variables registradas para estimar su fertilidad. Estructuración de la población en clases
12. Histograma de frecuencias de cada clase para cada población
13. Presentación de los parámetros demográficos más relevantes
14. Matriz de transición con valores medios correspondientes al periodo estudiado para cada población
15. Matriz de elasticidad con valores medios correspondientes al periodo estudiado para cada población
16. Fotografías que ilustran el hábitat de las poblaciones o aspectos relacionados con la metodología empleada en la toma de datos
17. Tasa finita de crecimiento de cada población para cada transición y media geométrica

11. Description of the methodology used to determine size of individuals and the variables recorded to estimate fertility. Structuring of the population into classes
12. Histogram of class frequencies for each population
13. Presentation of the most relevant demographic parameters
14. Transition matrix with mean values for the studied period for each population
15. Elasticity matrix with mean values for the studied period for each population
16. Photographs illustrating the habitat of the populations or aspects related to the methodology applied in data collection
17. Finite growth rate of each population for each transition and geometric mean



18 DIAGNÓSTICO**Valoración de las poblaciones estudiadas**

La población presenta un declive medio anual del 20%, con valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) siempre muy inferiores a la unidad en el periodo estudiado. La supervivencia de los individuos de todas las clases es baja, especialmente la de las plántulas. Las limitaciones para el crecimiento en las cavidades del acantilado costero pueden ser las causantes de la rápida mortalidad de los individuos, lo que lleva a una vida media de tan sólo cuatro años. Por otro lado, la escasa disponibilidad de lugares adecuados para la germinación y supervivencia de plántulas dificulta el establecimiento, que sólo se ve favorecido en determinados periodos con condiciones favorables. Actualmente no se observa una tasa de reclutamiento que compense la elevada mortalidad de los individuos adultos y por lo tanto favorezca la persistencia de la población.

La matriz de elasticidades revela que favorecer la supervivencia de los individuos, especialmente de los reproductivos, es crucial para mantener la viabilidad de la población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

20 La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 85%. El criterio A3b le confiere la categoría "En Peligro Crítico".
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría "Vulnerable".

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio A3b en la categoría "En Peligro Crítico" que tiene asignada la especie.

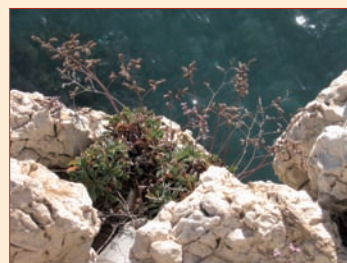
Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

21 Sería interesante realizar censos periódicos en las otras poblaciones y subpoblaciones para detectar posibles reducciones en los tamaños poblacionales que pudieran poner en peligro su viabilidad. Es probable que las tendencias demográficas y los valores de las tasas vitales observados en la población estudiada difieran de las de las otras poblaciones debido a las grandes diferencias en los tamaños poblacionales.

Se trata de la especie de *Limonium*, de las estudiadas en este proyecto, con los valores de λ más bajos y las reducciones proyectadas a 10 años más elevadas (el 85 %). Resultaría interesante precisar con exactitud si los datos anteriores de tasas de mortalidad de los ejemplares adultos son debidos al tamaño de las cavidades rocosas donde se establecen o a la presión que sobre ellas produce el paso de pescadores y bañistas. El resultado de la esperanza de vida calculada, cuatro años, parece especialmente bajo para plantas con este biotipo (nanocaméfitos con raíz axonomorfa), y apoya un tratamiento o gestión particular sobre las clases adultas basado particularmente en la limitación de uso del hábitat donde la especie se desarrolla.

19 Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

El Cantal				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	85%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	3,6%	100%

22

La contaminación por el paso de turistas y pescadores es uno de los principales impactos sobre las poblaciones de *Limonium malacitanum*: (Foto: D. Navas).

23 AUTORES

B. CABEZUDO, D. NAVAS, F. DOMÍNGUEZ Y M.J. ALBERT.

24 COLABORADORES

A.V. Pérez Latorre, O. Gavira, G. Caballero, R. Martínez, M. Navarrón, J. García-Sánchez, M. Murri, V. Pascual, P. Navas, Y. Gil y R. Rubio.

25 REFERENCIAS

18. Interpretación conjunta de los diferentes resultados obtenidos, destacando aquellas características más relevantes desde el punto de vista de la conservación
19. Reducción proyectada y probabilidad de extinción para los intervalos de tiempo establecidos por UICN
20. Aplicación del subcriterio A3b y del criterio E de las categorías de amenaza de UICN a cada una de las poblaciones.
21. Propuestas de conservación a partir del diagnóstico efectuado
22. Fotografías que ilustran el hábitat de las poblaciones o aspectos relacionados con la metodología empleada en la toma de datos
23. Relación de autores que han participado en la elaboración de la ficha
24. Relación de colaboradores en la toma de datos
25. Referencias bibliográficas citadas en la ficha



ANEJOS 26

Matrices de transición

		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,069	0,174
	Clase 2	0,368	0,357	0,040	0,000
	Clase 3	0,000	0,200	0,656	0,222
	Clase 4	0,000	0,000	0,112	0,667
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,142	0,401
	Clase 2	0,000	0,403	0,008	0,020
	Clase 3	0,000	0,194	0,653	0,353
	Clase 4	0,000	0,000	0,048	0,549
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,060	0,216
	Clase 2	0,222	0,500	0,179	0,029
	Clase 3	0,000	0,200	0,581	0,294
	Clase 4	0,000	0,000	0,085	0,500
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,333	0,426	0,000	0,000
	Clase 3	0,250	0,296	0,655	0,241
	Clase 4	0,000	0,037	0,080	0,690
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,162	0,489
	Clase 2	0,000	0,281	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,313	0,587	0,219
	Clase 4	0,000	0,031	0,193	0,625



26. Matrices de transición para cada intervalo interanual y población

26. Transition matrices for each two-year interval and population



Adenocarpus gibbsianus Castrov. & Talavera

LEGUMINOSAE

CR A4acd

Endemismo de los arenales costeros del suroeste de Huelva, desde Almonte e Hinojos hasta Punta Umbría. Cuenta con seis poblaciones confirmadas, amenazadas por las urbanizaciones y el manejo del bosque. Nanofanerófito hermafrodita, que alcanza la madurez sexual al sexto o séptimo año de vida, y es polinizado por abejas solitarias. La dispersión de semillas, igual que en muchas leguminosas, es por explosión de las legumbres con las altas temperaturas hacia el mediodía en verano; por ello el reclutamiento de plántulas se encuentra siempre alrededor de sus madres. No posee capacidad para rebrotar y muere tras el fuego.



Ejemplar y detalle de flores y fruto de *Adenocarpus gibbsianus* (Foto: S. Talavera).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se seleccionaron tres poblaciones con distintas características. Una población de pequeño tamaño (Palos de la Frontera) gravemente amenazada por el polo químico de Huelva. Otra, de gran tamaño (más de 4000 individuos), dentro del Parque Nacional de Doñana, con un alto grado de herbivoría. Como tercera población de estudio se eligió la situada en los Montes Públicos de Hinojos, dentro del Parque Natural de Doñana. Esta población, de un tamaño considerable y una buena estructura de edades, no posee depredación por herbívoros. Para el estudio demográfico iniciado en 2001 se marcaron 139 individuos en la población Palos de la Frontera, 221 individuos en la población de Doñana y 1285 individuos en la población de Hinojos.



Población	Individuos (2001)
Palos de la Frontera*	258
Doñana*	4696
Hinojos*	1696
Mazagón	35
Punta Umbría I	14000
Punta Umbría II	60

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Doñana	-	221	199	157	223	79
Palos de la Frontera	-	139	99	92	71	46
Hinojos	1285	968	905	769	769	113



Matriz de transición media

Palos de la Frontera			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,000
Clase 2	0,225	0,602	0,146
Clase 3	0,000	0,094	0,705

Doñana			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,325
Clase 2	0,000	0,377	0,006
Clase 3	0,000	0,107	0,765

Hinojos			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,219
Clase 2	0,264	0,571	0,206
Clase 3	0,000	0,107	0,568

Matriz de elasticidad media

Palos de la Frontera			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,000
Clase 2	0,000	0,243	0,030
Clase 3	0,000	0,030	0,697

Doñana			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,000
Clase 2	0,000	0,250	0,000
Clase 3	0,000	0,000	0,750

Hinojos			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,016
Clase 2	0,016	0,253	0,020
Clase 3	0,000	0,036	0,658

ANÁLISIS

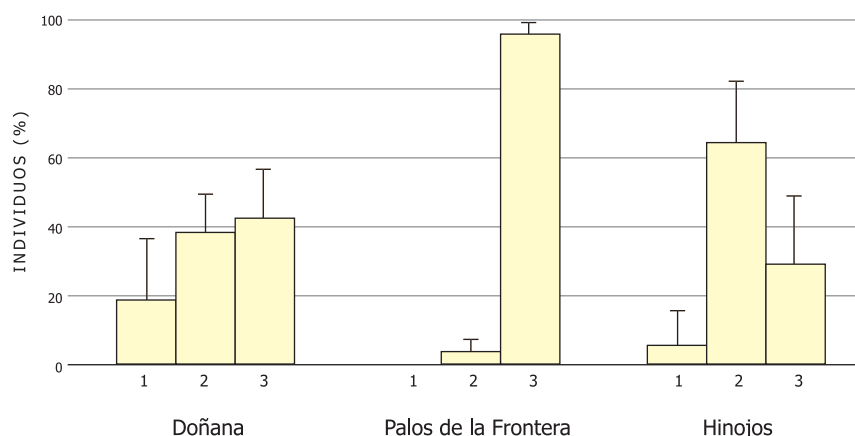
Estructura de clases

En todas las poblaciones estudiadas se detectaron plántulas, individuos vegetativos e individuos reproductivos. La reproducción se ha estimado a partir del número de inflorescencias por planta, el número de frutos por inflorescencia y el número de semillas por fruto. Existe un banco de semillas permanente en el suelo; sin embargo, dada la falta de información sobre los procesos que ocurren desde la producción de semillas en la planta hasta la emergencia de plántulas, no se ha incluido una clase de semillas.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Plántula
- Clase 2: Vegetativo
- Clase 3: Reproductor

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

En las matrices de transición se observan las diferencias entre las tres poblaciones, con supervivencias en general bajas. La esperanza de vida al nacer es de cuatro años en Palos de la Frontera, dos años y medio en Doñana y tres años en Hinojos. Los valores de la tasa de crecimiento muestran también la enorme variabilidad espacio-temporal y el declive acusado que sufren las tres poblaciones.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Palos de la Frontera	-	0,940	0,879	0,892	0,623	0,823
Doñana	-	0,724	0,957	0,736	1,000	0,845
Hinojos	0,830	0,944	0,888	0,906	0,228	0,678



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las estructuras poblacionales de las tres poblaciones estudiadas reflejan grandes diferencias en la composición de individuos. La población de Palos de la Frontera es la que se encuentra más envejecida, sin reclutamiento y con una escasa representación de individuos vegetativos. La población de Doñana es la que presenta una mayor proporción de plántulas. Finalmente, la población de Hinojos cuenta con un reclutamiento algo menor pero un número considerable de individuos vegetativos. La supervivencia de los individuos es muy variable entre clases, años y poblaciones; en general es baja, lo que lleva a ciclos de vida muy cortos, entre dos años y medio y cuatro años de vida media.

El valor medio de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) es decreciente en todos los casos, especialmente en la población de Hinojos pese a no poseer depredación por herbívoros. Cabe señalar que esta tendencia podría ser en realidad algo menos acusada ya que no se ha tenido en cuenta el beneficio que supone la presencia de un banco de semillas permanente.

Los valores medios de elasticidad señalan que la supervivencia de los individuos reproductores es crucial para la viabilidad de las poblaciones en todos los casos.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Palos de la Frontera:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 90%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 38%, 96% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Doñana:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 85%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Hinojos:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 83%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 34%, 88% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debe continuarse el seguimiento de las tres poblaciones con el fin de obtener información más detallada sobre los procesos que ocasionan la falta de reclutamiento en la población de Palos de la Frontera, así como el efecto del herbivorismo sobre la supervivencia de los individuos y la viabilidad poblacional. La realización de ensayos de germinación de semillas en condiciones naturales y de análisis de muestras del banco de semillas del suelo ayudaría a mejorar los modelos demográficos y con ello a obtener unos resultados más fiables sobre las tendencias poblacionales.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Palos de la Frontera				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	90%	-	-
E	Probabilidad de extinción	38%	96%	100%

Doñana				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	85%	-	-
E	Probabilidad de extinción	1%	6%	100%

Hinojos				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	83%	-	-
E	Probabilidad de extinción	34%	88%	100%



Hábitat de *Adenocarpus gibbsianus* en la localidad de Doñana (Foto: S. Talavera).

AUTORES

F.J. BALAO, R. CASIMIRO-SORIGUER, J.L. GARCÍA-CASTAÑO, C. VEGA, R. BERJANO, M.Á. ORTIZ, M. TALAVERA, S. TALAVERA, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

E. Sánchez Gullón.



ANEJOS

Matrices de transición

Palos de la Frontera				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,789	0,735	0,042
	Clase 3	0,000	0,163	0,906
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,583	0,052
	Clase 3	0,000	0,078	0,865
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,831	0,446
	Clase 3	0,000	0,062	0,435
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,110	0,258	0,045
	Clase 3	0,000	0,072	0,614

Doñana				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,364	0,024
	Clase 3	0,000	0,000	0,724
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,143	0,000
	Clase 3	0,000	0,429	0,957
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,891
	Clase 2	0,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,736
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,409
	Clase 2	0,000	1,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,643

Hinojos				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,038
	Clase 2	0,286	0,662	0,041
	Clase 3	0,000	0,069	0,808
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	1,000	0,731	0,032
	Clase 3	0,000	0,142	0,923
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,470	0,058
	Clase 3	0,000	0,299	0,846
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,123
	Clase 2	0,000	0,906	0,868
	Clase 3	0,000	0,000	0,064
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,933
	Clase 2	0,034	0,084	0,033
	Clase 3	0,000	0,023	0,200



Anarrhinum fruticosum Desf.

SCROPHULARIACEAE

CR A4ac; B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i,ii); D

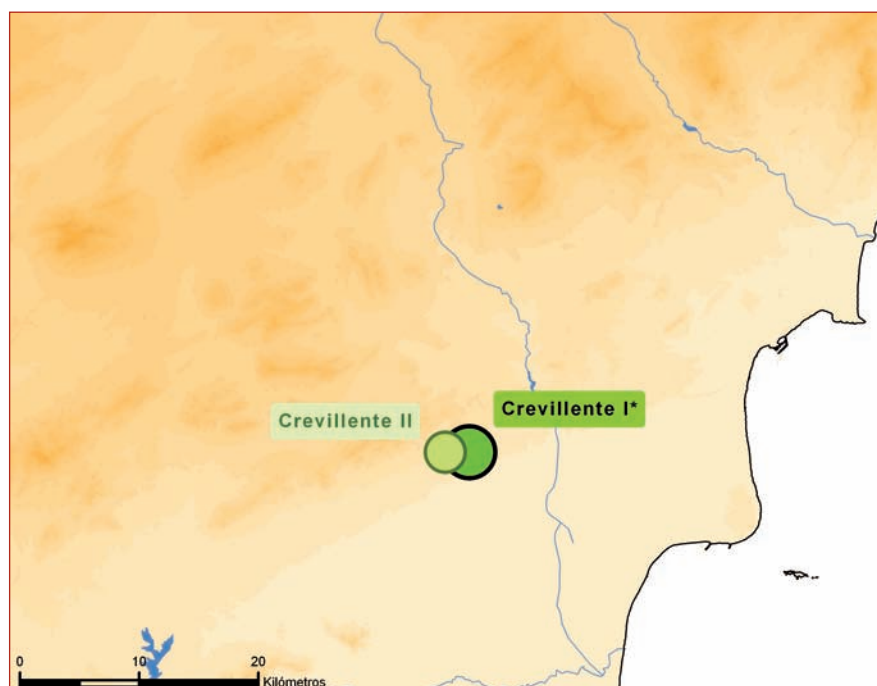
Distribuido por el Mediterráneo suroccidental, principalmente en el noroeste de África, alcanza la Península Ibérica en la Sierra de Crevillente (Alicante), donde cuenta con dos poblaciones confirmadas. Caméfito hermafrodita, habita sobre suelos poco profundos formados a partir de conglomerados cuaternarios con cemento calizo-arenoso, bastante desintegrados.



Individuo adulto y planta joven de *Anarrhinum fruticosum* (Fotos: E. Carrió).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Al inicio del seguimiento se marcaron todos los individuos encontrados en cada una de las dos poblaciones españolas conocidas (93 y 2 plantas en las poblaciones Crevillente I y Crevillente II, respectivamente); sin embargo, el análisis demográfico solo se ha podido efectuar sobre la población Crevillente I. En el año 2006 se encontró un nuevo núcleo de 44 individuos, muy próximo al ya conocido Crevillente II, de forma que se integró en esta población. En el momento de la redacción de este estudio, a finales del año 2007, un aumento del nivel del agua del embalse de Crevillente ha ocasionado la total desaparición de la población Crevillente I.



Población	Individuos (año 2006)
Crevillente I*	168
Crevillente II	44

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Crevillente I	93	98	145	150	160	168



Matriz de transición media

Crevillente I			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,182	1,163
Clase 2	0,514	0,717	0,123
Clase 3	0,000	0,122	0,752

Matriz de elasticidad media

Crevillente I			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,048	0,068
Clase 2	0,116	0,344	0,015
Clase 3	0,000	0,082	0,328



Anarrhinum fruticosum (Foto: E. Carrió).

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir de la altura y la dimensión perpendicular a ésta que alcanza una mayor magnitud. La estima de la producción de flores y frutos por planta se ha obtenido multiplicando el número total de inflorescencias de la planta por el número medio de flores y frutos por inflorescencia, valor estimado a partir de la evaluación de una muestra representativa. El número de semillas producido por cada planta se ha calculado a partir de la producción de frutos por planta y el número medio de semillas por fruto. Con estos datos se han estimado las tasas de fertilidad. La alta tasa de germinación sin necesidad de ningún tipo de tratamiento y los análisis preliminares del suelo sugieren que esta especie no forma banco de semillas permanente en el suelo. Las plantas presentan dispersión vegetativa por medio de estolones subterráneos que emiten tallos aéreos sin que haya sido posible determinar su alcance.

Dentro de los individuos reproductivos encontramos una relación significativa entre el diámetro y el número de flores, por lo que se procedió a subdividir esta clase. En la población estudiada se detectan plántulas pero no individuos vegetativos en el momento del censo.

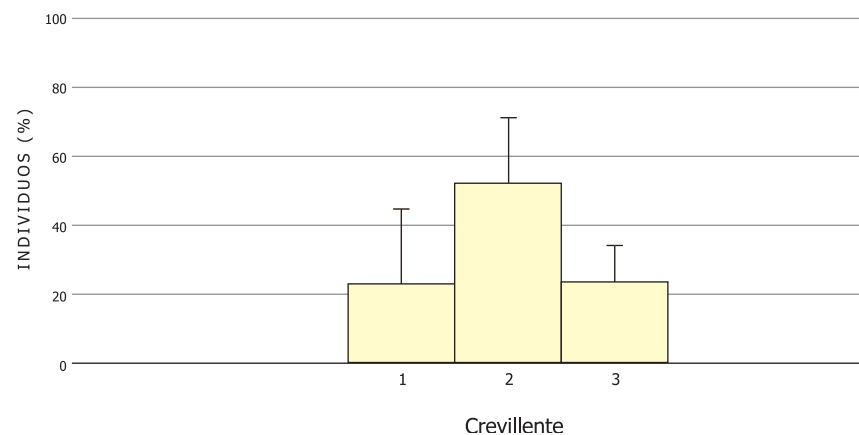
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Plántula

Clase 2: Reproductor 1 Diámetro ≤ 30 cm

Clase 3: Reproductor 2 Diámetro > 30 cm

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

Los valores de la tasa finita de crecimiento mostraban una dinámica de una población estable, con supervivencias variables entre clases y años. La esperanza de vida al nacer era de seis años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Crevillente I	1,000	1,150	1,141	1,032	0,859	1,031



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

A pesar del bajo número de efectivos, la población estudiada mostraba una tendencia estable e incluso ligeramente creciente, con sólo una transición (2005-06) dentro del periodo estudiado con valor de λ por debajo de la unidad. Se trata de una especie perenne de vida corta, con una vida media de sólo seis años. Los valores de elasticidad media más elevados se detectaron en la permanencia de los individuos reproductivos en las mismas clases. Sin embargo, se observaron notables variaciones interanuales relacionadas con la supervivencia de los individuos dentro de cada clase.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arrojan los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi Amenazado”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 100 años es superior al 70%. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El seguimiento demográfico detallado mostraba una población con una tendencia estable e incluso ligeramente creciente. En consecuencia, para la población de Crevillente estudiada no se consideraban necesarias medidas específicas y bastaba con llevar a cabo una gestión de mantenimiento de las condiciones ambientales reinantes en los últimos años. No obstante, el aumento del nivel del agua del embalse de Crevillente ocurrido a finales del año 2007 ha ocasionado la destrucción total de la población Crevillente I, dejando la presencia de esta especie en España sumamente comprometida. Se estima importante realizar un seguimiento intensivo de la población Crevillente II y considerar la oportunidad de efectuar operaciones de refuerzo de dicha población a partir de semillas tomadas en la misma población, ya que su bajo número de efectivos la hace sumamente vulnerable a variaciones ocasionadas por la estocasticidad demográfica y ambiental; máxime con la experiencia recientemente vivida con Crevillente I.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Crevillente I		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	1,9%	7,3%	70,8%



Hábitat de *Anarrhinum fruticosum* junto al embalse de Crevillente (Foto: E. Carrió).

AUTORES

E. CARRIÓ, R. HERREROS, J. GÜEMES, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

L. Serra y P. Blasco.



ANEJOS

Matrices de transición

Crevillente I		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,053	0,177
	Clase 2	0,000	0,883	0,000
	Clase 3	0,000	0,050	1,000
2002-03	Clase 1	0,000	0,399	1,524
	Clase 2	0,667	0,491	0,056
	Clase 3	0,000	0,245	0,611
2003-04	Clase 1	0,000	0,258	1,618
	Clase 2	0,289	0,676	0,171
	Clase 3	0,000	0,235	0,800
2004-05	Clase 1	0,000	0,120	1,071
	Clase 2	0,873	0,745	0,222
	Clase 3	0,000	0,078	0,556
2005-06	Clase 1	0,000	0,078	1,423
	Clase 2	0,743	0,792	0,167
	Clase 3	0,000	0,000	0,792



Arenaria bolosii (Cañigual) L. Sáez & Rosselló

CARYOPHYLLACEAE

CR B1 ab(iii)+2 ab(iii)

Hierba perenne, cespitosa, que crece en taludes pedregosos de montaña. Planta hermafrodita, monoica, se encuentra restringida a una única localidad con un número de efectivos muy bajo. Es notable la recurrente alteración antrópica de su hábitat (incendios, pisoteo, tránsito de vehículos) y existen también problemas por la posible hibridación con especies emparentadas (*A. grandiflora* subsp. *glabrescens*).



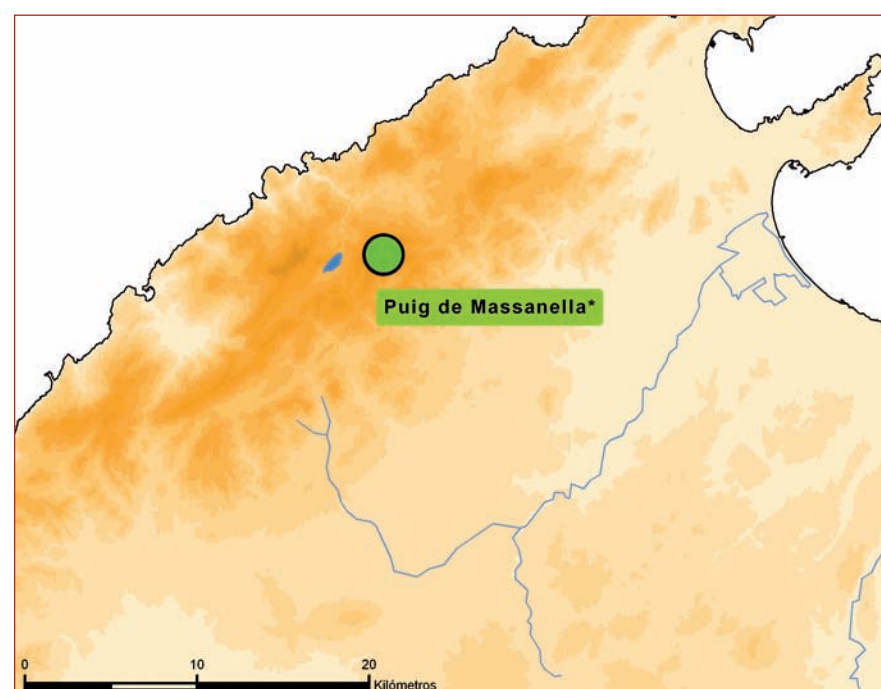
Ejemplar de *Arenaria bolosii* creciendo en un talud pedregoso (Foto: L. Sáez).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se ha estudiado la única población conocida en el macizo del Puig de Massanella, en Mallorca. Esta población cuenta con menos de un centenar de individuos, de los que inicialmente se marcaron 52 para el seguimiento demográfico.

Población	Individuos (año 2001)
Puig de Massanella*	92

* Poblaciones estudiadas



Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Puig de Massanella	52	50	49	49	49	49



Matriz de transición media

Puig de Massanella			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,400	0,049	0,014
Clase 2	0,500	0,846	0,055
Clase 3	0,050	0,083	0,936

Matriz de elasticidad media

Puig de Massanella			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,211	0,017	0,008
Clase 2	0,017	0,197	0,021
Clase 3	0,008	0,021	0,499



Arenaria bolosii (Foto: J.L. Gradaille).

ANÁLISIS

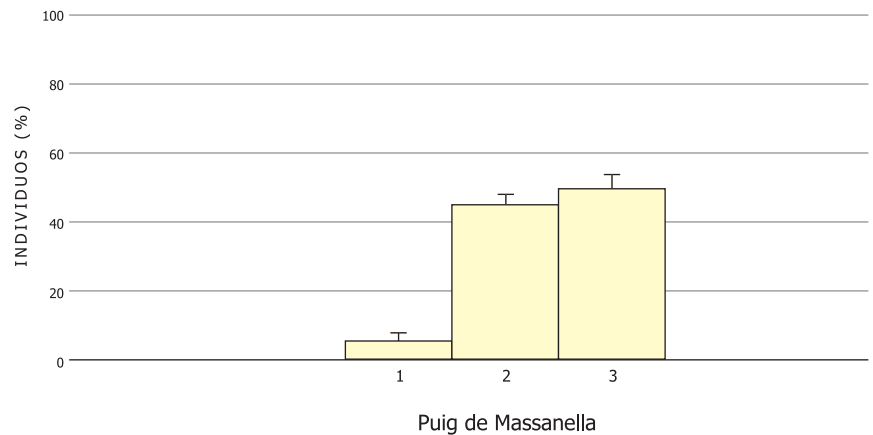
Estructura de clases

Se ha medido el diámetro de las plantas y se ha contabilizado el número de flores. Dentro de las plantas reproductivas se ha encontrado una relación significativa entre el diámetro y el número de flores por planta, por lo que se separan los adultos en dos clases según su tamaño. Prácticamente no hay individuos vegetativos de modo que casi todas las plantas se catalogan como reproductivas. En la población no se han detectado plántulas.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Vegetativo
- Clase 2: Reproductor 1. Diámetro ≤64 cm
- Clase 3: Reproductor 2. Diámetro >64 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La esperanza de vida al nacer es de 28 años. La supervivencia de todos los individuos es muy elevada, alcanzándose el 100% en casi todos los casos. El valor medio de la tasa finita de crecimiento poblacional es prácticamente 1.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Puig de Massanella	0,985	1,000	1,000	1,000	1,001	0,997



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

A pesar del bajo número de individuos que componen la única población conocida del taxón, la tendencia poblacional media se encuentra muy próxima a la estabilidad, con variaciones interanuales despreciables. La supervivencia de todos los individuos es muy elevada, lo que contribuye a una vida media de casi 30 años. Prácticamente no se encuentran individuos vegetativos y no se han detectado plántulas; ello puede ser debido al arrastre de semillas a cierta distancia debido a la pendiente de las zonas donde crecen las plantas, pudiéndose dar un cierto reclutamiento en otras áreas alejadas. En consecuencia se observa una población envejecida, con gran predominancia de individuos adultos. Como se refleja en la matriz de elasticidad media, la supervivencia de todos los individuos determina la viabilidad en las condiciones actuales.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 5%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 100% para el intervalo de 100. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El nivel de amenaza obtenido a partir de los datos demográficos es muy inferior al esperado teniendo en cuenta el extremadamente bajo número de individuos en la población. A pesar de ello, no debe descuidarse el seguimiento de la población ya que el bajo tamaño poblacional le confiere un riesgo mucho mayor. Debe prestarse especial atención a las posibilidades de reclutamiento en otras zonas y evaluar la incidencia sobre la viabilidad poblacional que pudiera tener, en su caso, una ausencia de reclutamiento a largo plazo.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Puig de Massanella				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	5%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	100%



Individuo adulto de *Arenaria bolosii* con inflorescencias en diferentes estados de desarrollo (Foto: J.L. Gradaille)

AUTORES

M.J. ALBERT Y J.M. IRIONDO.

COLABORADORES

J.A. Rosselló.



ANEJOS

Matrices de transición

Puig de Massanella				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,500	0,054	0,072
	Clase 2	0,250	0,800	0,043
	Clase 3	0,250	0,040	0,913
2002-03	Clase 1	0,500	0,000	0,000
	Clase 2	0,250	0,913	0,000
	Clase 3	0,000	0,087	1,000
2003-04	Clase 1	1,000	0,045	0,000
	Clase 2	0,000	0,864	0,040
	Clase 3	0,000	0,091	0,960
2004-05	Clase 1	0,000	0,100	0,000
	Clase 2	1,000	0,750	0,115
	Clase 3	0,000	0,150	0,885
2005-06	Clase 1	0,000	0,048	0,000
	Clase 2	1,000	0,905	0,077
	Clase 3	0,000	0,048	0,923



Armeria merinoi (Bernis) Nieto Fel. & Silva Pando

PLUMBAGINACEAE

CR A3b; B1ab (iii)+2ab (iii)

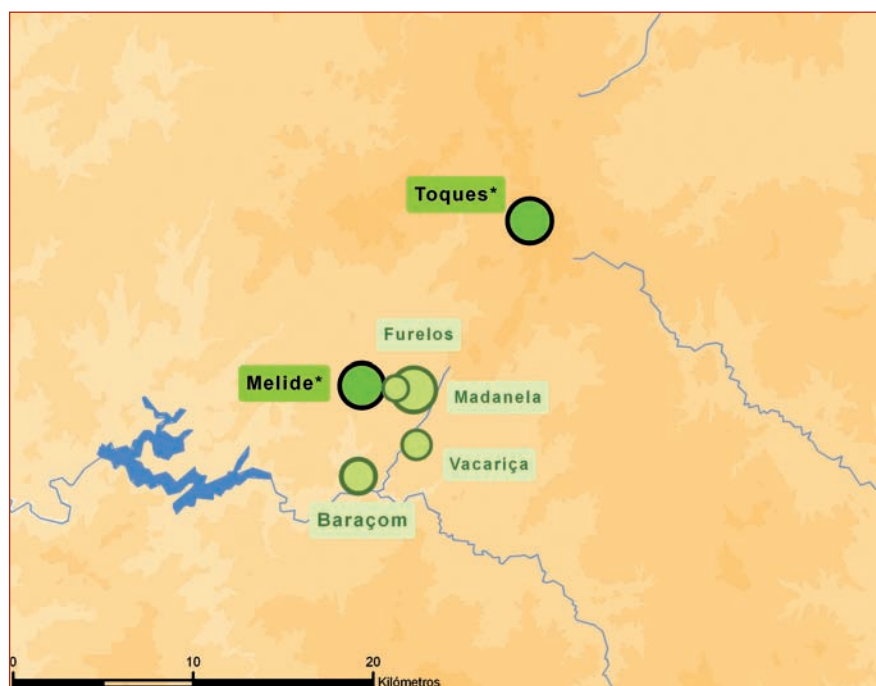
Endemismo serpentinófito del centro de Galicia, con poblaciones entre la sierra del Careom y el río Ulla. Su área de distribución está fragmentada en seis pequeños núcleos que aparecen a lo largo de 14 Km de afloramiento ultrabásico. Caméfito hermafrodita, vive sobre suelos esqueléticos, normalmente con hidromorfía temporal.



Detalle de la cabezuela, Toques, A Coruña (Foto: R. Carballal).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Las parcelas seleccionadas pertenecen a dos núcleos con tipología diferente, siendo representativas de todo el espectro ecológico de la especie. La parcela de la población de Toques se sitúa sobre litosuelos hidromorfos donde la comunidad vegetal, muy rala, está estabilizada. La parcela de Melide ocupa una zona con menor hidromorfía y suelos algo más profundos, que ha sufrido un clareo parcial del matorral y cuya vegetación presenta una dinámica muy activa. Ambas ilustran los ambientes en los que se ha desarrollado tradicionalmente *Armeria merinoi*. Sin embargo, los nuevos procesos de alteración actualmente en curso en ambas zonas, que implican drenajes, fragmentación y retirada de rocas, roturaciones y transformaciones en pastizales o en cultivos forestales, atañen a la propia estructura del suelo, imposibilitando futuras recolonizaciones. Se marcaron inicialmente 260 individuos en la población de Toques y 320 en la de Melide.



Población	Individuos (2008)
Toques*	1604
Melide*	2392
Baraçom	5025
Vacariça	85
Madanela	1650
Furelos	380

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Melide	268	218	194	173	122	107
Toques	318	258	232	266	219	147



Matriz de transición media

Melide	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,022	0,049
Clase 2	0,310	0,351	0,141	0,099
Clase 3	0,000	0,328	0,513	0,231
Clase 4	0,000	0,063	0,090	0,395

Toques	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,218	0,431
Clase 2	0,700	0,563	0,223	0,044
Clase 3	0,013	0,177	0,524	0,244
Clase 4	0,000	0,000	0,021	0,622

Matriz de elasticidad media

Melide	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,003	0,004
Clase 2	0,008	0,189	0,070	0,017
Clase 3	0,000	0,077	0,420	0,042
Clase 4	0,000	0,018	0,046	0,106

Toques	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,010	0,003
Clase 2	0,013	0,194	0,027	0,000
Clase 3	0,000	0,040	0,106	0,011
Clase 4	0,000	0,000	0,014	0,582

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir de su diámetro máximo. Dentro de las plantas reproductivas se ha encontrado una relación significativa entre la producción de capítulos florales y el diámetro de la planta, por lo que se obtienen dos clases de individuos reproductivos en función de esta variable. Se han observado plántulas que han sido incorporadas como clase de tamaño inicial.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

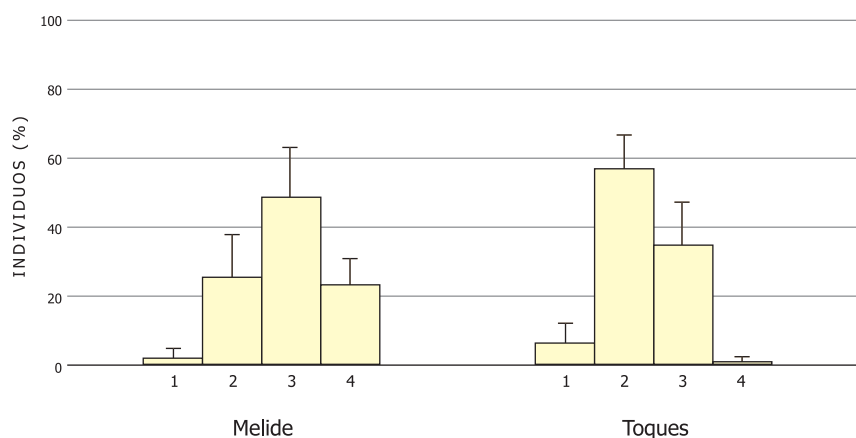
Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Diámetro $\leq 12,5$ cm

Clase 4: Reproductor 2. Diámetro $> 12,5$ cm

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

En las matrices de transición se observa la baja supervivencia de los individuos de todas las clases. Ambas poblaciones presentan una tendencia demográfica decreciente, siendo algo más acusada en Melide. La esperanza de vida al nacer es de tres años para los individuos de Melide y de cuatro años y medio en Toques.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Melide	0,820	0,815	0,794	0,690	0,552	0,726
Toques	1,013	0,743	1,000	1,000	0,705	0,881



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las dos poblaciones estudiadas muestran una tendencia decreciente muy acusada, siendo el valor medio de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) inferior en Melide que en Toques. La población de Toques presenta valores de λ estables en varios de los intervalos temporales estudiados. La estructura poblacional difiere ligeramente en ambas localidades, con una mayor proporción de individuos vegetativos en Toques y una dominancia de reproductivos en Melide. La evolución del parámetro λ a lo largo del tiempo difiere de una población a otra, lo cual pone de manifiesto la importancia de las condiciones locales sobre las tasas vitales de cada población.

La supervivencia de los individuos es relativamente baja para todas las clases de tamaño. Destacan los mayores valores de supervivencia de plántulas y de individuos reproductivos de mayor tamaño en Toques, lo que probablemente contribuya al ligero incremento de su esperanza de vida (cuatro años y medio frente a los tres de Melide). La matriz de elasticidades refleja la relevancia de la permanencia de la primera clase de individuos reproductivos en su propia clase en el caso de Melide y de los individuos de mayor tamaño en Toques, aunque existen grandes variaciones interanuales en ambos casos.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arrojan los siguientes resultados:

Melide

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 100%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 22%, 97% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Toques

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 100%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 3%, 61% y 100%. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio A3b en la categoría “En Peligro Crítico” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Sería interesante continuar el seguimiento demográfico para detectar el efecto de los procesos de alteración que sufren actualmente las poblaciones. Del mismo modo, la evaluación demográfica de las otras poblaciones conocidas, especialmente las que cuentan con un menor número de individuos, ayudaría a confirmar si el declive observado es una tendencia generalizada para todo el conjunto de la especie.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Melide		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	100%	-	-
E	Probabilidad de extinción	22%	97%	100%

Toque		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	100%	-	-
E	Probabilidad de extinción	3%	61%	100%



Parcela parcialmente afectada por el fuego, Toques, A Coruña (Foto: R. Carballal).

AUTORES

M. SERRANO, R. CARBAJAL, S. ORTIZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

R. Carreira.



ANEJOS

Matrices de transición

Melide		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,019	0,044
	Clase 2	0,800	0,315	0,058	0,011
	Clase 3	0,000	0,444	0,583	0,242
	Clase 4	0,000	0,056	0,184	0,484
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,041	0,114
	Clase 2	0,750	0,750	0,417	0,242
	Clase 3	0,000	0,050	0,324	0,136
	Clase 4	0,000	0,000	0,139	0,409
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,354	0,063	0,022
	Clase 3	0,000	0,434	0,729	0,378
	Clase 4	0,000	0,020	0,000	0,400
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,017	0,041
	Clase 2	0,000	0,286	0,067	0,077
	Clase 3	0,000	0,333	0,514	0,077
	Clase 4	0,000	0,048	0,114	0,538
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,034	0,044
	Clase 2	0,000	0,048	0,100	0,143
	Clase 3	0,000	0,381	0,414	0,321
	Clase 4	0,000	0,190	0,014	0,143
Toques		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,043	0,156
	Clase 2	0,792	0,544	0,145	0,000
	Clase 3	0,063	0,209	0,609	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,064	1,000
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,338	1,128
	Clase 2	0,833	0,671	0,466	0,222
	Clase 3	0,000	0,050	0,155	0,222
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	0,111
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,583	0,000
	Clase 2	0,536	0,617	0,107	0,000
	Clase 3	0,000	0,211	0,750	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	1,000
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,096	0,834
	Clase 2	0,714	0,535	0,239	0,000
	Clase 3	0,000	0,258	0,576	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	1,000
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,028	0,037
	Clase 2	0,625	0,448	0,160	0,000
	Clase 3	0,000	0,155	0,532	1,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,043	0,000



Astragalus tremolsianus Pau

LEGUMINOSAE

CR B1ab(iii)+2ab(iii)

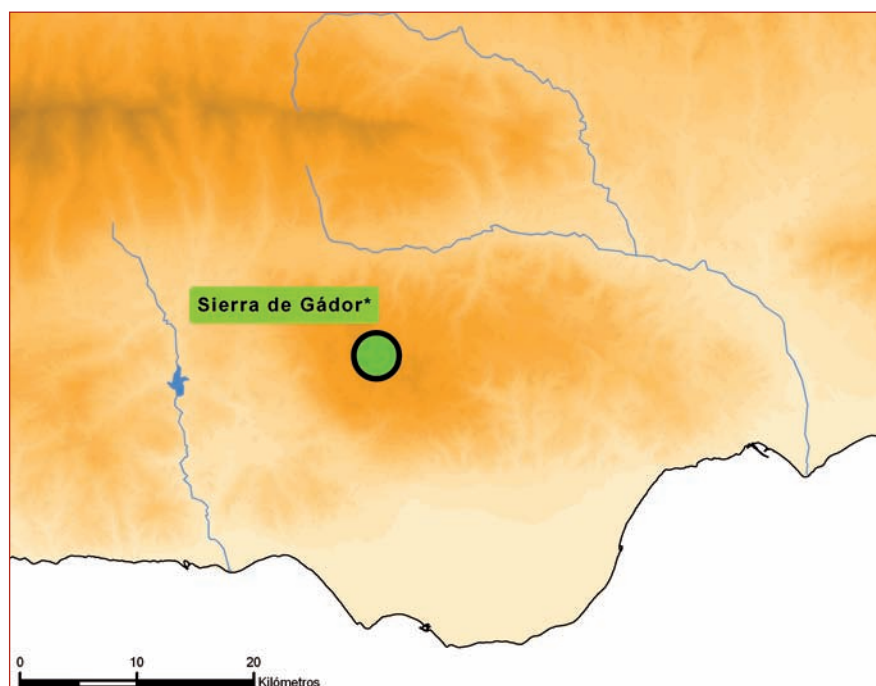
Endemismo de la sierra de Gádor, situada en el extremo suroeste de la provincia de Almería. Su única población ocupa un campo de dolinas compuesto por cuatro de estas depresiones situadas entre dos de las cumbres más altas de la sierra, los morrones de Dalías y Fondón. La distribución espacial de estas dolinas permite interpretar un modelo poblacional con cuatro subpoblaciones principales estrechamente interconectadas, ninguna de ellas separada de la más próxima por más de 1 km. Se trata de un hemicriptófito hermafrodita que crece en las chimeneas de las dolinas, formando parte de pastizales dominados por otras especies herbáceas perennes.



Individuo de *Astragalus tremolsianus* en flor y en fruto (Foto: J. Mota).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Dentro de la única población existente se ha seleccionado para el seguimiento demográfico una subpoblación representativa en una dolina en la base del morrón de Dalías. En esta dolina el número de ejemplares seguidos inicialmente fue de 179, y se estima que el número total de individuos es de aproximadamente 3.700. Existen otras dos dolinas con características y dimensiones muy similares a la situada al pie del morrón. En una de las dolinas se instaló un vallado que, desde 1998, encierra 2/3 de los aproximadamente 5.800 individuos que la pueblan. La tercera dolina cuenta con tan sólo 1.000 individuos. Por último, una gran depresión conocida como Balsica Alta recoge unos 5.500 individuos. Este poljé, con más de 14.000 m², es unas 10 veces más grande que la mayor de las dolinas mencionadas y cuenta con dos pequeños vallados, uno de los cuales es permanente.



Población	Individuos (año 2001)
Sierra de Gádor*	16.000

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Sierra de Gádor*	179	218	215	220	201	247



Matriz de transición media

Sierra de Gádor				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,078	0,159
Clase 2	0,407	0,488	0,070	0,022
Clase 3	0,153	0,273	0,551	0,317
Clase 4	0,000	0,132	0,329	0,645

Matriz de elasticidad media

Sierra de Gádor				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,015	0,020
Clase 2	0,014	0,147	0,018	0,003
Clase 3	0,021	0,029	0,194	0,067
Clase 4	0,000	0,006	0,083	0,384



Parcela de seguimiento demográfico de *Astragalus tremolsianus* en la que se emplea un sistema de triangulación con cintas métricas para la localización exacta de los ejemplares. Las pinzas de colores señalan la posición de los individuos objeto del estudio (Foto: J. Mota).

ANÁLISIS

Estructura de clases

Dentro de las plantas reproductivas se ha encontrado una relación significativa entre el número de flores y el diámetro, por lo que definimos dos clases de plantas reproductivas en función de su diámetro. La producción total de flores se ha estimado sumando el número total de flores y frutos.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

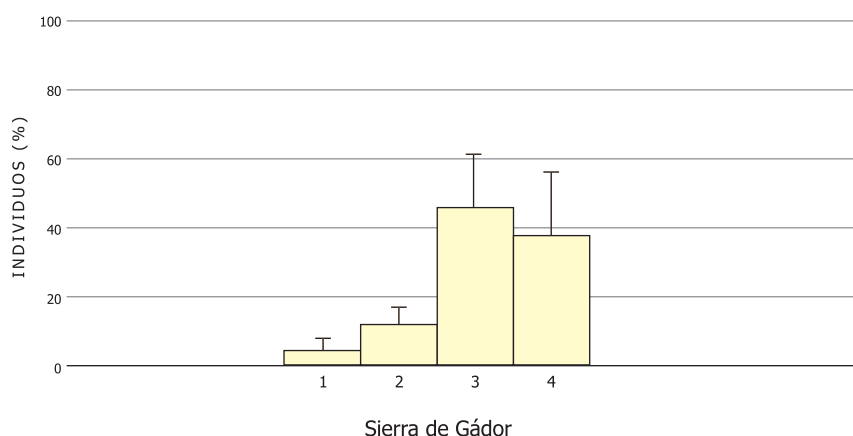
Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Diámetro ≤ 11 cm

Clase 4: Reproductor 2. Diámetro > 11 cm

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

Como se observa en la matriz de transición media, la supervivencia de los individuos adultos es relativamente elevada. La esperanza de vida al nacer es de 22 años. La tasa finita de crecimiento presenta valores cercanos a 1 durante todo el periodo estudiado.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Sierra de Gádor	1,097	0,977	0,964	0,991	1,069	1,018



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población presenta una tendencia estable con valores de la tasa finita de crecimiento (λ) variables en los diferentes periodos de seguimiento, pero siempre muy cercanos a la unidad. La vida media estimada de las plantas es de 22 años, favorecida por la supervivencia de los individuos reproductivos que es siempre superior al 90%. Es menor y más variable la supervivencia de los individuos más pequeños, especialmente de las plántulas.

Los valores medios de elasticidad más elevados se corresponden con la permanencia de los individuos de mayor tamaño en su misma clase. Son también relevantes los relativos a la permanencia de los individuos vegetativos y reproductivos de menor tamaño, indicando que el mantenimiento de estos individuos es clave para favorecer la estabilidad de la población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi Amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son menores que los límites establecidos, pero del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Las tendencias demográficas observadas reflejan una población relativamente estable sobre la que no serían necesarias medidas específicas, salvo el mantenimiento de las condiciones actuales que permiten la supervivencia de los individuos. No obstante, cabe recordar que los individuos monitorizados forman parte de una única subpoblación, por lo que el reducido número de individuos que la componen no asegura que las tendencias inferidas puedan generalizarse al conjunto de la población. Por ello sería necesario vigilar la evolución de cada una de estas subpoblaciones para detectar posibles declives poblacionales más acusados que el actual.

La alta esperanza de vida al nacer y la elasticidad media de la clase 4 sugieren un rápido tránsito por el resto de las clases y una prolongada permanencia en esta última. El biotipo de la especie, un hemcriptófito de gruesa raíz axonomorfa, parece apoyar esta interpretación. La gestión de los vallados de exclusión podría mejorarse en atención a esta estrategia demográfica. Así, el vallado se podría mantener durante periodos cortos de 2-4 años, en especial tras años de vecería, para permitir el paso a la fase adulta. Los tipos de vallado establecidos más recientemente permiten este tipo de manejo con facilidad, ya que pueden abrirse y cerrarse sin necesidad de desmontarlos. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que los efectos del vallado son muy aparentes sobre la matriz de vegetación que rodea a los individuos de *A. tremolsianus*, en especial en el caso de las gramíneas que producen grandes números de espigas al tiempo que aumentan sus macollas. El manejo de los vallados debe ser muy activo, adaptando su ciclo de exclusión-inclusión a los de la especie que se quiere proteger y evitando una competencia excesiva del resto de las especies del pastizal.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Sierra de Gádor				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	9%	100%



Hábitat de *Astragalus tremolsianus* (Foto: J. Mota).

AUTORES

J.F. MOTA, L. POSADAS, P. SORIA, M.L. RODRÍGUEZ-TAMAYO, M.L. JIMÉNEZ-SÁNCHEZ, A.J. SOLA, F.J. PÉREZ-GARCÍA, F. MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, J.A. GARRIDO, J.M. MEDINA-CAZORLA, A.J. MENDOZA, M. CUETO, M.E. MERLO, F. DOMÍNGUEZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

S. Ruiz, A. Aguilera, E. Salmerón y M.C. Romero.



ANEJOS

Matrices de transición

Sierra de Gádor					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,248	0,425
	Clase 2	0,222	0,522	0,000	0,000
	Clase 3	0,333	0,348	0,805	0,554
	Clase 4	0,000	0,043	0,159	0,446
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,615	0,304	0,052	0,021
	Clase 3	0,231	0,478	0,637	0,213
	Clase 4	0,000	0,174	0,259	0,766
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,005	0,019
	Clase 2	0,000	0,280	0,018	0,000
	Clase 3	0,000	0,160	0,369	0,130
	Clase 4	0,000	0,200	0,541	0,844
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,015	0,032
	Clase 2	1,000	0,889	0,281	0,090
	Clase 3	0,000	0,111	0,579	0,662
	Clase 4	0,000	0,000	0,088	0,226
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,123	0,317
	Clase 2	0,200	0,444	0,000	0,000
	Clase 3	0,200	0,267	0,366	0,028
	Clase 4	0,000	0,244	0,597	0,944



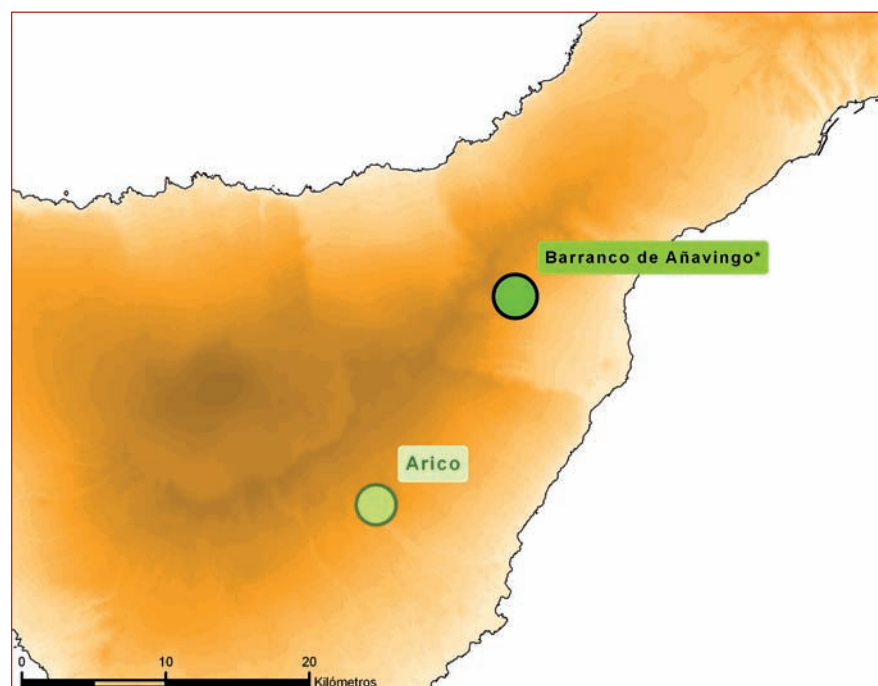
Cheirolophus metlesicsii Montelongo

COMPOSITAE
CR B2a(iii,v)

Endemismo tinerfeño del que se conocen sólo dos poblaciones. Una de ellas se ubica en el sureste de la isla en un escarpe inaccesible del Barranco de Tamadaya conocido como Salto de las Hiedras (Municipio de Arico). La segunda localidad se localiza en el mismo sector de la isla, en el cauce y laderas del Barranco de Añavingo (Municipio de Arafo). Nanofanerófito hermafrodita que tiende a ocupar tanto sectores de elevada pendiente como enclaves más llanos asociados a piedemontes y cauces de barranco, siempre formando parte de matorrales de carácter serial a menudo densos e intransitables y de alta cobertura.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Dada la escasa accesibilidad de la población de Arico, ésta se obvió del muestro habida cuenta de la dificultad extrema para acceder a los ejemplares. Por su parte, en el Barranco de Añavingo se instaló una parcela de 10 x 10 m que incluía inicialmente 21 individuos, estando la totalidad de la población constituida por unos 502 ejemplares, la mayor parte de los cuales se ubica en cantiles y pequeñas repisas inaccesibles.



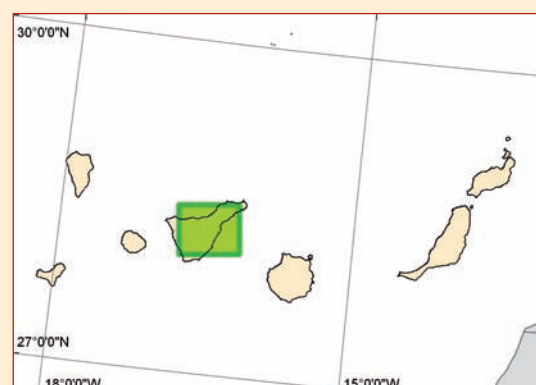
Cheirolophus metlesicsii Montelongo
(Foto: A. Acevedo).

Población	Individuos (año 2007)
Barranco de Añavingo*	376
Arico	126

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Barranco de Añavingo	21	20	16	16	14	13



Matriz de transición media

Barranco de Añavingo			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,313	0,072	0,029
Clase 2	0,373	0,715	0,334
Clase 3	0,133	0,151	0,571

Matriz de elasticidad media

Barranco de Añavingo			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,046	0,026	0,005
Clase 2	0,016	0,550	0,055
Clase 3	0,014	0,046	0,242



Hábitat de *Cheirolophus metlesicsii* (Foto: Manuel V. Marrero Gómez).

ANÁLISIS

Estructura de clases

Para cada ejemplar se procedió a medir su altura y diámetro. Para el cálculo del diámetro se asimiló la proyección en superficie de cada ejemplar a una figura elipsoide (o circular), tomando el valor del eje central de mayor tamaño. La altura se tomó como el largo del eje principal de desarrollo. Para cada ejemplar reproductor se utilizó como unidad florífera cada cabezuela (capítulo) inmadura, y como unidad fructífera la cabezuela fructificada. En todo momento, la cuantificación de la fertilidad se estimó mediante el recuento *in situ* de cabezuelas. La especie tiene escasa predisposición a formar un banco de semillas permanente. Con las primeras lluvias, la práctica totalidad de producción seminal de la primavera precedente germina.

Dentro de las plantas reproductivas se encontró una relación lineal significativa entre el diámetro y la producción de capítulos, por lo que se agruparon los individuos reproductivos en dos clases. No se ha observado ningún posible individuo de la clase de plántulas.

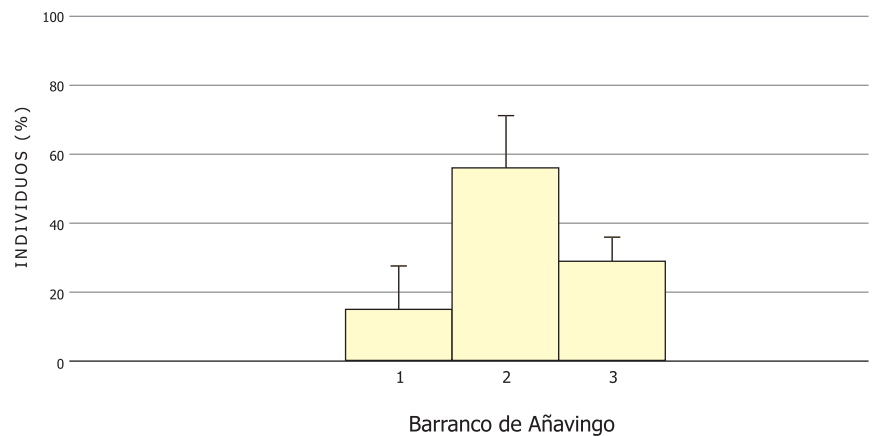
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativos

Clase 2: Reproductores 1. Diámetro ≤ 169 cm

Clase 3: Reproductores 2. Diámetro > 169 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Los valores de la tasa finita de crecimiento son variables a lo largo de los años, mostrando una tendencia poblacional media en declive. La supervivencia de los individuos es también variable entre clases y años. La esperanza de vida al nacer es de siete años. En cualquier caso esto datos deben ser tomados con extrema precaución dado que el número de individuos monitorizados es muy bajo. En estas circunstancias los perniciosos efectos ligados a la estocasticidad demográfica pueden operar y, por tanto, los datos pueden no ser representativos de lo que ocurre al resto de la población.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Barranco de Añavingo	0,963	1,000	1,000	0,875	0,818	0,928



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

A partir del seguimiento demográfico realizado se observa un valor medio de la tasa de crecimiento poblacional (λ) inferior a la unidad, lo cual implica un declive medio del 8% cada año. La supervivencia de los individuos es bastante variable durante el periodo estudiado, oscilando entre el 60% y el 100% en los diferentes años y estados de la población. Esto lleva a una vida media de los individuos de tan sólo siete años.

Los valores de elasticidad medios más elevados se corresponden con la estasis de los individuos reproductivos en sus propias clases, siendo éstas las clases más abundantes de la población. Sin embargo, los valores de elasticidad para todos los elementos matriciales son muy variables durante el periodo estudiado.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 57%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 2,5%, 35% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

La población estudiada muestra una tendencia decreciente y un riesgo de extinción elevado. De mantenerse las condiciones actuales, serían necesarias medidas de conservación que favorecieran la supervivencia de los individuos reproductores.

Sin embargo y como ya hemos comentado, es importante destacar que, debido a la inaccesibilidad del lugar, el seguimiento se ha realizado a partir de un número muy bajo de individuos y las tendencias observadas pueden no ser representativas de la población en su conjunto. Ante esta situación, sería más adecuado un seguimiento basado en el censo de los individuos (si fuera posible su conteo mediante estimación), para el que no se requiere el marcaje y seguimiento individualizado de las plantas, con el fin de obtener estimas y tendencias más representativas de la población. Además, mediante este método puede ser también interesante la comparación de las tendencias de la población de seguimiento actual y la otra población, que cuenta con un número de efectivos mucho menor.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Barranco de Añavingo				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	57%	-	-
E	Probabilidad de extinción	2,5%	34,8%	100%



Detalle del capitulo de *Cheirolophus metlesicsii*
(Foto: R. Mesa).

AUTORES

R. MESA COELLO, E. OJEDA LAND, E. CARQUÉ ÁLAMO, M.V. MARRERO GÓMEZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Barranco de Añavingo				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,500	0,125	0,143
	Clase 2	0,333	0,625	0,571
	Clase 3	0,000	0,250	0,286
2002-03	Clase 1	0,400	0,091	0,000
	Clase 2	0,200	0,545	0,000
	Clase 3	0,000	0,182	1,000
2003-04	Clase 1	0,667	0,143	0,000
	Clase 2	0,000	0,714	0,500
	Clase 3	0,333	0,143	0,500
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,333	0,875	0,600
	Clase 3	0,333	0,000	0,400
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	1,000	0,818	0,000
	Clase 3	0,000	0,182	0,667



Corallorhiza trifida Chatel

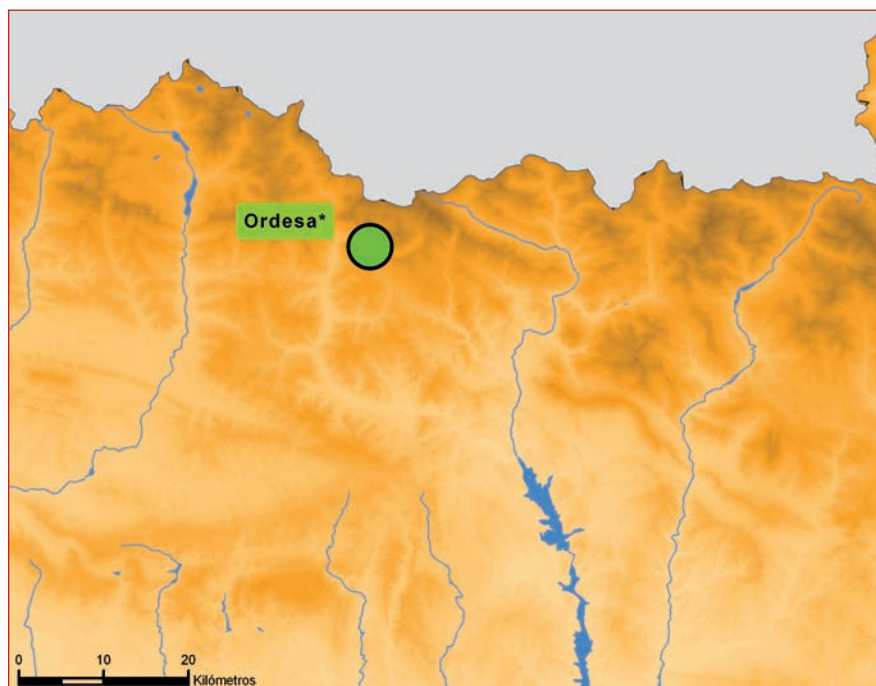
ORCHIDACEAE

CR B2ab(ii,iv)+C2a(i, ii)+D

Orquídea de distribución circumpolar principalmente micotrófica, con un rizoma subterráneo muy ramificado en forma de "coral" que constituye la parte vegetativa y perenne de la planta. Solamente produce partes aéreas al desarrollar las inflorescencias, lo cual no ocurre todos los años. Por ello es muy difícil observar e incluso relocalizar las poblaciones. Habita en bosques húmedos de óptimo eurosiberiano: hayedos y abetales.

POBLACIONES ESTUDIADAS

En la Península Ibérica sólo crece en el Pirineo. Ha sido citada en unas pocas localidades del Pirineo y Prepirineo catalán (R. Gamarra, com. pers.); pero las mismas no han sido relocalizadas durante el proyecto AFA. En 2001, al inicio del seguimiento para AFA, sólo se conocía una población en Ordesa (Torla) en Huesca, descubierta en 1999. Esta población ocupa una superficie mínima, poco más de 400 m², en una sola cuadrícula U.T.M. de 1 x 1 km. Tras su búsqueda en los medios adecuados circundantes no se han encontrado más efectivos. El seguimiento ha consistido en el marcaje de todos los individuos visibles cada año y la medición de la altura de la inflorescencia, el número de flores y el número de frutos (en una segunda visita anual). El número de individuos visibles cada año ha variado entre 48 y cuatro (2007). Cada año de realización del seguimiento solamente se ha encontrado una pequeña parte de los individuos marcados en años anteriores. Esta circunstancia se ha repetido invariablemente a lo largo de los seis años de seguimiento, por lo que el número de "marcas" sobre el terreno ha ido aumentando constantemente, desde los 27 individuos censados en 2001 hasta el individuo 170, marcado en 2007.



Inflorescencia de *Corallorhiza trifida*. Aspecto del ambiente donde se desarrolla (Foto: D. Goñi).

Población	Individuos florecidos (año 2007)
Ordesa*	4

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

Ordesa	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Individuos totales estimados	299	214	241	159	164	148
Individuos florecidos observados	27	48	36	48	20	24



Matriz de transición media

Ordesa			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,860	0,000	0,148
Clase 2	0,000	0,333	0,084
Clase 3	0,140	0,667	0,000

Debido a las dificultades anteriormente mencionadas, el cálculo de las transiciones entre clases ha necesitado también una serie de supuestos. Se ha establecido que los individuos vegetativos tienen una supervivencia del 100%, dado que al no poder desenterrar las plantas no disponemos de información sobre su estado subterráneo. Teniendo en cuenta que el período medio de permanencia de una planta en estado vegetativo es de siete años (i.e., tiempo transcurrido desde la germinación de las semillas hasta la emergencia de la inflorescencia) hemos asumido que uno de cada siete individuos vegetativos florece cada año, o lo que es lo mismo, que el 14% florece y el 86% permanece vegetativo. Estos valores son fijos, siempre los mismos en todas las matrices. Los valores de los elementos reproductivos de la matriz son también fijos y se basan en las observaciones de campo durante el período 2001-2007 (27 individuos reproductivos en 2001 que habrían dado lugar a cuatro plantas vegetativas que finalmente florecen en 2007; $4/27=0,148$).

Matriz de elasticidad media

Ordesa			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,711	0,000	0,027
Clase 2	0,000	0,215	0,007
Clase 3	0,027	0,007	0,006



Ejemplar de *Corallorhiza trifida* con cápsulas inmaduras; también se aprecian restos de las flores que no han fructificado (Foto: D. Guzmán).

ANÁLISIS

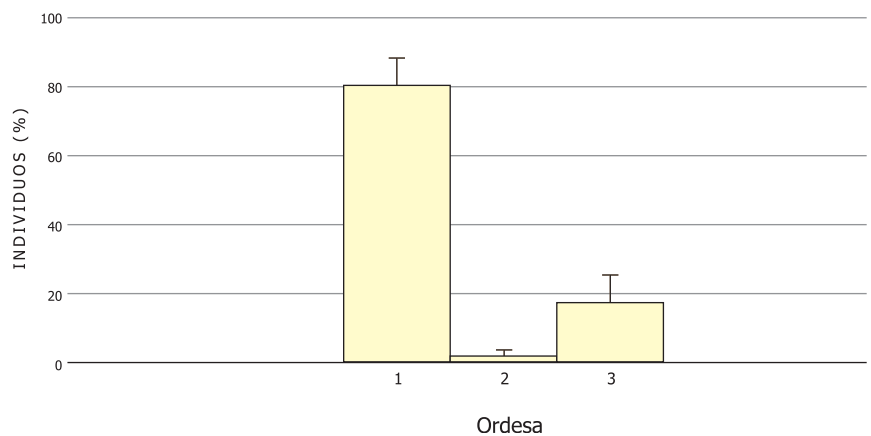
Estructura de clases

El establecimiento de las clases en esta especie conlleva una serie de problemas por presentar un rizoma vegetativo que permanece subterráneo y por el hecho de que sólo es posible la visualización de los individuos cuando éstos florecen. Existe dormición de yemas en adultos, es decir, los individuos florecen, permanecen en dormición durante un periodo de uno, dos o más años, y luego pueden volver a florecer. A pesar de que el periodo de dormición de las semillas puede ser superior a ocho meses¹³, hemos considerado que no existe un banco de semillas en el suelo debido a la falta de información sobre su viabilidad. Sí hemos incorporado la presencia de un estado vegetativo subterráneo que se corresponde con el periodo desde la germinación de las semillas hasta su floración y emergencia. Este periodo tiene una duración media de siete años².

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1. Vegetativos. Individuos que germinan a partir de las semillas del banco y permanecen subterráneos hasta su emergencia cuando florecen.
- Clase 2. Durmientes. Individuos que han florecido alguna vez y que “desaparecen” pero que uno o dos años después vuelven a emerger. En caso de que no emerjan en ese periodo, estos individuos se consideran muertos (y por lo tanto con riesgo de sobreestimar la mortalidad).
- Clase 3. Reproductores. Individuos emergentes.

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

En la matriz de transición se observa la baja supervivencia de los individuos emergentes, lo que probablemente contribuye a una vida media de las plantas reducida. La tasa finita de crecimiento es muy variable a lo largo de los años, especialmente si consideramos sólo los individuos emergentes; la estimación para el total de individuos refleja una población en declive.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

Ordesa	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Total individuos estimados	0,892	0,906	0,888	1,000	0,887	0,913
Individuos florecidos observados	1,778	0,750	1,333	0,417	1,200	1,0956



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La tasa finita de crecimiento de la población (λ) es sólo igual a 1 en uno de los intervalos estudiados, con declinaciones de entre el 9% y el 12% en el resto de los periodos. La supervivencia de los individuos emergentes es muy baja y variable a lo largo de los años, desde un 8% a un 37% en el periodo de seguimiento. Los valores de elasticidad más elevados se corresponden lógicamente con la permanencia de los individuos vegetativos y, por otro lado, con la supervivencia de los individuos durmientes. Este resultado debe tomarse con cautela dadas las estimaciones realizadas para establecer las clases y calcular las matrices de transición.

Si adoptamos como criterio para el cálculo de la tasa finita de crecimiento de la población, las diferencias encontradas en el número de individuos florecidos emergentes cada año, entonces obtenemos unos valores de λ que presentan una variabilidad mucho mayor y un valor medio superior a cero ($1,09 \pm 0,472$). Dada la enorme variabilidad de estos valores el valor medio resultante no resulta muy informativo. De hecho, por ejemplo, si incorporamos el valor de lambda del período 2006/2007 (0,167), el valor medio de λ resultante es de 0,941.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 65%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0% y 1%, respectivamente, y del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Se trata de una especie que requiere un seguimiento más detallado para obtener información adecuada sobre todas las fases de su ciclo biológico. En concreto es necesaria más información sobre el estado post-floración así como sobre la viabilidad de las semillas y su longevidad en el banco. La incorporación de dicha información en los modelos demográficos mejorará enormemente el conocimiento de su dinámica poblacional.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Ordesa		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	65%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	1%	100%



Individuo de *Corallorhiza trifida* y sistema utilizado para el marcaje (Foto: D. Goñi).

AUTORES

D. GUZMÁN OTANO, D. GOÑI MARTÍNEZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

REFERENCIAS

- 1 MCKENDRICK, S. L., J.R. LEAKE, D. L. TAYLOR & D. J. READ (2000). Symbiotic germination and development of myco-heterotrophic plants in nature: ontogeny of *Corallorhiza trifida* and characterization of its mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 145: 523-537.
- 2 RASMUSSEN, H. N. (1995). Terrestrial Orchids. From seed to mycotrophic plant. Cambridge University Press, Cambridge.
- 3 WIGHAM, D. F., J. P. O'NEILLA, H. N. RASMUSSEN, B. A. CALDWELL & M. K. MCCORMICK (2006). Seed longevity in terrestrial orchids – Potential for persistent in situ seed banks. *Biological Conservation* 129: 24-30.



ANEJOS

Matrices de transición

Ordesa		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,860	0,000	0,148
	Clase 2	0,000	0,000	0,111
	Clase 3	0,140	1,000	0,111
2002-03	Clase 1	0,860	0,000	0,148
	Clase 2	0,000	0,667	0,208
	Clase 3	0,140	0,333	0,167
2003-04	Clase 1	0,860	0,000	0,148
	Clase 2	0,000	0,000	0,028
	Clase 3	0,140	1,000	0,111
2004-05	Clase 1	0,860	0,000	0,148
	Clase 2	0,000	1,000	0,021
	Clase 3	0,140	0,000	0,060
2005-06	Clase 1	0,860	0,000	0,148
	Clase 2	0,000	0,000	0,050
	Clase 3	0,140	1,000	0,050



Echinopartum albigicum Talavera & Aparicio

LEGUMINOSAE

CR *b1ab+2ab;c2a*

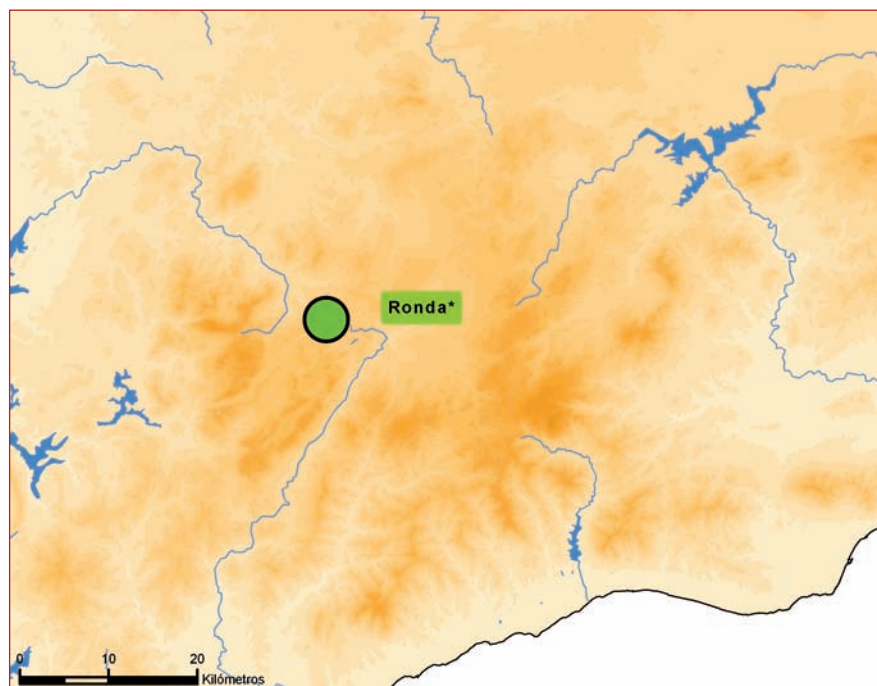
Endemismo de las sierras Béticas occidentales con una única población conocida cerca del límite provincial entre Málaga y Cádiz, al NE del Parque Natural de la Sierra de Grazalema. Nanofanerófito hermafrodita, entomófilo, xenógamo obligado por autoincompatibilidad. Población de afinidades aljibicas sobre un afloramiento de areniscas en el dominio del alcornoque. La especie crece tanto en las fisuras de las rocas como en suelos arenosos poco desarrollados.



Individuo de *Echinopartum albigicum* con flores y frutos (Foto: A. Aparicio).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se ha estudiado con detalle la única población conocida del taxon. La población tiene una extensión de unas 3 ha de las que unas 0,2 ha fueron valladas para prevenir el ramoneo en 1995. Actualmente la zona vallada cuenta con 126 individuos reproductores de gran porte, de los que más de cien fueron marcados y monitorizados para el estudio demográfico. Por su parte, el número de plantas observables en la zona no protegida es de unos 70 individuos, pero un estudio demográfico en esta zona resulta complicado debido a que las plantas, a pesar de ser adultas con capacidad reproductora, no sobrepasan los 10-20 cm de altura por la intensa presión que año tras año ejerce sobre ellos el ganado caprino, no llegando nunca a florecer ni a fructificar.



Población	Individuos (año 2007)
Ronda*	196

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Ronda*	50	122	118	117	114	114

* No se ha incluido el banco de semillas. En 2002 se añadieron nuevos individuos al seguimiento demográfico.

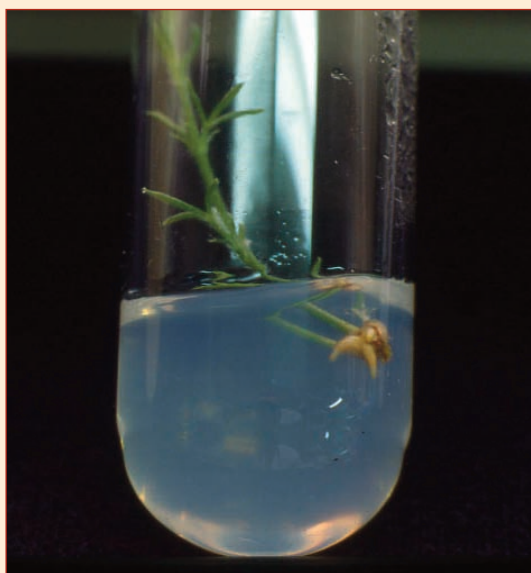


Matriz de transición media

Ronda	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,636	0,000	515,756	3841,604
Clase 2	0,013	0,618	0,037	0,000
Clase 3	0,000	0,306	0,837	0,061
Clase 4	0,000	0,038	0,123	0,939

Matriz de elasticidad media

Ronda	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,087	0,000	0,107	0,068
Clase 2	0,175	0,083	0,001	0,000
Clase 3	0,000	0,169	0,125	0,001
Clase 4	0,000	0,007	0,062	0,115



Planta desarrollada *in vitro* a partir de la germinación del embrión de una semilla (Foto: R. Zárate).

ANÁLISIS

Estructura de clases

Aunque el tamaño de las plantas puede ser indicador de la edad, el intenso ramoneo al que han estado sometidas durante años puede enmascarar la verdadera edad de las plantas y hacer que tamaño y edad no estén correlacionados. Los individuos sanos presentan un porte más o menos hemisférico y el tamaño de los mismos en cada uno de los años del estudio se ha medido en función de su altura. La producción de flores y frutos se ha estimado a partir del conteo directo de varias ramas por individuo. No presenta multiplicación vegetativa. Se conoce la existencia de un banco de semillas persistente y viable¹, cuyo tamaño se estima en aproximadamente 167 semillas/m². No se ha realizado un seguimiento anual de nuevas plántulas en la parcela. La viabilidad de las semillas en el banco y la supervivencia de plántulas se han estimado a partir de los resultados de ensayos de germinación en laboratorio¹, por lo que dichos elementos son fijos en todas las matrices. Se ha encontrado una relación significativa entre la altura y el número de flores por individuo por lo que los individuos reproductivos se agrupan en dos clases.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

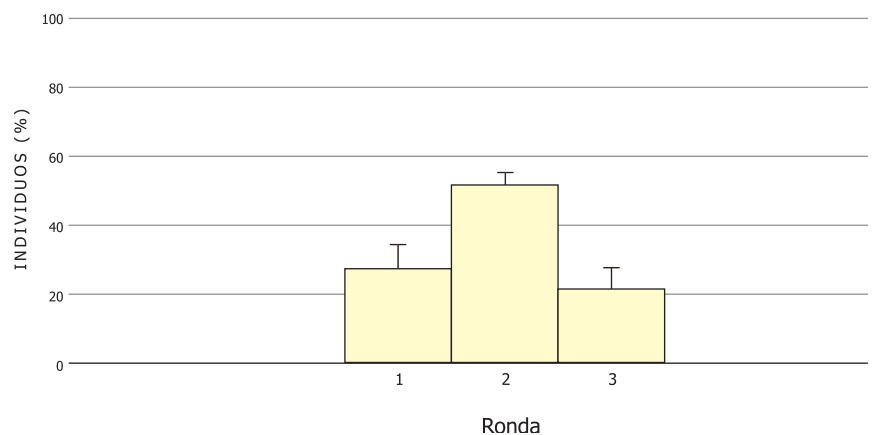
Clase 1: Banco de semillas

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Altura <85 cm

Clase 4: Reproductor 2. Altura ≥85 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Los individuos presentan una supervivencia muy elevada. Los valores del banco de semillas obtenidos contribuyen también a aumentar la vida media de las plantas, que tienen una esperanza de vida al nacer extremadamente alta, de 331 años; todo ello favorece una gran estabilidad poblacional.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Ronda	1,256	2,150	2,270	2,007	2,159	1,927



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La presencia de un banco de semillas permanente con una viabilidad estimada en torno al 64% junto con la elevada supervivencia de todas las clases de individuos, proporcionan una gran estabilidad a la población. El valor de la tasa finita de crecimiento (λ) indica que la población duplica cada año su tamaño poblacional si se considera el aporte de semillas al banco del suelo. En este sentido es importante recordar que las estimas de supervivencia de semillas y plántulas se basan en ensayos de germinación en laboratorio y no en el seguimiento en condiciones de campo. Probablemente en condiciones de campo estos valores serán menores. En cualquier caso, la evolución del número de individuos “visibles” en la población refleja también estabilidad con unos valores de λ superiores a la unidad.

Los valores de la matriz de elasticidad media muestran una importancia similar de los elementos reproductivos (producción de semillas y banco de semillas) y de la supervivencia de los individuos para la estabilidad de la población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi Amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 0%. El criterio E le confiere la categoría “Casi Amenazado”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El seguimiento demográfico se ha realizado en la parte de la población que se encuentra vallada, por lo que actualmente no se está viendo afectada por la presión del herbivorismo. En la medida de lo posible, sería interesante realizar también un seguimiento de los individuos que se encuentran fuera de la valla, con el fin de evaluar si el establecimiento del vallado puede ser una medida positiva a largo plazo para la recuperación de la población, o si ese mismo vallado puede llegar a ocasionar otra serie de procesos (competencia interespecífica, por ejemplo) no contemplados hasta el momento. El hecho de que el sobrepastoreo en las zonas no valladas sea tan fuerte que impide la producción de flores y semillas, sugiere que esta presión no sea muy antigua.

Se trata de una especie muy longeva. Una vez establecido el vallado, es poco probable que se detecten cambios en la población, salvo los relativos al reclutamiento de nuevas plántulas. Puede ser más efectivo un seguimiento basado en censos anuales junto con parcelas de seguimiento de plántulas para observar si las tendencias actuales se mantienen a largo plazo.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Ronda		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0%



Aspecto de la zona vallada de la población de *Echinospartum algibicum* donde se ha realizado el seguimiento demográfico (Foto: A. Aparicio).

AUTORES

R.G. ALBALADEJO, A. APARICIO,
J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

REFERENCIAS

1 APARICIO, A. & R. GUISANDE (1997). Replenishment of the endangered *Echinospartum algibicum* (Genistaceae, Fabaceae) from the soil seed bank. *Biological Conservation* 81: 267-273.



ANEJOS

Matrices de transición

Ronda		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,636	0,000	3,040	23,430
	Clase 2	0,013	0,188	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,625	0,714	0,000
	Clase 4	0,000	0,188	0,286	1,000
2002-03	Clase 1	0,636	0,000	776,600	3507,880
	Clase 2	0,013	0,711	0,071	0,000
	Clase 3	0,000	0,200	0,804	0,190
	Clase 4	0,000	0,000	0,125	0,810
2003-04	Clase 1	0,636	0,000	689,950	5063,790
	Clase 2	0,013	0,722	0,017	0,000
	Clase 3	0,000	0,250	0,879	0,083
	Clase 4	0,000	0,000	0,103	0,917
2004-05	Clase 1	0,636	0,000	648,120	5416,020
	Clase 2	0,013	0,741	0,097	0,000
	Clase 3	0,000	0,185	0,855	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,032	1,000
2005-06	Clase 1	0,636	0,000	461,070	5196,900
	Clase 2	0,013	0,731	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,269	0,931	0,033
	Clase 4	0,000	0,000	0,069	0,967



Euphorbia fontqueriana Greuter

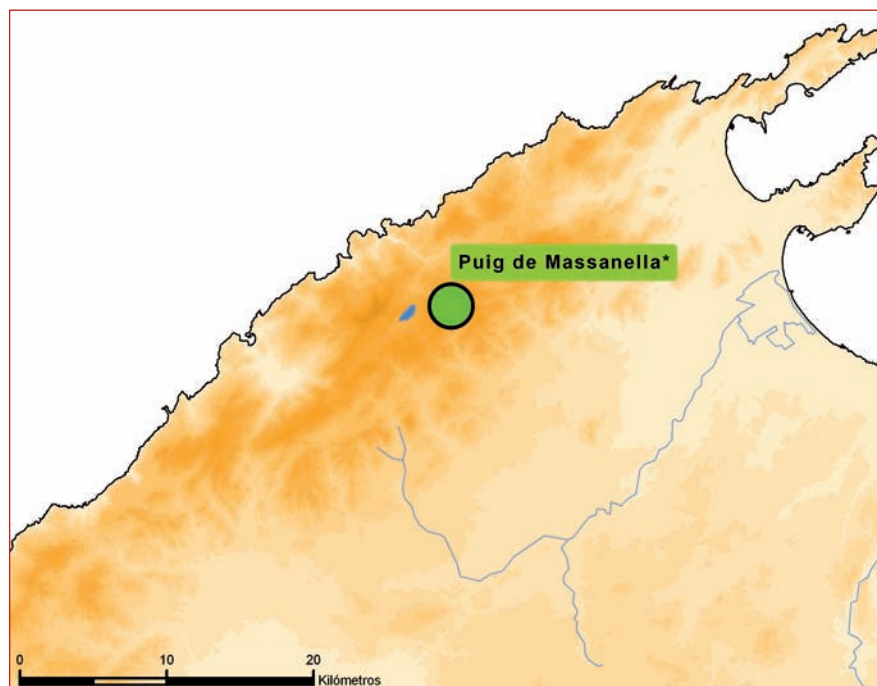
EUPHORBIACEAE

CR B1 ab(iii,v)+2 ab(iii,v); C2 a(ii)

Planta perenne, fruticulosa, con cepa leñosa y robusta. Crece en claros del matorral de montaña, en canchales y taludes rocosos de cierta pendiente, sobre sustratos calcáreos. Se encuentra restringida a una única localidad cuyo hábitat se está viendo alterado por la construcción de pistas forestales de montaña y los incendios provocados para favorecer el pastoreo de herbívoros. Tradicionalmente esta especie ha sufrido un exceso de recolección para fines museísticos (herbarios).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Únicamente se conoce una población, en el macizo del Puig de Massanella, en Mallorca, que cuenta con poco más de un centenar de individuos. En esta población se inició el seguimiento demográfico mediante el marcaje de 83 individuos.



Ejemplar de *Euphorbia fontqueriana* en floración creciendo en un talud rocoso de naturaleza calcárea (Foto: H. Sainz).

Población	Individuos florecidos (año 2001)
Puig de Massanella*	117

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Puig de Massanella	83	78	75	73	69	67



Matriz de transición media

Puig de Massanella			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,390	0,042	0,067
Clase 2	0,454	0,831	0,470
Clase 3	0,014	0,102	0,470

ANÁLISIS

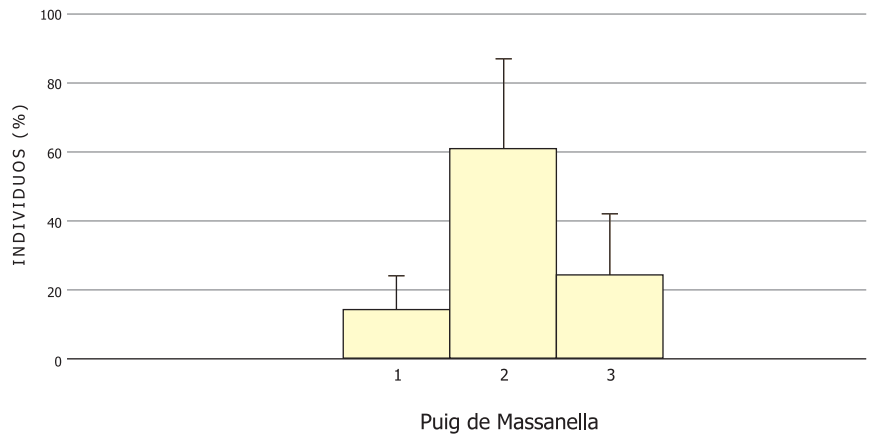
Estructura de clases

Se ha medido el diámetro de las plantas y se ha contabilizado el número de flores. No se ha encontrado una relación significativa entre el diámetro y la producción de flores, por lo que clasificamos los individuos reproductivos en dos grupos de acuerdo con su producción de flores. No se han detectado plántulas.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Vegetativo
- Clase 2: Reproductor 1. Flores ≤ 11
- Clase 3: Reproductor 2. Flores > 11

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

Puig de Massanella			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,053	0,012	0,013
Clase 2	0,022	0,614	0,043
Clase 3	0,003	0,053	0,188

Parámetros demográficos

En general, la supervivencia de los individuos es elevada y la esperanza de vida al nacer es de 13 años. El valor medio de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) muestra una población en ligero declive, con escasas variaciones interanuales.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Puig de Massanella	0,978	0,964	0,963	0,973	0,967	0,969



Detalle de las inflorescencias de *Euphorbia fontqueriana* (Foto: J.L. Gradaille).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

A pesar del bajo número de efectivos y de la ausencia de plántulas, el valor medio de la tasa finita de crecimiento poblacional presenta pocas variaciones interanuales y refleja una disminución media anual en torno al 3%. Este valor se encuentra por encima del esperado dado el bajo tamaño poblacional, y probablemente se ve favorecido por la elevada supervivencia de los individuos. La dominancia de los individuos reproductivos más pequeños se refleja en sus correspondientes valores de elasticidad. La ausencia de plántulas puede estar motivada por las condiciones en las que habita la especie, en zonas con gran pendiente que favorecen el arrastre de semillas hacia otras áreas.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 23%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 4%, 47% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debe continuarse el seguimiento de la población para poder detectar disminuciones drásticas en el ya muy bajo tamaño poblacional, que amenacen la viabilidad de manera irreversible. Sería interesante detectar zonas donde estén ocurriendo nuevos reclutamientos fuera de las parcelas monitorizadas. Debe evaluarse la incidencia sobre la viabilidad poblacional que pudiera tener, en su caso, una ausencia de reclutamiento a largo plazo.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Puig de Massanella		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	23%	-	-
E	Probabilidad de extinción	4%	47%	100%



Detalle de una planta de *Euphorbia fontqueriana*
(Foto: M. Tortella-Feliu).

AUTORES

M.J. ALBERT Y J.M. IRIONDO.

COLABORADORES

J.A. Rosselló.



ANEJOS

Matrices de transición

Puig de Massanella				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,318	0,107	0,123
	Clase 2	0,409	0,606	0,179
	Clase 3	0,000	0,273	0,750
2002-03	Clase 1	0,643	0,070	0,054
	Clase 2	0,143	0,794	0,100
	Clase 3	0,071	0,118	0,833
2003-04	Clase 1	0,846	0,031	0,067
	Clase 2	0,077	0,844	0,300
	Clase 3	0,000	0,094	0,633
2004-05	Clase 1	0,143	0,000	0,091
	Clase 2	0,643	0,946	0,773
	Clase 3	0,000	0,027	0,136
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	1,000	0,967	1,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,000



Helianthemum polygonoides Peinado, Mart. Parras, Alcaraz & Espuelas

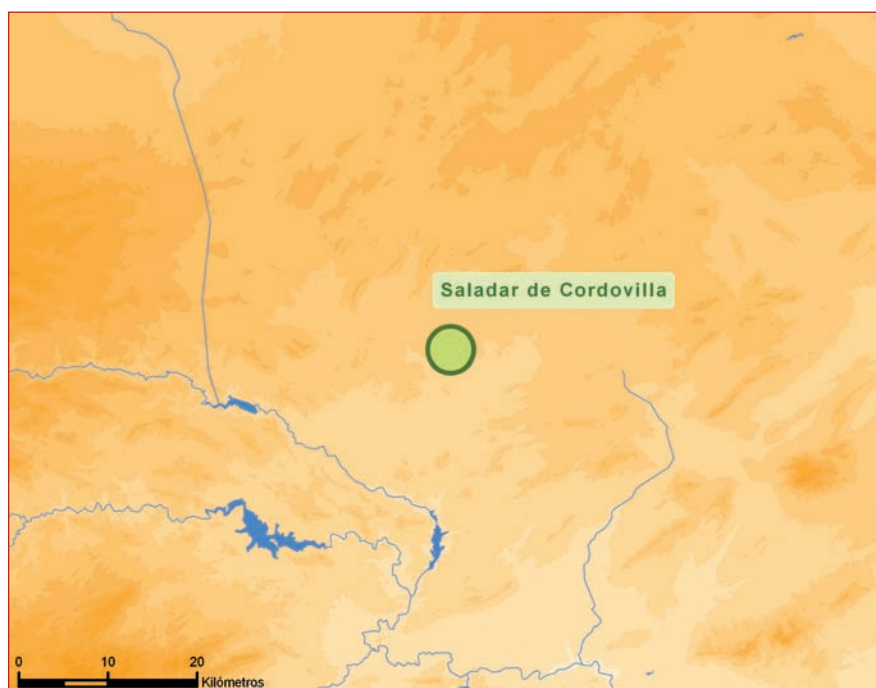
CISTACEAE

CR B1ab(iii)+2ab(iii)

Endemismo del Saladar de Cordovilla (Tobarra, Albacete). Cuenta con sólo una población que se extiende por todo el saladar y áreas limítrofes, llegando incluso a las proximidades del municipio. Caméfito hermafrodita, vive sobre suelos franco-arenosos salinos, preferentemente en claros de albardineros de *Lygeum spartum* coincidentes con pequeñas elevaciones del terreno, donde la concentración de sales se reduce. El área de ocupación actual, que no llega a las 16 ha (158.800 m²), se encuentra fragmentada y el pastoreo afecta a un tercio de su superficie.

POBLACIONES ESTUDIADAS

La única población conocida consta de unos 185.000 individuos, que se distribuyen en dos núcleos principales y varios fragmentos periféricos. El núcleo septentrional (área de ocupación: 98.600 m²) tiene un estado de conservación aceptable, si bien existen impactos en algunas zonas por pastoreo moderado e influencia del núcleo urbano (escombros, caminos, construcciones puntuales, cultivos abandonados, antiguos canales). El núcleo meridional (área de ocupación: 47.400 m²) está bien conservado. Los fragmentos periféricos se encuentran aislados, en muy mal estado, y el hábitat está severamente alterado. Para el estudio demográfico se eligió el núcleo septentrional, representativo de la historia reciente de perturbaciones en la zona y que ha sido incluido en la nueva reserva natural declarada en el saladar, por lo que resulta un buen indicador sobre el futuro de la población una vez han cesado los impactos. El estudio se inició con el marcaje de un total de 414 individuos, de los cuales 196 eran plántulas recién emergidas que murieron en elevados porcentajes durante sus primeros meses de vida.



Individuo en flor de *Helianthemum polygonoides*
(Foto: M.A. Copete).

Población: Saladar de Cordovilla	Individuos (año 2004)
Núcleo poblacional septentrional*	74.451
Núcleo poblacional meridional	109.213
Fragmentos periféricos (hasta 6 diferentes)	1.573

* Núcleo poblacional estudiado

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Cordovilla	237	196	245	244	115	96



Matriz de transición media

Cordovilla				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,692	0,000	38,616	171,418
Clase 2	0,002	0,405	0,141	0,394
Clase 3	0,000	0,092	0,555	0,104
Clase 4	0,000	0,010	0,160	0,700

Matriz de elasticidad media

Cordovilla				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,155	0,000	0,011	0,041
Clase 2	0,051	0,070	0,003	0,014
Clase 3	0,000	0,052	0,193	0,019
Clase 4	0,000	0,017	0,057	0,318



Numerosos insectos (principalmente coleópteros, como el de la fotografía, e himenópteros) participan en la polinización de *H. polygonoides* (Foto: M.A. Copete).

ANÁLISIS

Estructura de clases

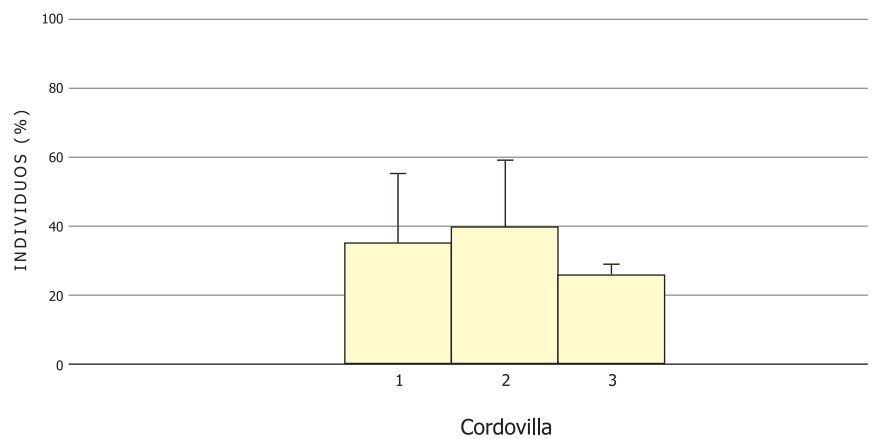
Se ha utilizado el diámetro máximo de las plantas como medida de su tamaño. Se ha contabilizado el número de flores y frutos, y se ha utilizado el valor medio de semillas por fruto de una muestra de frutos para obtener la producción total de semillas por planta. Debido a la existencia de una relación significativa entre el diámetro y el número de flores, los individuos adultos se agrupan en dos clases. La clase de vegetativos incluye a los individuos no reproductivos y a las plántulas.

Debido a la presencia de un banco de semillas del suelo permanente, se ha utilizado la información disponible para crear una clase de semillas. Para ello se han tenido en cuenta los resultados del seguimiento de la germinación de semillas en condiciones de campo después de sufrir diferentes periodos de enterramiento, así como controles de germinación tras la lluvia de semillas y estimas de la depredación post-dispersiva de semillas, que alcanza valores del 75-80%. Se ha considerado que las semillas pueden tener una vida máxima de 5 años en el banco del suelo.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Semilla
- Clase 2: Vegetativo
- Clase 3: Reproductor 1. Diámetro ≤ 20 cm
- Clase 4: Reproductor 2. Diámetro > 20 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La matriz de transición media muestra la mayor contribución de la reproducción de los individuos de la clase 4, así como la mayor supervivencia de los individuos adultos (clases 3 y 4). La esperanza de vida al nacer es de cinco años. La población presenta una tasa de crecimiento media decreciente.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Cordovilla	0,931	0,938	1,109	0,786	0,948	0,937



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La supervivencia de los individuos de todas las clases es muy variable a lo largo de los años, y con ello también los valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ). En general la tendencia de la población es decreciente aunque en algunos periodos se observen valores de λ superiores a 1. A pesar del enorme esfuerzo reproductivo y emergencia de plántulas, la supervivencia de las plántulas es muy baja y esto hace que el banco de semillas permanente del suelo sólo cobre importancia en determinados periodos, cuando esta supervivencia de plántulas se ve favorecida. La elevada mortalidad de los individuos adultos es propia de una especie perenne de ciclo corto, con sólo cinco años de vida media.

Los valores medios de elasticidad señalan que los individuos reproductivos son los más importantes en el mantenimiento de la viabilidad poblacional, con sólo ligeras variaciones interanuales.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi Amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 96% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Sería interesante continuar el seguimiento tanto de este núcleo como de los otros núcleos poblacionales que se encuentran sometidos a diferentes impactos. El análisis del efecto del pastoreo y otras actividades humanas sobre la viabilidad poblacional podría arrojar información relevante sobre el grado de amenaza real de la población.

Las altas tasas de productividad y germinación de plántulas permiten ser optimistas en la recuperación de la especie al menos mediante creación de bancos de individuos ex situ. Además permitirían una rápida respuesta positiva si se tomaran medidas tendentes a reducir la mortalidad de las clases adultas.

Siendo además una especie dinámica en sus tasas de supervivencia y en la estructura de edades (ver figura), se recomienda ser precavidos en la interpretación de la dinámica de sus censos totales, puesto que series de años buenos con bajas mortalidades y amplia producción pueden ser sucedidas rápidamente por series de años catastróficos, donde la producción puede ser muy reducida o nula y la mortalidad, incluso de ejemplares adultos, muy elevada.

Frente a esto, la existencia de un banco permanente de semillas con un valor relativamente alto en la matriz de elasticidad modula la respuesta de la población por encima del suelo y además es una garantía frente a presión excesiva del ganado doméstico.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Cordovilla				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	96%



Detalle de un ramillete con flores abiertas y cerradas, algunas de ellas ya polinizadas (Foto: M.A. Copete).



Aspecto del hábitat donde crece *H. polygonoides* (Foto: P. Ferrandis).

AUTORES

M.Á. COPETE, P. FERRANDIS, E. MARTÍNEZ-DURO, J.M. HERRANZ, F. DOMÍNGUEZ Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Cordovilla		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,692	0,000	19,649	126,717
	Clase 2	0,001	0,500	0,033	0,161
	Clase 3	0,000	0,140	0,682	0,086
	Clase 4	0,000	0,000	0,070	0,828
2002-03	Clase 1	0,692	0,000	49,204	161,132
	Clase 2	0,004	0,641	0,439	0,683
	Clase 3	0,000	0,026	0,440	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,130	0,842
2003-04	Clase 1	0,692	0,000	38,616	171,418
	Clase 2	0,005	0,518	0,192	0,868
	Clase 3	0,000	0,072	0,222	0,066
	Clase 4	0,000	0,050	0,400	0,623
2004-05	Clase 1	0,692	0,000	60,126	219,189
	Clase 2	2E-04	0,172	0,012	0,044
	Clase 3	0,000	0,159	0,667	0,286
	Clase 4	0,000	0,000	0,083	0,365
2005-06	Clase 1	0,692	0,000	25,483	178,634
	Clase 2	0,001	0,194	0,030	0,214
	Clase 3	0,000	0,065	0,763	0,080
	Clase 4	0,000	0,000	0,119	0,840



Helianthemum teneriffae Coss.

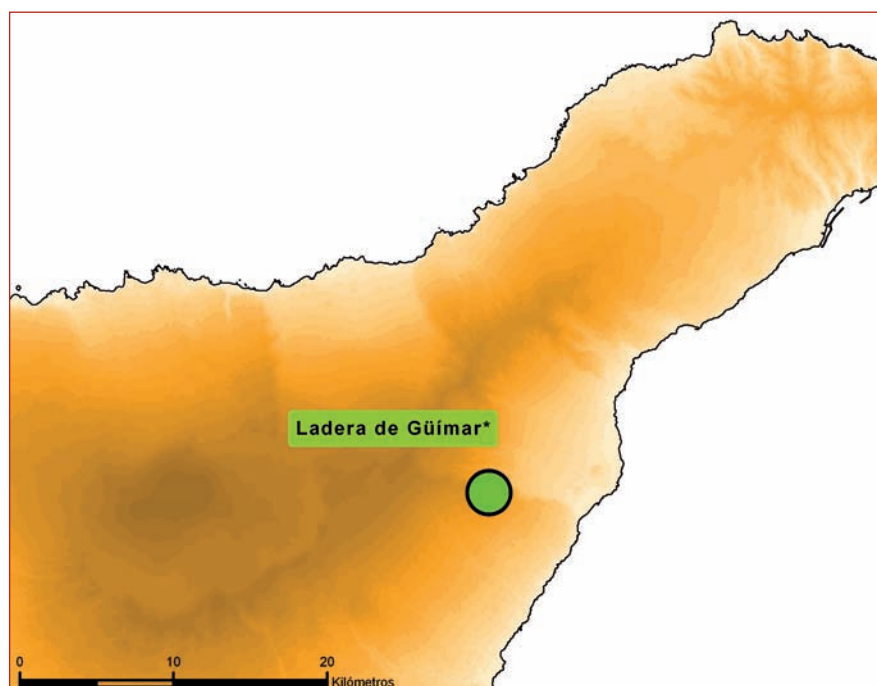
CISTACEAE

CR B2ab(iii,v)c(iv); C2b

Se trata de un pequeño caméfito hermafrodita endémico de la Isla de Tenerife, donde sólo se conoce en una localidad del sureste insular (Ladera de Güímar). Medra en ambientes medianamente rupícolas donde se combinan pequeños andenes con fisuras y grietas en escarpes verticales, todo ello siempre dentro del ámbito de los brezales abiertos.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Dentro de la única localidad conocida se instalaron dos parcelas de 10 x 10 m, en aquellos sectores donde la verticalidad no comprometía el acceso a los ejemplares. En conjunto se marcó un total de 127 individuos, lo que constituye una muestra representativa del total de la población, para la cual sólo se han censado 166 ejemplares reproductores. Se debe destacar que en el año 2004 una excavadora que maniobraba en cotas superiores cayó justo sobre la ubicación de una de las parcelas. Como consecuencia de este accidente, murieron todos los ejemplares existentes en la misma.

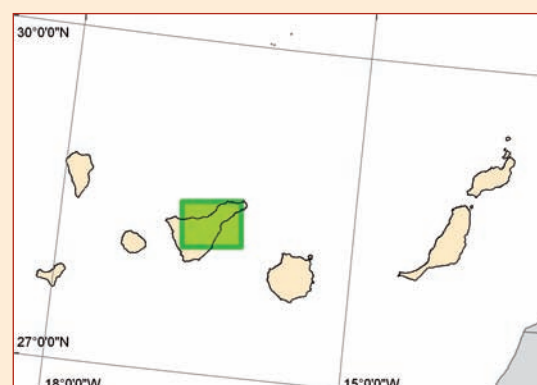


Helianthemum teneriffae (Ladera de Güímar). Detalle floral. (Foto: R. Mesa Coello).

Población	Individuos (año 2001)
Ladera de Güímar	166

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Ladera de Güímar	54	60	76	51	33	17



Matriz de transición media

Ladera de Güímar			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,274	0,695	1,964
Clase 2	0,248	0,382	0,153
Clase 3	0,039	0,288	0,203

ANÁLISIS

Estructura de clases

Se han medido la altura y el diámetro de las plantas, y se ha estimado la producción de flores, frutos y semillas. Se ha encontrado una relación significativa entre el diámetro de la planta y el número de flores, por lo que los individuos reproductivos se agrupan en dos clases. No se distinguen plántulas, pero sí hay nuevos nacimientos que se incorporan a la clase de vegetativos. Es muy probable que exista un banco permanente de semillas en el suelo, pero la falta de datos precisos sobre su tamaño y viabilidad a lo largo de los años no permite incorporar dicha clase en el análisis.

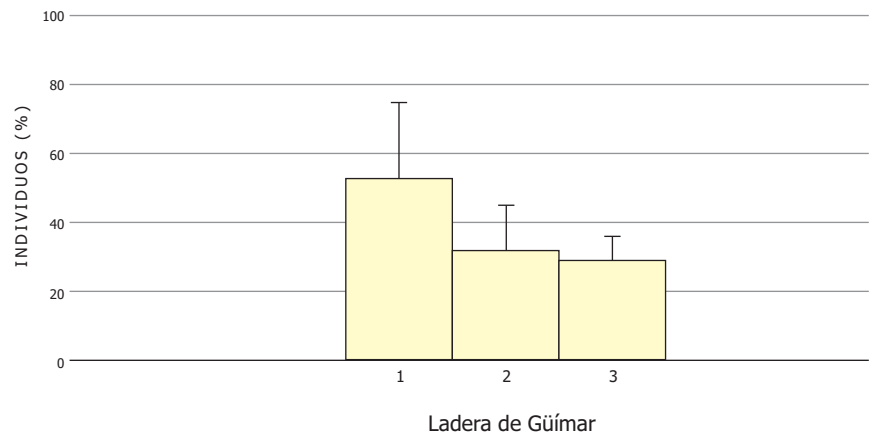
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor 1. Diámetro < 28 cm

Clase 3: Reproductor 2. Diámetro ≥ 28 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

Ladera de Güímar			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,241	0,062	0,094
Clase 2	0,124	0,305	0,012
Clase 3	0,031	0,075	0,056

Parámetros demográficos

Se trata de una especie perenne de ciclo corto, con una elevada mortalidad y una esperanza de vida al nacer de dos años. La tasa finita de crecimiento muestra un declive medio de casi el 30%.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Ladera de Güímar	0,400	1,541	0,907	0,787	0,455	0,725



Ladera de Güímar. En 2004 una excavadora que maniobraba en cotas superiores, cayó ladera abajo. Finalmente vino a terminar su descenso justo donde se ubicaba una de las parcelas de muestreo (Foto: R. Mesa Coello).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población presenta una estructura joven con dominancia de individuos vegetativos. Tanto los vegetativos como los reproductivos tienen una supervivencia muy baja, lo que determina una vida media de sólo dos años. Aunque esto puede ser propio de este tipo de especies perennes de ciclo corto, la elevada mortalidad parece tener un efecto sobre la tendencia demográfica, como se observa en los valores medios negativos de la tasa finita de crecimiento (λ). Las variaciones interanuales en los valores de λ son muy grandes, lo que apoya la necesidad de que el estudio abarque un periodo de tiempo suficiente para conocer con rigor la tendencia demográfica de la población. Los valores medios de elasticidad señalan la importancia de la supervivencia de los individuos sobre la estabilidad poblacional. La drástica disminución de efectivos en los últimos años puede deberse a dos factores: por un lado la incidencia consecutiva de varios inviernos secos, y por otro al desafortunado accidente sufrido en 2004, comentado con anterioridad.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10 años es inferior a los límites establecidos; es del 69% para el intervalo de 20 años y del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Es necesario continuar con el seguimiento demográfico de la población, ya que se trata de una única población muy pequeña que se encuentra en declive. Debe vigilarse tanto la evolución de las tasas vitales de las diferentes clases de individuos como las posibles reducciones drásticas en el tamaño poblacional que puedan tener consecuencias irreversibles.

Los análisis demográficos se han realizado sin tener en cuenta la posible existencia de un banco de semillas permanente, y es muy probable que la dinámica poblacional presente una mayor estabilidad al tener en cuenta la presencia de un reservorio de semillas en el suelo. Por lo tanto sería necesario realizar ensayos de germinación de semillas bajo diferentes condiciones, cuantificar la proporción de semillas que llegan al banco y su viabilidad a lo largo de los años.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Ladera de Güímar		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	22%	69%	100%



Helianthemum teneriffae (Ladera de Güímar). Aspecto de ejemplar reproductor. (Foto: R. Mesa Coello).



Ladera de Güímar. Aspecto general del hábitat donde se desarrolla la especie (Foto: R. Mesa Coello).

AUTORES

E. OJEDA LAND, R. MESA COELLO, M.V. MARRERO, E. CARQUÉ ÁLAMO, L. GIMÉNEZ BENAVIDES Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Ladera de Güímar				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,213	0,000	0,000
	Clase 2	0,447	0,400	0,000
	Clase 3	0,043	0,600	0,000
2002-03	Clase 1	0,469	1,675	5,823
	Clase 2	0,250	0,522	0,200
	Clase 3	0,063	0,304	0,200
2003-04	Clase 1	0,156	0,399	1,155
	Clase 2	0,156	0,571	0,000
	Clase 3	0,089	0,238	0,500
2004-05	Clase 1	0,077	0,403	1,094
	Clase 2	0,385	0,273	0,188
	Clase 3	0,000	0,227	0,188
2005-06	Clase 1	0,455	1,000	1,750
	Clase 2	0,000	0,143	0,375
	Clase 3	0,000	0,071	0,125



Jurinea fontqueri Cuatrec.

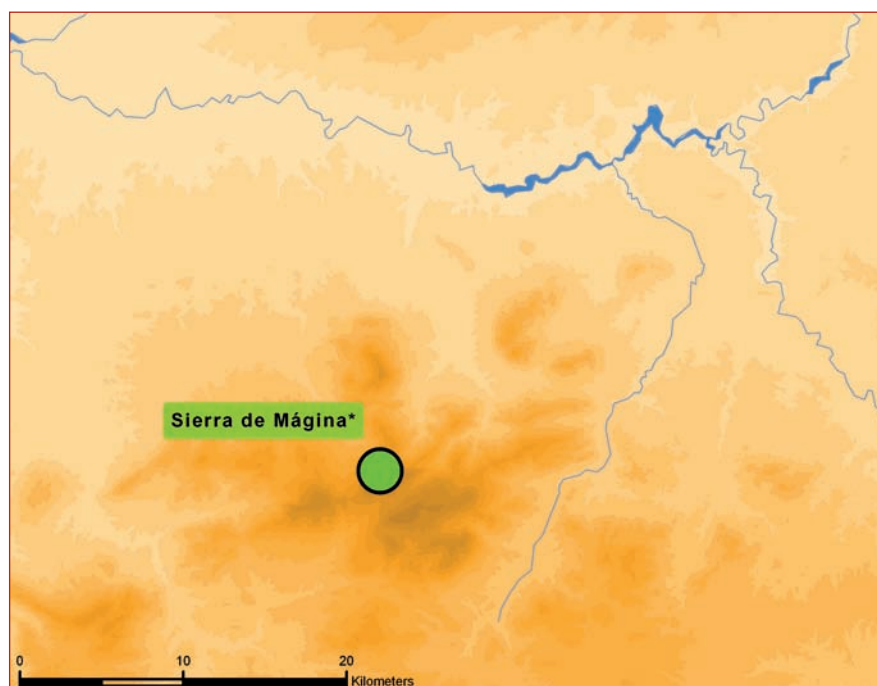
COMPOSITAE

CR A3bc; B1ab(iii,v)+2ab(iii,v)

Endemismo de la Sierra de Mágina (sur de la provincia de Jaén). Cuenta con una sola población incluida en el Parque Natural del mismo nombre, muy alterada por la actividad ganadera, aunque se ha establecido un vallado de exclusión para toda la población. Hemicriptófito, hermafrodita; sólo el 4% del polen es aparentemente viable y el 35% de las flores de cada capítulo produce frutos maduros. Crece en lugares pedregosos con fuerte pendiente, sobre sustrato calcáreo.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se ha estudiado la única población conocida, que cuenta con dos núcleos que distan menos de 1 km entre sí. El núcleo más pequeño cuenta con un cercado de exclusión establecido en 2000, habiéndose observado una notable recuperación. Más recientemente (2004) se ha realizado un nuevo vallado del núcleo más extenso que recoge a todo el resto de la población, rodeando incluso al anterior. Las tres parcelas de seguimiento se han realizado fuera del cercado inicial, por lo que han quedado protegidas a partir del 2004. Sin embargo, es necesario añadir que la protección por este último vallado resulta poco efectiva en la exclusión de grandes herbívoros debido a roturas frecuentes.



Individuo en flor de *Jurinea fontqueri*
(Foto: J.A. Algarra).

Población	Individuos (año 2001)
Sierra de Mágina*	2.231

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Sierra de Mágina	325	259	236	201	162	108



Matriz de transición media

Sierra de Mágina			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,594	0,469	0,372
Clase 2	0,134	0,211	0,217
Clase 3	0,021	0,047	0,065

ANÁLISIS

Estructura de clases

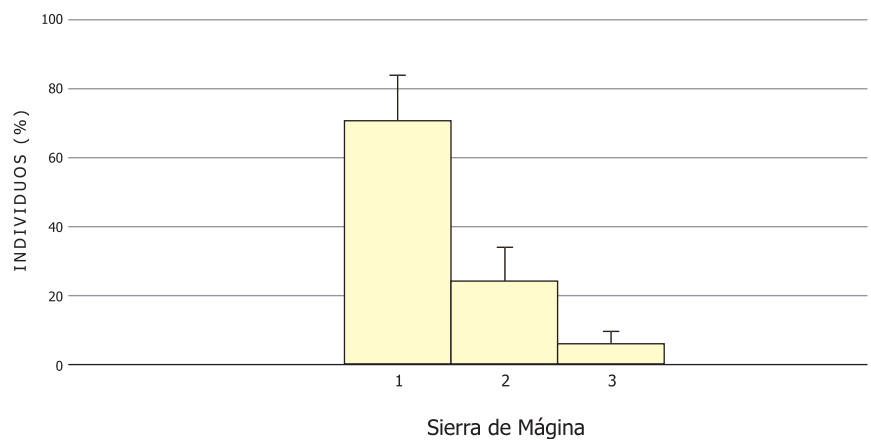
Debido al porte rastrero y en roseta basal de la planta, como dato morfométrico únicamente se ha considerado el diámetro mayor, despreciando la altura por no ser significativa de su grado de desarrollo. Al final del desarrollo reproductivo de la planta se contó el número de frutos viables por capítulo para estimar las tasas de fertilidad. Posee cierta capacidad de reproducción clonal.

En la población se detectaron plántulas, pero debido a su bajo número y para evitar problemas de estocasticidad demográfica no se ha considerado una clase de plántulas para el análisis demográfico, sino que éstas se han incluido en la clase de vegetativos.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Vegetativo
- Clase 2: Reproductor 1. Diámetro ≤13 cm
- Clase 3: Reproductor 2. Diámetro >13 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

Sierra de Mágina			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,606	0,129	0,018
Clase 2	0,129	0,066	0,011
Clase 3	0,018	0,011	0,010

Parámetros demográficos

Se observa una baja supervivencia de los individuos de todas las clases y una tendencia poblacional decreciente muy acusada. La esperanza de vida al nacer es de cuatro años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Sierra de Mágina	0,617	0,826	0,829	0,826	0,609	0,733



Jurinea fontqueri en su hábitat glerícola donde se aprecia el entorno (Foto: G. Blanca).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La baja supervivencia de los individuos de todas las clases y el escaso reclutamiento de nuevas plantas causan un declive poblacional muy pronunciado, con valores de la tasa finita de crecimiento (λ) siempre negativos durante todo el periodo estudiado y una vida media de sólo cuatro años. Desde el año 2004 no se ha observado una mejora en la tendencia poblacional por efecto del vallado de exclusión de herbívoros.

La dominancia de los individuos vegetativos, que suponen el 70% de la población, hace que la supervivencia de esta clase sea la tasa vital más importante para el mantenimiento de la viabilidad poblacional.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 99%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10 años es inferior a los límites establecidos; es del 41% y del 100% para los intervalos de 20 y 100 años, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio A3b y E en la categoría “En Peligro Crítico” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Sería interesante realizar ensayos de polinización que permitieran detectar las causas de la baja viabilidad del polen y/o baja producción de semillas, así como del limitado reclutamiento de plántulas. Debe continuarse con el seguimiento demográfico para evaluar el posible efecto beneficioso de la exclusión de herbívoros en un intervalo de tiempo más prolongado.

Dados los reducidos valores de la tasa finita de crecimiento, se recomienda la puesta en marcha de un programa de cultivo *ex situ* para, llegado el caso, reforzar la población natural con ejemplares reproductivos obtenidos mediante cultivo en vivero. Esta medida contribuiría a reducir la importancia de la clase vegetativa y podría aumentar la producción de semillas totales.

Con vistas a la identificación de los factores ambientales más limitantes podría iniciarse un seguimiento específico de ejemplares localizados donde la estabilidad del sustrato y los nutrientes fuesen mayores (bordes de glera).

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Sierra de Mágina		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	99%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0,3%	42%	100%



Aspecto del hábitat, pedregoso y con fuerte pendiente, donde crece *Jurinea fontqueri* (Foto: A. Benavente).



Toma de datos en la periferia de la población donde el sustrato es más estable (Foto: J.A. Algarra).

AUTORES

P. LUQUE, A. BENAVENTE, A. GARRIDO, L. GUTIÉRREZ, G. BLANCA, J.A. ALGARRA, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

M.J. Hierro, A. Arias, J.A. Pérez, F. Serrano y A. Montálvez.



ANEJOS

Matrices de transición

Sierra de Mágina				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,436	0,387	0,410
	Clase 2	0,101	0,248	0,154
	Clase 3	0,034	0,051	0,231
2002-03	Clase 1	0,667	0,596	0,630
	Clase 2	0,142	0,145	0,286
	Clase 3	0,016	0,055	0,095
2003-04	Clase 1	0,638	0,395	0,250
	Clase 2	0,195	0,326	0,500
	Clase 3	0,027	0,047	0,000
2004-05	Clase 1	0,729	0,593	0,571
	Clase 2	0,114	0,130	0,143
	Clase 3	0,000	0,000	0,000
2005-06	Clase 1	0,500	0,375	0,000
	Clase 2	0,116	0,208	0,000
	Clase 3	0,029	0,083	0,000



Kunkeliella subsucculenta Kämmer

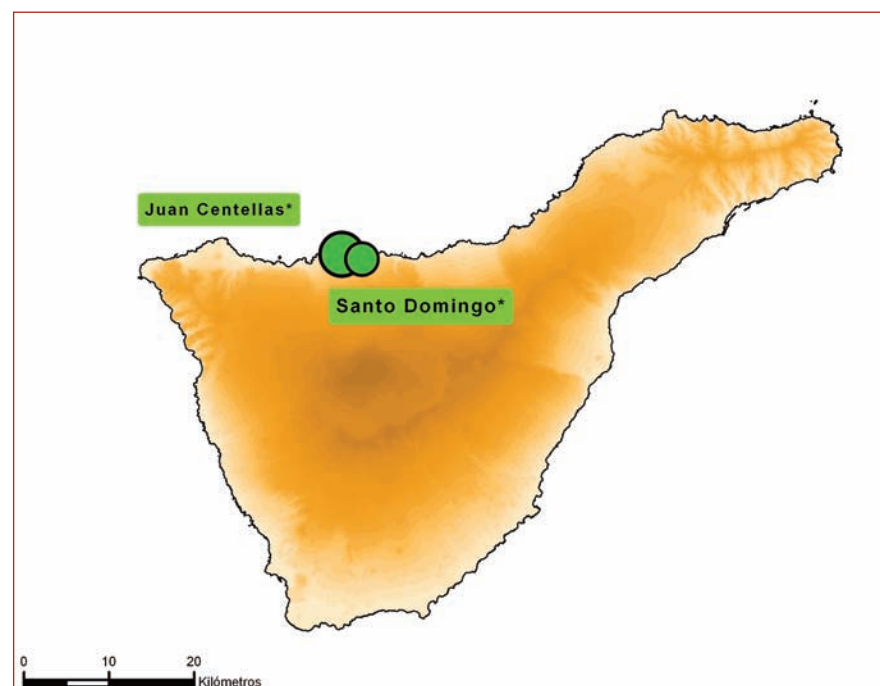
SANTALACEAE

CR B2ab(ii,iii,iv,v)c(ii)

Nanofanerófito hermafrodita relegado al norte de la Isla de Tenerife en roquedos y acantilados próximos al litoral con fuerte influencia del hálito marino. Crece en terrenos de pendiente moderada, sobre suelos poco desarrollados con un importante contenido de gravas y arenas en los horizontes superiores. Se conocen dos localidades separadas por apenas 1 km, y que en conjunto no albergan más de 900 ejemplares reproductores, muchos de los cuales se localizan en sectores inaccesibles sobre un sustrato altamente inestable.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han estudiado las dos poblaciones conocidas del taxón: Punta de Juan Centellas (El Frontón) y Santo Domingo, que se encuentran separadas entre sí menos de 1 km. En ambos casos se instalaron parcelas de muestreo de 10 x 10 m, ocupando la escasa superficie que permite un acceso viable. La población de Juan Centellas (El Frontón) alberga un total de 600 individuos reproductores, mientras que la población de Santo Domingo resulta un poco más precaria con sólo 273 individuos. Inicialmente en la parcela de El Frontón se marcaron 45 plantas, mientras que en la de Santo Domingo fueron 33. En todo momento los impedimentos derivados de la escasa accesibilidad de los lugares de muestreo se incrementaron con la extrema delicadeza de los ejemplares de esta especie, que ante cualquier roce o contacto inoportuno podían perder parte de sus elementos aéreos. Debido al bajo número de individuos monitorizados, para el análisis demográfico se han agrupado los ejemplares de ambas poblaciones.



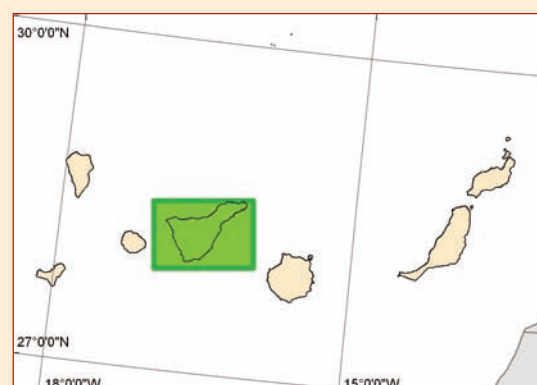
Kunkeliella subsucculenta.
Detalle (Foto: R. Mesa Coello).

Población	Individuos (año 2001)
Juan Centellas*	600
Santo Domingo*	273

*Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
J. Centellas / Santo Domingo	78	70	72	67	66	55



Matriz de transición media

Juan Centellas / Santo Domingo			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,761	0,277	0,133
Clase 2	0,093	0,514	0,098
Clase 3	0,005	0,178	0,814

Matriz de elasticidad media

Juan Centellas / Santo Domingo			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,289	0,033	0,015
Clase 2	0,047	0,227	0,029
Clase 3	0,002	0,042	0,317

ANÁLISIS

Estructura de clases

Se han medido la altura y el diámetro de las plantas, y el tamaño se ha estimado mediante el volumen a partir de ambas variables. Existe una relación significativa entre el volumen de la planta y la producción total de semillas, por lo que se obtienen clases de tamaño en función del volumen. Todos los individuos son reproductivos, exceptuando las plántulas que, debido a su bajo número y para evitar grandes sesgos por estocasticidad demográfica, se han incorporado a la clase de juveniles.

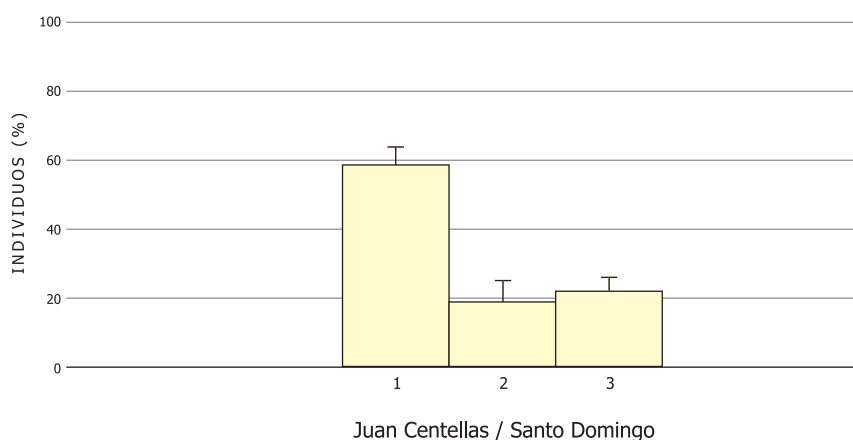
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Juveniles. Volumen $\leq 15 \text{ dm}^3$

Clase 2: Subadultos. Volumen 15-35 dm^3

Clase 3: Adultos. Volumen $> 35 \text{ dm}^3$

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

Los individuos monitorizados muestran una supervivencia media elevada, y en términos demográficos el conjunto de las poblaciones estudiadas presenta un declive acusado, con grandes variaciones interanuales. La esperanza de vida al nacer es de 16 años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
J. Centellas / Santo Domingo	0,971	1,069	0,859	0,891	0,906	0,937



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

El análisis demográfico se ha efectuado de manera conjunta para ambas poblaciones debido al bajo número de individuos considerados en cada una de ellas. Con la información disponible, no es posible conocer el grado de similitud en el comportamiento demográfico de los individuos de ambas localidades, y es probable que las tendencias poblacionales sean diferentes. En términos generales, las poblaciones presentan una tendencia decreciente aunque en determinados periodos más favorables pueden observarse valores de la tasa finita de crecimiento (λ) superiores a la unidad.

En general la supervivencia de todos los individuos es relativamente elevada aunque existen variaciones interanuales. Los valores medios de elasticidad indican que la supervivencia de las tres clases de tamaño consideradas tiene una importancia similar para el mantenimiento de la viabilidad poblacional.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 43%. El criterio A3b le confiere la categoría "Vulnerable".
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría "Vulnerable".

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Pese a que la aplicación de los criterios A3b y E UICN apoyan la categoría VU, se observan una serie de aspectos preocupantes indicativos de una probable situación de mayor riesgo. Entre ellos destaca la baja fecundidad y una cierta tendencia poblacional al envejecimiento. De hecho, en el transcurso del seguimiento se observó una drástica disminución de ejemplares marcados en la Clase 1, la cual albergaba 50 ejemplares en 2001, pasando a disponer de sólo 31 en 2006.

De confirmarse la baja mortalidad de los adultos ($< 10\%$ en los ejemplares marcados), se recomienda centrar las medidas de actuación en disminuir la mortalidad de los ejemplares juveniles y subadultos. Esto podría desarrollarse, por ejemplo mediante vallados de la población, o la obtención continuada de pequeñas cantidades de ejemplares *ex situ*, con los cuales reforzar numéricamente y de forma periódica las poblaciones naturales (incrementando los efectivos de las clases de menor tamaño). Igualmente se recomienda el desarrollo de estudios centrados en analizar los mecanismos reproductivos, para conocer las causas de las bajas tasas de reclutamiento observadas y poder articular medidas tendentes a su mejora. Finalmente, se destaca la necesidad de continuar el seguimiento demográfico de manera individualizada para cada una de las poblaciones, pero intentando abarcar la totalidad de los ejemplares existentes en las mismas, por lo que dada la inaccesibilidad de las localidades resultaría más operativo basar el muestreo en censos simples de carácter global (mediante conteo o estimación) y no en el estudio parcial y detallado en clases de un sector concreto.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Juan Centellas / Santo Domingo		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	43%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0,8%	100%



Kunkeliella subsuculenta.

Aspecto general (Foto: R. Mesa Coello).

AUTORES

E. OJEDA LAND, R. MESA COELLO, M.V. MARRERO, E. CARQUÉ ÁLAMO, F. DOMÍNGUEZ Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Juan Centellas - Santo Domingo				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,700	0,071	0,071
	Clase 2	0,160	0,929	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,857
2002-03	Clase 1	0,850	0,299	0,207
	Clase 2	0,108	0,429	0,000
	Clase 3	0,000	0,333	1,000
2003-04	Clase 1	0,775	0,308	0,000
	Clase 2	0,075	0,385	0,158
	Clase 3	0,000	0,154	0,737
2004-05	Clase 1	0,791	0,586	0,353
	Clase 2	0,050	0,273	0,188
	Clase 3	0,000	0,182	0,688
2005-06	Clase 1	0,688	0,123	0,035
	Clase 2	0,070	0,556	0,143
	Clase 3	0,023	0,222	0,786



Laserpitium longiradium Boiss.

UMBELLIFERAE

CR A3cd; B1ab(iii)+2ab(iii)

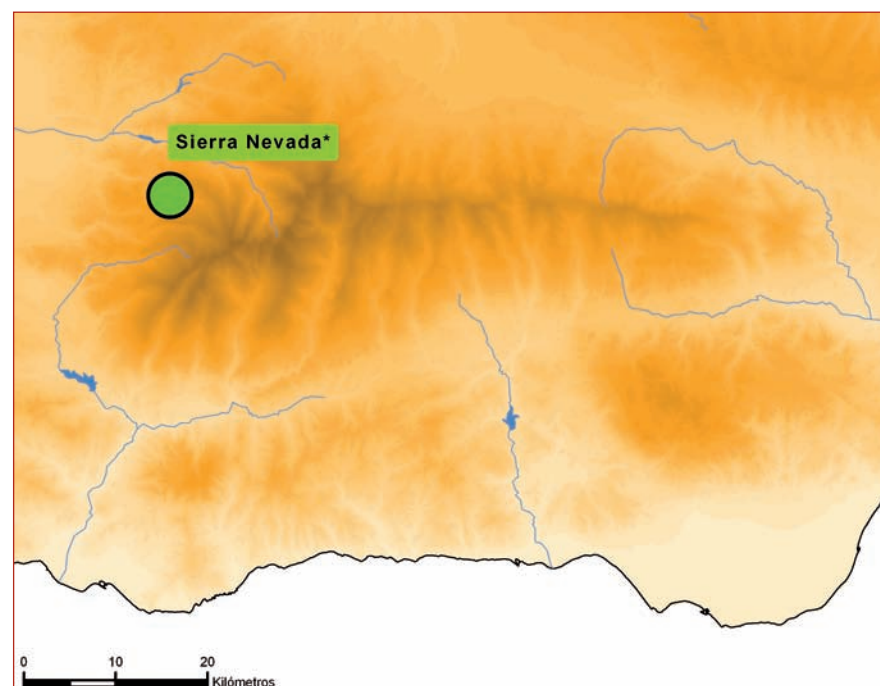
Endemismo de la zona noroccidental calcárea de Sierra Nevada (Granada). Cuenta con una sola población ubicada muy cerca del límite exterior del Parque Nacional, muy alterada por la actividad animal. Hemicriptófito, hermafrodita; la producción de frutos viables es mínima debido a la depredación por insectos. Crece en el sotobosque de formaciones mixtas de esclerófilos y caducifolios, en lugares umbríos.



Laserpitium longiradium.
Detalle del marcaje (Foto: J.A. Algarra).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se ha estudiado la única población conocida, ubicada muy cerca del límite exterior del Parque Nacional de Sierra Nevada. La población cubre una superficie inferior a 1 km² y cuenta con 658 individuos reproductores, de los que se marcaron 246 inicialmente para el estudio demográfico. Con toda probabilidad la ubicación de la población supone un problema para la viabilidad de la especie, dado que ésta precisa condiciones más mesófilas que en la actualidad se encuentran a mayor altitud. A dicha altitud se produce un cambio a materiales silíceos, de manera que al ser una especie calcícola y estar ubicada en el tránsito de los materiales calcáreos a los silíceos, la progresión en altitud necesaria para alcanzar su óptimo de humedad se encuentra impedida.



Población	Individuos (año 2001)
Sierra Nevada*	658

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Sierra Nevada	246	255	217	242	207	179



Matriz de transición media

Sierra Nevada			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,365
Clase 2	0,434	0,770	0,646
Clase 3	0,043	0,129	0,265

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de los individuos marcados se estableció mediante el diámetro basal máximo y la altura máxima de las plantas. También se contabilizó el número total de frutos producidos por flor en el inicio de la fructificación y al final de la misma para estimar la fertilidad. A pesar de presentar la posibilidad de reproducción clonal, el escaso vigor de las plantas lo hace poco efectivo.

No se observa una relación significativa entre la producción de semillas y el tamaño de las plantas (altura o diámetro), por lo que sólo se establece una clase de individuos reproductivos.

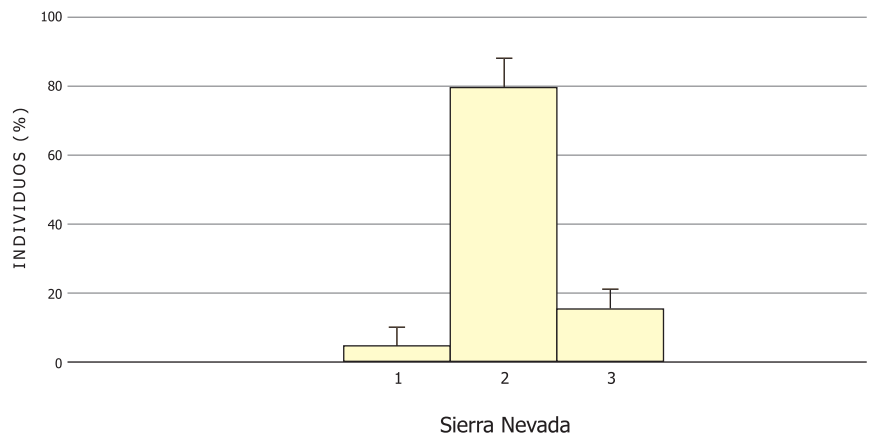
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Plántula. Altura <7 cm

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

Sierra Nevada			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,019
Clase 2	0,017	0,669	0,108
Clase 3	0,002	0,125	0,060

Parámetros demográficos

Los valores de la tasa finita de crecimiento son variables a lo largo del periodo estudiado, con sólo un intervalo con lambda por encima de la unidad. La supervivencia es siempre superior al 85%. La esperanza de vida al nacer es de nueve años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Sierra Nevada	1,034	0,866	0,950	0,896	0,867	0,921



Detalle del hábitat y las condiciones umbrófilas donde crece *Laserpitium longiradium* (Foto: J.A. Algarra).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La tasa finita de crecimiento poblacional (λ) muestra una población en declive, con valores que oscilan en los diferentes años del periodo estudiado. La población presenta un escaso reclutamiento de plántulas, las cuales, por otro lado, constituyen la clase con mayor mortalidad, nunca inferior al 25%. La supervivencia de los individuos vegetativos y reproductivos es variable a lo largo de los años. La proporción de individuos reproductivos es baja; destaca la dominancia de los vegetativos, que por término medio alcanzan el 80% de los efectivos. Esto determina su importancia en el mantenimiento de la viabilidad poblacional, como se refleja en la matriz de elasticidades.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 30%. El criterio A3b le confiere la categoría “Vulnerable”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Dados los requerimientos edáficos, de humedad y de luz de la especie, típicos de ambientes forestales umbrosos, y las limitaciones existentes para extender su área de distribución, el futuro se presenta muy desfavorable. Por ello, resulta imprescindible el mantenimiento de las condiciones que puedan favorecer su persistencia en la localidad actual. Sería conveniente averiguar si existen actualmente factores que están limitando la floración de las plantas. Igualmente interesaría poder controlar la depredación de frutos por insectos para promover la posibilidad de mejorar la tasa de reclutamiento de nuevas plantas.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Sierra Nevada		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	30%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	100%



Toma de datos demográficos en una zona marginal de la única población de *L. longiradium* conocida (Foto: J.A. Algarra).



Individuo en flor de *Laserpitium longiradium* (Foto: J.A. Algarra).

AUTORES

J.A. ALGARRA, L. GUTIÉRREZ, J. LORITE, G. BLANCA, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

J.M. Muñoz, E.D. Sofos, J.D. Rodríguez Cáceres, M. Arrufat, M.R. López Onieva.



ANEJOS

Matrices de transición

Sierra Nevada				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,526
	Clase 2	0,750	0,810	0,526
	Clase 3	0,000	0,145	0,447
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,600	0,729	0,660
	Clase 3	0,050	0,122	0,277
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,946
	Clase 2	0,000	0,794	0,649
	Clase 3	0,000	0,150	0,324
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,154
	Clase 2	0,486	0,851	0,795
	Clase 3	0,000	0,042	0,077
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,200
	Clase 2	0,333	0,665	0,600
	Clase 3	0,167	0,188	0,200



Limonium malacitanum Díez Garretas

PLUMBAGINACEAE

CR A3b; B1b(iii,iv)c(ii,iii)+2b(iii,v)c(ii,iii)

Especie endémica del litoral de las provincias de Málaga y Granada (desde Torremolinos a Marina del Este o Punta de la Mona). Cuenta con dos grandes poblaciones confirmadas, una en la provincia de Málaga, integrada por ocho subpoblaciones, y otra en la provincia de Granada con dos subpoblaciones. Nanocaméfito siempreverde, hermafrodita, aparece exclusivamente en roquedos y acantilados calizos litorales.

CR

Siempreviva malagueña



Individuo de *Limonium malacitanum* en el roquedo calizo (Foto: D. Navas).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se ha seleccionado la población de Málaga (concretamente la subpoblación de El Cantal). Se trata de la población de mayor tamaño, y presenta unas características biológicas similares a las del resto de poblaciones.

Población	Subpoblación	Individuos (año 2001)
Málaga	Castillo de Santa Clara	5
	Peñón Partido	178
	Peñón del Cuervo-Araña	142
	El Cantal*	1.298
	Faro de Torrox	375
	Nerja-Paseo Carabineros	332
	Baños del Carmen	125**
	Peñón del Fraile	143
Granada	Punta de la Mona	541

* Subpoblación estudiada

** Subpoblación censada en el año 2006



Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
El Cantal	283	271	260	275	273	244



Matriz de transición media

El Cantal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,087	0,256
Clase 2	0,185	0,393	0,045	0,010
Clase 3	0,050	0,241	0,626	0,266
Clase 4	0,000	0,014	0,104	0,606

ANÁLISIS

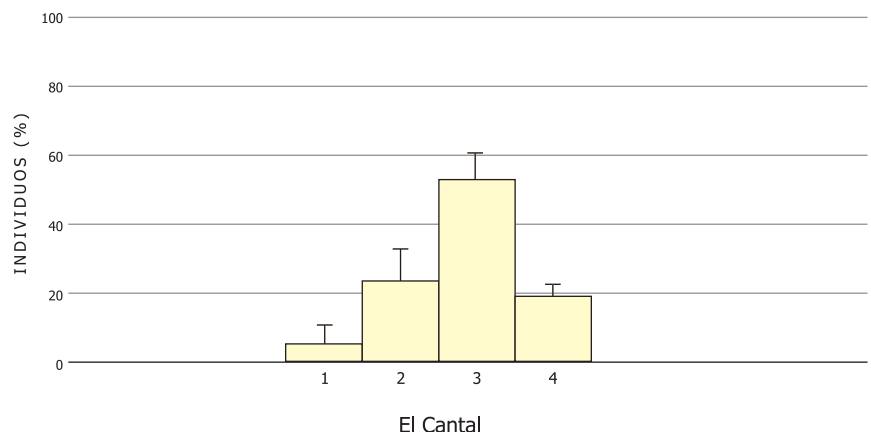
Estructura de clases

El tamaño de las plantas se estimó a partir del diámetro máximo y mínimo de la roseta. Se contabilizó la producción total de frutos por planta al final del período reproductivo, y esta información se utilizó para estimar las tasas de fertilidad. No hay banco de semillas del suelo permanente y las plantas no presentan reproducción clonal. Teniendo en cuenta las plántulas emergidas en las parcelas se ha creado una clase específica para ellas como clase de tamaño inicial.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Plántula
- Clase 2: Vegetativo
- Clase 3: Reproductor 1. Diámetro ≤16 cm
- Clase 4: Reproductor 2. Diámetro >16 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

El Cantal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,003	0,004
Clase 2	0,007	0,038	0,019	0,001
Clase 3	0,000	0,027	0,411	0,085
Clase 4	0,000	0,000	0,090	0,316

Parámetros demográficos

La población muestra una tendencia demográfica decreciente con ligeras variaciones en los valores de la tasa de crecimiento a lo largo de los años. En la matriz de transición se observan los bajos valores de supervivencia para todas las clases. La esperanza de vida al nacer es de cuatro años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
El Cantal	0,845	0,746	0,806	0,813	0,813	0,804



Detalle de las parcelas de seguimiento de *Limonium macilatanum* en los acantilados costeros (Foto: D. Navas).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población presenta un declive medio anual del 20%, con valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) siempre muy inferiores a la unidad en el periodo estudiado. La supervivencia de los individuos de todas las clases es baja, especialmente la de las plántulas. Las limitaciones para el crecimiento en las cavidades del acantilado costero pueden ser las causantes de la rápida mortalidad de los individuos, lo que lleva a una vida media de tan sólo cuatro años. Por otro lado, la escasa disponibilidad de lugares adecuados para la germinación y supervivencia de plántulas dificulta el establecimiento, que sólo se ve favorecido en determinados periodos con condiciones favorables. Actualmente no se observa una tasa de reclutamiento que compense la elevada mortalidad de los individuos adultos y por lo tanto favorezca la persistencia de la población.

La matriz de elasticidades revela que favorecer la supervivencia de los individuos, especialmente de los reproductivos, es crucial para mantener la viabilidad de la población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 85%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio A3b en la categoría “En Peligro Crítico” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Sería interesante realizar censos periódicos en las otras poblaciones y subpoblaciones para detectar posibles reducciones en los tamaños poblacionales que pudieran poner en peligro su viabilidad. Es probable que las tendencias demográficas y los valores de las tasas vitales observados en la población estudiada difieran de las de las otras poblaciones debido a las grandes diferencias en los tamaños poblacionales.

Se trata de la especie de *Limonium*, de las estudiadas en este proyecto, con los valores de λ más bajos y las reducciones proyectadas a 10 años más elevadas (el 85 %). Resultaría interesante precisar con exactitud si los datos anteriores de tasas de mortalidad de los ejemplares adultos son debidos al tamaño de las cavidades rocosas donde se establecen o a la presión que sobre ellas produce el paso de pescadores y bañistas. El resultado de la esperanza de vida calculada, cuatro años, parece especialmente bajo para plantas con este biotipo (nanocámefitos con raíz axonomorfa), y apoya un tratamiento o gestión particular sobre las clases adultas basado particularmente en la limitación de uso del hábitat donde la especie se desarrolla.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

El Cantal		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	85%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	3,6%	100%



La contaminación por el paso de turistas y pescadores es uno de los principales impactos sobre las poblaciones de *Limonium malacitanum*: (Foto: D. Navas).

AUTORES

B. CABEZUDO, D. NAVAS, F. DOMÍNGUEZ Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

A.V. Pérez Latorre, O. Gavira, G. Caballero, R. Martínez, M. Navarrón, J. García-Sánchez, M. Murri, V. Pascual, P. Navas, Y. Gil y R. Rubio.



ANEJOS

Matrices de transición

		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,069	0,174
	Clase 2	0,368	0,357	0,040	0,000
	Clase 3	0,000	0,200	0,656	0,222
	Clase 4	0,000	0,000	0,112	0,667
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,142	0,401
	Clase 2	0,000	0,403	0,008	0,020
	Clase 3	0,000	0,194	0,653	0,353
	Clase 4	0,000	0,000	0,048	0,549
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,060	0,216
	Clase 2	0,222	0,500	0,179	0,029
	Clase 3	0,000	0,200	0,581	0,294
	Clase 4	0,000	0,000	0,085	0,500
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,333	0,426	0,000	0,000
	Clase 3	0,250	0,296	0,655	0,241
	Clase 4	0,000	0,037	0,080	0,690
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,162	0,489
	Clase 2	0,000	0,281	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,313	0,587	0,219
	Clase 4	0,000	0,031	0,193	0,625



Lotus arinagensis Bramw.

FABACEAE

CR B1ab(iii)+2ab(ii); E

Endemismo exclusivo de la Isla de Gran Canaria. Cuenta con dos poblaciones importantes, una en Arinaga (Municipio de Agüimes), con un número importante de individuos, y otra en la zona del Burrero (La Mar Fea), en el Municipio de Ingenio, separadas unos 3 Km. Recientemente se ha localizado un pequeño núcleo en Salinetas (Municipio de Telde). Caméfito hermafrodita, aparece en barranqueras costeras de arenas marinas, con pendientes suaves en general y a veces en lomas de caliches pero algo arenosas.



Detalle de un individuo de *Lotus arinagensis* (Foto: J. Naranjo).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han estudiado las dos poblaciones más importantes de la especie, Arinaga y El Burrero, que eran las conocidas en el momento de iniciar el seguimiento demográfico. Se seleccionaron ocho parcelas, seis en la población de mayor tamaño (Arinaga, aprox. 39.000 individuos), y dos en la otra (El Burrero, aprox. 1500 individuos). En el transcurso del primer al segundo año se perdió la localización de una de la parcelas de la población de mayor tamaño, por lo que el seguimiento en éste y sucesivos se realizó en siete parcelas

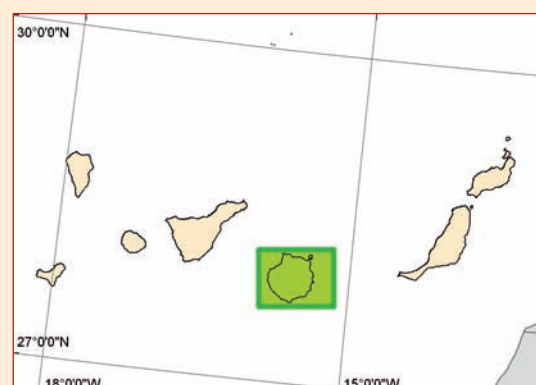
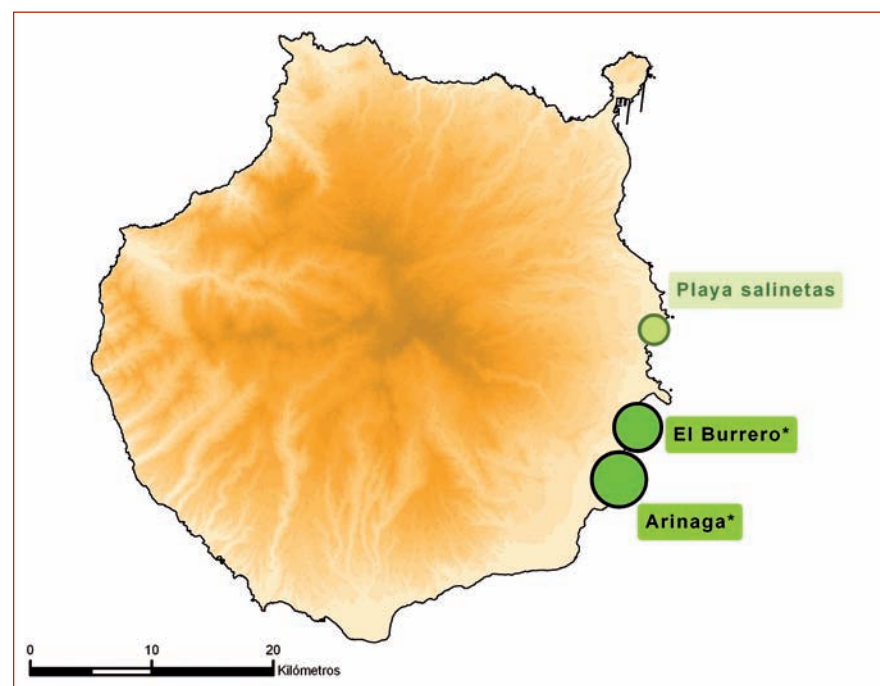
Población	Individuos (año 2001)
Arinaga*	39.000
El Burrero*	1.500
Salinetas	100

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004
Arinaga	570	788	499	1211
El Burrero	453	700	428	1218

El seguimiento se ha realizado desde 2001 hasta 2005. Sin embargo, para el análisis demográfico hemos descartado el primer año, debido a que la estructura poblacional obtenida, con sólo individuos vegetativos, no permite la conexión con los siguientes años.



Matriz de transición media

Arinaga				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,012	1,437	3,645
Clase 2	0,000	0,000	0,001	0,003
Clase 3	0,000	0,004	0,013	0,003
Clase 4	0,022	0,109	0,267	0,356

El Burrero				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,099	0,427	1,329
Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,008	0,008	0,001
Clase 4	0,109	0,172	0,262	0,374

Matriz de elasticidad media

Arinaga				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,124
Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,000	0,001	0,006
Clase 4	0,124	0,000	0,006	0,738

El Burrero				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,180
Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,000	0,000	0,001
Clase 4	0,180	0,000	0,001	0,639

ANÁLISIS

Estructura de clases

Se ha medido el diámetro de los individuos, y se ha estimado el número de flores, frutos y semillas por planta. Se observa una relación significativa entre el diámetro y el número total de semillas por planta, por lo que la clase de adultos se subdivide en tres clases. En la población se detectan plántulas. El patrón de reclutamientos a lo largo de los años y su relación con la producción de semillas sugiere la presencia de un banco de semillas permanente en el suelo. Sin embargo, dada la falta de información sobre su tamaño y viabilidad, no es posible establecer una clase de semillas y se asume que las plántulas detectadas proceden de la producción de semillas de los individuos reproductivos del año anterior.

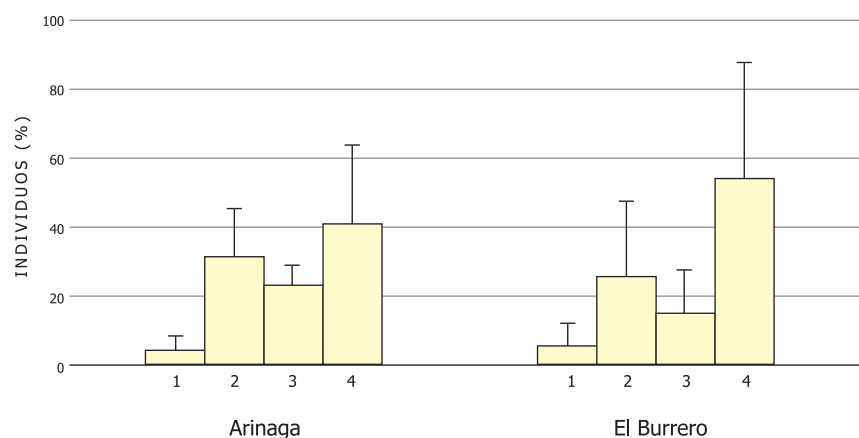
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Plántula

Clase 2: Reproductor 1. Diámetro 3-7 cm

Clase 3: Reproductor 2. Diámetro >7-12 cm

Clase 4: Reproductor 3. Diámetro >12 cm

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)

Parámetros demográficos

La elevada mortalidad de los individuos adultos y alta reproducción sugieren que no se trata de un caméfito típico sino de una especie sufrútice con comportamiento anual: la esperanza de vida al nacer es de 1,3 años en Arinaga y 1,4 años en El Burrero. La tendencia poblacional negativa es muy acusada en ambas localidades.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2002/03	2003/04	2004/05	Media
Arinaga	1,485	0,482	0,708	0,798
El Burrero	1,168	0,785	0,701	0,863



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La especie presenta un comportamiento típico de especie de ciclo anual, con una elevada mortalidad de los individuos adultos, reproducción muy temprana y elevada producción de semillas. Se observan grandes oscilaciones interanuales en el número de individuos y una enorme variabilidad en la supervivencia de las plantas de las distintas clases. Esto se traduce en unos valores de la tasa finita de crecimiento de la población (λ) muy variables, con reducciones entre el 15% y el 50% pero también tendencias positivas como la del primer periodo de estudio. Por término medio las poblaciones se encuentran en declive acusado y siguen un patrón similar a lo largo de los años. Es probable que la tendencia demográfica sea en realidad algo menos negativa ya que no se ha considerado el efecto tampón que supone la existencia de un banco permanente de semillas del suelo.

La estructura poblacional es también similar con una proporción equivalente de plántulas, aunque en El Burrero destaca la dominancia de los individuos reproductivos de mayor tamaño. La mayor abundancia y reproducción de los adultos de mayor tamaño se refleja en los valores medios de elasticidad.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Arinaga

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10 años es del 57%, y del 100% para los intervalos de 20 y 100 años. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.

El Burrero

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 32%, 98% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio E en la categoría “En Peligro Crítico” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Sería recomendable realizar ensayos de germinación de semillas y análisis de viabilidad de las semillas en el banco para conocer con mayor detalle el valor de las tasas vitales y poder estimar las tendencias demográficas de las poblaciones incorporando el banco permanente de semillas del suelo. La amplia variabilidad de los parámetros demográficos registrada durante estos años sugiere una dinámica rápida, un paso de clases veloz y una alta mortalidad de ejemplares de tamaño grande. El establecimiento de medidas tendentes a estabilizar las tasas de mortalidad de las clases reproductoras produciría una rápida mejora demográfica de esta especie tan amenazada.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Arinaga				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	57%	100%	100%

El Burrero				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	32%	98%	100%



Parcelas de seguimiento demográfico de *Lotus arinagensis* (Foto: J. Naranjo).

AUTORES

J. NARANJO, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

B. Navarro, J. Navarro, F. Oliva y B. Vilches.



ANEJOS

Matrices de transición

Arinaga					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,053	0,657	11,811
	Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,014
	Clase 3	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 4	0,111	0,292	0,521	0,600
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2003-04	Clase 1	0,000	0,006	0,066	1,262
	Clase 2	0,000	0,000	0,007	0,000
	Clase 3	0,000	0,019	0,055	0,010
	Clase 4	0,000	0,086	0,315	0,475
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	6,463	5,154
	Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,011	0,003
	Clase 4	0,000	0,167	0,500	0,706

El Burrero					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,496	0,972	1,743
	Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,006	0,000	0,000
	Clase 4	0,379	0,480	0,540	0,602
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,076	1,002
	Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,023	0,006
	Clase 4	0,167	0,120	0,349	0,569
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	1,086	3,900
	Clase 2	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,032	0,016	0,000
	Clase 4	0,000	0,258	0,419	0,701



Parolinia glabriuscula Montelongo & Bramwell

CRUCIFERAE

CR B2ab(ii,iii,v); C2b

Endemismo de la isla de Gran Canaria, representado por una única población al NE de la isla. Nanofanerófito que vive en laderas y suelos rocosos poco evolucionados. Se ha confirmado por medio de experimentos de polinización manual la presencia de un sistema de autoincompatibilidad esporofítico homomórfico. Esto hace que se trate de una especie alógama obligada, necesitando la visita de los polinizadores para la producción de semillas; además se ha confirmado la ausencia de agamospermia. Este sistema de autoincompatibilidad la hace vulnerable ante reducciones drásticas del tamaño poblacional, ya que puede disminuir la frecuencia de cruzamientos viables entre los individuos.

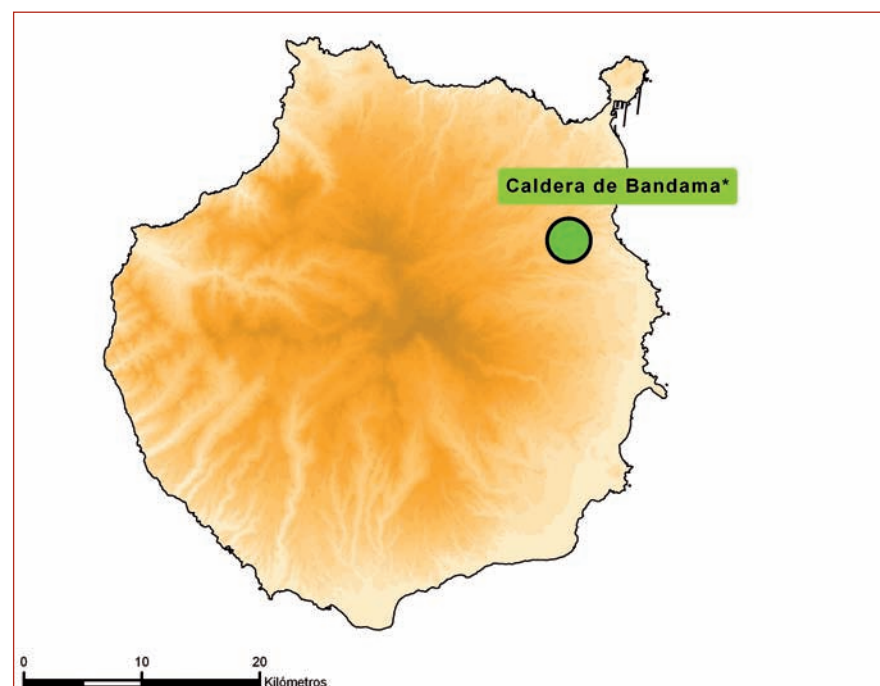
En cultivo, las plantas alcanzan la madurez sexual en el primer o segundo año de vida, floreciendo al menos dos veces al año, en invierno y primavera. Los frutos tardan en madurar entre cinco y seis meses, produciéndose la dispersión de semillas en verano e invierno. Las silicuas pueden permanecer en la planta hasta la primera floración del año siguiente a su formación. En el laboratorio se ha obtenido un porcentaje de germinación del 80% (Fdez-Palacios, Pérez de Paz & Febles, en preparación).

POBLACIONES ESTUDIADAS

En la Caldera de Bandama se encuentra la única población conocida de *P. glabriuscula*, donde los cerca de 300 individuos se distribuyen en dos núcleos principales, distantes entre sí unos 250 m. Se sitúan en la pared Este de la misma, con orientación SO, pudiéndose observar unos cuantos más (menos de diez) en el exterior de la caldera.

La Caldera, de origen freato-magmático, es una enorme depresión semielíptica en forma de cono invertido, de escarpadas paredes internas, que se encuentra adosada a la vertiente meridional del Pico. Sus dimensiones máxima y mínima aproximadas son 1000 y 750 m, respectivamente; el fondo se encuentra a 200 m sobre el nivel del mar con un diámetro entre 200 y 300 m y la altura máxima de sus paredes es del orden de 200 m (Hansen, 1993).

Inicialmente se marcaron 60 individuos distribuidos en tres parcelas que se encontraban en los extremos de la población. Existieron dificultades por la caída



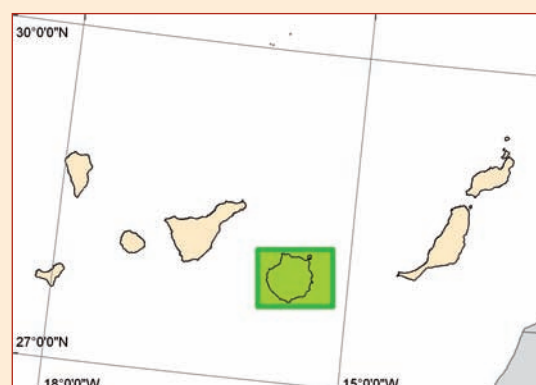
Detalle de las flores y frutos de *Parolinia glabriuscula* (Foto 1a: O. Fernández-Palacios, Foto 1b: B. Vilches Navarrete).

Población	Individuos (año 2006)
Caldera de Bandama*	300

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Caldera de Bandama	60	72	89	82	95	91



Matriz de transición media

Caldera de Bandama			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,383	0,118	0,719
Clase 2	0,412	0,681	0,097
Clase 3	0,129	0,242	0,853

de piedras desde la parte superior de la caldera, que además es una amenaza para la población, ya que se han observado ejemplares de más de dos metros arrancados casi de raíz por piedras de grandes dimensiones.

ANÁLISIS

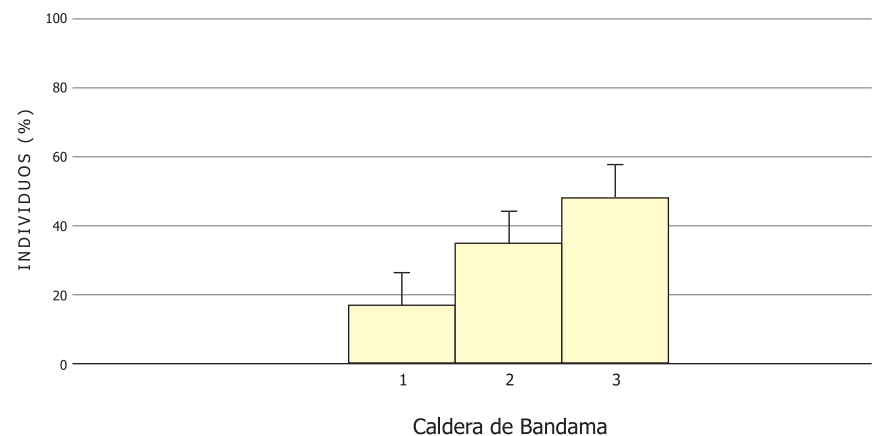
Estructura de clases

La obtención de datos fue compleja, dado el gran porte de los individuos, que en algún caso pueden alcanzar hasta los dos metros de altura y diámetro de copa, y al gran número de inflorescencias e infrutescencias producidas. En cualquier caso, la estimación del número de flores y frutos ha sido probablemente infravalorada, debido a la complejidad de las inflorescencias, péndulas y de gran longitud, que daba lugar a que se enredaran entre sí. Se ha observado una relación significativa entre el diámetro de las plantas y la variable flores+frutos como respuesta reproductiva, que permite agrupar los individuos reproductivos en dos categorías. No se han detectado plántulas aunque sí nuevos nacimientos que se incorporan a la clase de vegetativos.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Vegetativo
- Clase 2: Adulto 1. Diámetro ≤ 64 cm
- Clase 3: Adulto 2. Diámetro > 64 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

Caldera de Bandama			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,228	0,022	0,080
Clase 2	0,066	0,139	0,040
Clase 3	0,036	0,084	0,305

Parámetros demográficos

Los individuos muestran una elevada supervivencia, con una esperanza de vida al nacer de 15 años. Los valores de la tasa finita de crecimiento reflejan una población estable en términos demográficos.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Caldera de Bandama	1,000	1,288	1,025	1,185	1,019	1,098



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población se mantiene estable, con valores de la tasa finita de crecimiento (λ) siempre superiores a la unidad durante el periodo estudiado. Esto puede estar favorecido por la elevada supervivencia de todos los individuos, cuya vida media alcanza los 15 años. En la población dominan los individuos de mayor tamaño, pero la baja mortalidad de todos ellos favorece la estabilidad aún con una menor proporción de individuos vegetativos. Esto se refleja también en la matriz de elasticidad, que señala la importancia de la supervivencia de los individuos reproductivos y vegetativos para el mantenimiento de la viabilidad poblacional.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi Amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son menores que los límites establecidos, y es del 60% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Dado el bajo tamaño poblacional, es importante continuar con el seguimiento demográfico para detectar posibles reducciones que pongan en peligro la viabilidad de la población. Debe prestarse atención a la proporción de individuos juveniles para evaluar un posible envejecimiento de la población a largo plazo.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Caldera de Bandama				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	2%	7,5%	60%



Caldera de Bandama, localidad de *Parolinia glabriuscula*
(Foto: O. Fernández-Palacios).

AUTORES

O. FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. PÉREZ DE PAZ, R. FEBLES, B. VILCHES, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT

REFERENCIAS

HANSEN MACHIN, A. 1993. *Bandama. Paisaje y Evolución*. 1ª Edición. Cabildo Insular de Gran Canaria. Área de Política Territorial, Arquitectura, Medio Ambiente y Vivienda.



ANEJOS

Matrices de transición

Caldera de Bandama		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	1,000	0,184	1,087
	Clase 2	0,000	0,981	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	1,000
2002-03	Clase 1	0,000	0,219	1,569
	Clase 2	1,000	0,936	0,000
	Clase 3	0,000	0,043	1,000
2003-04	Clase 1	0,148	0,115	0,388
	Clase 2	0,222	0,192	0,424
	Clase 3	0,370	0,577	0,455
2004-05	Clase 1	0,455	0,023	0,351
	Clase 2	0,273	0,630	0,045
	Clase 3	0,273	0,296	0,955
2005-06	Clase 1	0,313	0,049	0,198
	Clase 2	0,563	0,667	0,018
	Clase 3	0,000	0,292	0,855



Pseudomisopates rivas-martinezii (Sánchez Mata) Güemes

SCROPHULARIACEAE

CR A3b; B1 ab(iii)+2 ab(iii); C2 a(i)

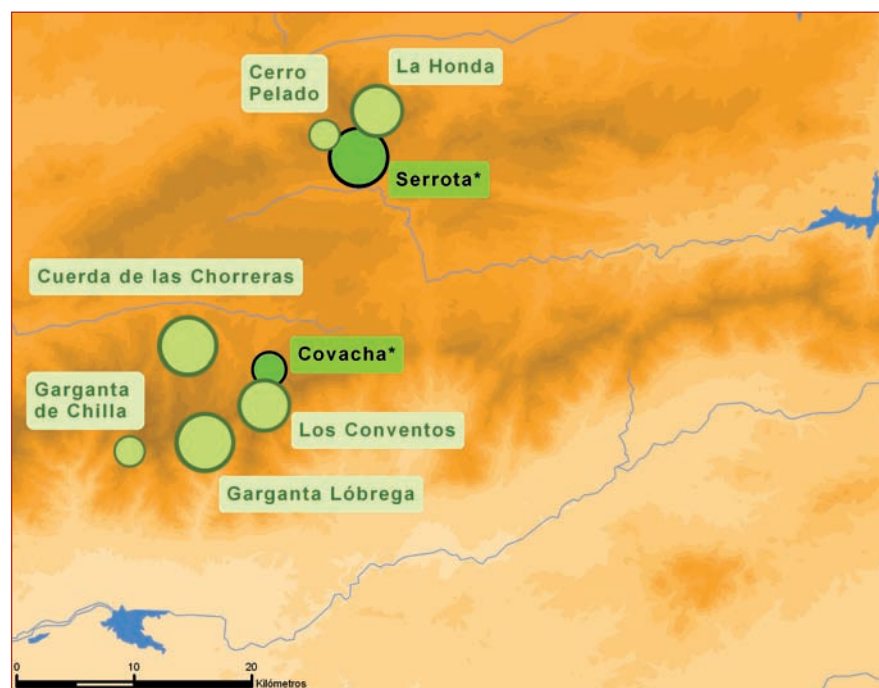
Género monoespecífico, endémico de la Sierra de Gredos, que cuenta con dos núcleos poblacionales (La Serrota y Macizo Central) en los que podemos encontrar ocho poblaciones¹, formadas por unos pocos individuos clonales agrupados en rodales. Caméfito hermafrodita. Hábitat principal caracterizado por la presencia de piornales acidófilos preferentemente aclarados de *Cytisus balansae* subsp. *europaeus*, aunque también se encuentra en fisuras de rocas graníticas.



Detalles de flor y fruto de *Pseudomisopates rivas-martinezii* (Foto: P. Vargas).

POBLACIONES ESTUDIADAS

El seguimiento de la especie se ha realizado sobre los dos núcleos poblacionales inicialmente conocidos: uno de mayor tamaño situada en La Serrota y otro menor situado en la garganta de la Covacha (vallada desde 2002). Aunque en la actualidad se conocen ocho poblaciones que abarcan 16 cuadrículas UTM de 10x10 Km¹, las poblaciones estudiadas continúan siendo interesantes para detectar las causas de amenaza de la especie debido a: la distribución espacial de sus individuos, las características ecológicas y dimensión de las poblaciones, y la detección de escasa variación genética reflejada por la ausencia de cambios nucleotídicos en secuencias ITS del ADN ribosómico en estudios preliminares¹. La naturaleza clonal de la especie presenta dificultades en cuanto a la demarcación de individuos, por lo que el número dado es aproximado y el estudio demográfico se ha realizado sobre los *ramets* situados a una considerable distancia. Inicialmente se marcaron 104 *ramets* en la Serrota y 102 en la garganta de la Covacha.



Población	Nº de <i>ramets</i>	Individuos estimados (año 2001)
Covacha*	153	3
Serrota*	1.098.000	164
La Honda	-	-
Cerro Pelado	-	-
Cuerda de las Chorreras	-	-
Los Conventos	-	-
Garganta Lóbrega	-	-
Garganta de Chilla	-	-

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Covacha	100	97	86	75	64	49
Serrota	100	99	72	56	73	45



Matriz de transición media

Covacha		
	Clase 1	Clase 2
Clase 1	0,573	0,437
Clase 2	0,215	0,423

Serrota		
	Clase 1	Clase 2
Clase 1	0,392	0,310
Clase 2	0,282	0,320

Matriz de elasticidad media

Covacha		
	Clase 1	Clase 2
Clase 1	0,448	0,171
Clase 2	0,171	0,211

Serrota		
	Clase 1	Clase 2
Clase 1	0,316	0,218
Clase 2	0,218	0,248

ANÁLISIS

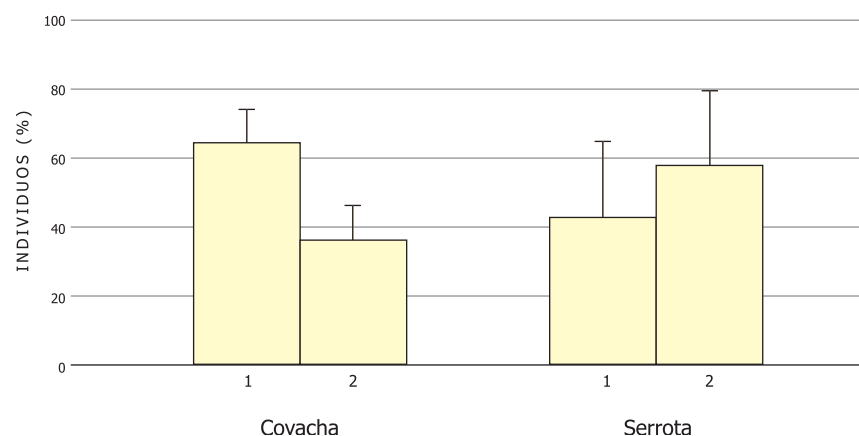
Estructura de clases

El tamaño de los *ramets* se ha estimado a partir del número de ramas secundarias. Se ha contabilizado la producción total de flores y frutos por *ramet* al final del periodo reproductivo, con el fin de estimar las tasas de fecundidad. No obstante, estos datos no se han incorporado en el análisis debido a que no se observaron plántulas durante el periodo de estudio, ni se tienen datos de una tasa de germinación *in situ*. Las plantas presentan reproducción clonal, mediante estolones subterráneos ramificados, de incluso 1 m de longitud. La reproducción sexual resulta poco exitosa, a pesar de la activa polinización de diversos insectos -especies de Himenópteros, Dípteros, y Lepidópteros. La mayoría de semillas no se desarrolla adecuadamente y no se han observado plántulas, ni banco de semillas en el suelo. No se han marcado nuevos individuos para su seguimiento a lo largo de los años, por lo que no ha sido posible estimar el valor de la reproducción vegetativa. Ambos núcleos poblacionales tienen una acusada presión ganadera de órganos aéreos, sin embargo los clones debieran permitir supervivencia de los individuos ramoneados.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)

Parámetros demográficos

A partir del seguimiento realizado se observa una baja supervivencia media de los individuos. La esperanza de vida al nacer es de cinco años en Covacha y de tres años en Serrota. Los valores de la tasa finita de crecimiento, que no tienen en cuenta los nuevos reclutamientos, muestran poblaciones en declive.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Covacha	0,964	0,909	0,802	0,718	0,670	0,805
Serrota	0,644	0,613	0,598	0,758	0,512	0,620



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La estructura poblacional difiere en ambas poblaciones estudiadas, con dominancia de individuos vegetativos en La Covacha y reproductivos en La Serrota. En general, la supervivencia es mayor en La Covacha, lo que determina una vida media de las plantas ligeramente superior. Como se desprende de las matrices de elasticidad, en ambas poblaciones lo que tiene mayor influencia sobre la viabilidad es la supervivencia de los individuos vegetativos.

Los valores medios de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) indican que ambas poblaciones se encuentran en declive, con una tendencia mucho más acusada en La Serrota. Sin embargo, cabe recordar que no se ha incluido la aparición de nuevos individuos o *ramets* en el seguimiento, y que no es posible llevar a cabo una diferenciación certera de los individuos por lo que dichos valores son simplemente una aproximación de mínimos. Convendría completar el estudio incluyendo tanto la reproducción vegetativa como la sexual, ya que sólo incluyendo todos los estadios vitales de la planta se podrán determinar las tendencias poblacionales reales. No obstante, la imposibilidad de distinguir individuos hace necesario centrar la atención en estudios genéticos.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Covacha:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 80%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Serrota:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 99%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

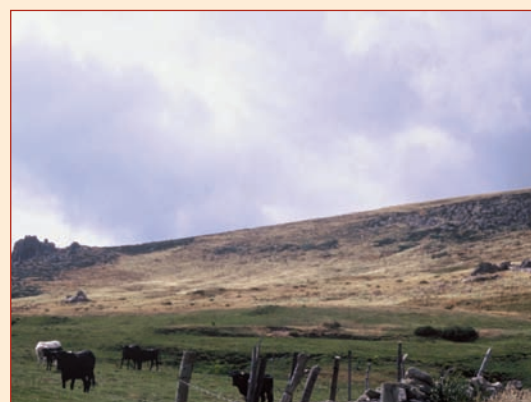
Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio A3b en la categoría “En Peligro Crítico” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Se recomienda continuar los estudios genéticos y evaluar el alcance de la reproducción vegetativa frente a una posible reproducción sexual. En este sentido, conviene también estudiar en detalle las causas de la baja producción de semillas, baja germinabilidad y nulo establecimiento de plántulas, que podrían permitir la persistencia de las poblaciones a largo plazo. El seguimiento de un mayor número de poblaciones puede ayudar a entender mejor el estado en el que se encuentra la especie a lo largo de su área de distribución.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Covacha					
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años	
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	80%	-	-	
E	Probabilidad de extinción	0%	0,1%	100%	
Serrota					
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años	
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	99%	-	-	
E	Probabilidad de extinción	0%	0,2%	100%	



Ambiente de *Pseudomisopates rivas-martinezii* en la Sierra de Gredos (La Serrota) donde se observa una alarmante presión ganadera (Foto: P. Vargas).

AUTORES

M.E. AMAT, B. GARCÍA, P. VARGAS, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

J. Martínez y M. Luceño.

REFERENCIAS

1 VARGAS, P. Y GARCÍA, B. 2008. Plant endemics to Sierra de Gredos (Spain): taxonomic, distributional, and evolutionary aspects. *Anales Jard. Bot. Madrid*. 65(2) (en prensa).



ANEJOS

Matrices de transición

Covacha			
		Clase 1	Clase 2
2001-02	Clase 1	0,797	0,439
	Clase 2	0,153	0,561
2002-03	Clase 1	0,492	0,250
	Clase 2	0,369	0,688
2003-04	Clase 1	0,575	0,457
	Clase 2	0,225	0,348
2004-05	Clase 1	0,520	0,640
	Clase 2	0,160	0,200
2005-06	Clase 1	0,479	0,400
	Clase 2	0,167	0,320

Serrota			
		Clase 1	Clase 2
2001-02	Clase 1	0,500	0,107
	Clase 2	0,438	0,320
2002-03	Clase 1	0,412	0,500
	Clase 2	0,118	0,320
2003-04	Clase 1	0,292	0,292
	Clase 2	0,292	0,320
2004-05	Clase 1	0,452	0,520
	Clase 2	0,258	0,320
2005-06	Clase 1	0,302	0,133
	Clase 2	0,302	0,320



Santolina melidensis (Rodr. Oubiña & S. Ortiz) Rodr. Oubiña & S. Ortiz

COMPOSITAE

CR B1 ab(ii,iii,v)+2 ab(ii,iii,v)

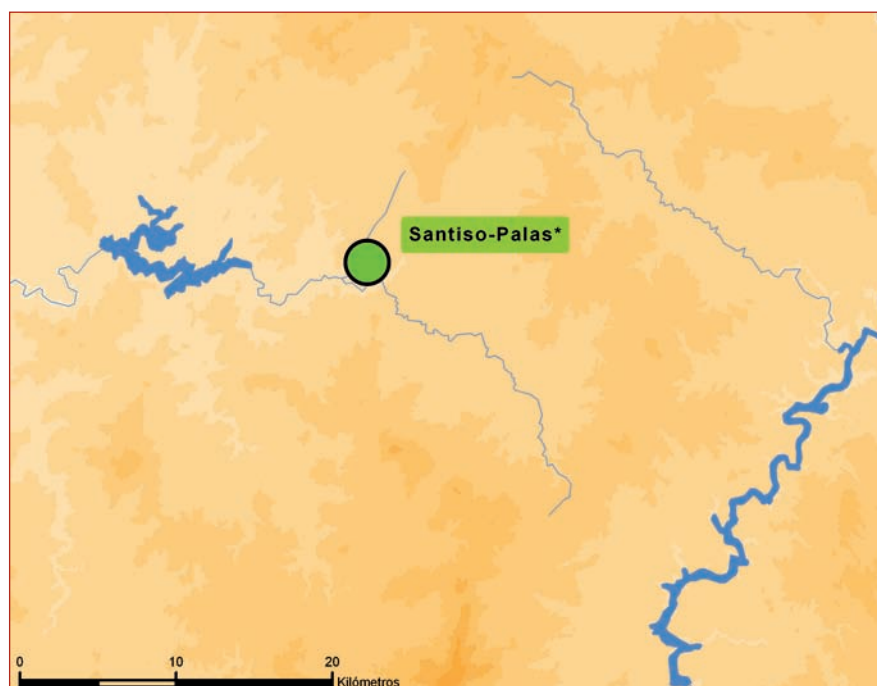
Endemismo del área serpentínica de la comarca de Melide (A Co-ruña). Su distribución se restringe a la zona más termofila del afloramiento ultrabásico, en el valle del río Ulla y Río Seco. Caméfito postrado, de hasta 30 cm de altura, crece en suelos esqueléticos, comportándose como especie pionera en la recolonización de suelos alterados.



Individuo en flor de *Santolina melidensis* (Foto: R.Carbajal).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Esta especie presenta una única población, que en la actualidad se encuentra bastante fragmentada por las transformaciones agrarias. Se han seleccionado tres parcelas, en función de la etapa de sucesión vegetal y tipo de suelo, representativas de todo su rango de distribución. En Barazón, con suelos relativamente profundos que habían sido roturados recientemente, se marcaron inicialmente 34 individuos; en Ramil, con litosoles en fuerte pendiente con escasa cobertura vegetal, se marcaron 157 individuos; en Río Seco, en litosoles sobre los que crece un matorral evolucionado, se marcaron 95 individuos. El estudio no se pudo completar para la parcela de Río Seco, ya que en el año 2004 sufrió una transformación para uso agrario. Para el análisis se han utilizado los datos conjuntos de las tres parcelas.



Población	Individuos (año 2001)
Santiso-Palas*	142.000

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Santiso-Palas	286	357	142	141	115	88



Matriz de transición media

Santiso-Palas				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,065	0,551
Clase 2	0,493	0,564	0,145	0,028
Clase 3	0,000	0,190	0,661	0,346
Clase 4	0,000	0,006	0,073	0,468

Matriz de elasticidad media

Santiso-Palas				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,031	0,087
Clase 2	0,118	0,086	0,015	0,000
Clase 3	0,000	0,113	0,255	0,022
Clase 4	0,000	0,020	0,089	0,165



Parcela de seguimiento en Ramil, Palas de Rei (Lugo) (Foto: R. Carbajal).

ANÁLISIS

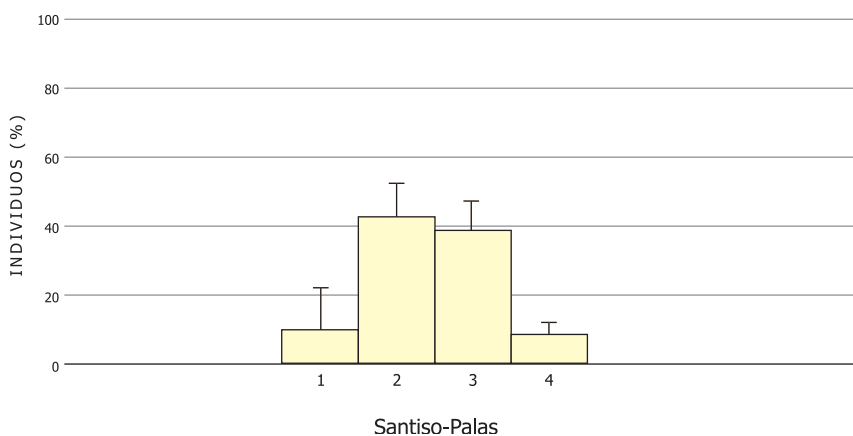
Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir del diámetro. Se ha encontrado una relación significativa entre el diámetro y el número de capítulos, por lo que los individuos adultos se agrupan en dos clases.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Plántula
- Clase 2: Vegetativo
- Clase 3: Reproductor 1. Diámetro ≤42 cm
- Clase 4: Reproductor 2. Diámetro >42 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La población presenta una tendencia media decreciente con fuertes oscilaciones interanuales. En la matriz de transición se observa la baja supervivencia media que presentan las plantas (0,493, 0,760, 0,879 y 0,842 para las clases 1, 2, 3 y 4, respectivamente). La esperanza de vida al nacer es de seis años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Santiso-Palas	1,224	0,770	0,928	0,791	0,743	0,875



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población muestra una estructura con dominancia de individuos vegetativos e individuos reproductivos de menor tamaño. En general, la supervivencia de las plantas no es muy elevada, siendo las plántulas las que presentan una mayor variabilidad en los valores de supervivencia a lo largo de los años. El valor medio de la tasa finita de crecimiento (λ) muestra una población en declive, con fuertes variaciones durante el periodo estudiado y sólo ocasionalmente con valores por encima de la unidad.

Según se desprende de la matriz de elasticidad, la supervivencia de los individuos vegetativos y reproductivos de menor tamaño es lo más importante para mantener la viabilidad poblacional, con variaciones inapreciables en los diferentes periodos.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 45%. El criterio A3b le confiere la categoría "Vulnerable".
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría "Vulnerable".

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debe continuarse el seguimiento aumentando el número de parcelas y de individuos para obtener tendencias poblacionales más representativas del total de la población. Sería interesante evaluar el efecto de la fragmentación sobre la dinámica demográfica, analizando fragmentos con diferente número de individuos y diferente grado de aislamiento.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Santiso-Palas		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	45%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	100%



Parcela de seguimiento en Río Seco, Santiso (A Coruña)
(Foto: R. Carbajal).

AUTORES

R. CARBAJAL VILLAVARDE, M. SERRANO PÉREZ, J.M. IRIONDO Y M. J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Santiso-Palas					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,237	2,290
	Clase 2	0,750	0,480	0,071	0,000
	Clase 3	0,000	0,418	0,800	0,235
	Clase 4	0,000	0,031	0,118	0,735
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,009	0,076
	Clase 2	0,115	0,638	0,246	0,079
	Clase 3	0,000	0,105	0,466	0,237
	Clase 4	0,000	0,000	0,102	0,474
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,053	0,247
	Clase 2	1,000	0,550	0,130	0,000
	Clase 3	0,000	0,213	0,717	0,231
	Clase 4	0,000	0,000	0,087	0,615
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,600	0,609	0,125	0,063
	Clase 3	0,000	0,141	0,679	0,313
	Clase 4	0,000	0,000	0,018	0,375
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,026	0,140
	Clase 2	0,000	0,545	0,151	0,000
	Clase 3	0,000	0,073	0,642	0,714
	Clase 4	0,000	0,000	0,038	0,143



Thymus webbianus Rouy

LABIATAE

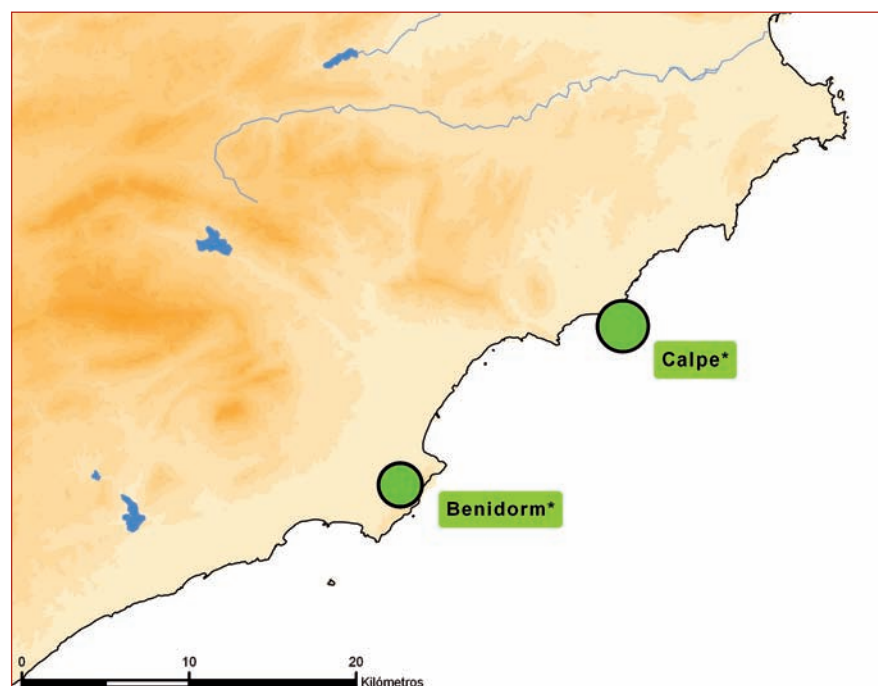
CR B1 ab(iii)+2 ab(iii)

Endemismo de las sierras diánicas litorales del nordeste de Alicante, en la franja costera comprendida entre Denia y Benidorm. Se han confirmado sólo dos poblaciones, una en el Penyal d'Ifac (Calpe) y otra en la Serra Gelada (Benidorm). Caméfito hermafrodita, ocupa grietas y rellanos de roquedos calcáreos, sobre suelos poco evolucionados.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han estudiado las dos únicas poblaciones confirmadas de la especie. La población del Penyal d'Ifac es la mayor, habiéndose estudiado los 153 individuos que la componen. Esta población se reparte en dos núcleos próximos: uno con 133 plantas –situado en la cara SW del peñón– y otro con 20 –situado en la cara NE–. La población de Benidorm es la más reducida, con sólo 35 individuos que ocupan un escarpe rocoso en la vertiente NW de la sierra, en una zona muy transformada por actividades antrópicas que amenazan muy seriamente su continuidad.

Es importante indicar que en algunas otras zonas del nordeste de Alicante (e.g. Punta del Mascarat en Altea, Montgó en Denia, y la misma Serra Gelada) se encuentran poblaciones con caracteres intermedios entre *Th. webbianus* y *Th. vulgaris*, lo que apunta a la existencia de episodios de hibridación antiguos y a un posible proceso de erosión genética que amenace a la especie.



Detalle de *Thymus webbianus* en flor, mostrando los tallos procumbentes con hojas ciliadas (Foto: M.B. Crespo).

Población	Individuos (año 2001)
Benidorm*	35
Calpe*	153

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003
Benidorm	35	35	35
Calpe	153	153	151



Matriz de transición media

Benidorm			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,959	0,000	0,000
Clase 2	0,000	0,813	0,000
Clase 3	0,042	0,188	1,000

Calpe			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,965	0,012	0,008
Clase 2	0,018	0,948	0,000
Clase 3	0,000	0,045	0,983

Matriz de elasticidad media

Benidorm			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,500	0,000	0,000
Clase 2	0,000	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,000	0,500

Calpe			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,351	0,004	0,004
Clase 2	0,008	0,325	0,000
Clase 3	0,000	0,004	0,303

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se estimó a partir del diámetro, y se contabilizó el número de flores, frutos y semillas por planta. Se ha encontrado una relación significativa entre el diámetro y la respuesta reproductiva (flores + frutos), por lo que se subdividen los adultos en dos clases. No se detectaron plántulas en el momento del censo, pero sí individuos vegetativos.

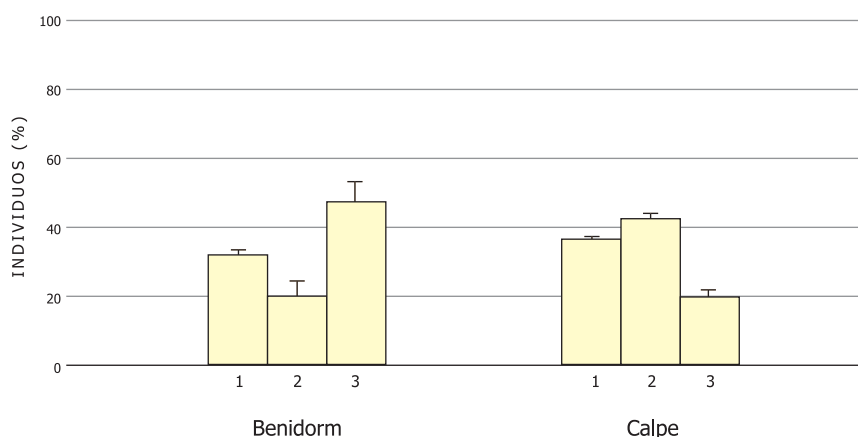
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor 1. Diámetro ≤ 29 cm

Clase 3: Reproductor 2. Diámetro > 29 cm

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

Como se observa en las matrices de transición, la supervivencia de los individuos es muy elevada, lo que favorece una esperanza de vida al nacer de 64 años en Calpe. En Benidorm la vida media es indefinida debido a que la supervivencia de todos los individuos es del 100% durante el periodo de estudio. La población de Benidorm muestra una tendencia demográfica estable y es ligeramente decreciente en Calpe.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	Media
Benidorm	1,000	1,000	1,000
Calpe	1,000	0,979	0,989



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La característica principal es la elevada supervivencia de los individuos de todas las clases de tamaño en ambas poblaciones, que alcanza el 100% en casi todos los años y confiere a los individuos una esperanza de vida extrema no ajustada a la realidad. No se ha observado la aparición de plántulas, a pesar de que la capacidad reproductiva es considerable: la producción media de semillas por planta oscila entre 53 y 515 en ambas poblaciones, lo que supone una media de 1,10 semillas por fruto. Sin embargo, se desconoce cuál es la viabilidad de estas semillas. Es posible que las plántulas emergentes se mueran antes de su conteo en el censo anual, o bien que durante el corto periodo de seguimiento no haya habido realmente nuevos reclutamientos. Ésta es una opción posible dada la elevada longevidad de los individuos, que permitiría el mantenimiento de las poblaciones con reclutamientos muy esporádicos. De hecho, ambas poblaciones presentan una tasa finita de crecimiento (λ) relativamente estable, con valores inferiores en la población de Calpe.

Ambas poblaciones difieren en sus estructuras poblacionales. En la población de Benidorm dominan los individuos reproductivos de mayor tamaño y los vegetativos, mientras que en Calpe son más abundantes las plantas de menor tamaño. Estas diferencias determinan los valores medios de elasticidad, siendo más importantes las transiciones que implican a las clases más abundantes en cada población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Benidorm

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son siempre del 0%. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Calpe

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es prácticamente del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 0,5% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Aunque las poblaciones no presentan actualmente graves síntomas de amenaza, la mayor vulnerabilidad proviene de los reducidos tamaños poblacionales. En consecuencia, se recomienda continuar el seguimiento para detectar posibles declives en sus reducidos tamaños poblacionales. Además, la prospección periódica de las poblaciones a largo plazo puede ayudar a comprender, en caso de observarse, cuáles son las condiciones (climáticas, ambientales) que favorecen el reclutamiento de nuevos individuos. Se recomienda realizar análisis de germinación para saber si las semillas son viables. Sería conveniente también explorar la posible introgresión genética por hibridación con *T. vulgaris*.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Benidorm				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0%

Calpe				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0,02%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0,5%



Toma de datos morfológicos de un ejemplar de *Thymus webbianus* en el Penyal d'Ifac (Foto: M.B. Crespo).

AUTORES

M.B. CRESPO, A. JUAN, M.Á. ALONSO, M. MARTÍNEZ-AZORÍN, F. MARTÍNEZ-FLORES, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



ANEJOS**Matrices de transición**

Benidorm				
2001-02	Clase 1	0,917	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	1,000	0,000
	Clase 3	0,083	0,000	1,000
2002-03	Clase 1	1,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,625	0,000
	Clase 3	0,000	0,375	1,000

Calpe				
2001-02	Clase 1	0,982	0,015	0,000
	Clase 2	0,018	0,985	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	1,000
2002-03	Clase 1	0,947	0,008	0,016
	Clase 2	0,018	0,910	0,000
	Clase 3	0,000	0,090	0,966



Antirrhinum lopesianum Rothm.

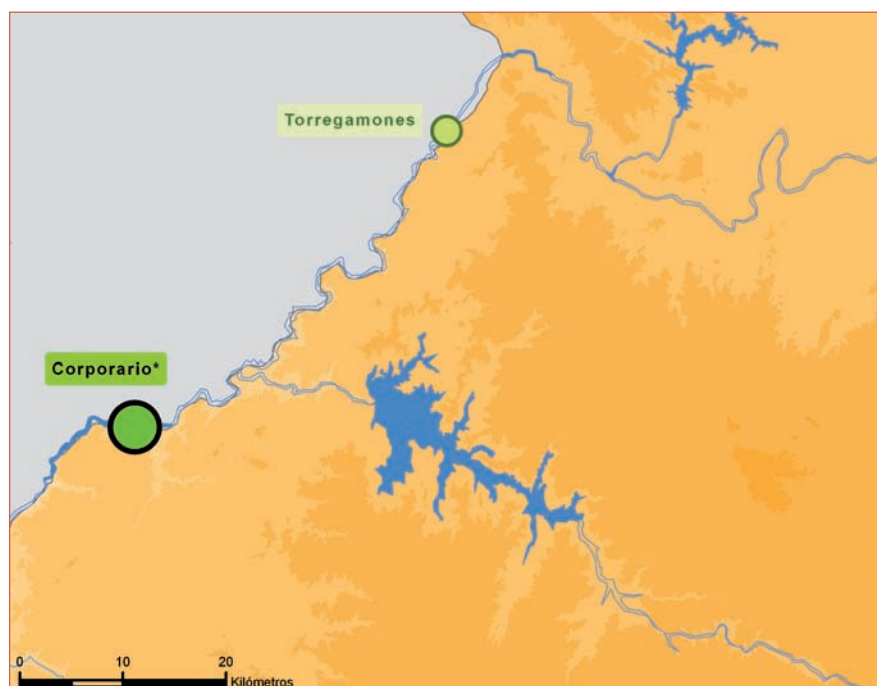
SCROPHULARIACEAE

EN B2ab(v); C2a(i); D; E

Endemismo ibérico de la cuenca baja del Duero; en España se distribuye a lo largo de este río entre las poblaciones de Torregamones (Zamora) y Aldeadávila de La Ribera (Salamanca). En la actualidad se conocen cuatro poblaciones españolas, dos en Salamanca y dos en Zamora. Caméfito hermafrodita de tallos leñosos y hojas fuertemente lanuginosas, vive en fisuras de gneises que presentan costras carbonatadas, formando parte de la vegetación casmocomofítica de estos emplazamientos.

POBLACIONES ESTUDIADAS

En el momento de realizarse el estudio demográfico únicamente se conocían dos poblaciones, una de las cuales contaba con poco más de una decena de individuos. Aunque en esta población zamorana de Torregamones tal vez se hubiesen podido detectar más fácilmente los posibles procesos que amenazan las poblaciones, su casi absoluta inaccesibilidad impidió su seguimiento. Consecuentemente se seleccionó la población salmantina de Corporario.



Ejemplar en flor de *Antirrhinum lopesianum*
(Foto: F. Amich).

Población	Individuos (año 2001)
Corporario (Sa)*	242
Torregamones (Za)	6

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004
Corporario	83	96	95	72



Matriz de transición media

Corporario				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,113	0,313
Clase 2	0,312	0,367	0,186	0,051
Clase 3	0,026	0,445	0,587	0,312
Clase 4	0,000	0,055	0,070	0,596

Matriz de elasticidad media

Corporario				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,020	0,010
Clase 2	0,028	0,085	0,093	0,005
Clase 3	0,003	0,110	0,321	0,060
Clase 4	0,000	0,015	0,060	0,191



Plantas de *Antirrhinum lopesianum* creciendo en las fisuras de gneises (Foto: S. Bernardos).

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir de su diámetro, y se ha contabilizado el número de frutos por planta. Se observa una relación significativa entre el diámetro y el número de frutos, por lo que la categoría reproductiva se subdivide en dos clases.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

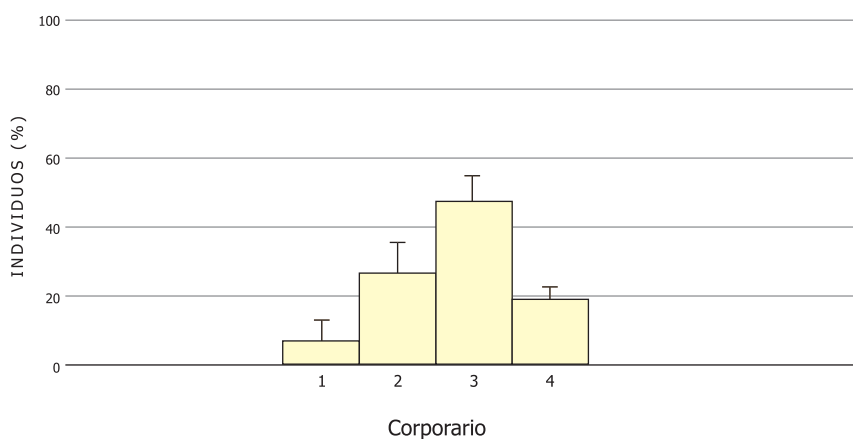
Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Diámetro <50 cm

Clase 4: Reproductor 2. Diámetro ≥50 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La tasa finita de crecimiento es muy variable a lo largo de los años, con una tendencia poblacional media decreciente. En general, la supervivencia de todos los individuos es baja. La esperanza de vida al nacer es de siete años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	Media
Corporario	1,087	0,885	0,748	0,896



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población presenta una estructura de tamaños relativamente equilibrada, con una mayor abundancia de individuos reproductivos. La supervivencia de los individuos de todas las clases es muy variable a lo largo del periodo estudiado, especialmente la supervivencia de las plántulas. Esto ocasiona una gran variabilidad en los valores de la tasa finita de crecimiento (λ), que muestra una tendencia poblacional negativa en términos globales. Los valores medios de elasticidad indican que la supervivencia de los individuos reproductivos y también de los vegetativos, es crucial para el mantenimiento de la viabilidad.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 30%. El criterio A3b le confiere la categoría “Vulnerable”
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10 años es menor que los límites establecidos; es del 33% para el intervalo de 20 años y del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio E en la categoría “En Peligro” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El seguimiento debería continuarse durante un periodo de tiempo más largo para obtener un análisis de viabilidad poblacional más ajustado a la realidad. Los análisis obtenidos son sólo aplicables a la población de seguimiento; con toda probabilidad la tendencia poblacional será muy diferente en la población que sólo cuenta con seis individuos. Convendría igualmente caracterizar demográficamente las poblaciones recientemente descubiertas.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Corporario		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	30%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0,2%	33%	100%



Detalle de la flor de *Antirrhinum lopesianum*
(Foto: F. Amich).

AUTORES

S. BERNARDOS, A. GONZÁLEZ-TALAVÁN, F. AMICH, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

A. Amado y C. Santos.



ANEJOS

Matrices de transición

Corporario					
2001-02		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
	Clase 1	0,000	0,000	0,173	0,514
	Clase 2	0,769	0,471	0,273	0,100
	Clase 3	0,077	0,471	0,667	0,300
	Clase 4	0,000	0,059	0,030	0,600
2002-03		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
	Clase 1	0,000	0,000	0,115	0,290
	Clase 2	0,000	0,368	0,116	0,000
	Clase 3	0,000	0,474	0,605	0,214
	Clase 4	0,000	0,105	0,116	0,714
2003-04		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
	Clase 1	0,000	0,000	0,050	0,134
	Clase 2	0,167	0,261	0,170	0,053
	Clase 3	0,000	0,391	0,489	0,421
	Clase 4	0,000	0,000	0,064	0,474



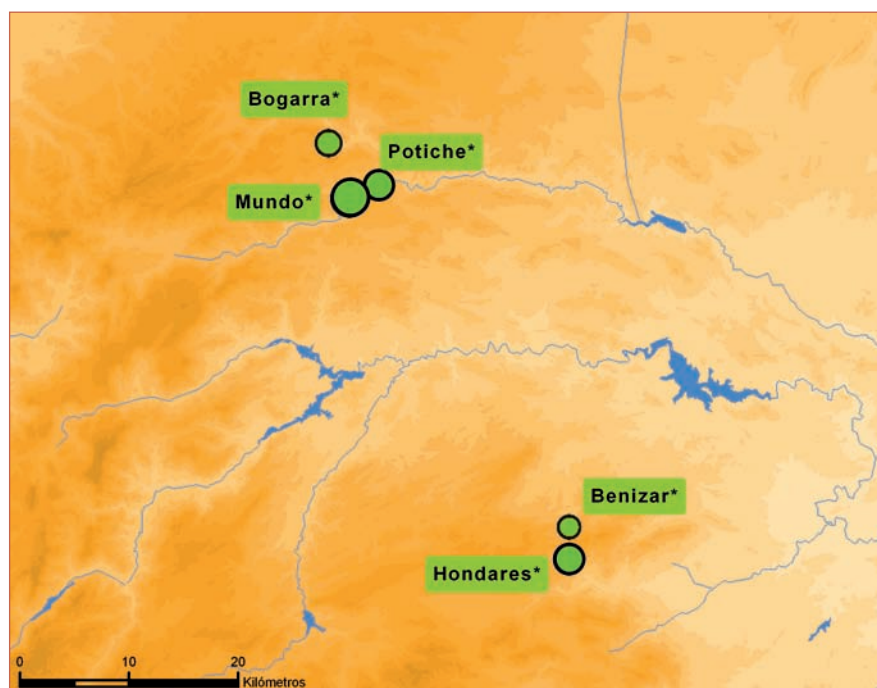
Antirrhinum subbaeticum Güemes, Mateu & Sánchez-Gómez

SCROPHULARIACEAE
EN B1 ab(v) + B2 ab (v)

Endemismo de las sierras subbéticas orientales (ríos Mundo y Bogarra en Albacete y Hondares y Benizar en Murcia). Actualmente se conocen nueve poblaciones, siete de ellas en Albacete y dos en Murcia. Caméfito hermafrodita, xenógamo facultativo, se presenta en fisuras y grietas de roquedos calizos verticales y extraplomos con cierta nitrificación.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han estudiado dos poblaciones de Murcia (Benizar y Hondares) y tres poblaciones de Albacete (Bogarra, Potiche y Mundo). Durante el estudio se han detectado cuatro nuevos núcleos próximos a las poblaciones de Potiche y Mundo, que en su conjunto constituyen una metapoblación de unos 450 individuos. Se ha contabilizado la totalidad de individuos, marcando en todas las poblaciones los individuos accesibles para su seguimiento demográfico. Debido al reducido número de plantas que se ha podido seguir en cada población se procedió a analizar conjuntamente los datos de las poblaciones murcianas por un lado (Benizar y Hondares) y albaceteñas por otro (Bogarra, Potiche y Mundo).



Rama florifera de *Antirrhinum subbaeticum*
(Foto: J.F. Jiménez).

Población	Individuos (año 2006)
Bogarra (Ab)*	31
Potiche (Ab)*	124
Mundo (Ab)*	350
Benizar (Mu)*	38
Hondares (Mu)*	130

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Benizar y Hondares	162	162	164	170	168	168
Bogarra, Potiche y Mundo	136	143	141	154	152	156



Matriz de transición media

Benizar y Hondares			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,063
Clase 2	0,516	0,669	0,178
Clase 3	0,160	0,283	0,808

Bogarra, Potiche y Mundo			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,165
Clase 2	0,729	0,686	0,173
Clase 3	0,193	0,226	0,801

Matriz de elasticidad media

Benizar y Hondares			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,022
Clase 2	0,014	0,249	0,090
Clase 3	0,008	0,104	0,514

Bogarra, Potiche y Mundo			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,000	0,053
Clase 2	0,039	0,236	0,066
Clase 3	0,014	0,104	0,488

ANÁLISIS

Estructura de clases

Al tratarse de plantas rupícolas con un porte decumbente y ausencia de un tallo o escape principal, el tamaño de la planta ha sido determinado midiendo la distancia desde su base, hasta la longitud máxima de las ramas (que generalmente colgaban hacia el suelo). La fertilidad de los individuos ha sido estimada contabilizando la producción de frutos respecto a la producción de flores y calculando el número de semillas por planta como el producto de los frutos producidos por planta y el número medio de semillas producidas por fruto en cada población. Respecto a las plantas reproductivas, no se ha encontrado una relación significativa entre la producción de semillas y el diámetro de la planta, por lo que no procede subdividir esta clase.

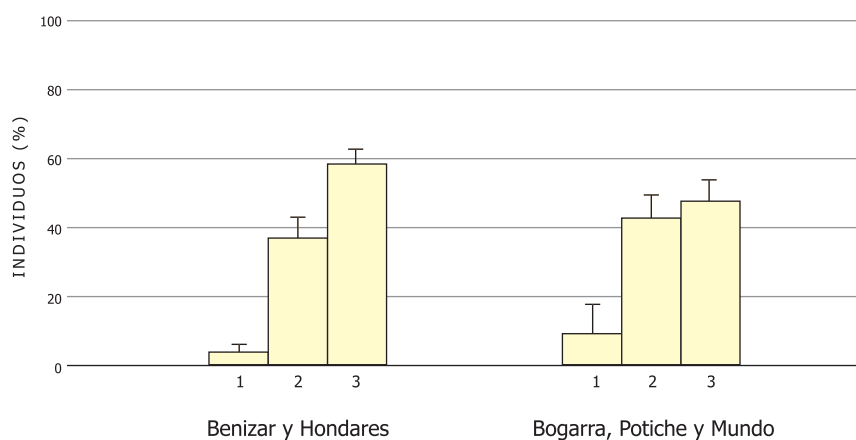
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Los elementos de las matrices de transición son muy similares en ambas poblaciones, y también los valores de la tasa finita de crecimiento, sólo ligeramente inferior en Benizar y Hondares. La esperanza de vida al nacer es de 33 años en Benizar y Hondares y de 19 años en Bogarra, Potiche y Mundo.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Benizar y Hondares	0,950	1,003	1,047	0,962	1,001	0,992
Bogarra, Potiche y Mundo	1,006	1,053	1,009	1,000	1,031	1,020



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las poblaciones estudiadas presentan una tendencia estable o prácticamente estable, siendo el valor medio de λ sólo ligeramente inferior a la unidad en los núcleos de Benizar y Hondares. En estos núcleos, sin embargo, las plantas tienen una esperanza de vida mayor que en Bogarra, Potiche y Mundo (33 años frente a 19 años, respectivamente). En ambos conjuntos de localidades predominan los individuos adultos y las plántulas se encuentran poco representadas, con menos del 10% de los efectivos de la población.

Los valores más elevados de elasticidad se detectan en todos los casos en la estasis o mantenimiento de los individuos vegetativos y reproductivos en sus mismas clases, con variaciones interanuales despreciables. Estos datos sugieren que la supervivencia de los individuos de las clases superiores es el factor que más afecta a la tasa de crecimiento de la población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arrojan los siguientes resultados:

Benizar y Hondares:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 100 años es del 100%. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Bogarra, Potiche y Mundo:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 100 años es del 84%. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El seguimiento demográfico detallado muestra una población con una tendencia estable o muy cercana a la estabilidad en todos los núcleos estudiados. Sin embargo, se debe matizar que para llevar a cabo el análisis se han unido las cuatro poblaciones reales (definidas en Bañares et al. 2003) en dos teóricas, con el fin de conseguir un mayor número de individuos en cada una. Por ello, aunque a partir de los resultados pueda concluirse que no son necesarias medidas específicas, debe tenerse en cuenta el muy escaso número de individuos en algunos de los núcleos. Además del mantenimiento de las condiciones ambientales reinantes en los últimos años, debe ponerse especial énfasis en el seguimiento del número de individuos, cuya disminución podría alterar la estructura del núcleo y ocasionar otros problemas a nivel poblacional.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Benizar y Hondares				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	<0,1%	2,7%	100%
Bogarra, Potiche y Mundo				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	<0,1%	<0,1%	87,3%



Marcaje de los individuos de *Antirrhinum subbaeticum*
(Foto: J.F. Jiménez).

AUTORES

J.F. JIMÉNEZ MARTÍNEZ, P. SÁNCHEZ GÓMEZ, M.J. ALBERT Y J.M. IRIONDO.



ANEJOS

Matrices de transición

Benizar y Hondares				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,100
	Clase 2	0,090	0,712	0,080
	Clase 3	0,000	0,212	0,870
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,061
	Clase 2	0,600	0,611	0,306
	Clase 3	0,300	0,333	0,694
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,102
	Clase 2	0,500	0,507	0,236
	Clase 3	0,500	0,464	0,753
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,020
	Clase 2	0,889	0,864	0,167
	Clase 3	0,000	0,068	0,833
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,034
	Clase 2	0,500	0,649	0,101
	Clase 3	0,000	0,338	0,888

Bogarra, Potiche y Mundo				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,444
	Clase 2	0,607	0,578	0,222
	Clase 3	0,071	0,200	0,746
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,103
	Clase 2	0,536	0,614	0,052
	Clase 3	0,393	0,281	0,948
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,133
	Clase 2	0,667	0,717	0,317
	Clase 3	0,333	0,264	0,598
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,090
	Clase 2	1,000	0,711	0,147
	Clase 3	0,000	0,197	0,838
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,056
	Clase 2	0,833	0,811	0,125
	Clase 3	0,167	0,189	0,875



Delphinium bolosii C. Blanché & Molero

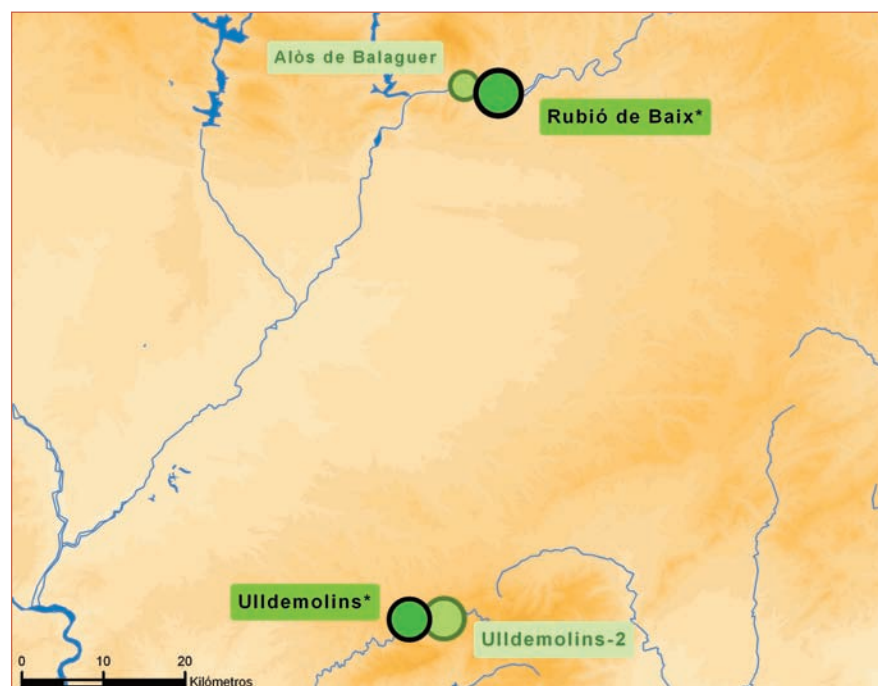
RANUNCULACEAE

EN B1ab(iii,iv,v)+2ab(iii,iv,v); C1

Endemismo de Cataluña. Produce rizomas que no emiten la parte aérea todos los años. Muchos individuos sólo desarrollan una roseta de hojas basales sin tallo florífero, que se seca al inicio de la floración. Geófito rizomatoso, hermafrodita, aparece en matorrales y sotobosques del encinar, y claros del matorral de boj en terrazas al pie de cantiles calcáreos.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Sólo se conocen tres poblaciones, una en Tarragona (Ulldemolins) con dos núcleos poblacionales, y otras dos en Lleida (Rubió de Baix y Alòs de Balaguer, esta última descubierta muy recientemente), además de una población extinta en Sant Llorenç del Munt (Barcelona). Se han seleccionado las dos poblaciones conocidas en 2001: la de Tarragona (Ulldemolins) y la de Lleida (Rubió de Baix). La primera es más pequeña, crece en herbazales entremezclada con *Rubus ulmifolius* y puede verse afectada por actividades agrarias (acondicionamiento de fincas para viña o caminos, efecto de los plaguicidas sobre la fauna polinizadora, etc.). Recientemente se ha detectado un segundo núcleo, a menos de 1 km del primero, sin intercambio de flujo genético entre ambos. La población de Rubió de Baix se sitúa en terrazas al pie de cantiles calcáreos sobre el río Segre y es la más numerosa. Puede verse afectada por actividades turísticas (proximidad de un camping actualmente clausurado, restauración de ruinas cercanas o actividades de escalada). En ambas localidades se ha realizado el seguimiento de las plantas, marcándose inicialmente 80 individuos adultos reproductores en Ulldemolins y 144 individuos en Rubió de Baix, a los que se añadieron nuevos individuos reproductores aparecidos en 2002 y 2003.



EN

Esperó de Bolòs



Detalle de la flor y fruto de *Delphinium bolosii* (Fotos: M. Bosch).

Población	Individuos (año 2007)
Ulldemolins*	971
Ulldemolins-2	887
Rubió de Baix*	1289
Alòs de Balaguer	192

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Ulldemolins	80	111	126	127	127	127
Rubió de Baix	144	194	202	202	202	202



ANÁLISIS

Estructura de clases

Se ha medido la altura máxima de las plantas, el diámetro de las rosetas y se ha estimado la producción de flores, frutos y semillas. Se han contabilizado las nuevas plántulas observadas en las parcelas, pero no se ha realizado su seguimiento a lo largo de los años por lo que no se dispone de información acerca de su supervivencia. No ha sido posible distinguir si la aparición de nuevos individuos corresponde a la emergencia de plántulas o a rebrotes de individuos ya establecidos. Por todo ello no se han construido matrices de transición y los análisis obtenidos están basados en censos de individuos sin estructurar a lo largo de los años de seguimiento. Se conoce la existencia de rizomas subterráneos latentes.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

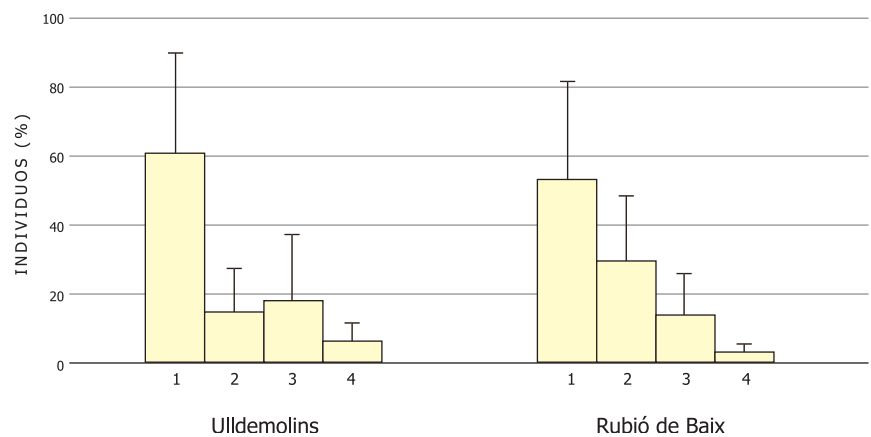
Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor 1. Altura ≤ 110 cm

Clase 3: Reproductor 2. Altura >110 cm

Clase 4: Durmiente (individuos que se han observado en algún momento, “desaparecen” y vuelven a emerger en un periodo máximo de tres años. En caso de que no emerjan en ese periodo, estos individuos se consideran muertos).

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

La supervivencia de las diferentes clases de individuos es relativamente variable pero en general no suele encontrarse por debajo del 90% en ambas poblaciones. Los valores medios de la tasa finita de crecimiento son superiores en la población de Ulldemolins pero ambas poblaciones presentan tendencias en declive. El cálculo de estos valores se ha realizado a partir del censo sin estructurar de todos los individuos, por lo que no se ha incluido la transición 2001/02 al no disponer del número de plántulas en ese periodo.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Ulldemolins	1,045	1,011	1,059	0,677	0,933
Rubió de Baix	0,877	1,174	0,549	0,724	0,800



Sistema de medida de los individuos de *Delphinium bosii* (Fotos: M. Bosch).



Sistema de marcaje de los individuos de *Delphinium bosii* (Foto: M. Bosch).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Ambas poblaciones presentan una notable predominancia de individuos vegetativos; la población de Rubió de Baix muestra, además, unas tasas relativamente elevadas de individuos reproductivos de menor tamaño. Los valores medios de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) reflejan tendencias en declive para ambas poblaciones, aunque la población de Ulldemolins presenta valores de λ por encima de la unidad en la mayor parte de los intervalos estudiados. Se observa una gran variabilidad temporal en la abundancia de individuos especialmente en Rubió de Baix.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Ulldemolins:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0,4%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y es del 78% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Rubió de Baix:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 69%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y el del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Sería interesante completar el análisis mediante el seguimiento de las plántulas y de los nuevos individuos que puedan desarrollarse por reproducción vegetativa. Asimismo es importante conocer el periodo de latencia que pueden sufrir los individuos. Todo ello contribuiría a completar las matrices de transición y a obtener tendencias poblacionales más ajustadas.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Ulldemolins		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0,4%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	78%

Rubió de Baix		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	69%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	10%	100%



Hábitat de *Delphinium bolosii* (Foto: M. Bosch).

AUTORES

M. BOSCH, M.R. ORELLANA, J. LÓPEZ-PUJOL, A. ROVIRA, M.C. MARTINELL, C. BLANCHÉ, F. DOMÍNGUEZ Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

J. Molero.





Dorycnium spectabile (Choisy ex ser. in DC) Webb & Berthel.

LEGUMINOSAE

EN B2ab(iii,v); C2a(i)

Endemismo canario, relegado a la Isla de Tenerife donde sólo se conocen dos localidades. Una de ellas se ubica en el sureste de la Isla (Barranco del Agua) dentro del término municipal de Güímar. La segunda se encuentra en el norte de la Isla (Barranco de los Cochinos) dentro del municipio de Los Silos. Se trata de un microfanerófito hermafrodita que parece mostrar fidelidad por suelos más o menos desarrollados en claros de las variantes más xéricas del monteverde, extendiéndose ocasionalmente a los matorrales seriales. Buena parte de la población resulta difícilmente accesible.



Dorycnium spectabile (Barranco del Agua). Detalle floral. (Foto: R. Mesa Coello).

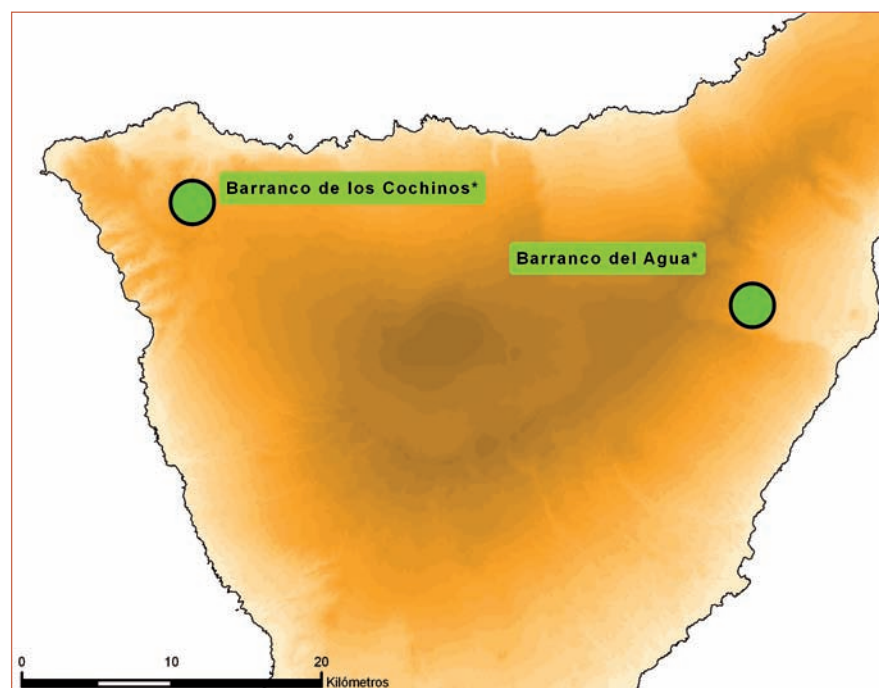
POBLACIONES ESTUDIADAS

Se instaló una parcela de 10 x 10 m en cada localidad, incluyendo aquellos ejemplares naturales existentes que fuesen accesibles: 13 ejemplares en Barranco del Agua y 16 en Barranco de los Cochinos. En la primera de las localidades citadas se censó un total de 52 ejemplares naturales y 196 individuos procedentes de refuerzos llevados a cabo en esta población como medida de gestión; mientras, en la segunda se contabilizaron 138 ejemplares, de los cuales 23 eran de origen natural y el resto fruto de actuaciones de refuerzo.

Población	Individuos (año 2001)
Barranco del Agua*	52 (+196)**
Barranco de los Cochinos*	23 (+115)**

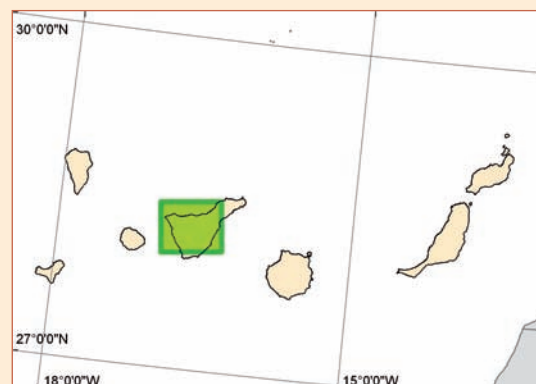
Poblaciones estudiadas*

**Individuos procedentes de refuerzos de la población



Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Barranco del Agua	13	16	26	20	17	21
Barranco de los Cochinos	16	19	32	15	12	8



Matriz de transición media

Barranco del Agua		
	Clase 1	Clase 2
Clase 1	0,381	2,262
Clase 2	0,172	0,681

Barranco de los Cochinos		
	Clase 1	Clase 2
Clase 1	0,545	5,600
Clase 2	0,000	0,000

ANÁLISIS

Estructura de clases

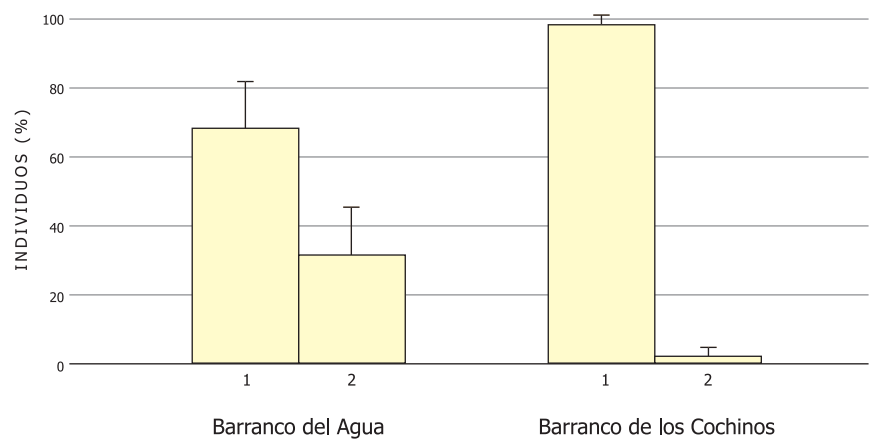
El tamaño de las plantas se ha medido mediante la altura y el diámetro. Así mismo, se ha estimado la producción de flores, frutos y semillas. Aunque los individuos de mayor tamaño pueden presentar una floración abundante, en el resto es escasa y errática de manera que no se encuentra una relación entre el diámetro o la altura y las variables reproductivas. Este resultado debe tomarse con precaución dado el escaso número de individuos monitorizados. No se ha detectado la presencia de plántulas, aunque se han encontrado nuevos individuos más desarrollados procedentes de reclutamiento que se adjudican a la categoría de vegetativos. Aunque es frecuente observar la presencia de brotes basales, la reproducción vegetativa es muy limitada.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Debido al bajo número de individuos monitorizados, las tasas vitales obtenidas tienen un grado elevado de incertidumbre. Se han construido las matrices de transición resultantes, pero para aumentar la fiabilidad de los resultados y evitar los problemas derivados de la estocasticidad demográfica, tan acusada con tamaños tan pequeños, los análisis demográficos se han realizado a partir del censo de los individuos en las parcelas de estudio. Los valores de la tasa finita de crecimiento obtenidos de esta manera muestran la enorme variabilidad temporal y las similitudes que presentan ambas poblaciones en las oscilaciones interanuales.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Barranco del Agua	1,231	1,625	0,769	0,850	1,235	1,101
Barranco de los Cochinos	1,188	1,684	0,469	0,800	0,667	0,871



Ejemplar de *Dorycnium spectabile* y hábitat circundante. (Foto: R. Mesa Coello).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las poblaciones muestran una estructura de tamaños bastante desequilibrada, con ausencia de individuos reproductivos en la población del Barranco de los Cochinos en los últimos años. La tasa finita de crecimiento poblacional (λ) obtenida a partir del número de individuos en las parcelas de seguimiento, muestra grandes variaciones interanuales, que siguen patrones similares en ambas poblaciones, pero que resultan más negativas en el caso del Barranco de los Cochinos. Este paralelismo de tendencias entre las dos poblaciones a lo largo de los años puede ser resultado de una estocasticidad ambiental temporal que actúa de forma semejante por toda la Isla.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Barranco del Agua:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0,2%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son siempre del 0%. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Barranco de los Cochinos:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 27%. El criterio A3b le confiere la categoría “Vulnerable”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 6%, 37% y 99%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debido a la inaccesibilidad de las poblaciones y al bajo número de efectivos del que se puede realizar un seguimiento individualizado, puede ser conveniente realizar el análisis demográfico basado en censos de la población total en lugar de marcando los pocos individuos accesibles. Esto se puede realizar mediante el conteo directo o la estimación del número de individuos desde algún lugar accesible. Deben distinguirse los individuos que proceden de refuerzos poblacionales con el fin de obtener información valiosa sobre el éxito de dichas actuaciones. En este sentido es interesante evaluar el comportamiento de cada individuo procedente de refuerzo, pero también si el éxito reproductivo del resto mejora y si se detectan nuevos reclutamientos.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Barranco del Agua				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0,2%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0%

Barranco de los Cochinos				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	27%	-	-
E	Probabilidad de extinción	6%	37%	99%

AUTORES

E. OJEDA LAND, R. MESA COELLO, M.V. MARRERO, E. CARQUÉ ÁLAMO J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Barranco del Agua			
		Clase 1	Clase 2
2001-02	Clase 1	0,231	6,000
	Clase 2	0,538	0,000
2002-03	Clase 1	0,556	2,143
	Clase 2	0,111	0,714
2003-04	Clase 1	0,400	1,167
	Clase 2	0,050	0,833
2004-05	Clase 1	0,357	0,857
	Clase 2	0,071	0,857
2005-06	Clase 1	0,364	1,143
	Clase 2	0,091	1,000

Barranco de los Cochinos			
		Clase 1	Clase 2
2001-02	Clase 1	0,688	8,000
	Clase 2	0,000	0,000
2002-03	Clase 1	0,632	20,000
	Clase 2	0,000	0,000
2003-04	Clase 1	0,406	0,000
	Clase 2	0,000	0,000
2004-05	Clase 1	0,667	0,000
	Clase 2	0,000	0,000
2005-06	Clase 1	0,333	0,000
	Clase 2	0,000	0,000



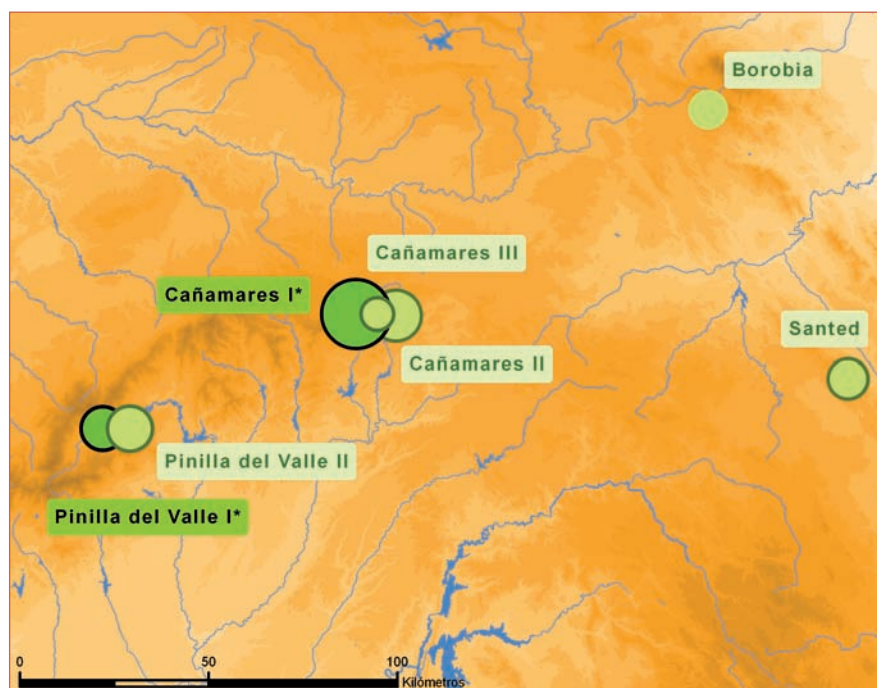
Erodium paularense Fern. Gonz. & Izco

GERANIACEAE
EN B2ab(v)

Endemismo ibérico que cuenta con 7 poblaciones, 5 en las provincias de Madrid y Guadalajara, en las que se ha cuantificado su tamaño poblacional, y otras dos en las provincias de Soria y Zaragoza, de momento menos estudiadas (actualmente hay un estudio en marcha por parte del Gobierno de Aragón para la población de Zaragoza). Caméfito postrado hermafrodita, aparece en grietas y cavidades de rocas dolomíticas o andesíticas y suelos poco evolucionados.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se ha seleccionado una población de Madrid (Pinilla del Valle I) y otra población de Guadalajara (Cañamares I) cubriendo el abanico de tamaños poblacionales. La población de Madrid es la más pequeña del Valle de Lozoya (menos de 1500 individuos). Las poblaciones de Guadalajara cuentan con un número de efectivos mucho mayor, y de ellas se ha elegido la población de mayor tamaño (cerca de 155.000 individuos). En ambas localidades se ha realizado el seguimiento de plantas sobre litosuelo, marcándose inicialmente 283 individuos en Madrid y 293 individuos en Guadalajara.



Individuo en flor de *Erodium paularense*
(Foto: M.J. Albert).

Población	Individuos (año 2001)
Pinilla del Valle I (M)*	1.483
Pinilla del Valle II (M)	14.440
Cañamares I (Gu)*	154.408
Cañamares II (Gu)	39.492
Cañamares III (Gu)	828
Santed (Z)	700
Borobia (So)	-

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Pinilla	283	271	260	275	273	244
Cañamares	293	321	327	305	297	274



Matriz de transición media

Pinilla				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,004	0,035	0,144
Clase 2	0,456	0,644	0,120	0,002
Clase 3	0,046	0,175	0,715	0,193
Clase 4	0,000	0,008	0,127	0,791

Cañamares				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,011	0,031	0,101
Clase 2	0,663	0,628	0,126	0,012
Clase 3	0,110	0,245	0,691	0,217
Clase 4	0,000	0,013	0,156	0,763

Matriz de elasticidad media

Pinilla				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,004	0,016
Clase 2	0,019	0,128	0,033	0,000
Clase 3	0,002	0,047	0,322	0,051
Clase 4	0,000	0,005	0,063	0,310

Cañamares				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,001	0,007	0,017
Clase 2	0,022	0,146	0,035	0,003
Clase 3	0,004	0,052	0,262	0,058
Clase 4	0,000	0,007	0,073	0,313



Detalle del sistema de muestreo mediante la medición del tamaño (Foto: M.J. Albert).

ANÁLISIS

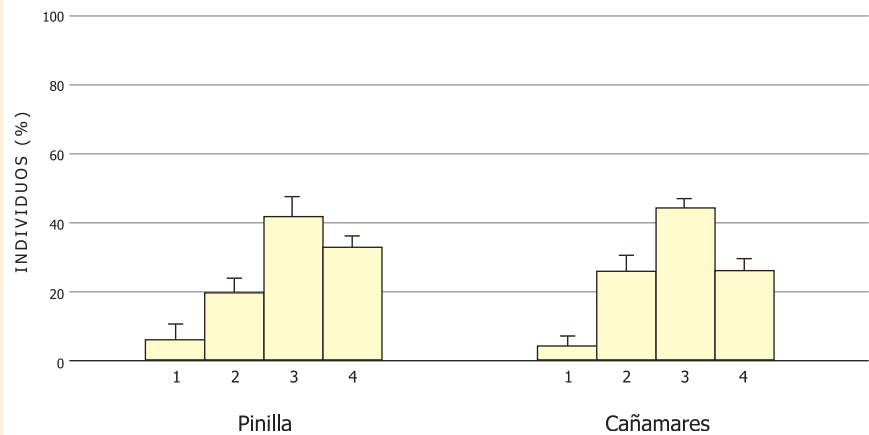
Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir del diámetro máximo de la roseta. Se ha contabilizado la producción total de frutos por planta al final del periodo reproductivo, y esta información se ha utilizado para estimar las tasas de fertilidad. Estudios de campo han confirmado que no existe un banco de semillas del suelo permanente y las plantas no presentan reproducción clonal. Se han obtenido cuatro clases de tamaño, una clase vegetativa (plántulas) y tres clases reproductivas.

Las poblaciones quedan estructuradas de la siguiente manera:

- Clase 1: Plántulas (individuos vegetativos)
- Clase 2: Adultas pequeñas (< 11 cm)
- Clase 3: Adultas medianas (11-18 cm)
- Clase 4: Adultas grandes (> 18 cm)

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La esperanza de vida al nacer es mayor en Cañamares (25 años frente a los 15 de Pinilla), y también es mayor la supervivencia media de los individuos en esta localidad. La tasa finita de crecimiento poblacional es cercana a uno, con ligeras variaciones interanuales y algo menor en Pinilla.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Pinilla	0,958	0,956	1,050	0,983	0,920	0,972
Cañamares	1,091	1,015	0,964	0,946	0,969	0,996



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La estructura poblacional es muy semejante en ambas poblaciones, con una mayor abundancia de individuos reproductores medianos (clase 3) y una menor proporción de plántulas. La supervivencia de todos los estados es relativamente más elevada en la población de Cañamares, donde la esperanza de vida de las plantas casi duplica a las de la población de Pinilla. En ambas poblaciones la supervivencia aumenta con el tamaño de las plantas. La menor supervivencia corresponde a la clase de plántulas; esta clase es, además, la que presenta mayor variabilidad en los valores de supervivencia durante el periodo estudiado.

El valor medio de la tasa finita de crecimiento de la población (λ) es superior en Cañamares, siendo sólo ligeramente inferior a uno. En Pinilla se observa un declive medio anual de al menos un 3%. Las poblaciones no siguen el mismo patrón de variabilidad interanual respecto a los valores de λ , lo que puede estar reflejando diferencias en los efectos de la variabilidad ambiental sobre las tasas vitales.

A partir de la matriz de elasticidades se deduce que en ambas poblaciones el parámetro más importante para el crecimiento de la población es la supervivencia de los individuos reproductores, especialmente los más grandes, es decir los de las clases 3 y 4.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

Pinilla:

- la reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años, con una probabilidad $p=0,90$, es del 30%. El criterio A le confiere la categoría "Vulnerable".
- las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría "Vulnerable".

Cañamares:

- la reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años, con una probabilidad $p=0,90$, es del 0%. El criterio A le confiere la categoría "No Amenazado".
- las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 40% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría "Vulnerable".

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Se considera prioritario asegurar la supervivencia de los individuos reproductores. Es necesario continuar el seguimiento demográfico, especialmente en la población de Pinilla, para observar si la tendencia decreciente continúa en el futuro. Por otro lado, sería también interesante analizar la tendencia demográfica de las plantas que viven sobre roca para evaluar las posibles diferencias en dinámica poblacional entre los distintos microhábitats.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Pinilla		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	30%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	100%

Cañamares		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	40%



Ubicación de las plantas con señalizadores de plástico para el marcaje fotográfico (Foto: M.J. Albert).

AUTORES

M.J. ALBERT, J.M. IRIONDO Y A. ESCUDERO.

Los autores agradecen la ayuda prestada por las muchas personas que han colaborado en el seguimiento demográfico de las poblaciones.



ANEJOS

Matrices de transición

Pinilla		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,003	0,019	0,104
	Clase 2	0,641	0,589	0,079	0,011
	Clase 3	0,000	0,179	0,748	0,215
	Clase 4	0,000	0,000	0,126	0,763
2002-03	Clase 1	0,000	0,003	0,022	0,084
	Clase 2	0,424	0,542	0,104	0,000
	Clase 3	0,170	0,188	0,768	0,207
	Clase 4	0,000	0,000	0,096	0,782
2003-04	Clase 1	0,000	0,010	0,079	0,316
	Clase 2	0,727	0,591	0,080	0,000
	Clase 3	0,000	0,250	0,568	0,088
	Clase 4	0,000	0,023	0,288	0,888
2004-05	Clase 1	0,000	0,005	0,051	0,199
	Clase 2	0,176	0,750	0,146	0,000
	Clase 3	0,059	0,182	0,764	0,259
	Clase 4	0,000	0,000	0,079	0,731
2005-06	Clase 1	0,000	0,001	0,005	0,017
	Clase 2	0,310	0,750	0,189	0,000
	Clase 3	0,000	0,077	0,726	0,198
	Clase 4	0,000	0,019	0,047	0,791

Cañamares		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,020	0,079	0,320
	Clase 2	0,723	0,585	0,093	0,000
	Clase 3	0,145	0,341	0,700	0,281
	Clase 4	0,000	0,037	0,200	0,719
2002-03	Clase 1	0,000	0,005	0,016	0,058
	Clase 2	0,848	0,712	0,097	0,013
	Clase 3	0,121	0,258	0,738	0,065
	Clase 4	0,000	0,000	0,152	0,909
2003-04	Clase 1	0,000	0,005	0,015	0,041
	Clase 2	0,583	0,544	0,098	0,033
	Clase 3	0,000	0,244	0,737	0,174
	Clase 4	0,000	0,000	0,135	0,793
2004-05	Clase 1	0,000	0,004	0,019	0,036
	Clase 2	0,566	0,778	0,294	0,000
	Clase 3	0,283	0,097	0,618	0,385
	Clase 4	0,000	0,028	0,066	0,604
2005-06	Clase 1	0,000	0,023	0,026	0,049
	Clase 2	0,596	0,520	0,047	0,015
	Clase 3	0,000	0,286	0,661	0,182
	Clase 4	0,000	0,000	0,228	0,788



Limonium erectum Erben

PLUMBAGINACEAE
EN B1ab(iii)+2ab(iii)

Endemismo de los cerros sedimentarios de los alrededores de Pastrana (Guadalajara). Cuenta con tres poblaciones confirmadas, dos muy pequeñas en el valle del río Arlés y otra (la principal) en las laderas del cerro de la Pangia. Hermafroditas, pasa de hemicriptófito a caméfito con la edad. Aparece en ambientes inestables (barrancos escarpados, zonas aterrazadas o removidas) sobre sustratos margo-arenosos con cierta compensación hídrica. Como consecuencia de la sequedad de determinados *ramets* o del enterramiento por la acumulación de sedimentos, algunos individuos adultos pueden llegar a fragmentarse, originando lo que podría ser considerado como varios individuos más pequeños. El enterramiento parece originar también cierto grado de propagación clonal (no cuantificada), bien a partir de los propios *ramets*, bien a partir de escapos.



Detalle del marcaje de individuos vegetativos de *Limonium erectum* (Foto: M. de la Cruz).

POBLACIONES ESTUDIADAS

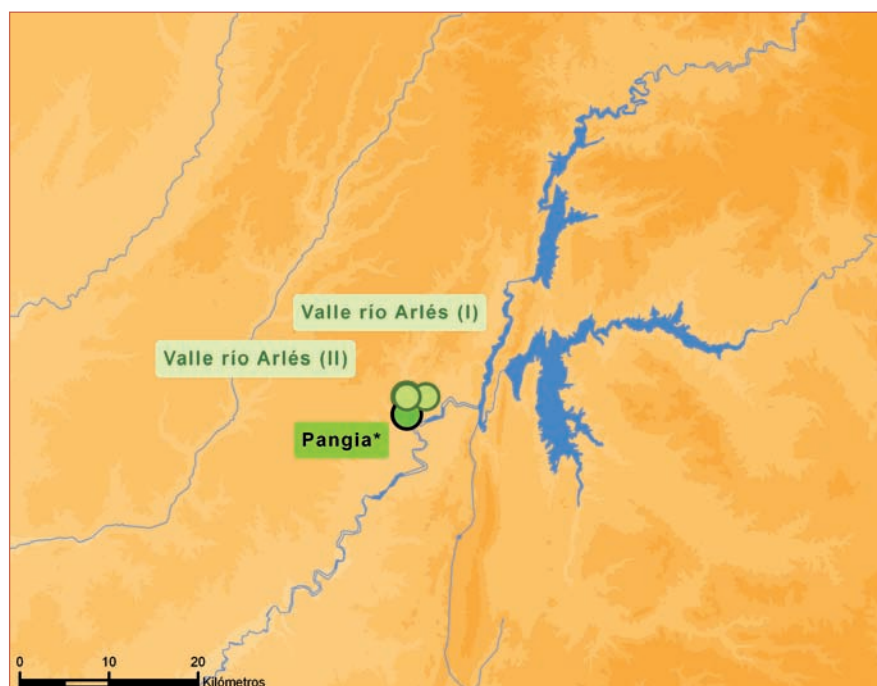
Se ha seleccionado la población principal (Pangia) porque era la única que podía aportar más de 300 individuos para su marcado inicial y seguimiento. En esta población se ha seleccionado una zona más o menos homogénea ambientalmente, con una elevada densidad de individuos y con una topografía que facilite el seguimiento de los mismos sin alterar excesivamente las condiciones ambientales durante el proceso. En esta zona se marcaron inicialmente 306 individuos. En conjunto, representan el aspecto más maduro (en cuanto a tamaño y fertilidad de los individuos) de toda la población.

Población	Individuos (año 2001)
Pangia*	4427
Valle río Arlés (I)	100
Valle río Arlés (II)	264

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Pangia	306	252	215	313	303	277



Matriz de transición media

Pangia	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,368	0,312	1,219
Clase 2	0,281	0,666	0,290
Clase 3	0,006	0,048	0,553

Matriz de elasticidad media

Pangia	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,089	0,067	0,040
Clase 2	0,094	0,438	0,031
Clase 3	0,013	0,057	0,170

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha medido a partir del diámetro máximo, y se ha estimado la producción total de flores. Encontramos una relación significativa entre el diámetro y el número de flores, por lo que se dividen los individuos reproductivos en dos clases. En la población se detectan plántulas pero su número varía enormemente a lo largo de los años, por lo que se han incluido en la clase de vegetativos.

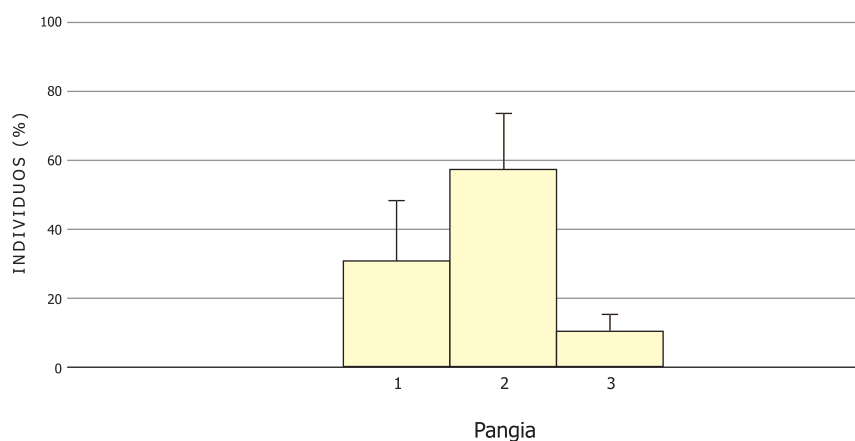
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor 1. Diámetro ≤ 16,5 cm

Clase 3: Reproductor 2. Diámetro > 16 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Se observa una enorme variabilidad tanto en los valores de supervivencia de todos los estados como en los valores de la tasa finita de crecimiento poblacional a lo largo de los años. La esperanza de vida al nacer es de 3,5 años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Pangia	0,862	0,825	1,076	0,994	0,723	0,887



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población muestra una tendencia en declive, observándose grandes variaciones en los valores de la tasa finita de crecimiento (λ) durante el periodo estudiado. Estos datos reflejan la notable variabilidad en los valores de supervivencia de todos los estados, especialmente de la clase de vegetativos, y que ocasionan también una vida media de las plantas inferior a cuatro años. En la población dominan los individuos reproductivos de pequeño tamaño y los vegetativos; sin embargo, los valores de elasticidad más elevados se corresponden con la permanencia en sus propios estados de las dos clases de reproductivos, debido a su mayor supervivencia.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 5%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 99% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

La población estudiada muestra una enorme variabilidad interanual en los valores de la tasa de crecimiento y presenta una elevada probabilidad de extinción a largo plazo, por lo que conviene continuar el seguimiento demográfico y favorecer especialmente la supervivencia de los individuos adultos. Sería interesante evaluar la dinámica demográfica de las otras poblaciones con menor número de individuos, ya que las tendencias pueden ser muy diferentes a la observada.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Pangia		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	5%	-	-
E	Probabilidad de extinción	<001%	1%	99%



Individuo en flor de *Limonium erectum* y aspecto del microhábitat en la población de Pangia (Foto: M. de la Cruz).

AUTORES

M. DE LA CRUZ ROT, J. PAVÓN GARCÍA, L. GIMÉNEZ-BENAVIDES, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Pangia		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,306	0,023	0,029
	Clase 2	0,429	0,759	0,238
	Clase 3	0,000	0,072	0,643
2002-03	Clase 1	0,529	0,101	0,228
	Clase 2	0,147	0,698	0,154
	Clase 3	0,000	0,045	0,667
2003-04	Clase 1	0,273	0,755	3,203
	Clase 2	0,212	0,601	0,294
	Clase 3	0,030	0,061	0,588
2004-05	Clase 1	0,238	0,226	0,638
	Clase 2	0,570	0,809	0,581
	Clase 3	0,000	0,009	0,323
2005-06	Clase 1	0,493	0,457	1,996
	Clase 2	0,045	0,462	0,182
	Clase 3	0,000	0,053	0,545



Linaria orbensis Carretero & Boira

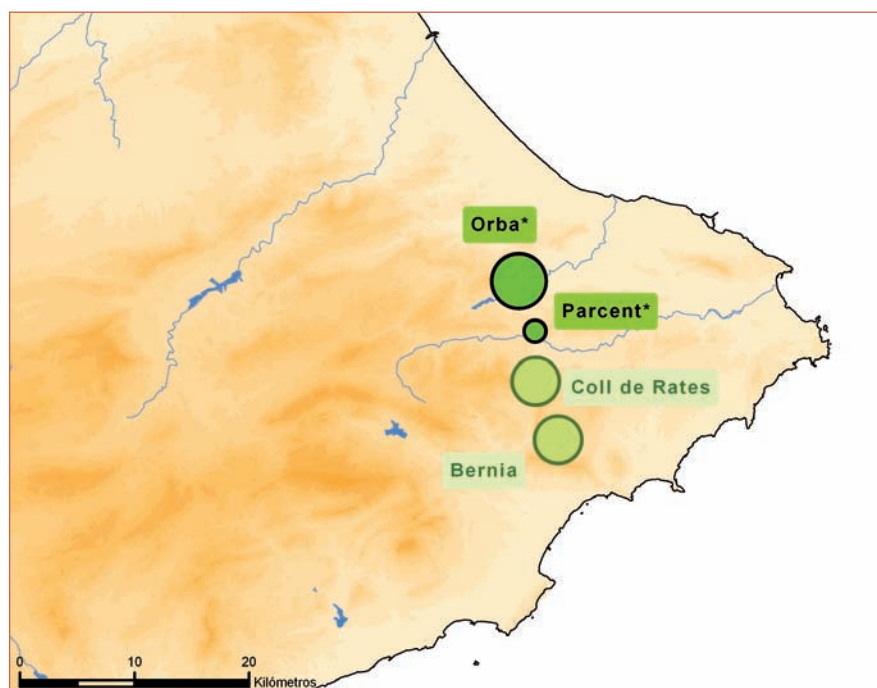
SCROPHULARIACEAE

EN A4c; B1ac(iv)+2ac(iv)

Endemismo exclusivo de la comarca de la Marina Alta, en la provincia de Alicante, que cuenta con cuatro poblaciones confirmadas. Terófito hermafrodita, habita principalmente en cultivos de secano, no demasiado labrados y con frecuencia pedregosos, y en bordes de camino y ribazos. De forma esporádica, también se localiza en cultivos de regadío. El número de individuos de esta planta anual fluctúa de forma extrema, probablemente como consecuencia de la variación en las características termo-pluviométricas del año y de las prácticas agrícolas desarrolladas en su hábitat durante su ciclo vital.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han seleccionado dos poblaciones (Orba y Parcent). La población de Orba se ha escogido por presentar el mayor número de individuos y englobar hábitats heterogéneos, siendo representativa del taxón. La población de Parcent se ha seleccionado por su bajo número de individuos en comparación con el resto. En ambas poblaciones se marcaron cuatro parcelas permanentes donde se contabilizó cada año el total de individuos emergidos. A partir de 2004 se incorporaron nuevas parcelas debido a la falta de individuos en algunas de las parcelas de seguimiento y a los daños producidos por obras de construcción en otras. Inicialmente el número de plantas en el conjunto de las parcelas de la población de Orba y Parcent era de 48 y 37 individuos, respectivamente.



EN

Palomilla, gallet lila, gallet d'olivera



Individuo adulto (Foto: L. Serra) y detalle de las flores de *Linaria orbensis* (Foto: J. Pérez).

Población	Individuos (año 2006)
Orba*	152.839
Coll de Rates	48.430
Bernia	36.000
Parcent*	78

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Orba	48	74	73	0	51	49
Parcent	37	24	70	81	12	63



Hábitat de *Linaria orbensis* (Foto: R. Herreros).

ANÁLISIS

Estructura de clases

Dado el carácter anual del taxón se ha considerado que todos los individuos pertenecen a la misma clase de edad y son potencialmente reproductores. La producción total de flores y frutos por planta se contabilizó al final del período reproductivo mediante el recuento directo de las flores secas y los frutos formados. El número de semillas producidas por cada planta se calculó a partir de la multiplicación de la producción total de frutos por el número medio de semillas de cada fruto. Esta información ha permitido la estimación de las tasas de fertilidad. La baja tasa de germinación y los análisis preliminares del suelo sugieren que esta especie forma banco de semillas permanente en el suelo. Sin embargo, dada la ausencia de información específica sobre la dimensión del banco y sobre la viabilidad de las semillas a lo largo del tiempo, no se ha podido incorporar una clase de semillas.

Parámetros demográficos

Como se observa en los valores de la tasa finita de crecimiento y como cabe pensar dado el carácter anual de la planta, ambas poblaciones presentan fluctuaciones anuales acusadas en el número de individuos, llegando incluso a desaparecer localmente de las parcelas de estudio en determinados periodos.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Orba	1,542	0,986	0,014	0,961	1,286	0,481
Parcent	0,649	1,667	0,148	5,250	0,016	0,422



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La variación en los valores de la tasa finita de crecimiento (λ) no sigue el mismo patrón en ambas poblaciones a lo largo de los años; cabe señalar que las drásticas variaciones en el tamaño poblacional se deben a fluctuaciones dentro de las parcelas de estudio, que no siempre son reflejo de lo que ocurre en toda la población (variación local). En este sentido, el número de plantas monitorizadas en nuestras parcelas es muy bajo comparado con el tamaño estimado de cada población. En cualquier caso la fuerte variación entre parcelas sugiere la importancia de la variabilidad ambiental a diferentes escalas sobre la dinámica poblacional y la necesidad de abordar el estudio demográfico desde una perspectiva regional incluyendo el mayor número de poblaciones posible con un número y dimensión de parcelas muestrales lo más grandes posible.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Orba:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 43%. El criterio A3b le confiere la categoría “Vulnerable”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 son inferiores a los límites establecidos, y es del 95% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Parcent:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 54%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 27%, 47% y 89%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Se recomienda ampliar el seguimiento demográfico recogiendo información de un mayor número de parcelas y de dimensiones más grandes al objeto de reducir los efectos de la extrema variabilidad observada a escala local. Los análisis demográficos se han realizado sin considerar la presencia de un banco de semillas permanente en el suelo. Resulta esencial llevar a cabo ensayos de germinación de semillas y obtener la información necesaria para poder incluir una clase de semillas en los modelos demográficos. Es posible que las tendencias poblacionales resulten modificadas por la consideración de este hecho dado que es razonable pensar que forme banco de semillas y que éstas mantengan la viabilidad durante mucho tiempo.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Orba		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	43%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0,2%	95%

Parcent		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	54%	-	-
E	Probabilidad de extinción	27%	47%	89%

AUTORES

R. HERREROS, E. CARRIÓ, J. GÜEMES, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.





Oxytropis jabalambrensis (Pau) Podlech

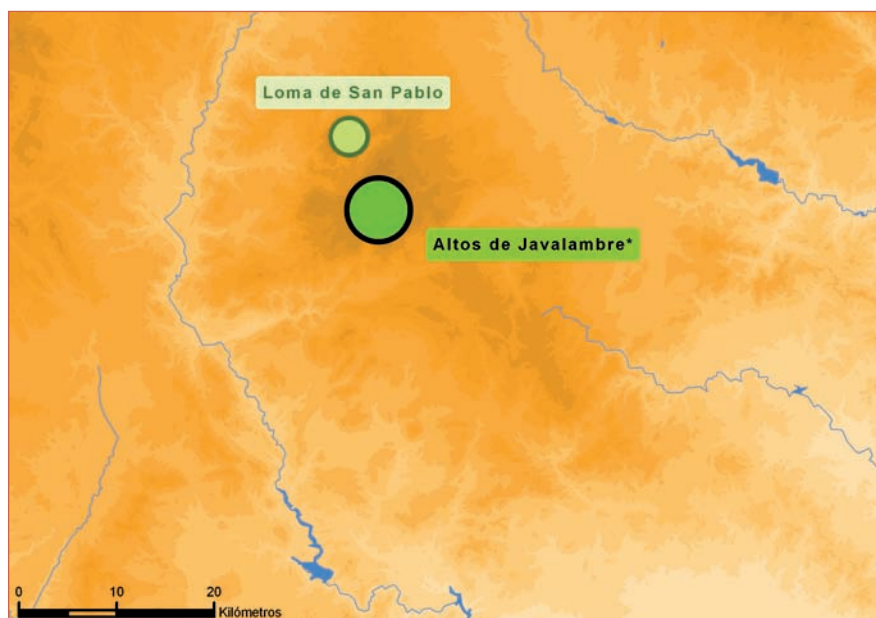
LEGUMINOSAE

EN B1ab(iii,iv)c(iv) + 2 ab(iii,iv)c(iv)

Endemismo del Sistema Ibérico meridional, exclusivo de la Sierra de Javalambre, en el sur de la provincia de Teruel. Se distribuye en dos poblaciones confirmadas, una en los Altos de Javalambre, que se encuentra fragmentada en 20 núcleos poblacionales, y otra en la Loma de San Pablo, en la cercana Sierra de Camarena. Es un hemicriptófito hermafrodita de vida corta que ocupa, en general, lomas venteadas formando parte de pastizales vivaces y tomillares rastreros en claros de sabinar rastrero, sobre litosuelos calizos.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han seleccionado tres parcelas dentro de la población de los Altos de Javalambre, que pertenecen a dos núcleos poblacionales diferentes. Dos de las parcelas fueron ubicadas en el núcleo poblacional de Los Verdinales, que cuenta con el mayor tamaño poblacional (unos 56.000 individuos). Ambas parcelas están acotadas al ganado y los datos se registraron desde el año 2001 hasta el 2005, marcándose inicialmente 282 individuos. Para contrastar los resultados con el resto de núcleos poblacionales menos densos y teniendo en cuenta la amenaza del ganado, que afecta directamente al número de reproductores, se seleccionó otra parcela, no acotada, en el núcleo poblacional de Cerro Cавero, con un número menor de individuos (unos 480 individuos), cuyo seguimiento se realizó en los años 2005 a 2006. En esta parcela se marcaron inicialmente 290 individuos. Se trata de un taxón que ha fluctuado en el número de individuos desde que comenzó el estudio. En 2003, el número de núcleos poblacionales aumentó de forma considerable debido a una explosión demográfica que hizo que se contabilizaran unos 260.000 ejemplares, apareciendo individuos en lugares donde otros años no se habían visto. En años posteriores ha disminuido el número de individuos, pero los censos se han llevado a cabo en los puntos (tomados con GPS) que aparecieron en 2003, en algunos de los cuales no se han vuelto a ver. Por ello, con los conocimientos actuales, la distribución y el tamaño de los núcleos poblacionales quedan como sigue:



Individuo de *Oxytropis jabalambrensis* con flores y frutos (Foto: C. Fabregat).

Población	Núcleo Poblacional	Individuos (año 2006)
Altos de Javalambre	Cerro de las Cabra-Chaparral	4
	Los Verdinales*	56.234
	Mirador	38
	La Sebastiana	218
	El Buitre	67
	La Atalaya	26
	Cerro Cавero*	486
	Barranco Bellena	1.802
	Cerro Javalambre	156
	Pista de esquí-La Chaparrosa	209
	Morrita	21
	Alto del Ave	0
	Puntal del Prado	0
	Javalambre II	5
	El Chaparral	0
El Erizal	936	
El Podrido	379	
El Podrido II	6	
La Buitrera	0	
El Chorrillo	29	
Loma de San Pablo		946

*Núcleos poblacionales estudiados

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Los Verdinales	282	638	522	586	791	-
Cerro Cавero	-	-	-	-	290	306



Matriz de transición media

Altos de Javalambre: Los Verdinales				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	5,922	25,229
Clase 2	0,183	0,143	0,088	0,005
Clase 3	0,190	0,301	0,234	0,141
Clase 4	0,013	0,094	0,193	0,273

Altos de Javalambre: Cerro Cавero (2005-06)				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	1,167	0,000
Clase 2	0,067	0,021	0,000	0,000
Clase 3	0,667	0,723	0,667	0,000
Clase 4	0,053	0,120	0,125	0,000

Matriz de elasticidad media

Altos de Javalambre: Los Verdinales				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,162	0,019
Clase 2	0,067	0,020	0,026	0,000
Clase 3	0,107	0,089	0,181	0,027
Clase 4	0,007	0,003	0,036	0,257



Ejemplar en la parcela de seguimiento, marcado mediante un sistema que combina colores y numeros (Foto C. Fabregat).

ANÁLISIS

Estructura de clases

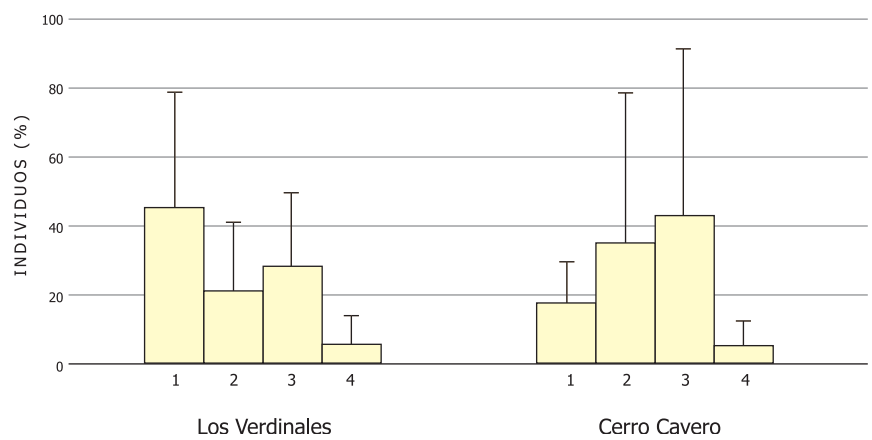
La planta se ha descrito como anual o hemicriptófito bienal pero el estudio muestra la presencia de plantas que viven al menos tres años. Se midió el tamaño mediante la altura y el diámetro, y se estimó la producción total de flores, frutos y semillas. Se ha encontrado una relación significativa entre el número de flores y el diámetro de las plantas, por lo que se obtienen dos clases de reproductivos en función de esta variable.

Se sospecha la existencia de un banco de semillas permanente en el suelo, pero al no disponer de datos relativos a su tamaño y viabilidad de las semillas a lo largo del tiempo, no ha sido posible incorporar al análisis demográfico una clase de semillas.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Plántula
- Clase 2: Vegetativo
- Clase 3: Reproductor 1. Diámetro ≤16 cm
- Clase 4: Reproductor 2. Diámetro >16 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Como se observa en las matrices de transición, las diferencias en supervivencia de las plantas en relación con la exclusión de herbívoros son muy claras, aunque los periodos de tiempo estudiados no son comparables. La esperanza de vida al nacer es de dos años en Los Verdinales y tres años en Cerro Cавero. Los valores de la tasa finita de crecimiento fluctúan enormemente durante el periodo estudiado, con una tendencia media decreciente.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Los Verdinales	1,713	1,000	0,418	1,037	-	0,928
Cerro Cавero	-	-	-	-	1,299	-



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Los dos núcleos poblacionales estudiados presentan una estructura de tamaños muy diferente, claramente relacionada con el efecto del vallado de exclusión de herbívoros. En Los Verdinales (parcelas valladas) se observa una abundante emergencia de plántulas, aunque su supervivencia es muy variable a lo largo de los años. En Cerro Cavero la abundancia de plántulas es menor y son dominantes los individuos reproductivos. La supervivencia de los individuos de las distintas clases es muy variable entre años pero raramente supera el 80%. Esto coincide con el ciclo de vida tan corto descrito para la especie. Curiosamente, la esperanza de vida al nacer es superior en la zona no vallada; sin embargo esto puede estar relacionado con el hecho de que en esta zona hay mayor proporción de individuos adultos, que presentan una supervivencia mayor, y no se registran las plántulas que son consumidas o pisoteadas por el ganado.

Los valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) muestran unas tendencias muy variables a lo largo de los años, con declives muy acusados y periodos con fuerte crecimiento, como es propio de especies anuales o bienales. De manera general puede hablarse de una población en declive. La población sin exclusión de ganado presenta un crecimiento positivo. Lamentablemente, se trata sólo de una transición y de un intervalo de tiempo distinto por lo que la información no es comparable a la de la zona vallada.

La matriz de elasticidad media muestra la importancia de la supervivencia de los individuos reproductivos y de la reproducción de los individuos adultos de la clase 3 para el mantenimiento de la viabilidad.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

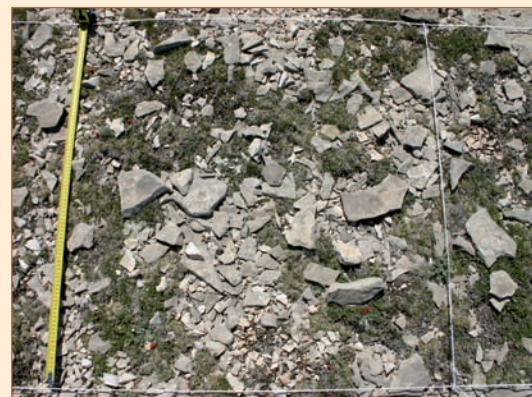
- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son siempre inferiores a los límites establecidos. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debe continuarse el seguimiento en ambas zonas de forma paralela para poder evaluar el efecto del vallado de exclusión de ganado sobre las diferentes tasas vitales y la dinámica poblacional. Sería interesante evaluar las causas de la baja supervivencia de plántulas dentro de las parcelas valladas, así como de la escasez de éstas en las no valladas. Es fundamental obtener la información necesaria sobre el banco de semillas del suelo para poder incorporar una clase de semillas, ya que la dinámica puede ser muy diferente en esas condiciones.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Altos de Javalambre		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	2,4%



Parcela de seguimiento de *Oxytropis jabalambrensis*
(Foto: C. Fabregat).

AUTORES

S. LÓPEZ UDÍAS, C. FABREGAR LLUECA, J.M. IRIONDO, Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Altos de Jabalambre: núcleo Los Verdinales (valladas)					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	17,607	82,871
	Clase 2	0,250	0,187	0,164	0,000
	Clase 3	0,083	0,271	0,224	0,000
	Clase 4	0,000	0,006	0,030	0,000
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,174	0,071	0,014	0,000
	Clase 3	0,590	0,343	0,194	0,000
	Clase 4	0,045	0,357	0,611	1,000
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	1,028	7,108
	Clase 2	0,000	0,065	0,036	0,000
	Clase 3	0,000	0,441	0,318	0,162
	Clase 4	0,000	0,011	0,109	0,091
<hr/>					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	5,052	10,935
	Clase 2	0,307	0,250	0,138	0,020
	Clase 3	0,087	0,150	0,199	0,400
	Clase 4	0,006	0,000	0,022	0,000

Altos de Javalambre: núcleo Cerro Cavelero (sin vallar)					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	1,167	0,000
	Clase 2	0,067	0,021	0,000	0,000
	Clase 3	0,667	0,723	0,667	0,000
	Clase 4	0,053	0,120	0,125	0,000



Rosmarinus tomentosus Hub.-Mor & Maire

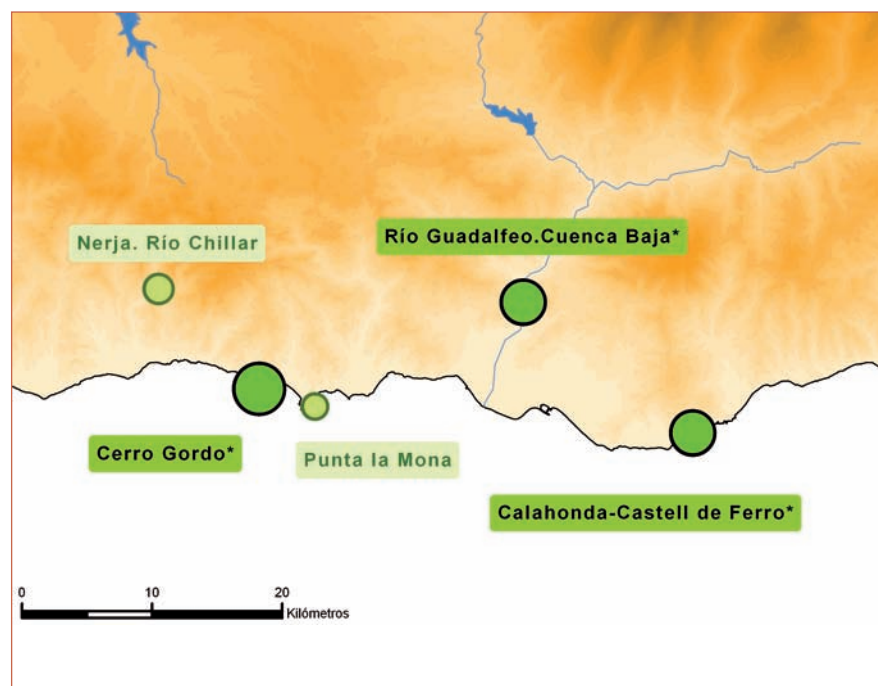
LABIATAE

EN B1ab(iii,iv,v)+2ab(iii,iv,v)

Endemismo de una franja litoral en las provincias de Granada y Málaga, en la que se pueden diferenciar cinco poblaciones suficientemente separadas; hacia el interior se localizan dos poblaciones y tres más en la costa, que presentan a su vez algunas discontinuidades. Caméfito subarborescente. Ocupa un nicho ecológico muy particular, fundamentalmente en acantilados marinos, marcado por el carácter rupícola, el efecto del viento y la salinidad ambiental, sobre calizas dolomíticas ricas en magnesio. Las poblaciones del interior aparecen en paredes verticales dolomíticas. Presenta ginomonoecia (las plantas son de flores femeninas y/o de flores hermafroditas). Muestra una floración y fructificación escalonada durante todo el año. La proporción de semillas no viables, por ausencia de embrión, es elevada. Presenta reproducción asexual por acodo. Estudios sobre variabilidad genética han revelado niveles apreciables de diferenciación local, con una mayor variabilidad genética interpoblacional que intrapoblacional y un aparente flujo génico limitado a ciento de metros.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han seleccionado tres poblaciones de muestreo. Dos de ellas se encuentran en acantilados marinos (Almuñécar-Cerro Gordo y Castell de Ferro) y otra en el interior (Guadalfeo). Las poblaciones se ven afectadas por urbanizaciones costeras, turismo, carreteras, especies exóticas invasoras (*Nicotiana glauca*, *Arundo donax*) y la introgresión genética de *R. officinalis* por hibridación (especialmente en la población de Guadalfeo); a lo que hay que añadir el poco éxito que presenta esta especie ante la competencia vegetal por ocupar suelos más desarrollados, quedando relegada a roquedos, muchas veces verticales y colgados sobre el mar.



Distintos tipos de flores de *Rosmarinus tomentosus*: a) estambres exsertos de distinta longitud; b) estambres insertos (Foto: M.A. Díaz López).

Población	Individuos (año 2001)
Guadalfeo*	26.100
Castell de Ferro*	13.522
Almuñécar-Cerro Gordo*	12.900
Almuñécar-Punta la Mona	36
Nerja	45

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2002	2003	2004	2005	2006
Guadalfeo	36	36	32	33	39
Castell de Ferro	27	36	29	26	34
Almuñécar-Cerro Gordo	111	146	119	96*	108*

* En 2005 la dirección del Paraje Natural Acantilados Maro-Cerro Gordo realizó diferentes vallados de protección, incluyendo dentro de estos vallados individuos pertenecientes a la parcela de seguimiento Almuñécar-Cerro Gordo. Concretamente 29 individuos pasaron a ser inaccesibles, por lo que se resolvió considerarlos un valor constante para los muestreos de 2005 y 2006.



Matriz de transición media

Guadalfeo				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,037	0,142
Clase 2	0,250	0,737	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,165	0,904	0,054
Clase 4	0,000	0,000	0,077	0,946

Castell de Ferro				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,078	0,453
Clase 2	0,333	0,771	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,125	0,963	0,063
Clase 4	0,000	0,000	0,019	0,938

Almuñécar-Cerro Gordo				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,479	0,567
Clase 2	0,151	0,671	0,031	0,000
Clase 3	0,000	0,147	0,946	0,750
Clase 4	0,000	0,000	0,023	0,000

Matriz de elasticidad media

Guadalfeo				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,012	0,000
Clase 2	0,012	0,279	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,012	0,333	0,021
Clase 4	0,000	0,000	0,021	0,311

Castell de Ferro				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
Clase 2	0,000	0,500	0,000	0,000
Clase 3	0,000	0,000	0,000	0,000
Clase 4	0,000	0,000	0,000	0,500

Almuñécar-Cerro Gordo				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,032	0,001
Clase 2	0,033	0,076	0,009	0,000
Clase 3	0,000	0,041	0,789	0,010
Clase 4	0,000	0,000	0,011	0,000

ANÁLISIS

Estructura de clases

Los datos tomados sobre el tamaño de los individuos fueron altura, diámetro mayor y diámetro menor. Debido a que las plantas presentan una floración y fructificación continua, para obtener la variable de respuesta reproductiva se han sumado los valores de botones, flores, frutos, y botones y frutos marchitos de los dos momentos del año en los que se tomaron estos datos. Se encuentra una correlación significativa entre respuesta reproductiva y altura; por ello es posible obtener un agrupamiento de los adultos en dos categorías.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

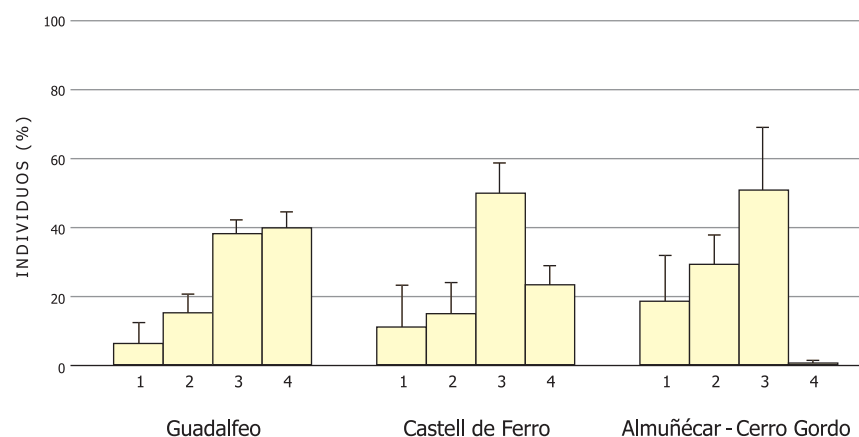
Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Altura <55 cm

Clase 4: Reproductor 2. Altura ≥55 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Las tres poblaciones estudiadas muestran tendencias demográficas estables, con valores de supervivencia de las plantas variables entre años y estados. La esperanza de vida al nacer es relativamente elevada: 94 años en Guadalfeo, 56 años en Castell de Ferro y 29 años en Almuñécar-Cerro Gordo.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Guadalfeo	0,979	1,000	1,000	1,064	1,010
Castell de Ferro	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Almuñécar-Cerro Gordo	1,022	1,059	0,980	1,000	1,039



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las tres poblaciones estudiadas difieren bastante en relación a su estructura de tamaños. Las poblaciones de acantilados marinos (Castell de Ferro y Almuñécar) resultan más similares entre sí, debido a la dominancia de los individuos reproductivos más pequeños. La población de Almuñécar casi no tiene representación de los individuos de mayor tamaño, y es la que tiene una mayor proporción de plántulas. La población del interior (Guadalfeo) presenta una mayor proporción de individuos reproductivos de ambas clases.

En general, la supervivencia de todos los individuos es relativamente elevada, aunque existen notables diferencias entre clases, años y localidades; las plántulas presentan una mortalidad considerable en todos los casos. La elevada supervivencia favorece la extrema longevidad de los individuos, que pueden llegar a alcanzar casi 100 años de vida media en la población de Guadalfeo. La vida media más baja de la población de Almuñécar puede deberse a que en esta zona hay una mayor proporción de plantas más jóvenes.

Los valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) muestran poblaciones muy estables, que se mantienen sólo con muy pequeñas variaciones en el número de individuos a lo largo del tiempo. Esto es posible gracias a la elevada supervivencia de los individuos, ya que, en general, el escaso reclutamiento de nuevas plantas no permite el rejuvenecimiento de la población.

Las matrices de elasticidad muestran la importancia de la supervivencia de los individuos vegetativos y reproductivos para favorecer la viabilidad poblacional, con ligeras variaciones entre localidades.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Guadalfeo:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son siempre del 0%. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Castell de Ferro:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son inferiores a los límites establecidos. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Almuñécar-Cerro Gordo:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son inferiores a los límites establecidos. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debe continuarse el seguimiento de las poblaciones para detectar posibles declives o amenazas a la persistencia de las mismas. Es importante conocer las causas del bajo reclutamiento de plántulas. Aunque en las condiciones actuales las poblaciones son estables gracias a la elevada supervivencia de los individuos, a largo plazo posibles descensos en las tasas de supervivencia podrían hacer ne-

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Guadalfeo				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0%

Castell de Ferro				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0,3%

Almuñécar-Cerro Gordo				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0,1%	7%



Población de muestreo y vallados de *Rosmarinus tomentosus* en el Paraje Natural Acantilados Maro-Cerro Gordo (Foto: M.A Díaz López Et J. Prados Ligeró).

AUTORES

J.E. HERNÁNDEZ BERMEJO, F. HERRERA-MOLINA, J. PRADOS LIGERO, M.A. DÍAZ LÓPEZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



cesaria la obtención de tasas de supervivencia de plántulas más elevadas. Sería recomendable la realización de un seguimiento comparado entre los ejemplares vallados y los no vallados en la población de Almuñecar-Cerro Gordo para evaluar su efecto en los parámetros demográficos. También, sería aconsejable aumentar el número de ejemplares marcados para el seguimiento en las poblaciones de Guadalfeo y Castell de Ferro.

La estabilidad poblacional resultante de este estudio está influida por la protección local (Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. BOJA. Junta de Andalucía) a la que está sometida la especie, ya que si esta figura de protección desapareciera, probablemente la supervivencia y estabilidad de las diferentes poblaciones estarían amenazadas. Las conclusiones no deben extenderse más allá de lo aplicable a las poblaciones estudiadas y el riesgo de extinción evaluado es sólo el que se deriva de las observaciones realizadas sobre la evolución demográfica de estas poblaciones durante el periodo de estudio. La impresión global de los autores es la de encontrarnos ante una especie en peligro crítico que, eventualmente está ahora sujeta a un estricto programa de conservación in situ por parte de las autoridades competentes en la Comunidad Autónoma Andaluza.

ANEJOS

Matrices de transición

Guadalfeo		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,047	0,187
	Clase 2	0,000	0,625	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,125	0,769	0,077
	Clase 4	0,000	0,000	0,154	0,923
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,571	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,286	0,917	0,071
	Clase 4	0,000	0,000	0,083	0,929
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,015	0,056
	Clase 2	0,000	1,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,929	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,071	1,000
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,086	0,325
	Clase 2	1,000	0,750	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,250	1,000	0,067
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	0,933



Castell de Ferro					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,088	1,111
	Clase 2	1,000	1,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	1,000	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	1,000
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,028	0,092
	Clase 2	0,333	0,833	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,929	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	1,000
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,000	0,000
	Clase 2	0,000	0,250	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,500	0,923	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,077	1,000
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,196	0,608
	Clase 2	0,000	1,000	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	1,000	0,250
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	0,750

Almuñecar-Cerro Gordo					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	1,292	1,324
	Clase 2	0,250	0,762	0,125	0,000
	Clase 3	0,000	0,214	0,825	1,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,050	0,000
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,313	0,281
	Clase 2	0,264	0,563	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,375	0,977	1,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,023	0,000
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,016	0,025
	Clase 2	0,091	0,483	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,980	0,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,020	0,000
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,293	0,639
	Clase 2	0,000	0,875	0,000	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	1,000	1,000
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	0,000





Rumex rupestris Le Gall

POLYGONACEAE
EN B2 ab(iii,v); E

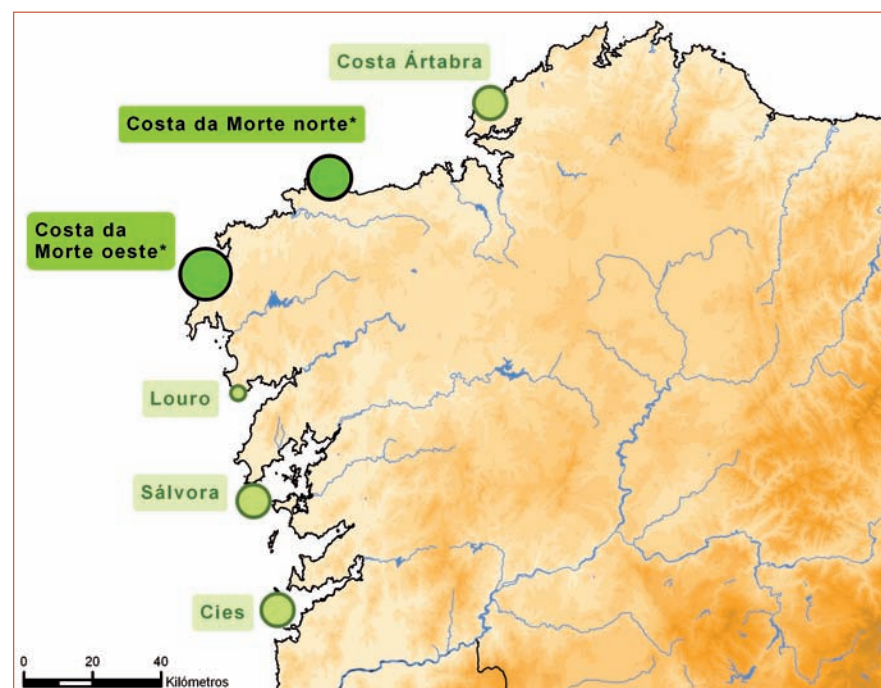
Presente en las costas occidentales de Francia y Gran Bretaña, así como en Galicia, donde aparece en núcleos de pequeño tamaño que en conjunto funcionan como metapoblaciones. Los núcleos son más abundantes en la población de Costa da Morte oeste (A Coruña). Las restantes son de menor entidad y constituyen las poblaciones de Costa Ártabra, Costa da Morte norte y Sálvora, en A Coruña, y Cies en Pontevedra. Parece haber desaparecido de Ons y Nigrán (Pontevedra) durante esta década. Hemicriptófito hermafrodita, presenta reproducción vegetativa por rizomas. Frutos con buena flotabilidad. Crece en acantilados con agua rezumante y sobre arenas con aporte de agua dulce.



Rumex rupestris (Foto: R.Carbajal).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han monitorizado cinco parcelas representativas de los tres hábitats en los que aparece la especie: cantiles costeros con agua rezumante (Arnela y Rostro), tramos finales de arroyos que discurren entre dunas (Pedrosa y Neminha) y playas de cantos rodados con rocas (Sisargas). Las parcelas fueron severamente afectadas por la marea negra del petrolero "Prestige" y por labores agresivas de retirada de hidrocarburos (invierno 2002-2003). Son también factores de amenaza la afluencia de visitantes veraniegos y los cambios en el flujo de las vías de agua interdunares, posiblemente relacionados con variaciones recientes en la distribución de los vientos dominantes en la costa gallega. Sin embargo, la especie ha manifestado una cierta capacidad de recuperación, al tiempo que comienza a colonizar zonas ahora propicias aunque algo alejadas de los núcleos originales.



Población	Individuos (año 2001)
Costa Ártabra	39
Costa da Morte norte*	76
Costa da Morte oeste*	1138
Sálvora	45
Cies	16

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Costa da Morte	569	355	313	218	171	251



Matriz de transición media

Costa da Morte				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,095	0,179
Clase 2	0,163	0,338	0,182	0,197
Clase 3	0,083	0,182	0,450	0,296
Clase 4	0,004	0,127	0,156	0,333

Matriz de elasticidad media

Costa da Morte				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,012	0,012
Clase 2	0,013	0,110	0,072	0,038
Clase 3	0,010	0,070	0,282	0,107
Clase 4	0,001	0,053	0,104	0,116

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de los individuos se estimó a partir de su altura y se contabilizó el número de flores por planta. Se ha encontrado una relación significativa entre el tamaño y el número de flores por lo que la clase reproductiva se subdivide en dos, en función de la altura. También se detectó la presencia de plántulas.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

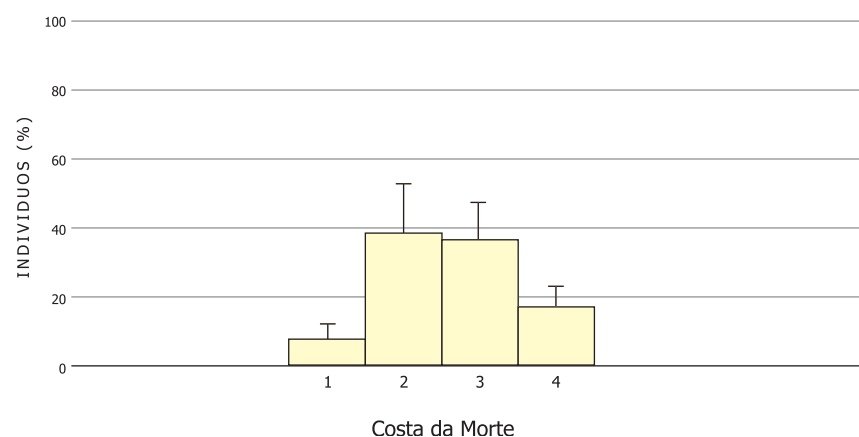
Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Altura <63 cm

Clase 4: Reproductor 2. Altura ≥63 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La esperanza de vida al nacer de los individuos es de cuatro años, presentando una supervivencia media relativamente baja. Los valores de la tasa finita de crecimiento muestran un declive acusado con ligeras variaciones interanuales.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Costa da Morte	0,694	0,765	0,812	0,743	0,930	0,785



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las poblaciones estudiadas muestran un declive acusado, como se observa tanto en el valor medio como en los valores anuales de la tasa finita de crecimiento (λ) a lo largo del periodo estudiado. En la población dominan los individuos vegetativos y reproductivos de pequeño tamaño. En general la supervivencia de todos los individuos es inferior al 85%, siendo mucho más baja la de las plántulas. Los valores de elasticidad medios muestran la importancia de la supervivencia de los individuos vegetativos y reproductivos sobre la viabilidad poblacional.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 90%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 1%, 60% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio E a la categoría “En Peligro” que ya tenía asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Es importante continuar el seguimiento de la especie desde una perspectiva metapoblacional. Teniendo en cuenta la flotabilidad de los frutos y las buenas tasas de germinación de las semillas tras su permanencia en agua salada, sería interesante averiguar si existe un flujo génico direccional, con poblaciones que actúan como fuente para otras. Dado que se trata de una especie de primera línea de costa y en cierta medida dependiente del régimen de vientos y lluvias, se debería prestar atención a la influencia que el cambio climático global pueda tener sobre sus poblaciones.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Costa da Morte		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	90%	-	-
E	Probabilidad de extinción	1%	60%	100%



Parcela de seguimiento en Arnella, Fisterra (A Coruña)
(Foto: R. Carbajal).

AUTORES

M. SERRANO, R. CARBAJAL, S. ORTIZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

Pinilla		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,023	0,070
	Clase 2	0,264	0,316	0,168	0,136
	Clase 3	0,019	0,169	0,483	0,258
	Clase 4	0,000	0,101	0,084	0,318
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,136	0,273
	Clase 2	0,000	0,333	0,206	0,063
	Clase 3	0,000	0,119	0,324	0,438
	Clase 4	0,000	0,095	0,324	0,313
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,060	0,105
	Clase 2	0,109	0,179	0,074	0,071
	Clase 3	0,065	0,231	0,546	0,500
	Clase 4	0,022	0,197	0,185	0,286
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,055	0,095
	Clase 2	0,111	0,436	0,184	0,125
	Clase 3	0,000	0,179	0,500	0,179
	Clase 4	0,000	0,051	0,096	0,464
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,200	0,353
	Clase 2	0,333	0,426	0,276	0,590
	Clase 3	0,333	0,213	0,395	0,103
	Clase 4	0,000	0,191	0,092	0,282



Vella pseudocytisus subsp. *pau* Gómez Campo

CRUCIFERAE

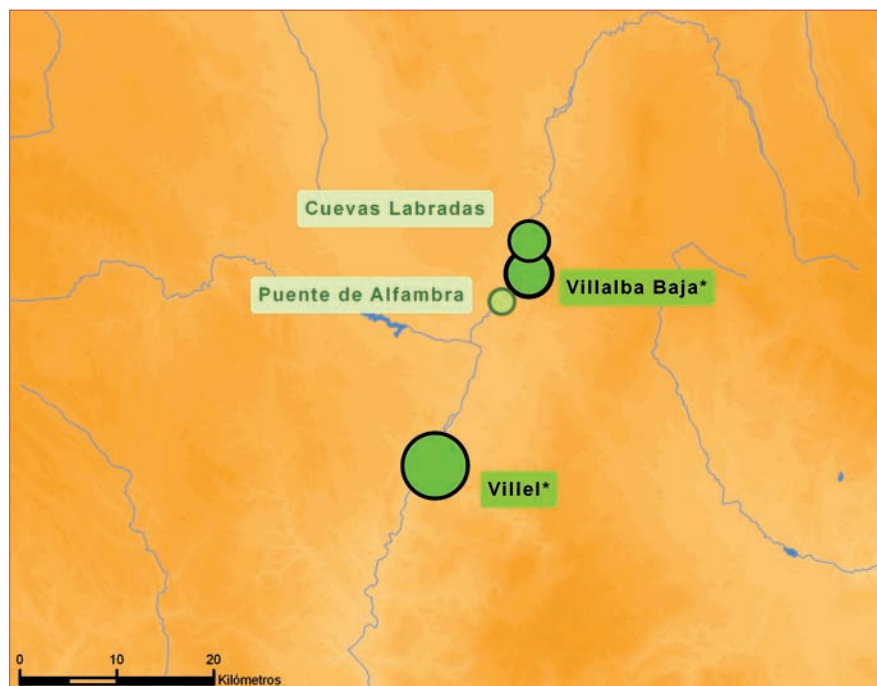
EN *B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iv,v)*

Planta endémica de la paramera ibérica. En la actualidad existen dos poblaciones naturales conocidas en las proximidades de la ciudad de Teruel, más un pequeño grupo relativamente aislado entre ambas. Se conocen citas antiguas de Tramacastilla (Teruel) y de núcleos zaragozanos en la Sierra de Vicort y en Calatayud. En esta última localidad existe desde 2007 una población reintroducida.

Arbusto de entre (10) 30-120 (200) cm de altura, hermafrodita. Forma parte de una comunidad arbustiva abierta de gipsófilas, presumiblemente más extendida en el pasado. Actualmente, los asentamientos urbanos, la agricultura y las vías de comunicación restringen su aparición sobre todo a laderas y cerros aislados. Vive también cobijada en algunos barrancos de materiales evaporíticos terciarios fácilmente erosionables, donde adopta un comportamiento subrupícola. Finalmente, y a partir de estos hábitats, es capaz de colonizar con una densidad elevada ambientes artificiales (lindes de cultivo, bordes de pistas y carreteras secundarias). Cabe mencionar que los ejemplares más viejos datados alcanzan los 47 años de edad. El crecimiento clonal mediante rizomas es importante en la colonización de taludes y paredes de barrancos.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han marcado ejemplares en las dos poblaciones extremas conocidas. Una (Villalba Baja y Cuevas Labradas) cuenta con unos 2000 ejemplares desarrollados y en la otra (Vilhel) se estima que existan en torno a 100000. Al comienzo del seguimiento se marcaron 222 ejemplares en Villalba Baja (sobre todo en repisas y paredes de barranco) y 300 en Vilhel (sobre laderas y márgenes de tierras de cultivo abandonadas).



EN

Arnachilla, cebollada, crujiente



Individuo en clase 3 de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (Foto: F. Domínguez).

Población	Individuos (año 2001)
Cuevas Labradas	348
Villalba Baja*	1281
Puente de Alfambra	18
Vilhel*	105.000

* Poblaciones estudiadas

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Villalba Baja	222	209	225	221	210	216
Vilhel	300	310	325	319	266	278



Matriz de transición media

Villalba Baja				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,634	0,110	0,095	0,455
Clase 2	0,251	0,599	0,098	0,000
Clase 3	0,013	0,256	0,669	0,276
Clase 4	0,000	0,016	0,187	0,576

Vilhel				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,734	0,135	0,088	0,312
Clase 2	0,110	0,694	0,083	0,008
Clase 3	0,007	0,176	0,832	0,177
Clase 4	0,000	0,000	0,066	0,815

Matriz de elasticidad media

Villalba Baja				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,104	0,016	0,015	0,043
Clase 2	0,071	0,154	0,030	0,000
Clase 3	0,003	0,080	0,288	0,016
Clase 4	0,000	0,005	0,054	0,120

Vilhel				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,146	0,012	0,010	0,016
Clase 2	0,033	0,151	0,021	0,001
Clase 3	0,005	0,043	0,319	0,014
Clase 4	0,000	0,000	0,031	0,199

ANÁLISIS

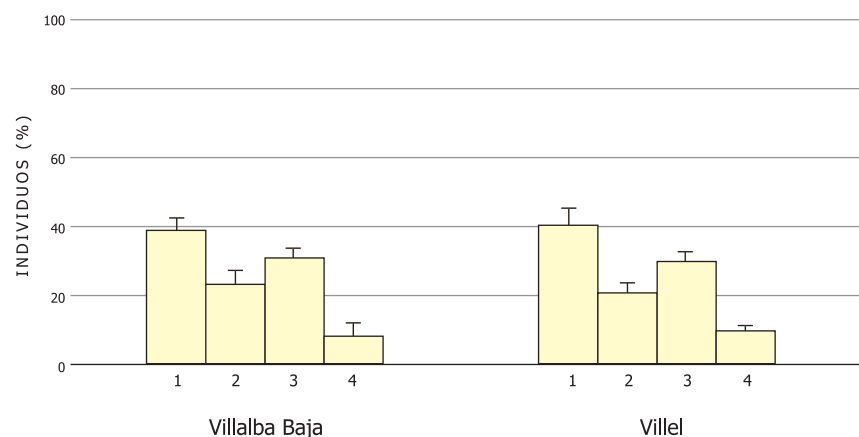
Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado mediante el volumen, que se ha calculado considerando la altura, el diámetro mayor y el menor de cada planta. Se ha estimado la producción total de frutos por planta mediante el conteo de las ramas floríferas por individuo, la estimación del número de flores por racimo y finalmente de la tasa de fructificación. Se ha encontrado una relación lineal entre el volumen, la supervivencia y la producción de frutos, por lo que se obtienen cuatro clases de tamaño en función del volumen. Todos los individuos son reproductivos, aunque los individuos subjuveniles lo son en muy baja proporción. Los nuevos nacimientos se han incorporado directamente a la clase de subjuveniles.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Subjuveniles. Volumen $\leq 10 \text{ dm}^3$
- Clase 2: Juveniles. Volumen $10\text{-}50 \text{ dm}^3$
- Clase 3: Adultos 1. Volumen $50\text{-}500 \text{ dm}^3$
- Clase 4: Adultos 2. Volumen $>500 \text{ dm}^3$

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

Ambas poblaciones presentan supervivencias medias relativamente elevadas y una tendencia demográfica estable, a pesar de algunos declives en determinados periodos. La esperanza de vida al nacer es de 14 años en Villalba Baja y de 38 años en Vilhel.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Villalba Baja	0,986	1,022	0,970	1,004	1,040	1,004
Vilhel	1,048	1,046	0,946	0,921	1,094	1,009



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Ambas poblaciones presentan una estructura semejante, con una mayor abundancia de los individuos más jóvenes. La supervivencia de todos los individuos es muy elevada, lo que favorece una vida media relativamente alta. Las diferencias en esperanza de vida entre poblaciones pueden deberse a que los individuos juveniles de Villalba Baja presentan una supervivencia ligeramente menor; en cualquier caso, ambas localidades muestran una tendencia poblacional estable, tanto en los valores medios de la tasa finita de crecimiento (λ) como en el patrón observado a lo largo del periodo estudiado, con sólo algunos declives suaves en periodos determinados.

En ambas poblaciones los valores medios de elasticidad más elevados corresponden a la supervivencia de los “Adultos 1”, aunque la supervivencia de todas las clases de individuos es crucial para el mantenimiento de la viabilidad poblacional.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Villalba Baja:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10 años es menor del 4%, y del 33% para el intervalo de 20 años. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Villel:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 14% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

A la vista de los resultados, ambas poblaciones no parecen presentar serios problemas de viabilidad demográfica, pero es importante prestar atención a posibles declives que puedan venir ocasionados por el efecto de las actividades humanas. Éstas pueden venir de modificaciones de uso condicionadas por las políticas agrarias, o motivadas a medio plazo por efectos de cambio climático. Sería interesante evaluar en qué medida el crecimiento clonal puede ayudar también a favorecer la persistencia de las poblaciones.

También desde una óptica de gestión demográfica conviene llamar la atención sobre la demografía “lenta” de estas poblaciones. La estabilidad en los valores de λ o los valores bajos de elasticidad pueden llevar a que las respuestas a las medidas de gestión, tanto si son negativas como si son positivas, no se produzcan de forma inmediata.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Villalba Baja				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	3,8%	33%	100%

Villel				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	14%



Medición del tamaño de las arnachillas en la parcela de Villalba Baja (Foto: J.C. Moreno).

AUTORES

F. DOMÍNGUEZ, M. BENITO, H. SAINZ, J.C. MORENO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

P. Pulido, R. Sánchez, A. González y G. Sanz (Diputación General de Aragón).



ANEJOS

Matrices de transición

Villalba Baja					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,782	0,067	0,020	0,066
	Clase 2	0,023	0,766	0,094	0,000
	Clase 3	0,011	0,149	0,844	0,167
	Clase 4	0,000	0,000	0,063	0,833
2002-03	Clase 1	0,811	0,206	0,086	0,589
	Clase 2	0,135	0,600	0,152	0,000
	Clase 3	0,000	0,200	0,788	0,208
	Clase 4	0,000	0,000	0,045	0,792
2003-04	Clase 1	0,629	0,046	0,082	0,336
	Clase 2	0,213	0,750	0,182	0,000
	Clase 3	0,000	0,125	0,818	0,864
	Clase 4	0,000	0,000	0,000	0,136
2004-05	Clase 1	0,183	0,093	0,159	0,694
	Clase 2	0,761	0,338	0,013	0,000
	Clase 3	0,056	0,515	0,114	0,000
	Clase 4	0,000	0,059	0,696	0,333
2005-06	Clase 1	0,763	0,137	0,129	0,592
	Clase 2	0,125	0,542	0,050	0,000
	Clase 3	0,000	0,292	0,783	0,143
	Clase 4	0,000	0,021	0,133	0,786

Vilhel					
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,750	0,067	0,083	0,375
	Clase 2	0,178	0,561	0,065	0,000
	Clase 3	0,022	0,351	0,909	0,226
	Clase 4	0,000	0,000	0,026	0,774
2002-03	Clase 1	0,880	0,184	0,107	0,377
	Clase 2	0,057	0,738	0,040	0,000
	Clase 3	0,008	0,098	0,820	0,038
	Clase 4	0,000	0,000	0,140	0,962
2003-04	Clase 1	0,843	0,185	0,055	0,144
	Clase 2	0,043	0,786	0,133	0,000
	Clase 3	0,007	0,036	0,822	0,385
	Clase 4	0,000	0,000	0,022	0,615
2004-05	Clase 1	0,548	0,154	0,075	0,131
	Clase 2	0,014	0,774	0,130	0,038
	Clase 3	0,000	0,081	0,793	0,154
	Clase 4	0,000	0,000	0,033	0,808
2005-06	Clase 1	0,647	0,084	0,121	0,533
	Clase 2	0,260	0,609	0,049	0,000
	Clase 3	0,000	0,313	0,817	0,083
	Clase 4	0,000	0,000	0,110	0,917



Vella pseudocytisus L. subsp. *pseudocytisus*

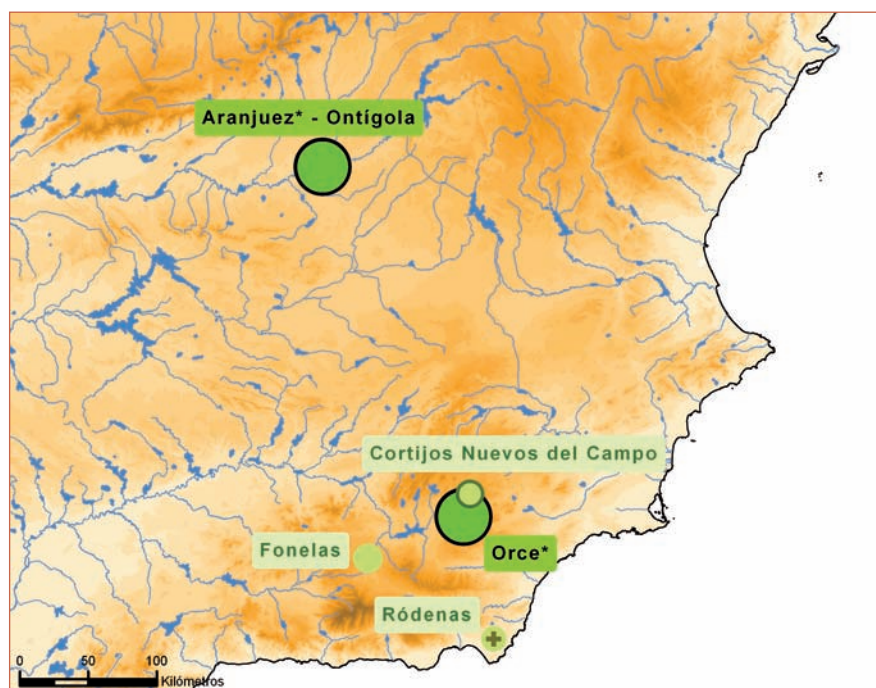
CRUCIFERAE

EN B2 ab(ii,iii)

Nanofanerófito hermafrodita, que forma parte de comunidades abiertas de matorral sobre suelos yesíferos, con frecuencia también en taludes y lindes de cultivos nitrificados. Endemismo ibérico de área disyunta entre las cuencas del Tajo, en la frontera de Madrid con Toledo, y la del Guadiana Menor, en los términos de Orce (Granada) y María (Almería). Las poblaciones andaluzas constituyen probablemente una subespecie diferente, habiéndose reconocido como *Vella pseudocytisus* subsp. *evadens* Hdez.-Bermejo, Vivero (ined.). Este nuevo taxón se diferenciaría de la subsp. *pseudocytisus* por su carácter diploide, menor porte y mayor variabilidad en casi todos sus caracteres y valores morfométricos. Recientemente se ha encontrado una población nueva en el término municipal de Fonelas (Hoya de Guadix) mientras habría desaparecido la de la provincia de Almería (Ródenas), de cuyas citas pretéritas no ha vuelto a tenerse noticia.

POBLACIONES ESTUDIADAS

La población del Tajo es la más extensa y nutrida, aunque se halla fragmentada por las explotaciones agrícolas. Se comenzó estudiando una población en la Finca de Sotomayor (Aranjuez), sobre una ladera de yesos con suelos poco desarrollados en orientación NE, y representativa de la fisonomía de los matorrales y de los usos que se dan mayoritariamente en el territorio. Al año siguiente, con el descubrimiento de nuevas manchas que ampliaban su censo y área de ocupación, se instaló una segunda parcela sobre antiguos terrenos de labor, en contacto con formaciones de atocha (*Stipa tenacissima*) en expansión. La población granadina de Orce cuenta con un número importante de efectivos como en el caso anterior, aunque algo menor, y su parcela de seguimiento se



EN

Pítano, falso piorno, buje



Individuo en flor de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* (Foto: J.C. Moreno).

Población	Individuos (año 2001)
Aranjuez (M)* - Ontígola (To)	50.000
Orce (Gr) *	40.500
Cortijos Nuevos del Campo (Gr)	60
Fonelas (Gr)	-
Ródenas (Al)	Probablemente extinta

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aranjuez	299	505	493	454	451	381
Orce	-	194	193	181	171	166



Matriz de transición media

Aranjuez			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,716	0,346	0,203
Clase 2	0,150	0,566	0,081
Clase 3	0,045	0,050	0,695

Orce			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,773	0,022	0,094
Clase 2	0,117	0,962	0,250
Clase 3	0,000	0,002	0,000

considera representativa de todo el conjunto. En ésta se marcaron inicialmente algo menos de 200 individuos en el segundo año de seguimiento del proyecto AFA. No se ha establecido una parcela de seguimiento en la población guadi-cense recientemente descubierta. Los individuos adultos, pueden no florecer o pese a dar flores no conseguir cuajar frutos en años secos, y no es infrecuente que se marchiten todas sus hojas, dándoseles entonces por ejemplares secos que sin embargo reviven al año siguiente.

ANÁLISIS

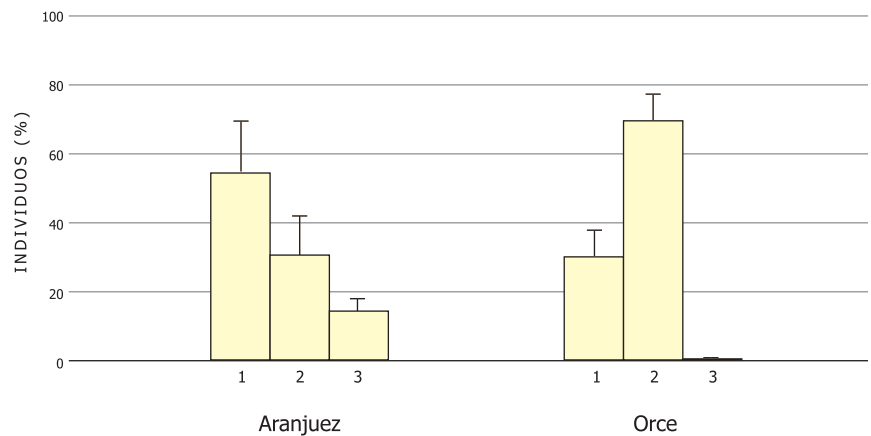
Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado midiendo su altura, y se ha contabilizado el número de flores y número de frutos por planta. El reclutamiento debe ser esporádico, pues la cohorte de plántulas que emerge cada otoño no sobrevive tras el siguiente verano salvo por alguna excepción, a tenor de los datos recogidos en parcelas al efecto durante un año. Se ha ensayado su germinación en vivero con alto porcentaje de éxito. Existe cierto crecimiento clonal cuando los individuos adultos quedan descalzados.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Vegetativo
- Clase 2: Reproductor 1. Altura ≤70 cm
- Clase 3: Reproductor 2. Altura >70 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Matriz de elasticidad media

Aranjuez			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,472	0,055	0,021
Clase 2	0,057	0,193	0,014
Clase 3	0,018	0,016	0,154

Orce			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,019	0,005	0,000
Clase 2	0,005	0,967	0,002
Clase 3	0,000	0,002	0,000



Individuo en parcela de seguimiento en la población de Orce (Foto: J. Prados).

Parámetros demográficos

Ambas poblaciones presentan declives demográficos similares, a pesar de las diferencias en relación a la estructura poblacional y supervivencia de las plantas. La esperanza de vida al nacer es de 16 años en Aranjuez y de 27 en la población de Orce.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Aranjuez	0,953	0,979	0,925	0,967	0,877	0,940
Orce	-	1,022	0,944	0,967	0,945	0,969



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Ambas poblaciones difieren en cuanto a su estructura poblacional. Mientras que en Aranjuez dominan los individuos vegetativos, en la población granadina son más abundantes los reproductivos. Por otra parte, en la población de Orce los reproductivos de mayor tamaño son prácticamente inexistentes. Esto puede estar influido por la diferente naturaleza taxonómica que afecta al porte de las plantas (menores en Granada). La menor supervivencia de los individuos juveniles hace que la vida media de las plantas sea inferior en Aranjuez, donde se suman como factores negativos además de las consecuencias de la baja pluviosidad, la sustitución por espartales y el pisoteo asociado al tránsito de vehículos, verificados incluso en las propias parcelas.

A pesar de las diferencias en tamaño, las tendencias poblacionales son similares en ambas localidades. Las dos poblaciones se encuentran en declive y siguen una tendencia similar a lo largo de los años. Los valores medios de elasticidad destacan la importancia de la supervivencia de la clase más abundante de la población, en cada caso, para el mantenimiento de la viabilidad.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Aranjuez:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 38%. El criterio A3b le confiere la categoría "Vulnerable".
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría "Vulnerable".

Orce:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 22%. El criterio A3b le confiere la categoría "Vulnerable".
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son siempre del 0%. El criterio E le confiere la categoría "Casi amenazado".

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Teniendo en cuenta la probable diferenciación taxonómica de las poblaciones andaluzas conviene mantener seguimientos poblacionales independientes tanto para las poblaciones de las cuencas del Tajo como para las poblaciones granadinas. Sería interesante estudiar los factores que pueden estar ocasionando los bajos niveles de reclutamiento, y analizar con detalle si éstos pueden ser suficientes para mantener la persistencia de las poblaciones a más largo plazo. Las poblaciones estudiadas hasta ahora pueden responder de una manera muy distinta al impacto de cambios de uso en su hábitat dadas las diferencias de partida en cuanto a estructura poblacional.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Aranjuez				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	38%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0,3%	100%

Orce				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	22%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0%



Parcela de seguimiento de plántulas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* en la población de Aranjuez (Foto: J.C. Moreno).

AUTORES

J. PRADOS, F. HERRERA-MOLINA, J.E. HERNÁNDEZ BERMEJO, F. DOMÍNGUEZ, J.A. CALLEJA, H. SAINZ, J.C. MORENO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

M. Benito, E. del Valle, E. Burgos, L. Suárez, M.A. Díaz López y L. Gutiérrez Carretero.



ANEJOS

Matrices de transición

Aranjuez				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,927	0,616	0,280
	Clase 2	0,024	0,360	0,020
	Clase 3	0,000	0,016	0,700
2002-03	Clase 1	0,595	0,275	0,167
	Clase 2	0,304	0,605	0,065
	Clase 3	0,066	0,086	0,783
2003-04	Clase 1	0,709	0,177	0,111
	Clase 2	0,120	0,689	0,029
	Clase 3	0,043	0,084	0,824
2004-05	Clase 1	0,928	0,514	0,381
	Clase 2	0,022	0,453	0,086
	Clase 3	0,013	0,040	0,556
2005-06	Clase 1	0,423	0,150	0,074
	Clase 2	0,281	0,725	0,204
	Clase 3	0,104	0,025	0,611

Orce				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2002-03	Clase 1	0,811	0,056	0,374
	Clase 2	0,081	0,992	1,000
	Clase 3	0,000	0,008	0,000
2003-04	Clase 1	0,864	0,032	0,000
	Clase 2	0,000	0,944	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,000
2004-05	Clase 1	0,656	0,000	0,000
	Clase 2	0,148	0,967	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,000
2005-06	Clase 1	0,762	0,000	0,000
	Clase 2	0,238	0,945	0,000
	Clase 3	0,000	0,000	0,000



Androsace vitaliana (L.) Lapeyr. subsp. *aurelii* Luceño

PRIMULACEAE

VU A3b; D2

VU

Endemismo de la Sierra de Gredos. Caméfito hermafrodita que vive en crestos silíceos sobre litosuelos inestables y pedregosos del piso crioromediterráneo.

Androsace vitaliana subsp. *assoana* fue citada por Kress' incluyendo tres variedades de distribución disyunta por las montañas ibéricas (incluyendo el taxon gredense bajo el rango varietal: var. *centriberica*), que posteriormente fueron consideradas independientemente como subespecies². De esta manera las poblaciones del Sistema Central fueron asignadas a *Androsace vitaliana* subsp. *assoana* (Somosierra-Ayllón) y subsp. *aurelii* Luceño (Sierra de Gredos), siendo éste el taxón que fue objeto de estudio. El seguimiento se llevó a cabo durante el período 2001-2003. No obstante, el seguimiento posterior fue desestimado al ponerse en duda la validez taxonómica de esta subespecie.



Individuo de *Androsace vitaliana* subsp. *aurelii*
(Foto: P. Vargas).

POBLACIONES ESTUDIADAS

La estimación de la abundancia se realizó mediante el recuento de individuos en las dos subpoblaciones conocidas de la Sierra de Gredos, ambas situadas en la zona superior del mismo circo glacial, entre los 2.150-2.200 m. En la primera (110 m²), situada en el Portillo de la Covacha, se llevó a cabo un censo directo; mientras que en la segunda, situada en el Cerrojillo y compuesta por dos núcleos (3.500 y 700 m²), se llevó a cabo una estimación. En el recuento se consideró individuo a cada conjunto de rosetas convergentes a un eje principal con estructura pulvinular.

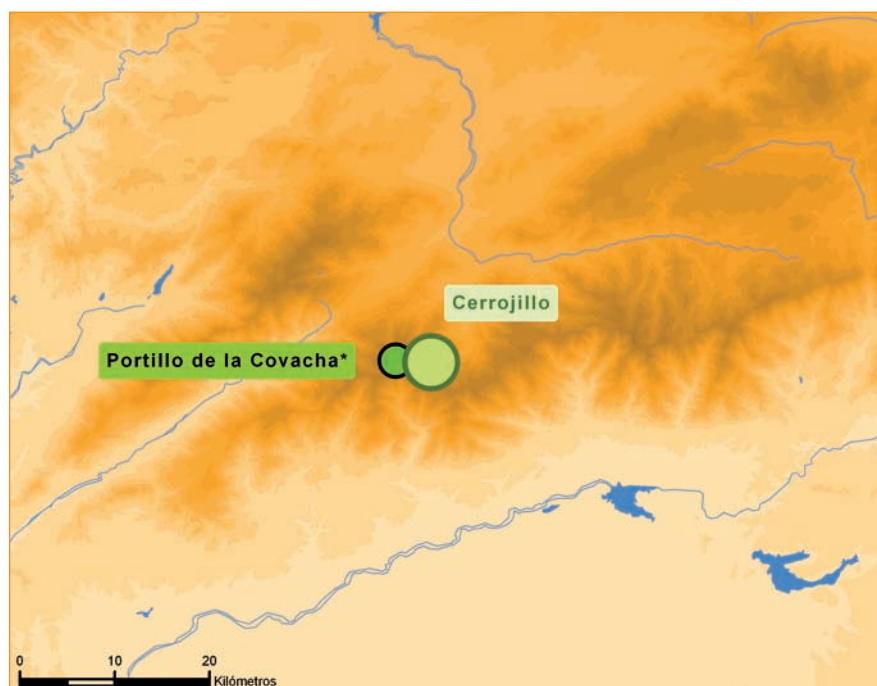
El seguimiento poblacional se llevó a cabo en la subpoblación del Portillo de la Covacha, marcándose inicialmente 100 individuos, que fueron muestreados entre los años 2001-2003.

Población: Sierra de Gredos	Individuos (año 2001)
Subpoblaciones:	
Portillo de la Covacha*	145
Cerrojillo	3125

Subpoblación estudiada*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003
Portillo de la Covacha	100	96	94



Matriz de transición media

Portillo de la Covacha			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,227	0,102	0,049
Clase 2	0,661	0,779	0,380
Clase 3	0,042	0,085	0,566

Matriz de elasticidad media

Portillo de la Covacha			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,027	0,068	0,008
Clase 2	0,073	0,552	0,056
Clase 3	0,003	0,061	0,153



Ejemplar adulto de la Sierra de Gredos descubierto por primera vez en el Sistema Central en 1983 (Foto: M. Luceño).

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir del diámetro máximo de la roseta. Se ha contabilizado la producción total de flores y frutos por planta durante el periodo reproductivo, y esta información se ha utilizado para estimar las tasas de fertilidad. Las plantas no presentan reproducción clonal. No se evaluó la existencia de un banco de semillas permanente del suelo. Tras una prospección sistemática no se han detectado plántulas. Existe una relación significativa entre el diámetro mínimo y el número de flores, lo que permite estructurar la población en tres clases, una de vegetativos y dos de reproductivos.

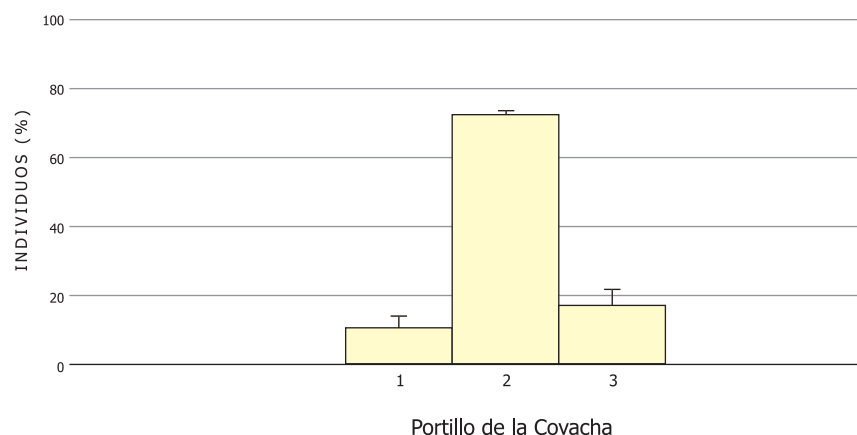
La población queda estructurada de la siguiente manera:

Clase 1: Vegetativo

Clase 2: Reproductor 1. Diámetro mínimo ≤ 9 cm

Clase 3: Reproductor 2. Diámetro mínimo >9 cm

Estructura poblacional (media \pm desviación estándar)



Parámetros demográficos

En la matriz de transición se observan unos valores de supervivencia similares para todas las clases. La tendencia poblacional media es decreciente y la esperanza de vida al nacer de ocho años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	Media
Portillo de la Covacha	0,960	0,961	0,961



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población estudiada presenta una tasa finita de crecimiento poblacional (λ) decreciente, con variaciones interanuales despreciables. Los valores de supervivencia son siempre inferiores al 95% para todas las clases, contribuyendo a una esperanza de vida al nacer relativamente corta. En la población dominan los individuos reproductivos de menor tamaño, haciendo que los valores medios de elasticidad más elevados se correspondan con las transiciones que implican la supervivencia de estos individuos.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 30%. El criterio A3b le confiere la categoría “Vulnerable”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y del 65% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

Debe aclararse el valor taxonómico de la subespecie para poder evaluar su verdadero grado de amenaza. En cualquier caso, hay que señalar que estas dos subpoblaciones se encuentran muy alejadas de las poblaciones más próximas de sus congéneres, lo cual debería ser suficiente para recomendar su seguimiento en detalle. Dado que las poblaciones están en un Parque Regional, el seguimiento debería pasar a formar parte de las actividades de sus gestores. Por otro lado, convendría estudiar también la situación de la subpoblación del Cerrojillo para poder evaluar conjuntamente la tendencia demográfica de subpoblaciones con muy diferente número de efectivos.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Portillo de la Covacha		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	30%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	65%



Ejemplar adulto y sistema de marcaje empleado consistente de una etiqueta de plástico con número en relieve sujeta con un clavo (Foto: P. Vargas).



Panorámica del hábitat de *Androsace vitaliana* subsp. *aurelii* (Foto: J. Martínez).

AUTORES

P. VARGAS, M.E. AMAT, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

J. Martínez, O. Fiz, B. García, M. Luceño y V. Valcárcel.

REFERENCIAS

- 1 KRESS, A. 1997. *Androsace* L. En: Castroviejo et al. (eds.): *Flora Iberica* 5: 38.
- 2 LUCEÑO, M. 1998. Una combinación y un nombre nuevos en *Androsace* (Primulaceae). *Anales Jard. Bot. Madrid* 56: 1.



ANEJOS

Matrices de transición

		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,167	0,063	0,029
	Clase 2	0,750	0,778	0,188
	Clase 3	0,083	0,111	0,750
2002-03	Clase 1	0,286	0,140	0,069
	Clase 2	0,571	0,779	0,571
	Clase 3	0,000	0,059	0,381



Aster pyrenaicus Desf. ex DC.

ASTERACEAE

VU D2

Endemismo pirenaico-cantábrico con tres únicas poblaciones confirmadas en España, todas ellas situadas en el Parque Nacional Picos de Europa (localidades de Bulnes, valle del Duje y Tresviso). Hemicriptófito rizomatoso (yemas radicales a nivel de superficie), con flores hermafroditas y femeninas en un mismo capítulo (gino-monoico) y fecundación preferentemente alógama. Forma parte de pastizales vivaces de orlas forestales, sobre sustratos ricos en bases.

VU

Estrella de los Pirineos



Capítulos florales de *Aster pyrenaicus*
(Foto: B. Jiménez-Alfaro).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Al inicio del estudio AFA tan sólo se conocía una población, en la localidad de Bulnes, la cual estaba conformada por unos 2500 individuos. Dado el tipo de hábitat y el biotipo de la planta es necesario que los censos realizados deban considerarse como una aproximación al tamaño poblacional real. De las dos poblaciones recientemente descubiertas, una de ellas (valle del Duje) no supera los 600 individuos, mientras que la otra (Tresviso) posee un tamaño poblacional estimado similar a la población estudiada en este trabajo. Existe otra cita de *Aster pyrenaicus* en Poncebos, a tres kilómetros de la población del valle del Duje (Las-tra, 2002) que según todos los indicios se corresponde con un núcleo reducido de individuos, ya desaparecido.

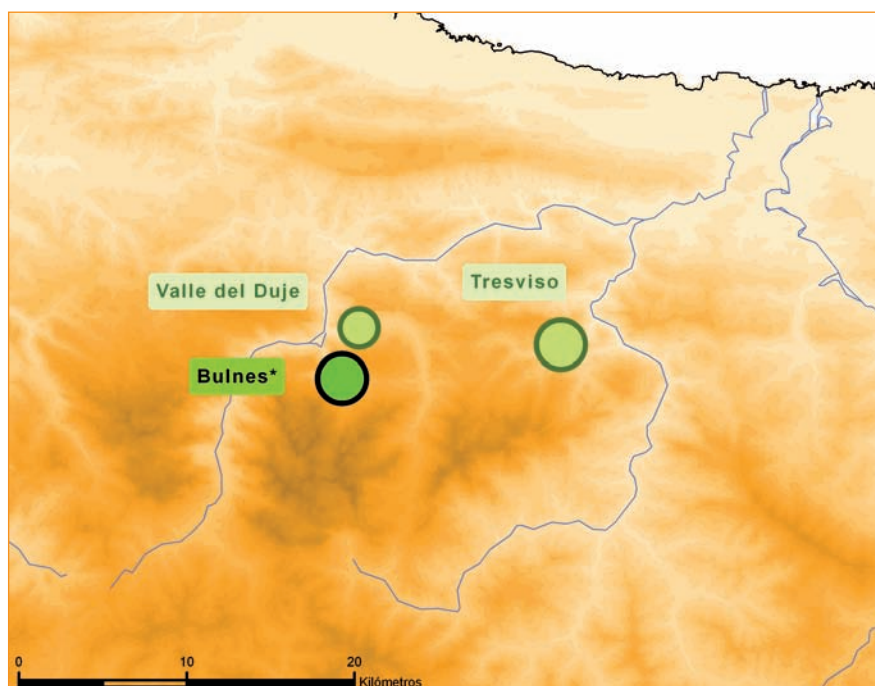
El seguimiento de la población de Bulnes se realizó sobre conjuntos de tallos considerados clones ("ramets") de un mismo individuo ("genets"), en dos parcelas de muestreo representativas. El número inicial de individuos marcados fue de 149, con 744 tallos contabilizados el primer año.

Población:	Individuos (año 2007)
Bulnes*	2500
Valle del Duje	< 600
Tresviso	1500 / 2.000

Poblacion estudiada*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Genets	149	166	174	164	180	177
Ramets	744	713	578	764	769	739



Matriz de transición media

Bulnes	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,141	0,070	0,111
Clase 2	0,510	0,742	0,307	0,406
Clase 3	0,299	0,204	0,705	0,489
Clase 4	0,025	0,010	0,071	0,335

ANÁLISIS

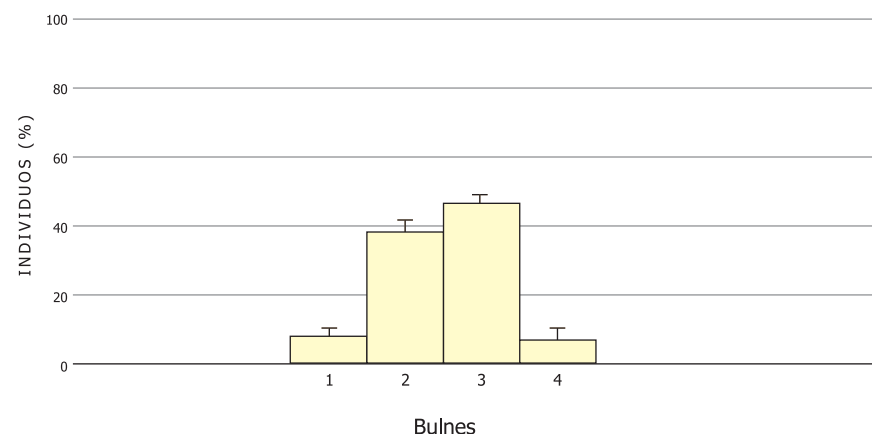
Estructura de clases

Las clases de edad se definieron utilizando el número de tallos (ramets) por individuo, debido a la imposibilidad de establecer diferencias por tamaño (desaparición estacional de la parte aérea) o número de flores (capítulos frecuentemente ramoneados por ganado). Se ha contabilizado el número total de tallos vegetativos y reproductores por individuo en el momento de la floración y la fructificación, además del número total de capítulos en flor y en fruto. El crecimiento clonal de la planta se reduce a los tallos emergentes del rizoma de cada individuo, no existiendo evidencias de reproducción asexual por dispersión de propágulos. Algunos individuos permanecen durmientes durante el período de crecimiento; se han definido como durmientes los individuos que permanecen sólo un año sin emerger, y como muertos los que no aparecen durante dos o más años, dado que sólo se han detectado seis posibles casos con dormición de dos años y esta eventualidad se considera poco probable. Esto quiere decir que si un individuo pasa más de dos años sin que sea detectado es considerado definitivamente muerto. En definitiva la población se ha estructurado en cuatro clases: una fase durmiente, otra de plántula o individuo joven (< 3 tallos) y otras dos fases de individuos desarrollados, diferenciadas en función del número total de tallos.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Durmiente
- Clase 2: Plántula o individuo joven: 1 ó 2 tallos
- Clase 3: De 3 a 10 tallos
- Clase 4: > 10 tallos

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La población presenta una tendencia estable, con valores de supervivencia en general elevados y una esperanza de vida al nacer de 62 años.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Bulnes	1,077	0,979	1,205	1,192	1,072	1,102

Matriz de elasticidad media

Bulnes	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,046	0,015	0,007
Clase 2	0,041	0,311	0,093	0,017
Clase 3	0,025	0,100	0,275	0,013
Clase 4	0,002	0,006	0,029	0,021



Hábitat general de *Aster pyrenaicus* en Bulnes; e individuo con un tallo reproductivo en su hábitat más frecuente (Fotos: B. Jiménez-Alfaro).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

La población estudiada muestra una tendencia estable apreciable, tanto directamente a partir de la evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento a lo largo de los años estudiados, como a partir de los valores de la tasa finita de crecimiento de la población (λ). Todos los valores de λ , excepto en una de las transiciones, fueron superiores a la unidad.

La esperanza de vida de los individuos calculada a partir de los datos demográficos es elevada, ligeramente superior a 62 años, lo cual estaría en concordancia con la naturaleza de la planta: un hemcriptófito rizomatoso.

Los valores más elevados de elasticidad se detectaron siempre en los elementos correspondientes a la estasis o mantenimiento de los individuos más jóvenes (clases 2 y 3) en sus mismas clases. Esto es lógico teniendo en cuenta que se trata de las clases con mayor número de individuos de la población. También fueron estos elementos los que mostraron una mayor variabilidad en los valores de elasticidad de un año a otro. Estos datos sugieren que la mayor o menor supervivencia de los individuos de las clases inferiores es el factor que más afecta a la tasa de crecimiento de la población.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son siempre del 0%. El criterio E le confiere la categoría “Casi amenazado”.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El seguimiento demográfico detallado muestra una población con una tendencia estable, favorecida por la supervivencia de los individuos, que es siempre del 100% (únicamente se ha detectado mortalidad de los individuos durmientes en una de las transiciones). En consecuencia, para la población de Bulnes no son necesarias medidas específicas y se debe tratar de mantener las condiciones ambientales reinantes en los últimos años. Sería interesante realizar el seguimiento demográfico de las otras poblaciones descubiertas recientemente para comprobar si siguen la misma tendencia, especialmente la de tamaño más pequeño porque allí las tendencias pueden ser diferentes.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Bulnes		10 años	20 años	100 años
Criterio UICN	Concepto			
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	0%



Capítulos fructificados sobre un tallo de *Aster pyrenaicus* en la población de Bulnes (Foto: B. Jiménez-Alfaro).

AUTORES

B. JIMÉNEZ-ALFARO, Á. BUENO SÁNCHEZ, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

J.A. Fernández Prieto, J.I. Alonso Felpete, J.M. Díez Díaz, L. de Soto Suárez, A. Mora, L. Fernández, M.Á. Rosado Gordón, E. Cires Rodríguez y S. González Robinson.

REFERENCIAS

LASTRA, J.J. (2002). Datos florísticos cantábricos. Bol. *Cienc. Nat. R.I.D.E.A.*, 48: 80.



ANEJOS

Matrices de transición

Bulnes		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,094	0,053	0,056
	Clase 2	0,538	0,797	0,288	0,451
	Clase 3	0,385	0,151	0,707	0,444
	Clase 4	0,077	0,000	0,067	0,389
2002-03	Clase 1	0,000	0,136	0,092	0,000
	Clase 2	0,091	0,704	0,202	0,228
	Clase 3	0,076	0,197	0,789	0,929
	Clase 4	0,000	0,000	0,013	0,071
2003-04	Clase 1	0,000	0,226	0,084	0,500
	Clase 2	0,643	0,730	0,222	0,653
	Clase 3	0,357	0,258	0,627	0,000
	Clase 4	0,000	0,032	0,169	0,500
2004-05	Clase 1	0,000	0,105	0,052	0,000
	Clase 2	0,476	0,795	0,545	0,283
	Clase 3	0,476	0,211	0,701	0,529
	Clase 4	0,048	0,018	0,039	0,353
2005-06	Clase 1	0,000	0,145	0,069	0,000
	Clase 2	0,800	0,683	0,280	0,414
	Clase 3	0,200	0,203	0,701	0,545
	Clase 4	0,000	0,000	0,069	0,364



Limonium geronense Erben

PLUMBAGINACEAE

VU A3b; B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i); E

Endemismo de la península del Cabo de Creus y zonas litorales del macizo de la Albera (Gerona, Alto Ampurdán). Cuenta con una docena de poblaciones, la mayoría de las cuales se localiza en la península del cabo de Creus y algunas están amenazadas por actividades antrópicas. Hemicriptófito, hermafrodita (con reproducción apomítica) que crece en zonas rocosas y taludes del litoral, por lo general en substrato silíceo.



Individuo de *Limonium geronense* en el litoral rocoso (Foto: L. Sáez).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Inicialmente se procedió a realizar el seguimiento demográfico de una población representativa localizada en la península del cabo de Creus (concretamente en el extremo oriental del cabo de Norfeu) debido a que en una zona fácilmente accesible existía un número de individuos notablemente alto para proceder al estudio (256 ejemplares en 2001, con cerca de un centenar de plantas más en zonas adyacentes no accesibles). Después de los tres primeros años de seguimiento incorporamos al estudio otra población de la misma zona que cuenta así mismo con un número alto de ejemplares. En ambos casos se trata de poblaciones que prácticamente no se encuentran expuestas a perturbaciones antrópicas, a diferencia de las poblaciones situadas en la zona de Cadaqués, y que cuentan con un número relativamente elevado de individuos a diferencia de otras poblaciones del Cabo de Creus (número de ejemplares más bajo o bien ejemplares muy dispersos, lo cual dificultaría el muestreo).



Población	Individuos reproductivos (año)
NE de Portbou	95 (2002)
Cala Serena	20 (2000)
Portaló	10 (2000)
c. Cala Bona	25 (2002)
Port Lligat-Cap Roig	128 (2002)
S'Oliguera	86 (2000)
Cadaqués - S'Arenella	587 (2006)
Vertiente N cabo de Norfeu*	1524 (2006)
Cabo de Norfeu*	338 (2006)
c. Punta de la Creu	423 (2004)
c. Punta de la Galera	492 (2004)
Playa de la Pelosa	15 (2000)

Subpoblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Cabo de Norfeu	254	266	277	223	218	223
Vertiente N Cabo de Norfeu	-	-	-	-	429	447



Matriz de transición media

Cabo de Norfeu				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,271	0,517
Clase 2	0,495	0,490	0,129	0,094
Clase 3	0,013	0,313	0,672	0,268
Clase 4	0,000	0,028	0,073	0,435

Vertiente N Cabo de Norfeu (2005-06)				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,159	0,303
Clase 2	0,547	0,716	0,102	0,000
Clase 3	0,019	0,224	0,779	0,333
Clase 4	0,019	0,000	0,106	0,500

Matriz de elasticidad media

Cabo de Norfeu				
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Clase 1	0,000	0,000	0,060	0,019
Clase 2	0,076	0,205	0,050	0,007
Clase 3	0,003	0,122	0,344	0,023
Clase 4	0,000	0,011	0,038	0,042

ANÁLISIS

Estructura de clases

El tamaño de las plantas se ha estimado a partir del diámetro de la roseta basal de hojas y de la altura del escapo. Para obtener una estimación del número de frutos, se ha considerado el número medio de flores desarrolladas por espiguilla y el número de espiguillas. Las plantas no presentan mecanismos de reproducción vegetativa, pero se trata de una especie apomíctica, con formación de semillas por agamosperimia, por lo que el número de flores desarrolladas viene a coincidir con el de frutos. Las condiciones del lugar en el que se localizan los individuos (substrato mayoritariamente rocoso o bien taludes más o menos terrosos pero con una pendiente muy pronunciada), no favorecen el desarrollo de un banco de semillas permanente.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

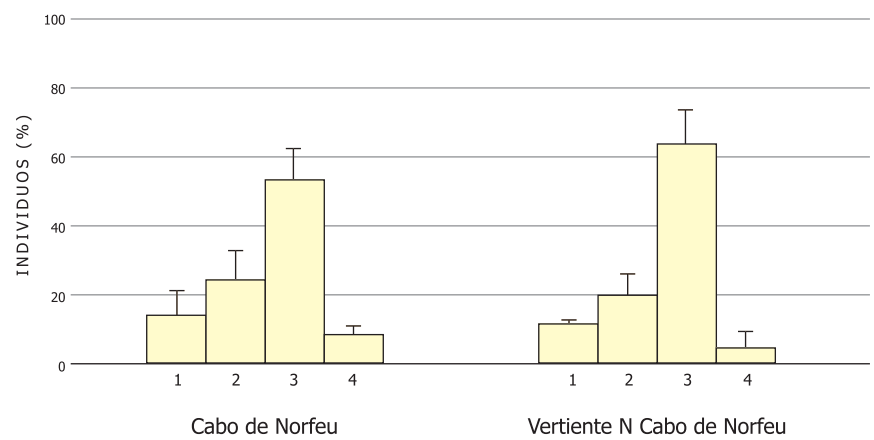
Clase 1: Plántula

Clase 2: Vegetativo

Clase 3: Reproductor 1. Altura del escapo ≤ 45 cm

Clase 4: Reproductor 2. Altura del escapo > 45 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

La supervivencia de los individuos es menor en el Cabo de Norfeu, con una esperanza de vida al nacer de seis años. En la población de la Vertiente N Cabo de Norfeu la esperanza de vida es de 18 años. Los valores de la tasa de crecimiento varían a lo largo de los años, presentando un valor medio que refleja una población en declive.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	Media
Cabo de Norfeu	0,967	0,976	0,831	0,929	1,056	0,949
Vertiente N Cabo de Norfeu	-	-	-	-	1,018	



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Ambas poblaciones presentan una estructura de tamaños muy similar, con dominancia de los individuos reproductivos de menor tamaño. A pesar de vivir en un hábitat rocoso, la emergencia de plántulas es abundante, con una supervivencia media del 50%. En general la supervivencia de todos los individuos es baja, y es menor en la población del Cabo de Norfeu, por lo que la vida media de las plantas es menor en esta zona.

Los valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) del Cabo de Norfeu muestran una población en declive. Las dos poblaciones estudiadas sólo son comparables en uno de los intervalos temporales, y coinciden con un valor de λ estable. Según la matriz de elasticidad media, la supervivencia de los vegetativos y reproductivos más pequeños es lo más importante para mantener la viabilidad poblacional. Resulta destacable la relativa poca importancia de los reproductivos más grandes.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 10%. El criterio A3b le confiere la categoría “Vulnerable”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 se encuentran por debajo de los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión de los subcriterios A3b y E en la categoría “Vulnerable” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

El seguimiento realizado cubre sólo una de las 10 poblaciones conocidas de la especie. Además de éste, debería continuarse también el estudio iniciado en la segunda población para obtener unos resultados comparables y tener una idea más detallada de la dinámica demográfica en el nivel de especie. Debe prestarse atención a las posibles causas de mortalidad de los individuos y sus repercusiones sobre el declive poblacional observado.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Cabo de Norfeu				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	10%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	13%	100%



Individuos reproductivos de *L. geronense* muertos (rosetas basales en una repisa pedregosa de la población del Cabo Norfeu). Los individuos de la población presentan competencia por *Salsola vermiculata* y *Crithmum maritimum* (Foto: L. Sáez).

AUTORES

L. SÁEZ, L.G. VALLE, M. SAINZ, C. ROQUET, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.



ANEJOS

Matrices de transición

		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2001-02	Clase 1	0,000	0,000	0,190	0,428
	Clase 2	0,333	0,837	0,091	0,000
	Clase 3	0,000	0,122	0,770	0,080
	Clase 4	0,000	0,000	0,067	0,680
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2002-03	Clase 1	0,000	0,000	0,202	0,374
	Clase 2	0,625	0,726	0,228	0,107
	Clase 3	0,025	0,161	0,713	0,357
	Clase 4	0,000	0,000	0,022	0,500
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2003-04	Clase 1	0,000	0,000	0,228	0,344
	Clase 2	0,480	0,074	0,127	0,278
	Clase 3	0,000	0,611	0,524	0,278
	Clase 4	0,000	0,009	0,087	0,222
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2004-05	Clase 1	0,000	0,000	0,447	0,856
	Clase 2	0,500	0,186	0,080	0,000
	Clase 3	0,038	0,419	0,659	0,375
	Clase 4	0,000	0,070	0,043	0,188
		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
2005-06	Clase 1	0,000	0,000	0,288	0,585
	Clase 2	0,536	0,625	0,119	0,083
	Clase 3	0,000	0,250	0,695	0,250
	Clase 4	0,000	0,063	0,144	0,583



Scrophularia valdesii Ortega Oliv. & Devesa

SCROPHULARIACEAE

VU B1ac(iv) + 2ac(iv); D1; E

Endemismo de Las Arribes del Duero, que se extiende desde la localidad zamorana de Castro de Alcañices, hasta la salmantina de Saucelle. Hasta el momento se conocen y se han confirmado en España un total de 11 pequeños núcleos poblacionales, siete salmantinos y los cuatro restantes zamoranos que agrupamos en siete poblaciones. Se conocen otras cuatro localidades en Portugal próximas a las poblaciones españolas. Caméfito hermafrodita de hasta un metro, que vive en fisuras de roquedos ácidos, especialmente graníticos, más raramente cuarcíticos.

VU

Escrofularia de Las Arribes



Detalle de un ejemplar de *Scrophularia valdesii* (Foto: F. Amich).

POBLACIONES ESTUDIADAS

Las poblaciones salmantinas cuentan con un número mayor de efectivos. Se seleccionaron tres de estas poblaciones, marcándose inicialmente 56 individuos en El Rostro (Corporario), 164 individuos en las riberas del río Uces (Pereña), y 53 individuos en la Presa de Saucelle (Saucelle). El seguimiento se realizó de 2001 a 2004.

Población	Individuos (Año 2005)
El Rostro (Sa)*	19
Presa de Saucelle (Sa)*	35
Río Uces (Sa)*	41
Hinojosa de Duero (Sa)	18
Aldeadávila de la Ribera (Sa)	10
Castro de Alcañices (Za)	5
Fornillos de Fermoselle (Za)	29
Poblaciones estudiadas*	



Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003	2004
El Rostro	56	28	55	44
Presa de Saucelle	53	43	41	31
Río Uces	164	33	89	59



ANÁLISIS

Estructura de clases

Las plantas son de naturaleza rizomatosa y la parte aérea no emerge en el mismo sitio todos los años o simplemente hay años en los que no se desarrolla la parte aérea y sí lo hace al año siguiente. Esto ha dificultado el marcaje y seguimiento de los individuos, por lo que el estudio demográfico se ha basado en censos poblacionales totales, sin distinción en clases de tamaño, realizados cada año en cada localidad. La producción media de frutos por planta es variable en las distintas poblaciones: El Rostro (14 frutos); Presa de Saucelle (47 frutos); Río Uces (15 frutos), y a su vez varía mucho interanualmente dentro de cada población.

Parámetros demográficos

Los valores medios de la tasa finita de crecimiento muestran tendencias decrecientes para las tres poblaciones, con grandes variaciones interanuales durante el periodo estudiado.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	2003/04	Media
El Rostro	0,500	1,964	0,800	0,923
Presa de Saucelle	0,811	0,953	0,756	0,836
Río Uces	0,201	2,697	0,663	0,711



Individuo de *Scrophularia valdesii* creciendo en su hábitat de paredones silíceos en exposiciones umbrías (Foto: S. Bernardos).



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

Las tres poblaciones estudiadas presentan una tendencia negativa, siendo mucho más acusada en la población del Río Uces. Estos resultados confirman datos de declive significativos observados en la población de Aldeadávila de la Ribera en periodos más largos (1992-2004)¹. Las variaciones interanuales en el número de individuos observados son muy grandes. Las tres poblaciones presentan los valores más elevados de la tasa finita de crecimiento (λ) en el mismo periodo (2002-03). Además, la evolución de las tasas presenta tendencias semejantes a lo largo de los años, sugiriendo que los incrementos o descensos en los tamaños poblacionales responden al efecto de condiciones ambientales semejantes a escala provincial.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

El Rostro:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 7%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 19%, 49% y 96%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Presa de Saucelle:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 67%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 14%, 73% y 100%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Río Uces:

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 65%. El criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 35%, 67% y 99%, respectivamente. El criterio E le confiere la categoría “En Peligro”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio E en la categoría “Vulnerable” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

La población de El Rostro se encuentra seriamente amenazada por el desarrollo de un proyecto de creación de una playa artificial a orillas del río Duero y la construcción de caminos y carreteras para comunicarla. Otras amenazas que se ciernen sobre las poblaciones estudiadas son la inestabilidad del hábitat y su antropización por encontrarse en las proximidades de embalses, caminos agrarios y carreteras. La viabilidad poblacional se ha evaluado sin tener en cuenta la supervivencia de los rizomas y por lo tanto la posibilidad de un estado subterráneo durmiente. Es muy probable que las tendencias poblacionales sean diferentes si se incluye en el análisis una clase de este tipo. Resulta fundamental estudiar esta posibilidad y evaluar la viabilidad demográfica a partir del seguimiento individualizado de las plantas para contrastar las tendencias poblacionales obtenidas en este estudio. No obstante, dadas las amenazas citadas y la vulnerabilidad de los hábitats resulta urgente la toma de medidas de conservación *ex situ*.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

El Rostro				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	7%	-	-
E	Probabilidad de extinción	19%	49%	96%

Presa de Saucelle				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	67%	-	-
E	Probabilidad de extinción	14%	73%	100%

Río Uces				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	65%	-	-
E	Probabilidad de extinción	35%	67%	99%

AUTORES

F. AMICH, S. BERNARDOS, J.M. IRIONDO Y M.J. ALBERT.

COLABORADORES

A. Amado y A. González-Talaván.

REFERENCIAS

- ¹ BERNARDOS, S., AMADO, A. Y AMICH, F. 2006. The narrow endemic *Scrophularia valdesii* Ortega-Olivencia & Devesa (Scrophulariaceae) in the Iberian Peninsula: an evaluation of its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 15:4027-4043.





***Verbascum fontqueri* Benedí & J.M. Montserrat**

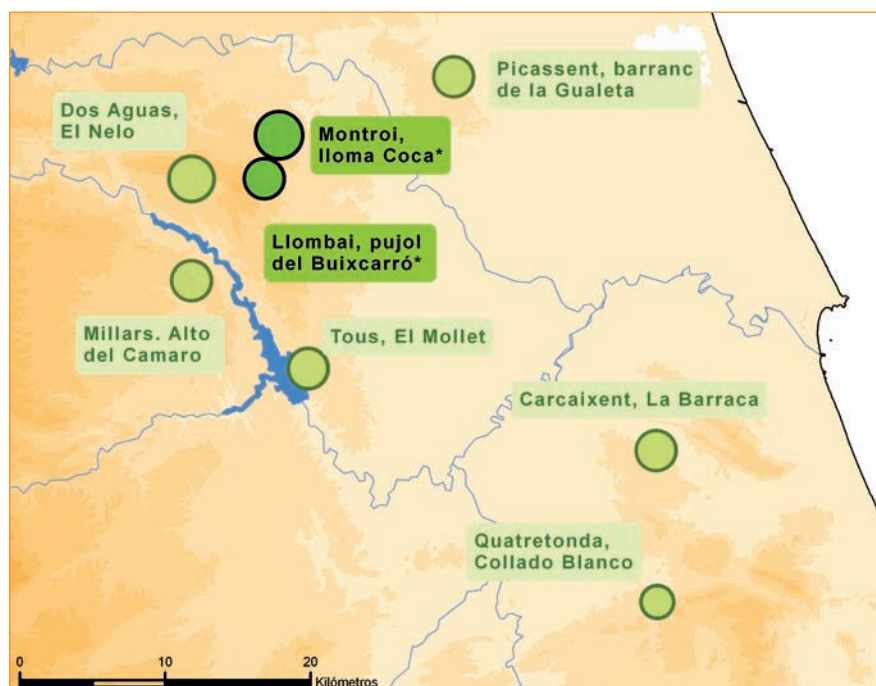
SCROPHULARIACEAE

VU *B1ac(iii,iv)+2ac(iii,iv); D2 ; E*

Endemismo iberolevantino de las montañas medias de las comarcas centrales de Valencia, vive en matorrales aclarados y soleados sobre sustratos calizos. Planta bienal perennante, sus poblaciones se están viendo desplazadas por la recuperación de las masas forestales.

POBLACIONES ESTUDIADAS

Se han estudiado tres de las ocho poblaciones conocidas para el taxón. La mayoría de las poblaciones queda dentro de LICs o microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana.



Detalle de la inflorescencia con el eje de la inflorescencia y los pedicelos glandulosos, más largos que el cáliz, y las flores de cuatro estambres (Foto: A. Navarro).

Población	Individuos (Año 2001)
Pujol del Buixcarró, Llombai*	223
Loma Coca, Real del Montroi*	1.533
Barranc de la Gualeta, Picassent*	363
La Barraca de Aigues Vives, Carcaixent	554
El Mollet, Tous	217
Collado Blanco, Quatretonda	87
Alto del Camaro, Millares	319
El Nelo, Dos Agua	516

Poblaciones estudiadas*

Evolución del número de individuos en las parcelas de seguimiento durante los años de estudio

	2001	2002	2003
Pujol del Buixcarró, Llombai	95	76	118
Loma Coca, Real del Montroi	106	86	97
Barranc de la Gualeta, Picassent	102	75	115



Matriz de transición media

Pujol del Buixcarró, Llombai			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	1,116	2,207
Clase 2	0,583	0,087	0,023
Clase 3	0,209	0,000	0,100

Loma Coca, Real del Montroi			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,763	1,465
Clase 2	0,541	0,050	0,027
Clase 3	0,286	0,000	0,079

Barranc de la Gualeta, Picassent			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,967	1,894
Clase 2	0,603	0,065	0,063
Clase 3	0,242	0,000	0,032

Matriz de elasticidad media

Pujol del Buixcarró, Llombai			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,279	0,199
Clase 2	0,275	0,024	0,004
Clase 3	0,202	0,000	0,017

Loma Coca, Real del Montroi			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,245	0,239
Clase 2	0,242	0,018	0,002
Clase 3	0,241	0,000	0,014

Barranc de la Gualeta, Picassent			
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Clase 1	0,000	0,286	0,200
Clase 2	0,283	0,022	0,003
Clase 3	0,203	0,000	0,003



Verbascum fontqueri vive en los claros de los matorrales termófilos del centro de la provincia de Valencia (Foto: A. Navarro).

ANÁLISIS

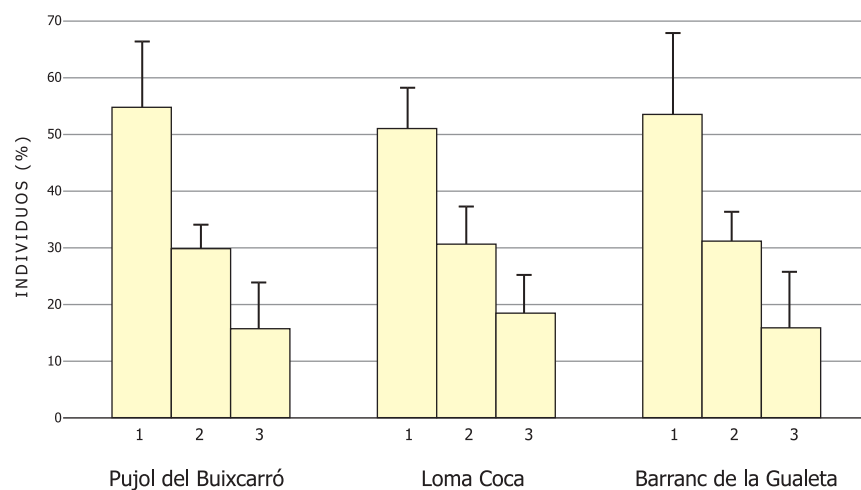
Estructura de clases

Se ha medido la altura de las plantas y el diámetro de la roseta, y se ha contabilizado el número total de flores por planta. Se ha encontrado una relación significativa entre la altura y el número de flores, por lo que se obtienen dos clases de adultos a partir de esta relación. No se han detectado plántulas.

La población queda estructurada de la siguiente manera:

- Clase 1: Vegetativo
- Clase 2: Reproductor 1. Altura <66 cm
- Clase 3: Reproductor 2. Altura ≥66 cm

Estructura poblacional (media ± desviación estándar)



Parámetros demográficos

Las tres poblaciones muestran un comportamiento muy similar, con baja supervivencia de los adultos debido al carácter bienal de las plantas. La esperanza de vida al nacer es de 1,4 años en los tres casos. Los valores medios de la tasa finita de crecimiento sólo muestran estabilidad en una de las poblaciones.

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)

	2001/02	2002/03	Media
Pujol del Buixcarró, Llombai	0,782	1,352	1,028
Loma Coca, Real del Montroi	0,846	1,013	0,926
Barranc de la Gualeta, Picassent	0,757	1,225	0,963



DIAGNÓSTICO

Valoración de las poblaciones estudiadas

El carácter bienal de las plantas queda reflejado en la baja o nula supervivencia de los individuos adultos. La mortalidad de los individuos vegetativos varía entre el 12% y el 25% entre años y poblaciones. La importancia de la supervivencia de los vegetativos sobre la estabilidad poblacional, así como la reproducción de los adultos, se observa también en las matrices medias de elasticidad. Las tres poblaciones presentan grandes oscilaciones interanuales en los valores de la tasa finita de crecimiento, y siguen el mismo patrón en los dos intervalos estudiados. Se observan tendencias medias en declive salvo en la población de Pujol del Buixarró, Llombai.

Aplicación de los criterios demográficos de la UICN a las poblaciones estudiadas

La aplicación de los parámetros obtenidos con este análisis a la determinación del grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 arroja los siguientes resultados:

Pujol del Buixarró, Llombai

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 62% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Loma Coca, Real del Montroi

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 10%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 100% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Barranc de la Gualeta, Picassent

- La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0%. El criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”.
- Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son inferiores a los límites establecidos, y es del 90% para el intervalo de 100 años. El criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Los resultados de este estudio han motivado la inclusión del subcriterio E en la categoría “Vulnerable” que tiene asignada la especie.

Propuestas de conservación desde una perspectiva poblacional

A pesar de las diferencias en los tamaños poblacionales, las tres poblaciones estudiadas muestran una tendencia demográfica muy similar. Sería interesante analizar la evolución de la abundancia de individuos en las otras poblaciones conocidas para confirmar que se trata de un comportamiento general para toda la especie. Dada su dependencia de ambientes preforestales alterados, debe continuarse el seguimiento de las poblaciones para detectar declives drásticos en los tamaños poblacionales debido al abandono de los cultivos y al avance del matorral.

Parámetros para la determinación del grado de amenaza según criterios de la UICN

Pujol del Buixarró, Llombai				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	1%	7%	62%

Loma Coca, Real del Montroi				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	10%	-	-
E	Probabilidad de extinción	1%	19%	100%

Barranc de la Gualeta, Picassent				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%	-	-
E	Probabilidad de extinción	0%	5%	90%



Hábito de la planta con las características rosetas basales de hojas glabras, brillantes, de borde ondulado, y la inflorescencia laxa, no ramificada (Foto: A. Navarro).

AUTORES

M.J. ALBERT, J.M. IRIONDO, E. CARRIÓ, R. HERREROS & J. GÜEMES.



ANEJOS

Matrices de transición

Pujol del Buixcarró, Llombai				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,552	1,127
	Clase 2	0,475	0,030	0,045
	Clase 3	0,275	0,000	0,045
2002-03	Clase 1	0,000	1,680	3,287
	Clase 2	0,690	0,143	0,000
	Clase 3	0,143	0,000	0,154

Loma Coca, Real del Montroi				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,539	1,127
	Clase 2	0,444	0,000	0,000
	Clase 3	0,422	0,000	0,000
2002-03	Clase 1	0,000	0,987	1,803
	Clase 2	0,638	0,100	0,053
	Clase 3	0,149	0,000	0,158

Barranc de la Gualeta, Picassent				
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
2001-02	Clase 1	0,000	0,462	0,904
	Clase 2	0,512	0,000	0,000
	Clase 3	0,372	0,000	0,000
2002-03	Clase 1	0,000	1,472	2,883
	Clase 2	0,694	0,130	0,125
	Clase 3	0,111	0,000	0,063



Capítulo IV

Análisis general de los resultados

Chapter IV
General analysis of results

Análisis general de los resultados

J.M. IRIONDO, M.J. ALBERT, A. ESCUDERO, L. GIMÉNEZ BENAVIDES Y
F. DOMÍNGUEZ LOZANO.

General analysis of results

INTRODUCCIÓN

Una de las fortalezas de este estudio es que más allá de los resultados obtenidos para cada uno de los táxones y poblaciones estudiados, cabe pensar que de la comparación y análisis en conjunto de todos estos estudios parciales podamos sacar información relevante sobre lo que está pasando a toda la flora amenazada y por extensión a toda la flora española ante el profundo cambio global que estamos experimentando. Evidentemente, lo que ocurre a una determinada población o especie es muy importante para la gestión de esta especie, pero lo realmente novedoso y con proyección global, dado que no se ha hecho antes, es lo que podemos derivar de un análisis de conjunto. No podemos dejar de indicar en este punto que este análisis es sólo preliminar y que del estudio y modelización de estos datos cabe esperar que obtengamos en poco tiempo información más detallada y conclusiones más firmes que las aquí presentadas. La realización de un análisis profundo sobre esta cuestión excede la finalidad de este libro y, por ello, en este capítulo, nos limitamos a realizar una primera incursión en el tema.

A la hora de hacer balance de los resultados obtenidos con todos los taxones estudiados resulta interesante conocer si, dentro de éstos, subyacen patrones que puedan trascender la mera evolución singular de cada población de cada taxón y permitan establecer algún tipo de generalización. A tal efecto hemos decidido utilizar únicamente la tasa finita de crecimiento de la población (parámetro λ) como variable de síntesis de la dinámica poblacional. Con toda probabilidad el análisis en detalle de las matrices de elasticidades y de otros parámetros estudiados aportará más información relevante.

Resulta indudable que en cada una de las poblaciones operan, en cada periodo de tiempo considerado, multitud de factores de ámbito local relacionados con el uso o las condiciones microclimáticas, que se superponen a otros de carácter más amplio e influyen de manera significativa sobre las tasas vitales (crecimiento, supervivencia, reproducción) de los individuos, y en consecuencia en la tasa de crecimiento poblacional. No obstante, con este análisis tratamos de ver si existen algunos condicionantes inherentes a la propia especie (biotipo, familia, categoría de amenaza UICN), a sus poblaciones (tamaño, área de ocupación) o al medio en el que se distribuye (región, hábitat) que, en cierta manera, modulen esta respuesta.

MÉTODOS

Se han utilizado los datos correspondientes a la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) correspondientes a cada transición y a la media geométrica del período de estudio, obteniendo igualmente valores promedio para cada transición.

Los efectos de los diferentes factores que potencialmente podrían influir sobre la población se han evaluado mediante modelos generales lineales (GLMs) (McCullagh & Nelder, 1989). La variable respuesta λ se ha normalizado en todos los casos elevándola al cuadrado. Dada la escasa potencia estadística de la muestra de datos, cuando se ha valorado el efecto de variables inherentes a la población o al medio, se ha considerado que las diferentes poblaciones constituyen medidas independientes de la variable respuesta sin tener en cuenta sus relaciones filogenéticas. Igualmente los predictores considerados han sido tratados como factores fijos.

INTRODUCTION

One of the strengths of this study is that the comparison and analysis of results not only for each taxon but for the whole group of taxa allow us to obtain relevant information on what is occurring to threatened Spanish flora and to all Spanish flora in general in the face of global change. What happens to a specific population or species is obviously very important for this species' management, but the novelty of this study is the information that can be derived from the analysis of the whole dataset. This is a preliminary analysis and the study and modelling of these data should provide more detailed information and more definite conclusions than those presented here. However, a more thorough analysis is beyond the scope of this book.

On examining the results of the studied taxa, the question arises as to the existence of underlying patterns that can transcend the evolution of each population and each taxon and allow some type of generalization. Thus, we decided to use the finite rate of increase (parameter λ) as the synthesis variable of population dynamics. The detailed analysis of elasticity matrices and other studied parameters may provide additional information.

There is no doubt that a multitude of factors in the local environment related to land use or to microclimate operate in each population and time period considered, and that these factors significantly influence vital rates (growth, survival, reproduction) and consequently population growth rates. However, in this study we analyse if there are some determining factors inherent to the species (biotype, family, IUCN threat category), its populations (size, area of occupancy) or its environment (region, habitat) which in some way model this response.

METHODS

Data corresponding to the finite rate of increase (λ) for each transition and the geometric mean of the study period were used, and mean values were obtained for each transition.

The effects of the different factors that could potentially influence the population were assessed using general linear models (GLMs) (McCullagh & Nelder, 1989). The response variable λ was normalized with square root transformations in all cases. Given the low statistical power of the data sample, when evaluating the effect of variables inherent to the population or the environment, the different populations were considered independent measures of the response variable without taking into account their phylogenetic relationships. Similarly, the considered predictors were treated as fixed factors.



Tabla 4.1. Valores de la tasa finita de crecimiento media (λ), coeficiente de variación y rango de variación de dicha tasa y porcentaje de valores de λ inferiores a 1 dentro del período 2001-2006 para cada una de las poblaciones de los taxones estudiados.Table 4.1. Mean finite rate of increase (λ), coefficient of variation, range of finite rate of increase values, and percentage of values less than one in the 2001-2006 period for each population of studied taxa.

Taxón	Población	λ (media geométrica)	CV	λ mín-máx	% $\lambda < 1$
<i>Adenocarpus gibbsianus</i>	Palos de la Frontera	0,823	0,17	0,623-0,94	100%
	Doñana	0,845	0,17	0,724-1	75%
	Hinojos	0,678	0,39	0,228-0,944	100%
<i>Anarrhinum fruticosum</i>	Crevillente	1,031	0,11	0,859-1,15	20%
<i>Androsace vitaliana</i> subsp. <i>aurelii</i>	Portillo de la Covacha	0,961	0,00	0,96-0,961	100%
<i>Antirrhinum lopesianum</i>	Corporario	0,896	0,19	0,748-1,087	67%
<i>Antirrhinum subbaeticum</i>	Benizar y Hondares	0,992	0,04	0,95-1,047	40%
	Bogarra, Potiche y Mundo	1,02	0,02	1-1,053	0%
<i>Arenaria bolosii</i>	Puig de Massanella	0,997	0,01	0,985-1,001	20%
<i>Armeria merinoi</i>	Melide	0,726	0,16	0,552-0,82	100%
	Toques	0,881	0,17	0,705-1,013	40%
<i>Aster pyrenaicus</i>	Bulnes	1,102	0,08	0,979-1,205	20%
<i>Astragalus tremolsianus</i>	Sierra de Gádor	1,018	0,06	0,964-1,097	60%
<i>Corallorhiza trifida</i>	Ordesa	0,913	0,05	0,887-1	80%
<i>Cheilolophus metlesicsii</i>	Barranco de Añavingo	0,928	0,09	0,818-1	60%
<i>Delphinium bolosii</i>	Ulldemolins	0,933	0,19	0,677-1,059	25%
	Rubió de Baix	0,8	0,32	0,549-1,174	75%
<i>Dorycnium spectabile</i>	Barranco del Agua	1,101	0,30	0,769-1,625	40%
	Barranco de los Cochinos	0,871	0,50	0,469-1,684	60%
<i>Echinopartum albigicum</i>	Ronda	1,927	0,21	1,256-2,27	0%
<i>Erodium paularense</i>	Pinilla	0,972	0,05	0,92-1,05	80%
	Cañamares	0,996	0,06	0,946-1,091	60%
<i>Euphorbia fontqueriana</i>	Puig de Massanella	0,969	0,01	0,963-0,978	100%
<i>Helianthemum polygonoides</i>	Cordovilla	0,937	0,12	0,786-1,109	80%
<i>Helianthemum teneriffae</i>	Ladera de Güimar	0,725	0,56	0,4-1,541	80%
<i>Jurinea fontqueri</i>	Sierra de Mágina	0,733	0,16	0,609-0,829	100%
<i>Kunkeliella subsucculenta</i>	Juan Centellas-Sto. Domingo	0,937	0,09	0,859-1,069	80%
<i>Laserpitium longiradium</i>	Sierra Nevada	0,921	0,08	0,866-1,034	80%
<i>Limonium erectum</i>	Pangia	0,887	0,16	0,723-1,076	80%
<i>Limonium geronense</i>	Cabo de Norfeu	0,949	0,08	0,831-1,056	80%
<i>Limonium malacitanum</i>	El Cantal	0,804	0,04	0,746-0,845	100%
<i>Linaria orbensis</i>	Orba	0,481	0,60	0,014-1,542	60%
	Parcent	0,422	1,40	0,016-5,25	60%
<i>Lotus arinagensis</i>	Arinaga	0,798	0,59	0,482-1,485	67%
	El Burrero	0,863	0,28	0,701-1,168	67%
<i>Oxytropis jabalambrensis</i>	Los Verdinales	0,928	0,50	0,418-1,713	25%
<i>Parolinia glabriuscula</i>	Caldera de Bandama	1,098	0,11	1-1,288	0%
<i>Pseudomisopates rivas-martinezii</i>	Covacha	0,805	0,15	0,67-0,964	100%
	Serrota	0,62	0,14	0,512-0,758	100%
<i>Rosmarinus tomentosus</i>	Guadalfeo	1,01	0,04	0,979-1,064	25%
	Castell de Ferro	1	0	1	0%
	Almuñécar-Cerro Gordo	1,039	0,03	0,98-1,059	25%
<i>Rumex rupestris</i>	Costa da Morte	0,785	0,11	0,694-0,93	100%
<i>Santolina melidensis</i>	Santiso-Palás	0,875	0,22	0,743-1,224	80%
<i>Scrophularia valdesii</i>	El Rostro	0,923	0,71	0,5-1,964	67%
	Presa de Saucelle	0,836	0,12	0,756-0,953	100%
	Río Uces	0,711	1,12	0,201-2,697	67%
<i>Thymus webbianus</i>	Benidorm	1	0	1	0%
	Calpe	0,989	0,01	0,979-1	50%
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pseudocytisus</i>	Aranjuez	0,94	0,04	0,877-0,979	100%
	Orce	0,969	0,04	0,944-1,022	75%
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pau</i>	Villalba Baja	1,004	0,03	0,97-1,04	40%
	Villel	1,009	0,07	0,921-1,094	40%
<i>Verbascum fontqueri</i>	P1 Llombai	1,030	0,37	0,785-1,352	50%
	P2 Real del Montroi	0,926	0,13	0,846-1,013	50%
	P3 Picassent	0,963	0,33	0,757-1,225	50%



RESULTADOS

Tendencias generales

La Tabla 4.1 muestra medidas de tendencia central y de estimadores de dispersión de la tasa finita de crecimiento de cada población estudiada dentro del periodo considerado. La media global de la tasa finita de crecimiento (media de las medias geométricas de cada población) es $\lambda = 0,916$. Esto indica que, por término medio, las poblaciones bajo estudio han experimentado una reducción anual de casi un 10% en su tamaño para el periodo 2001-2006. Otra forma de ver esta misma realidad es teniendo en cuenta que, por término medio, las poblaciones de los taxones estudiados tuvieron valores de λ inferiores a la unidad para todo el periodo estudiado en un 61% de los casos. Estos resultados confirman las estimaciones previas existentes en el sentido de que los taxones más amenazados de nuestra flora presentan un declive poblacional significativo.

Estocasticidad ambiental global y local

La tasa finita de crecimiento de las poblaciones varió a lo largo del tiempo fundamentalmente a consecuencia de la variación de factores macro y microambientales, de origen natural o antrópico. En la Figura 4.1 se puede apreciar cómo los valores medios de λ oscilaron de manera alternante por encima y por debajo de la unidad en el periodo 2001-2006, de manera que, en promedio, en tres transiciones los valores fueron inferiores a dicho valor y en dos transiciones superiores a la unidad. La transición más favorable fue la correspondiente a la temporada 2002-2003, en la que más del 50% de las poblaciones estudiadas presentaron valores de λ superiores a la unidad. Sin embargo, en el resto de temporadas este porcentaje se redujo considerablemente oscilando entre el 30 y el 39%. No podemos dejar de señalar en este punto que en el periodo estudiado se alcanzaron los valores medios más elevados de temperatura en nuestro país (años 2003 y 2005).

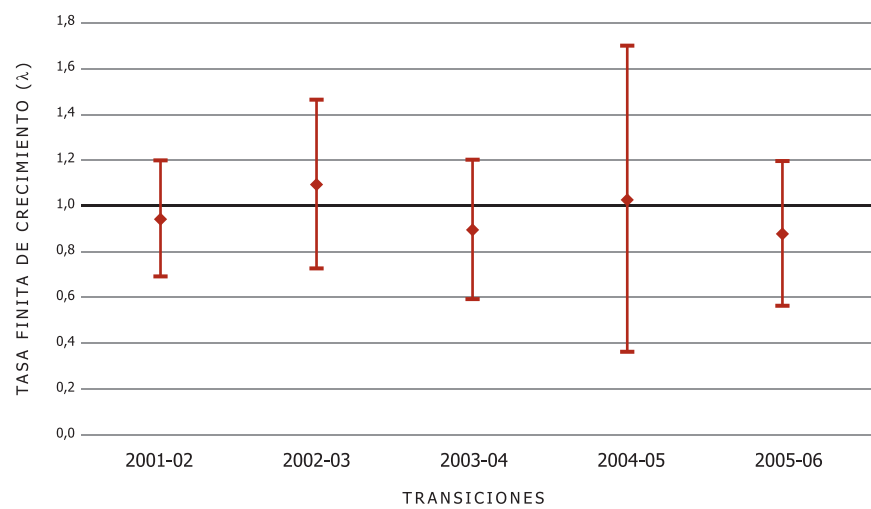


Figura 4.1. Evolución de la tasa finita de crecimiento λ a lo largo del periodo de estudio (valor medio y desviación estándar).

Figure 4.1. Mean finite rate of increase (λ) and standard deviation throughout the study period.

El coeficiente de variación medio de la tasa finita de crecimiento para el periodo 2001-2006 fue $CV = 0,21$ con un rango de variación de 0 a 1,4 (Tabla 4.1). Este resultado muestra el grado de variación de las tasas de crecimiento de cada población a lo largo del tiempo. Sin embargo, no todos los taxones respondieron con intensidad similar a las variaciones ambientales del periodo de estudio. Como cabía esperar, el único taxón con ciclo vital anual (*Linaria orbensis*) mostró las tasas de variación más elevadas, dado que los terófitos son más susceptibles a los cambios ambientales y más proclives a experimentar grandes variaciones en el tamaño de sus poblaciones. También resulta interesante destacar las grandes diferencias en el coeficiente de variación entre poblaciones de una misma

RESULTS

General tendencies

Table 4.1 shows measures of central tendency and dispersion estimates of the finite rate of increase of each studied population in the considered period. The overall mean of the finite rate of increase (mean of the geometric means of each population) is $\lambda = 0.916$. This indicates that the studied populations experienced an average annual reduction in population size of almost 10% in the 2001-2006 period. Furthermore, the populations of the studied taxa had average λ values of less than 1 for the studied period in 61% of the cases. These results confirm previous estimates that the most threatened taxa of our flora present significant population decline.

Overall and local environmental stochasticity

Variation in the finite rate of increase of the populations was mainly due to macro and micro-environmental factors of natural or anthropic origin. In Figure 4.1 we can see that mean values of λ oscillate above and below 1 in the 2001-2006 period. On average, these values were lower than one in three transitions and higher than one in two transitions. The most favourable transition corresponded to the 2002-2003 season in which more than 50% of the studied populations had λ values over 1. However, this percentage dropped considerably in the rest of the seasons, ranging between 30-39%. We must point out that record high mean temperatures in our country were obtained in the studied period (years 2003 and 2005).

The mean coefficient of variation of the finite rate of increase for the 2001-2006 period was $CV = 0.21$ with a variation range of 0 to 1.4 (Table 4.1). These results show the degree of variation of the growth rates of each population throughout time. However, not all taxa responded to environmental variations in the study period with the same intensity. As expected, the only taxon with an annual life cycle (*Linaria orbensis*) showed the highest variation rates, as therophytes are more susceptible to environmental changes and more prone to large variations in population size. It is also interesting to highlight the significant differences in the coefficient of variation between populations of the same species (e.g., *Linaria orbensis*, *Lotus arinagensis*, *Scrophularia valdesii*). This shows the importance of local factors in the persistence of many species and the need to study several populations if we want to obtain a realistic view of the general dynamics of a species.

As seen in Figure 4.1, dispersion (standard error) of λ among the studied populations of all taxa for each transition varied significantly from one transition to the next. The 2001-2002 season had the lowest dispersion of data, while the highest dispersion was obtained in the 2004-2005 season. These variations in



the standard error of λ from one transition to the next are most likely due to variations in the homogeneity of the factors that limit population growth from one season to the next. Thus, seasons with lower dispersion would correspond to seasons in which few factors limited the tendency of many populations, as for example, years with widespread severe summer drought (extreme event). Similarly, seasons with greater dispersion would correspond to situations of greater environmental heterogeneity, where the factors limiting population growth would be much more diverse and not so widespread.

Conditioning factors inherent to the species

The only annual species (*Linaria orbensis*) had the highest and lowest absolute values of λ recorded in the study (5.25 and 0.016, respectively). Solid statistical inferences cannot be made from these results, as data was only available for two populations of an annual plant. However, the results support the idea that annual plants experience more acute demographic changes. No significant differences in λ were found between the different biotypes studied, although there were only two populations of annual plants. No significant differences were found with regard to the family of each species or the assigned IUCN threat category. However, this does not imply that biotype or family level do not have any effect on vital parameters and, thus, on population growth rate. The small sample size of our study and unbalanced classes for each criterion may not have allowed such effects to be detected. Nevertheless, taxon (species or subspecies) was found to have a significant effect ($p < 0.01$) on population growth rate.

Conditioning factors inherent to the population

Neither population size nor area of occupancy was found to have a significant effect on finite rate of increase. As seen in Table 4.2., mean values of the finite rate of increase for small populations (< 1000 individuals) ($\lambda = 0.93$) were not significantly different from those of large populations (> 5000 individuals) ($\lambda = 0.90$). This pattern confirms that species with small population sizes are not necessarily experiencing greater population decline.

Conditioning factors inherent to environment

Population finite rates of increase were not significantly affected by the region or habitat of the populations. Once again, this does not necessarily imply that habitat or region does not condition vital parameters. The effect of these factors may have not been detected due to small sample size and unbalanced classes for each criterion.

CONCLUSION

This general assessment of the demographic behaviour of the studied populations, measured by means

especie (e.g., *Linaria orbensis*, *Lotus arinagensis*, *Scrophularia valdesii*). Este resultado demuestra la gran importancia que tienen los factores locales en la persistencia de muchas especies, y la necesidad de estudiar varias poblaciones si queremos retratar fielmente la dinámica general de una especie.

Con relación a la dispersión (error estándar) del parámetro λ entre las poblaciones estudiadas de todos los taxones para cada transición (Figura 4.1) se puede apreciar que este estimador de dispersión varía notablemente de una transición a otra. Así, la temporada 2001-2002 fue la que presentó una menor dispersión de los datos, mientras que, por el contrario, la dispersión máxima tuvo lugar en la temporada 2004-2005. Estas variaciones en el error estándar de λ de una transición a otra se deben, con toda probabilidad, a variaciones en la homogeneidad de los factores que limitan el crecimiento de las poblaciones de una temporada a otra. Así, las temporadas con menor dispersión se corresponderían con aquellas en las que unos pocos factores limitantes generalizados marcaron la tendencia de muchas poblaciones, como, por ejemplo, cabría esperar en años con una sequía veraniega muy fuerte y extendida por todo el país (evento extremo), y, por el contrario, las temporadas con mayor dispersión se corresponderían con situaciones de mayor heterogeneidad ambiental en todo el país, donde los factores limitantes del crecimiento poblacional serían mucho más diversos y de extensión más reducida.

Condicionantes inherentes a la propia especie

La única especie anual (*Linaria orbensis*) obtuvo los valores absolutos de λ más altos y más bajos de los registrados en el estudio (5,25 y 0,016, respectivamente). No se trata de un resultado que permita llevar a cabo inferencias estadísticas sólidas, dado que se cuenta tan solo con dos poblaciones de una planta de ciclo anual, pero, en cualquier caso, este resultado apoya, como se ha comentado antes, la idea de que las plantas anuales experimentan cambios demográficos mucho más acusados. No se detectaron diferencias significativas en λ entre los diferentes biotipos estudiados, aunque hay que señalar que en el caso de plantas anuales sólo se dispone de dos poblaciones. Tampoco se detectaron diferencias significativas con relación a la familia a la que pertenece cada especie o a la categoría de amenaza UICN asignada. Esto no implica que el biotipo o la ubicación al nivel de familia no ejerzan un efecto sobre los parámetros vitales y por tanto la tasa de crecimiento de las poblaciones, sino que es posible que, con el tamaño muestral reducido de nuestro estudio y la existencia de múltiples clases no balanceadas para cada criterio, no conseguimos detectarlos. No obstante, y como cabía esperar, sí se obtuvo un efecto significativo ($p < 0,01$) del factor taxón (especie o subespecie).

Tamaño poblacional	□	% poblaciones
Pequeño (< 1000 individuos)	0,93	54
Intermedio (1000-5000 individuos)	0,89	21
Grande (> 5000 individuos)	0,90	25

Tabla 4.2. Valores medios de la tasa finita de crecimiento (□) para poblaciones de diferente tamaño y frecuencia de cada clase.

Table 4.2. Mean finite rate of increase (□) for different-sized populations and frequency of each class.

Condicionantes inherentes a la población

No se encontraron efectos significativos del tamaño poblacional ni de su área de ocupación. Así, por ejemplo, tal y como se aprecia en la tabla 4.2., los valores medios de la tasa finita de crecimiento de poblaciones pequeñas (< 1000 individuos) ($\lambda = 0,93$) no difieren de los encontrados en poblaciones grandes (> 5000 individuos) ($\lambda = 0,90$). Este patrón confirma la idea, ya expresada anteriormente, de que las especies con tamaños poblacionales reducidos no tienen por qué necesariamente asociarse de forma inequívoca a situaciones de mayor declive poblacional.



Condicionantes inherentes al medio

No se encontraron efectos significativos de la región ni del hábitat de pertenencia de las poblaciones. Nuevamente, esto no implica necesariamente que el hábitat o la región de procedencia de las poblaciones no condicionen sus parámetros vitales y por tanto la tasa de crecimiento de las poblaciones, sino que es posible que, con la potencia estadística que tenemos debido al tamaño muestral reducido de nuestro estudio y la existencia de múltiples clases no balanceadas para cada criterio, no conseguimos detectarlos.

CONCLUSIÓN

Esta primera valoración general del comportamiento demográfico de las poblaciones estudiadas, medido a través de su tasa finita de crecimiento (λ), ha mostrado que las poblaciones se encuentran en un proceso de declive significativo y que las tasas de crecimiento presentan una oscilación temporal que probablemente viene condicionada por factores de estocasticidad ambiental que operan a diferentes escalas espaciales, incluyendo la escala local. Dentro de los diferentes factores analizados inherentes a la especie, población o medio ambiente, tan solo se ha detectado un efecto del taxón de pertenencia, que simplemente indica que poblaciones pertenecientes a un mismo taxón tienden a tener tasas de crecimiento similares cuando las comparamos con poblaciones pertenecientes a otros taxones. Es posible que el efecto de algunos factores considerados no se detecte debido a la falta de poder estadístico en la muestra de datos, pero en cualquier caso, este resultado sugiere que los principales condicionantes de la tasa de crecimiento de una población, aparte de la naturaleza propia del taxón a la que pertenece, son factores ambientales de origen natural o antrópico que operan en el nivel local.

REFERENCIAS

MCCULLAGH, P. & J.A. NELDER (1989). *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall/CRC, USA

of their finite rates of increase (λ), shows that the populations are experiencing significant decline and that oscillations in growth rates are probably due to environmental stochasticity which operates at different spatial scales, including the local scale. The only inherent factor found to have a significant effect on population growth was taxon. This simply indicates that populations which belong to the same taxon tend to have similar growth rates when compared to populations of other taxa. The effect of other considered factors may not have been detected due to lack of statistical power of the data sample. Anyhow, these results suggest that, apart from the taxon to which a population belongs, population growth rate is mainly conditioned by environmental factors of natural or anthropic origin operating at the local level.



Capítulo V

Representatividad de los taxones estudiados. Hacia una Red de Seguimiento Detallado de Plantas

Chapter V

Representativity of studied taxa. Towards a De-
tailed Plant Monitoring Network

Representatividad de los taxones estudiados. Hacia una Red de Seguimiento Detallado de Plantas

L. GIMÉNEZ BENAVIDES, J.M. IRIONDO, E. LAGUNA, F. TAPIA, F. DOMÍNGUEZ LOZANO, L. GUERRA, A. ESCUDERO.

INTRODUCCIÓN

Al mismo tiempo que esta experiencia piloto del Proyecto AFA evaluaba la utilidad de la demografía para mejorar el conocimiento del estado de conservación de las plantas, evolucionaban las políticas de conservación. A medida que los trabajos de inventariado nacional se iban completando, se hacía más acuciante la necesidad de evaluar los cambios acaecidos en lo inventariado desde entonces. La imposibilidad de repetir las labores de inventariado en plazo breve para todos los taxones, aconsejaba establecer métodos de seguimiento e interpretación para una muestra representativa de la totalidad de las plantas evaluadas y con problemas de conservación. Así por ejemplo, cumplidos o a punto de serlo el Inventario Nacional de diferentes grupos taxonómicos, el Ministerio de Medio ambiente (actualmente Ministerio de Medio Natural, y Medio Rural y Marino) ha emprendido el diseño piloto de un sistema de Seguimiento de la Biodiversidad Española, cuyo objetivo es obtener los datos necesarios para crear una serie de indicadores fiables sobre su estado de conservación. Estos indicadores permitirán, a corto plazo, valorar si cumplimos el objetivo de parar la pérdida de biodiversidad en 2010, y, a más largo plazo, evaluar sus avances y reorientar, en su caso, las actuaciones planteadas para detener esa pérdida.

En este contexto, cabe preguntarse si la experiencia y la infraestructura establecida a lo largo de este proyecto podrían, también, ser utilizadas con un fin suplementario al del inventariado. Para tal fin, en este capítulo, nos proponemos responder a preguntas como: ¿El sistema de monitorización demográfica es adecuado para cumplir los objetivos del programa de Seguimiento de la Biodiversidad? ¿Las poblaciones estudiadas en AFA pueden componer la base de una futura red de seguimiento de plantas amenazadas? ¿Qué características tiene la base de especies monitorizadas? ¿Constituye una muestra representativa de las plantas amenazadas españolas y de sus peculiaridades biológicas y poblacionales? ¿Cómo habría que completar la muestra para que fuera más representativa? ¿Qué tipo de plantas deberíamos incorporar a ella?

REPRESENTATIVIDAD DE LOS TAXONES ESTUDIADOS

Un aspecto importante de cualquier proyecto de seguimiento de componentes de diversidad biológica es su representatividad, debiendo entender que ésta ha de enmarcarse en el grupo concreto (taxonómico, funcional, territorial, etc.) objeto de estudio. La muestra de taxones estudiados en el proyecto AFA no pretende ser representativa del conjunto de flora española, pero sí de aquellos taxones que poseen un mayor riesgo de desaparición, en particular los de las categorías más elevadas de UICN, CR (En Peligro Crítico) y EN (En Peligro). Por tanto, dicha representatividad ha de analizarse tomando como punto de partida la lista de trabajo inicial del proyecto AFA, es decir, la Lista Roja publicada en el año 2000, y revisada en 2008 bajo los nuevos criterios UICN (2001) y con información actualizada. Dentro de la Lista Roja 2000, el proyecto AFA optó por trabajar preferentemente sobre las citadas categorías CR y EN (408 especies), dejando para una etapa posterior la gran mayoría de las VU (Vulnerable), ya que su elevado número (720 especies) era imposible de abarcar por este proyecto. En consecuencia, la evaluación de la representatividad de los taxones con información demográfica se ha llevado a cabo, en función de la disponibilidad de los datos, contrastando los 32 taxones de categorías CR y EN del estudio detallado con los 436 taxones de las mismas categorías contemplados en el estudio básico del proyecto AFA o con los 586 taxones CR y EN incluidos en la Lista Roja 2008.

Representativity of studied taxa. Towards a Detailed Plant Monitoring Network

INTRODUCTION

While the AFA Project was evaluating the use of demography to improve our knowledge of plant conservation status, new conservation policies were being developed. The national inventory was being completed, and the need to assess changes in the inventoried species became more urgent. However, the difficulty of inventorying all taxa again in the short term required the application of monitoring and interpretation methods for a representative sample of the assessed plants. Thus, when the National Inventory of different taxonomic groups was about to be completed, the Ministry of the Environment (currently Ministry of the Environment, and Rural and Marine Affairs) began the pilot design of a Spanish Biodiversity Monitoring System to obtain the necessary data to create reliable indicators of conservation status. In the short term, these indicators will allow us to assess if we meet the objective of stopping biodiversity loss by 2010, and to assess progress and redirect, if necessary, the actions implemented to stop this loss.

In this context, we could ask if the experience and infrastructure established throughout this project could also be used for this purpose. Thus, in this chapter we try to answer questions such as: Is the demographic monitoring system used in this study suitable for the Biodiversity Monitoring programme? Can the populations studied in the AFA project be the basis for a future threatened-plant monitoring network? What are the main characteristics of this group of monitored species? Are these species a representative sample of the biological and population traits of threatened Spanish plants? How could the sample be made more representative? What type of plants should be included in the sample?

REPRESENTATIVITY OF THE STUDIED TAXA. TYPES OF PLANTS, HABITATS AND REGIONS.

An important aspect of any biodiversity monitoring study is its representativity with regard to the specific group under study (taxonomic, functional, territorial, etc.). The sample of studied taxa in the AFA project does not aim to represent all Spanish flora but those taxa which are at a greater risk of extinction, specifically taxa catalogued as CR (Critically Endangered) or EN (Endangered) according to IUCN criteria. Thus, the starting point for this representativity analysis should be the initial taxa list of the AFA



project, that is, the Red List published in 2000 and updated and revised in 2008 according to the new IUCN criteria (2001). The AFA project chose to work preferably with species categorised as CR and EN in the 2000 Red List (408 species) and a few vulnerable species (VU), as the total number of VU species (720) could not be encompassed in the project. Thus, the representativity analysis of the taxa with demographic information was carried out by contrasting the 32 taxa in the CR or EN categories of the detailed study with the 436 taxa in the same categories in the basic study of the AFA project or with the 586 CR and EN taxa included in the 2008 Red List.

From a wider perspective, Figure 5.1 provides a general view of the representativity of this group of taxa. As it can be observed the representativity of taxa and families throughout the different phases of the project is quite acceptable. The **most frequent families** in the CR and EN categories are generally well represented. A total of 14 of the 72 families included in the basic study (19%) are represented by at least one species in the demographic study. Figure 5.2a shows the 30 most frequent families in the basic study. Among the taxa of the demographic study, the most frequent families are: Leguminosae (with 6 spp.), Scrophulariaceae (5), Compositae (4), Cruciferae (3), Plumbaginaceae (2), Cistaceae (2) and Labiatae (2). These families are highly diverse or, as in the case of Cistaceae, widely diversified and with their centre of origin in the Mediterranean region. The most relevant families that were not represented were Boraginaceae, Cyperaceae, Gramineae, Convolvulaceae and Amaryllidaceae (each with 5 or more CR or EN taxa).

With regard to geographic cover, Figure 5.2b shows the distribution of the studied taxa by region. Here we can see they have a relatively uniform distribution throughout the country. However, we can also observe that the taxa selected for study were not geographically proportional to those in the basic study of this project, in which Canarian taxa predominated in the high risk categories. This is in agreement with the initial focus of the study to avoid being a true reflection of regional richness of threatened endemic species, as this would have involved concentrating efforts in the “hot spots” of singular Spanish flora –in particular in the Canary Islands and Sierra Nevada- in detriment to most of the national territory.

The following analysis shows other biological factors of the studied taxa including life form and habitat, sexual expression, pollination and dispersal system, population sizes, area of occupancy and main threats. With regard to **biotopes**, Figure 5.3a shows that therophytes and geophytes seem to be underrepresented compared to phanerophytes, chamaephytes and hemicryptophytes. This is mainly due to the difficulty of applying the demographic methodology

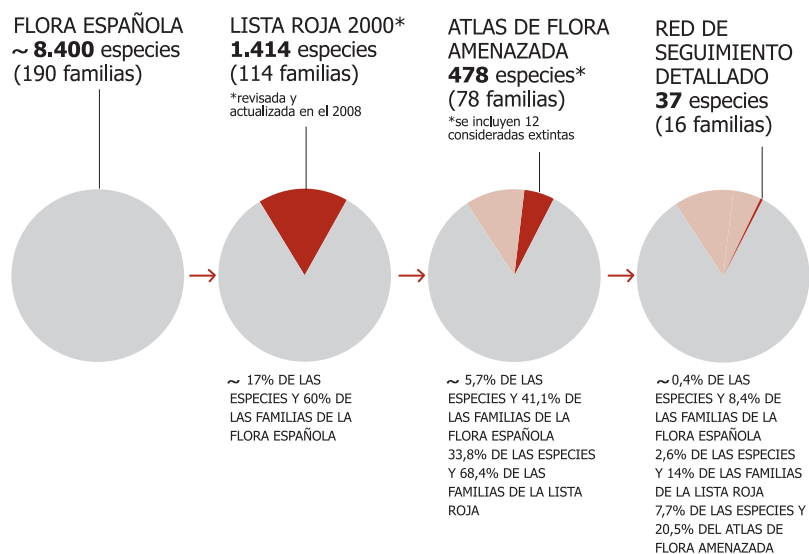


Figura 5.1. Representatividad de los taxones incluidos en las distintas fases del Proyecto Atlas de Flora Amenazada sobre el total de la flora española.

Figure 5.1. Representativity of taxa included in the different phases of the Atlas of Threatened Flora Project with regard to total Spanish flora.

Bajo una perspectiva más amplia, el diagrama representado en la Figura 5.1 proporciona una primera visión de la representatividad de este grupo de taxones. En esta figura puede apreciarse cómo la representatividad de taxones y familias a lo largo de todas las fases de este proyecto ha sido francamente aceptable. Las **familias más frecuentes** de los taxones en las categorías CR y EN se encuentran en líneas generales bien representados. En total, 14 familias de las 72 presentes en el estudio básico (19%) tienen al menos un representante dentro del estudio demográfico. En la figura 5.2a se incluyen tan sólo las 30 familias más frecuentes del estudio básico; de ahí en adelante cada familia cuenta tan sólo con 1 ó 2 taxones. Entre los taxones del estudio demográfico, las familias más frecuentes son Leguminosae (con 6 spp.), Scrophulariaceae (5), Compositae (4), Cruciferae (3), Plumbaginaceae (2), Cistaceae (2) y Labiatae (2), que coinciden con familias altamente diversas o, en el caso de Cistáceas, ampliamente diversificadas y con centro de origen en la región Mediterránea. Boraginaceae, Cyperaceae, Gramineae, Convolvulaceae y Amaryllidaceae (todas con cinco o más taxones CR o EN) son las familias más relevantes que han quedado sin representación.

Respecto a la **cobertura geográfica**, la Figura 5.2b muestra la distribución por grandes regiones donde puede apreciarse cómo los taxones seleccionados para el estudio demográfico se hallan distribuidos de manera relativamente equilibrada por todo el territorio nacional. Sin embargo, también puede observarse que a la hora de seleccionar los taxones a estudiar no se guardó una proporcionalidad geográfica respecto al estudio básico del proyecto, donde la preponderancia de taxones canarios en estas categorías de riesgo muy alto era muy notable. Esto obedece al planteamiento inicial de que el estudio demográfico evitara ser un fiel reflejo de la riqueza regional en especies endémicas amenazadas, ya que ello hubiera conllevado una extraordinaria concentración de trabajo en los grandes ‘hot spots’ de la flora singular española –en particular Canarias y Sierra Nevada-, en detrimento de la mayoría del territorio nacional.

Atendiendo a otros factores biológicos, el análisis que presentamos a continuación muestra otras características de los taxones incluidos en el estudio demográfico, en lo que respecta a su forma de vida y hábitat preferente, expresión sexual, sistema de polinización y dispersión, tamaño de sus poblaciones, área de ocupación y principales amenazas. Atendiendo a la **variedad de biotipos**, la Figura 5.3a muestra cómo terófitos y geófitos han sido biotipos aparentemente infrarrepresentados, en favor de fanerófitos, caméfitos y hemicriptófitos. La explicación a este sesgo ha de buscarse en parte en la dificultad de aplicar la metodología demográfica utilizada en nuestro proyecto a especies anuales y geófitos los cuales pueden presentar dormición anual de las semillas o de los



Fig 5.2a Familias

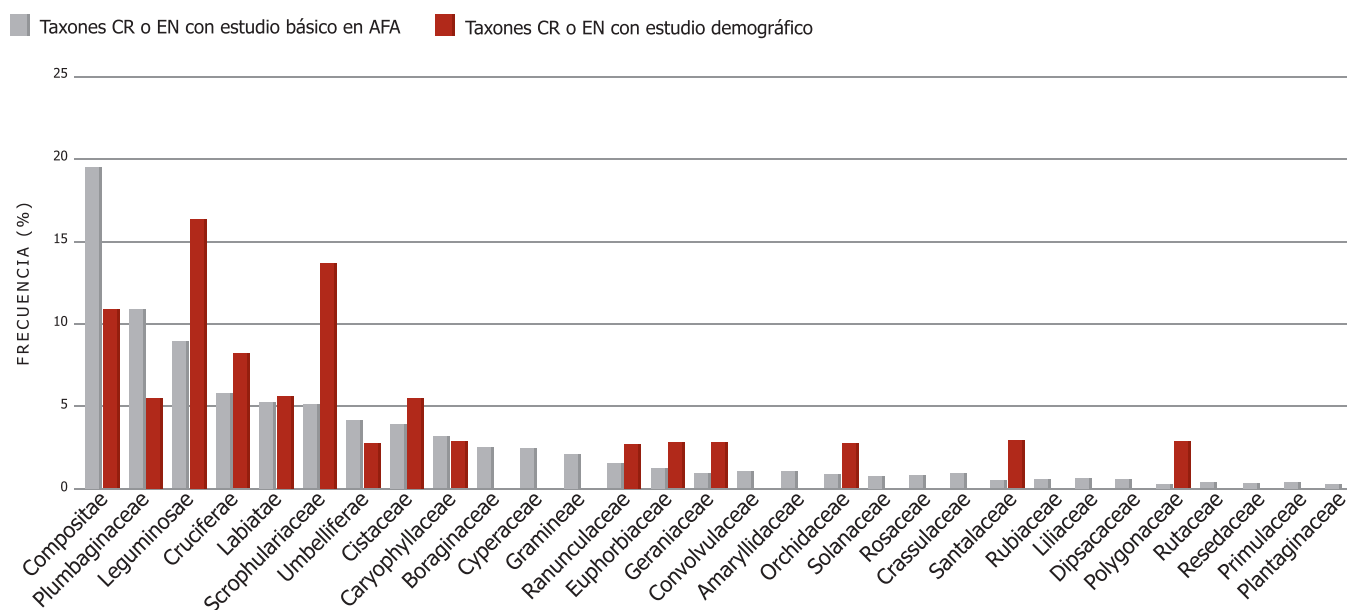


Fig 5.2b Procedencia geográfica

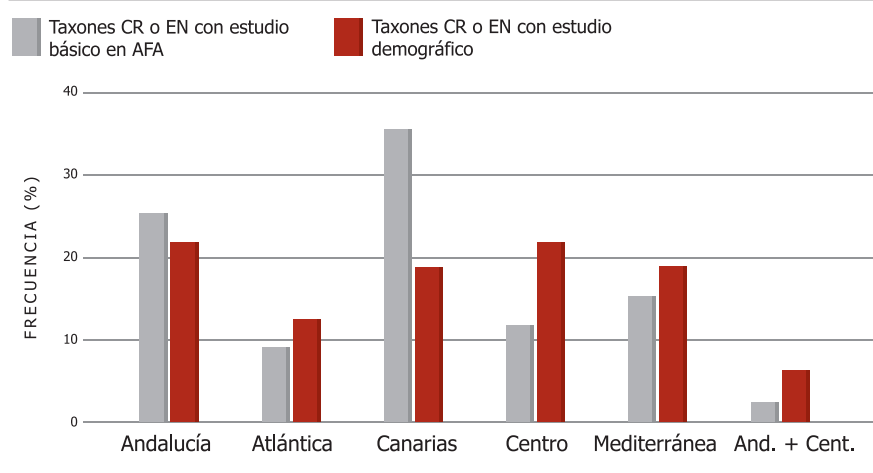


Figura 5.2. Representatividad de los taxones incluidos en el estudio demográfico respecto a los incluidos en el estudio básico del proyecto AFA (taxones CR y EN). Se muestra la frecuencia a) por familias (sólo se muestran las 30 más frecuentes del estudio básico), y b) por procedencia geográfica.

Figure 5.2. Representativity of taxa included in the demographic study versus taxa in the basic study of the AFA project (CR and EN taxa). Frequency is shown a) by families (the 30 most frequent families in the basic study), and b) by geographical origin.

órganos perdurantes subterráneos (ver Capítulo II) o, en menor medida, porque la ventana fenológica para su evaluación y seguimiento anual puede ser muy pequeña al menos en el caso de algunos terófitos (plantas efímeras). Más específicamente, en el caso de las plantas anuales es necesario seguir en detalle el banco de semillas y estimar la viabilidad de las semillas en los bancos durmientes, lo cual no es sencillo y requiere un esfuerzo muy grande. En el caso de los geófitos lo difícil es constatar la muerte de un órgano perdurante como es el bulbo, dado que el hecho de no detectar parte aérea un determinado año no quiere decir que se haya muerto. Esto implicaría la utilización de técnicas de captura-recaptura lo cual puede ser muy complejo y para lo que no hay mucha experiencia en el ámbito de la Biología de Conservación de plantas.

Por otra parte, para estudiar la representatividad de **hábitats** en el estudio demográfico, se realizó una clasificación de tipos de hábitat en diez unidades básicas muy sencillas, cuya frecuencia aparece reflejada en la Figura 5.3b. Matorrales y pastos de diversa índole, así como bosques, ambientes rupícolas y acantilados costeros son los mejor representados entre los taxones del estudio demográfico. Sin embargo, es notoria la ausencia de taxones propios de riberas o humedales, marismas y bordes de cultivo, que sí aparecieron representados en el estudio básico. Ese tipo de hábitats también presenta ciertas dificultades a la hora de implementar un seguimiento demográfico individualizado extendido en el tiempo, tanto por problemas de accesibilidad como debido a la inestabilidad que pueden presentar a lo largo del tiempo. Igualmente hay que reconocer que en estas categorías de máxima amenaza el carácter de endemismo

used in the project to annual species and geophytes whose seeds or underground organs may remain dormant for over a year (see Chapter II). The phenological window for assessing and monitoring these species may also be very small as in some therophytes (ephemeral plants). In the case of annual plants, the seed bank should be monitored and seed viability should be estimated in dormant seed banks, which is not easy and requires much effort. In the case of geophytes, it is difficult to determine the death of a persistent organ like a bulb, as the absence of an aerial part in a specific year does not mean that it is dead. This would imply the use of capture-recapture techniques which can be very complicated and for which there is not much experience in the field of plant Conservation Biology.

The study of the representativity of **habitats** was carried out by classifying the different habitat types in ten very simple basic units (Figure 5.3b). The best-represented habitats are shrublands and grasslands, as well as woods, rupicolous environments and coastal cliffs. However, there is a notable absence of taxa



characteristic of riverbanks, wetlands, marshes and cultivated field margins, which are represented in the basic study. These habitats present difficulties when carrying out individualised long-term demographic monitoring, due to both inaccessibility and possible instability in time. Additionally, in these high risk threat categories, most taxa are narrow endemics and these habitats have few endemics of this type. There are, above all, plants which are more or less widely distributed and which reach their north or south distribution limit in our country.

With regard to **sexual expression**, hermaphrodites were predominant in both taxon groups (Figure 5.3c). Only one taxon of the species of the detailed study lacks hermaphrodite flowers (*Rosmarinus tomentosus* which is gynomonocious). As to **pollination system**, only 10% of the CR and EN species of the AFA project (excluding ferns) presented predominant anemophilous pollination (Figure 5.3e), and this percentage dropped to 3% in species of the detailed study (in fact, only *Rumex rupestris* presented this pollination system). Among the studied entomophilous species, at least 13% (4 taxa) have been described as specialists. However, pollinator observation was not included in the project and this information may be biased. Finally, the taxa in the detailed study had very different **seed dispersal** strategies. The predominant strategies were anemochory and autochory (including barochory and bolochory), followed by zoochory (both myrmecochory and exo- and endozoochory) (Figure 5.3d). If the frequency of these strategies is compared to that among the CR and EN taxa of the AFA project, we can see that the different seed dispersal strategies are relatively well represented in the demographic study.

As the selection of species for demographic monitoring in the AFA project was based not on biological representativity, but on a representation of the most threatened species (especially those catalogued as CR and EN), many of the previously-mentioned factors took on a secondary role. Species selection was also conditioned by a series of logistic limitations for sampling such as accessibility to populations and availability of monitoring teams in each region. Furthermore, priority was given to taxa which had previously been studied to a greater or lesser degree by the monitoring teams. However, the representativity of the taxa according to the stated criteria (taxonomic, geographic, biotype variety and habitat, sexual expression, pollination and seed dispersal) is quite acceptable, notwithstanding the low frequency of therophytes, selfers and anemophilous plants, as well as the absence of taxa characteristic of riverbanks or wetlands, marshes and cultivated field margins, even though these systems have taxa in high risk categories according to the 2008 Red List.

The analysis of data on **population size** of the CR and EN taxa shows that the taxa included in demo-

Fig 5.3a Biotipos

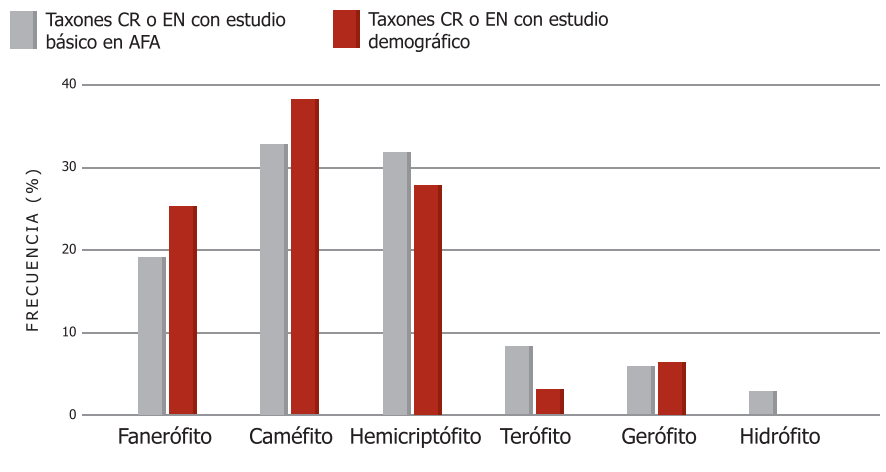


Fig 5.3b Hábitat

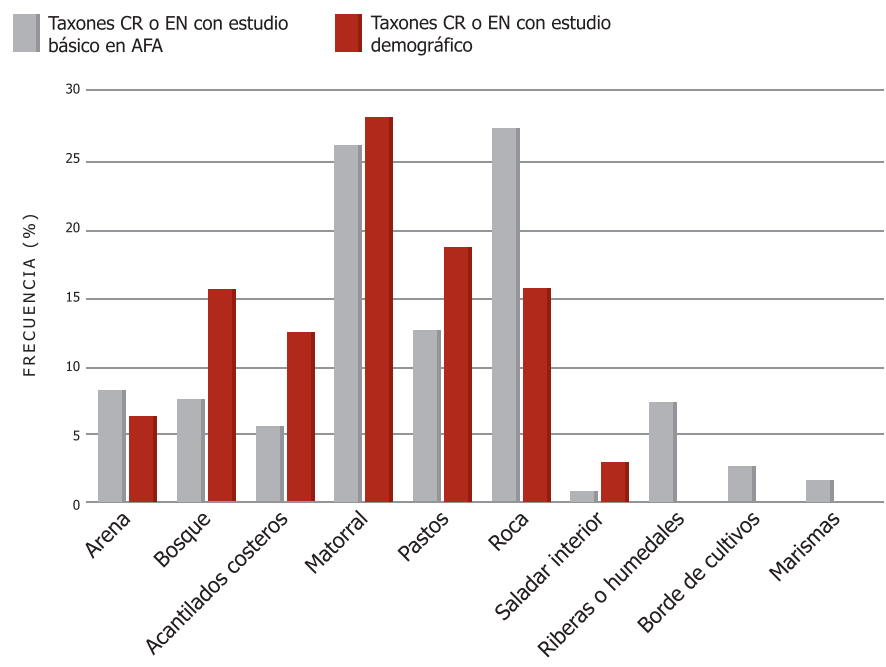


Fig 5.3c Expresión sexual

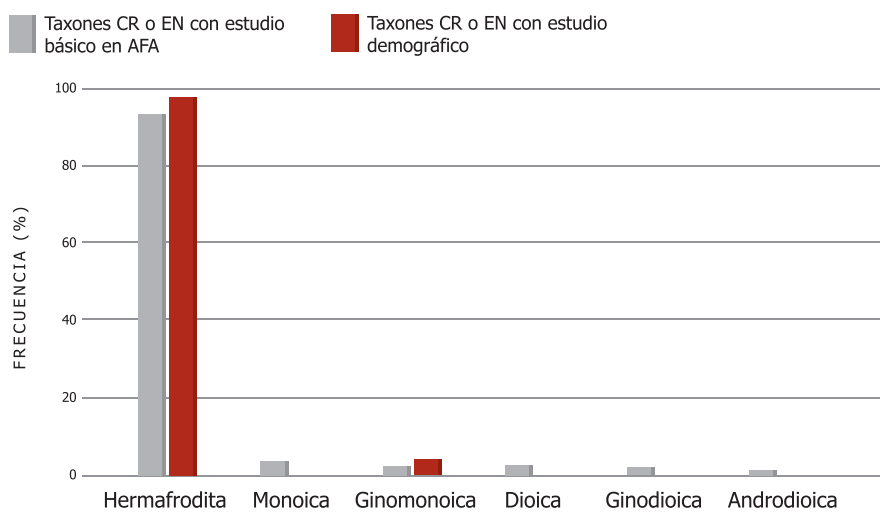


Fig 5.3d Dispersión

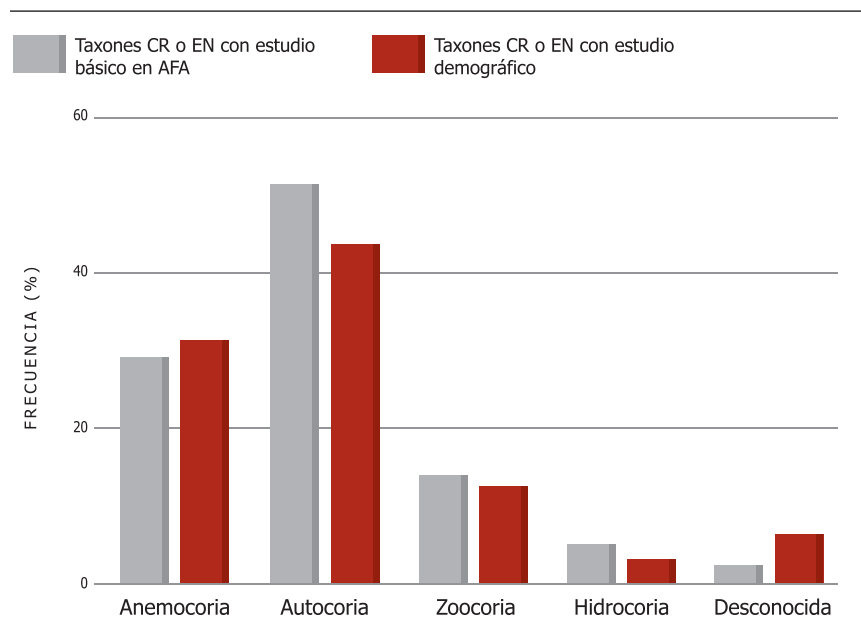


Fig 5.3e Polinización

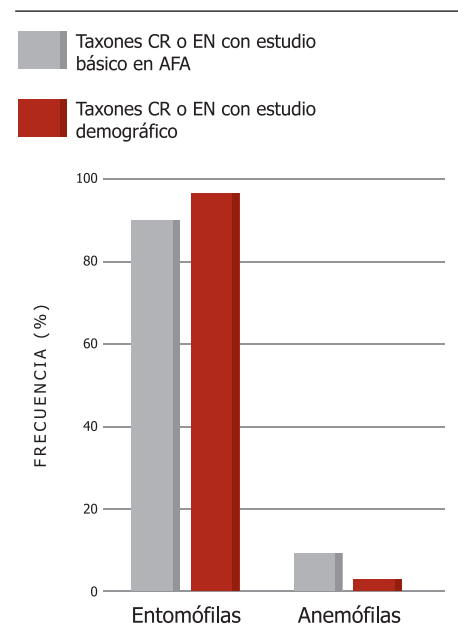


Figura 5.3. Representatividad de los taxones del estudio demográfico respecto a los inicialmente incluidos en el estudio básico del proyecto AFA (taxones CR y EN). Se muestran las frecuencias de a) los diferentes biotipos, b) las unidades básicas de hábitat, c) la expresión sexual, d) el tipo de dispersión, y e) el tipo de polinización predominante.

Figure 5.3. Representativity of taxa in the demographic study versus taxa initially included in the basic study of the AFA project (CR and EN taxa). Frequencies are shown of a) different biotypes, b) basic habitat units, c) sexual expression, d) seed dispersal systems, and e) predominant pollination systems.

de muy pequeño aérea de distribución es clave y en dicho tipo de hábitats la constancia de ese tipo de endemismos es baja. Lo que hay, es sobre todo, plantas más o menos ampliamente distribuidas que alcanzan su límite de distribución sur o norte en nuestras tierras.

Por lo que respecta a la **expresión sexual**, la preponderancia de taxones hermafroditas es lógicamente muy notoria en ambos grupos de taxones (Figura 5.3c). En el caso de las especies con seguimiento detallado, sólo un taxón carece de flores hermafroditas (*Rosmarinus tomentosus*, que presenta ginomonoecia). Atendiendo al **sistema de polinización**, tan sólo un 10% del conjunto de especies CR y EN del proyecto AFA (excluyendo lógicamente a helechos) presentan polinización predominantemente anemógama (Figura 5.3e), porcentaje que decae hasta el 3% en el caso de las especies con seguimiento detallado (en realidad un único taxón, *Rumex rupestris*, presenta este tipo de polinización). Entre los taxones entomófilos estudiados, al menos un 13% (4 taxones) han sido descritos como especialistas, si bien la observación de polinizadores no estaba contemplada en el proyecto y por tanto esta información puede estar sesgada. Finalmente, con relación a la **dispersión de semillas** el seguimiento detallado ha abarcado taxones con estrategias muy variadas, con predominancia de anemocoria y autocoria (incluyendo en esta categoría barocoria y bolocoria), seguido de aquellos taxones con adaptaciones a la zoocoria (tanto mirmecocoria como exo- y endozoocoria) (Figura 5.3d). Comparando estas frecuencias con las encontradas entre los taxones CR y EN del proyecto AFA, observamos cómo todas las estrategias dispersivas estarían relativamente bien representadas en el estudio demográfico.

Como ya se mencionó, la selección de las especies para el seguimiento demográfico del proyecto Atlas de Flora Amenazada se hizo no tanto buscando representatividad biológica sino una representación del grupo de especies más amenazadas (especialmente de las categorías CR y EN), por lo que muchos de los factores antes mencionados fueron relegados a un papel secundario. Por otro lado, la selección de especies estuvo también condicionada por una serie de limitaciones logísticas para el desarrollo de los muestreos, incluyendo la accesibilidad a las poblaciones y la disponibilidad de equipos de seguimiento en cada región y, además, se priorizaron aquellos taxones para los que los grupos ya tenían algo de

graphic monitoring reflects the wide variety found in this initial dataset. The use of the mean number of individuals to describe population size is not recommendable in this case, as among the 436 taxa considered (and almost 1800 censused populations) some populations were extremely small (less than ten individuals) compared to populations estimated to have several million individuals (the most extreme cases). In this situation the median is much more informative. Median population size was 81 individuals per population for the CR and EN taxa in the basic study of the AFA project compared to 143 individuals per population for the taxa included in the demographic study (with a maximum of a little over a million individuals). Figure 5.4a shows the distribution of the frequency of population size for each group of taxa, where populations with a very low number of individuals are more predominant than populations with over 3000 individuals. With regard to **area of occupancy**, we can see that most taxa (both in the basic and demographic study) occupy less than 10 1x1 km UTM grid squares, with a mean area of occupancy of 2.56 and 2.88, respectively (Figure 5.4b). This indicates a high agreement and, consequently, good representativity. Finally, Figure 5.4c shows that the main current threats to the populations are all represented to a greater or lesser degree in the taxa in the demographic study of the project.



Fig 5.4a Tamaño poblacional

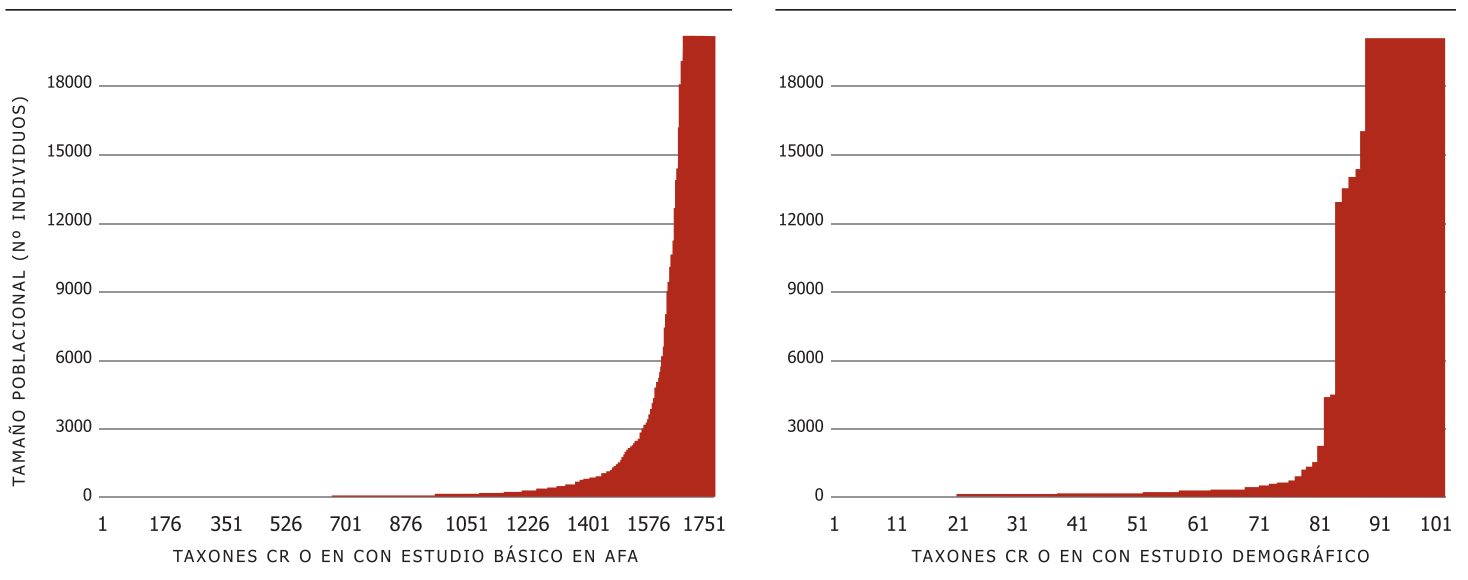
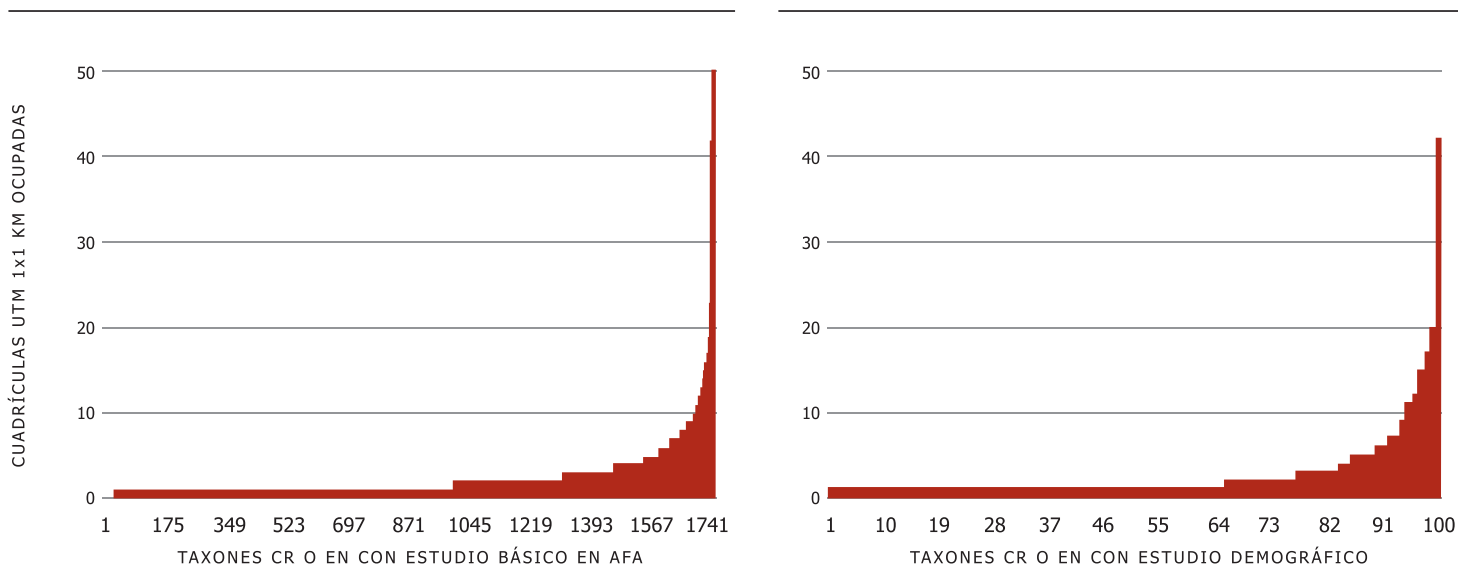


Fig 5.4b Área de ocupación



REPRESENTATIVITY OF SELECTED POPULATIONS

As stated in Chapter VI, an important aspect of this type of demographic monitoring is that the observed population trends are only representative of the studied populations. These trends can only be extrapolated to the whole taxon group if all populations of the taxon are monitored, or if both the number and structural and environmental characteristics of the monitored populations are representative of the Spanish populations of the taxon (number of individuals, age distribution, microclimate, location within the range of the species distribution, etc.).

Mean representativity of the populations –percentage of the total number of populations of each taxon in the demographic study- is relatively high (76%), as in most cases all known populations of each taxon were studied. This is a result of including mainly CR and EN taxa in the demographic study, since they nor-

experiencia o, mejor aún, con los que ya habían trabajado con más o menos detalle. A pesar de ello, la representatividad de los taxones bajo los criterios anteriormente expuestos (taxonómico, geográfico, variedad de biotipos y hábitats, sistemas sexual, de cruzamiento, polinización y dispersión) resulta bastante aceptable, destacándose tal vez la baja frecuencia de terófitos, de plantas autógamas y de plantas anemófilas, así como la ausencia de taxones propios de riberas o humedales, marismas y bordes de cultivo, a pesar de que estos sistemas sí albergan especies en las mayores categorías de amenaza según la Lista Roja 2008.

Analizando los datos relativos al **tamaño de las poblaciones** de los taxones CR y EN, podemos observar que los taxones incluidos en el seguimiento demográfico son un buen reflejo de la amplia variedad encontrada en este conjunto de datos inicial. El uso del número medio de individuos para describir el tamaño poblacional no es muy aconsejable en este caso, pues entre los 436 taxones contemplados (y casi 1800 poblaciones censadas) nos encontramos con ciertas poblaciones de tamaño ínfimo (de menos de una decena de individuos), frente a algunas poblaciones muy numerosas, con tamaños estimados de varios millones de efectivos (los casos más extremos). Ante esta situación, la mediana es mucho más informativa, siendo el valor de 81 individuos por población para los taxones CR y EN del estudio básico del proyecto AFA, frente a 143 individuos por población para aquellos taxones incluidos en nuestro seguimiento de-



Fig 5.4c Factores de amenaza

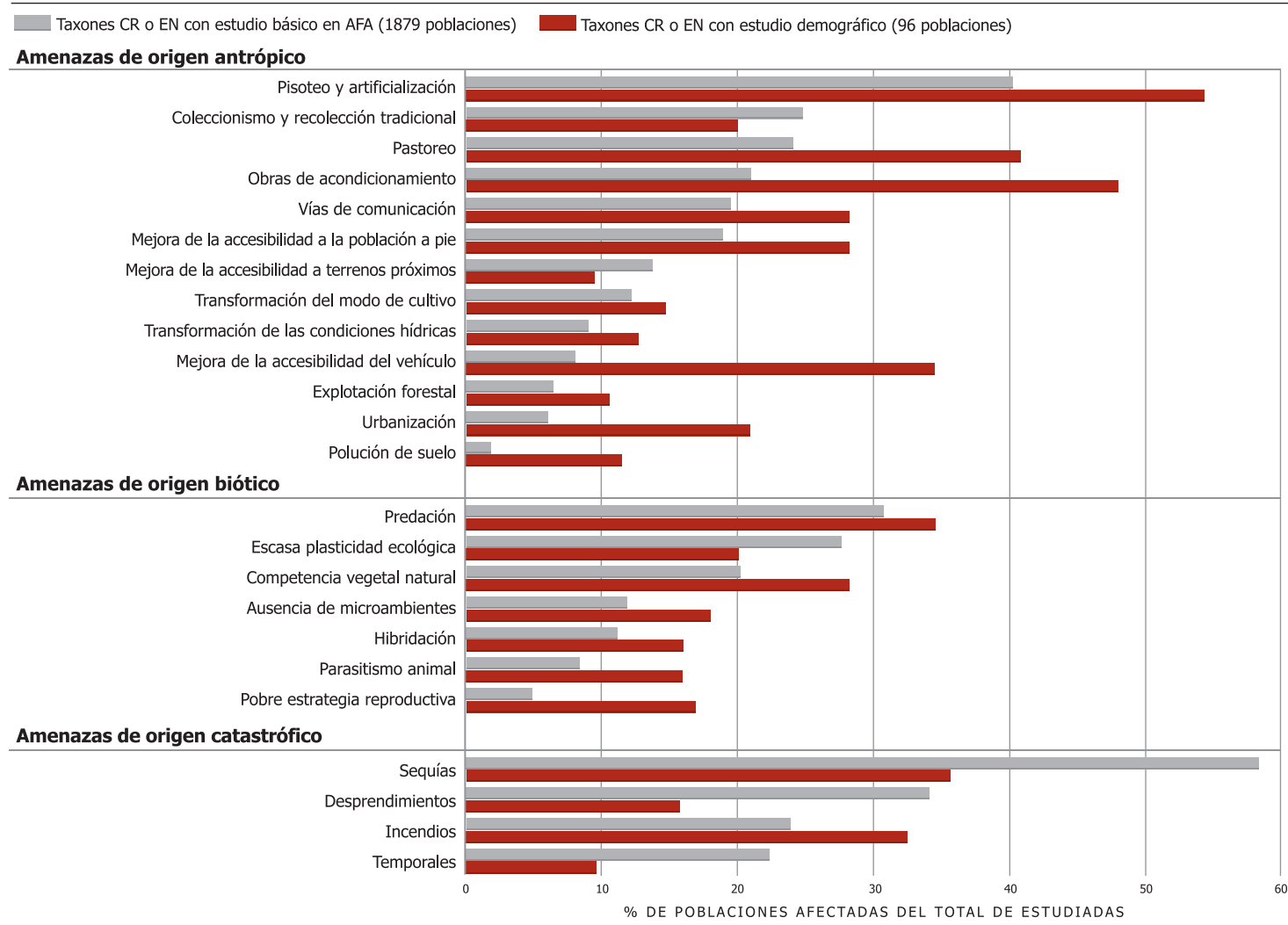


Figura 5.4. Taxones CR y EN del estudio demográfico frente a los incluidos en el estudio básico del proyecto AFA. a) Distribución del tamaño de las poblaciones, b) distribución del número de cuadrículas UTM 1x1 km ocupadas por población, y c) factores de amenaza más frecuentes (aquellos que afectan al menos al 10% de las poblaciones de una de las dos series).

Figure 5.4. Populations in the demographic study versus those in the basic study of the AFA project (CR and EN taxa). a) Population size distribution, b) Distribution of number of occupied 1x1 km UTM grid squares, and c) most frequent threat factors.

mográfico (con un máximo de algo más de un millón de efectivos). En la Figura 5.4a podemos ver gráficamente la distribución de frecuencias del tamaño poblacional para cada conjunto de taxones, donde se aprecia que dominan como era de esperar las poblaciones con muy bajo número de efectivos frente a aquellas con tamaños poblacionales por encima de 3000 individuos. Del mismo modo, si nos fijamos en el **área de ocupación** de ambos grupos observamos que la mayor parte de los taxones (tanto del estudio básico como del demográfico) ocupan menos de 10 cuadrículas UTM de 1x1 km, con una media de 2,56 y 2,88 respectivamente (Figura 5.4b) lo cual indica una alta concordancia y, en consecuencia, una buena representatividad. Por último, echando un vistazo a las **principales amenazas actuales sobre las poblaciones** (Figura 5.4c) nuevamente podemos comprobar que todas ellas están representadas en mayor o menor medida en los taxones sometidos al estudio demográfico del proyecto.

REPRESENTATIVIDAD DE LAS POBLACIONES SELECCIONADAS.

Como se señala en el Capítulo VI, un aspecto importante de este tipo de seguimiento demográfico radica en que las tendencias poblacionales observadas sólo son representativas de las poblaciones estudiadas. Estas tendencias serán extrapolables al conjunto del taxón únicamente si las poblaciones monitorizadas abarcan la totalidad del taxón, o si son representativas tanto en número como en

mally have very few known populations. It is important to point out that once the detailed studies had begun, the known number of populations significantly increased for some of the considered taxa (*Anarrhinum fruticosum*, *Antirrhinum lopesianum*, *Antirrhinum subbaeticum*, *Aster pyrenaicus*, *Delphinium bolosii*, *Oxytropis jabalambrensis* and *Pseudomisopates rivis-martinezii*). Thus, the representativity at the beginning of the study was even greater. This high rate of population representativity suggests that the observed tendencies adequately reflect the general dynamics of the studied species. However, there may be notable exceptions in specific species.

RECOMMENDATIONS FOR WIDENING THE SCOPE OF THE DEMOGRAPHIC STUDY.

Considering that the methodology used in demographic monitoring is especially appropriate for the diagnosis and establishment of population trends of



the most threatened species of Spanish vascular flora (species catalogued as CR or EN), the sample of species studied until now is highly representative of the group of these taxa. However, if a consolidated Demographic Monitoring Network were established for threatened plants in the future, its representativity in the criteria described here should be improved by including new taxa. Families currently not represented include Boraginaceae, Cyperaceae, Gramineae, Convolvulaceae and Amaryllidaceae, and underrepresented families (compared to the basic study) include Compositae and Plumbaginaceae. Similarly, some therophytes and hydrophytes should be included, as well as some autogamous taxa and taxa with anemophilous pollination. Some dioecious, gynodioecious o androdioecious species are also lacking. Although these sexual systems are not frequent among the most threatened plants on the 2008 Red List, there are some interesting cases. Finally, the Network should also have taxa characteristic of riverbanks or wetlands, marshes and cultivated field margins. If the demographic monitoring network were to represent not only the most threatened taxa (CR and EN) but all the flora of our country, a simpler methodology based on population censuses would probably be required (see Chapter VI). We believe this would be a necessary objective, given that many of the most urgent conservation problems of our flora are due to a significant decline in elements that were well distributed at one time but were not subject to any type of analysis. In other words, plants that were relatively abundant in the recent past but experience a significant decline in the present. The selection criteria of these taxa and their populations should guarantee good representativity considering the criteria described in this chapter. For example, when dealing with species with a greater distribution range, demographic tendencies will be greatly dependent on the populations selected for monitoring. This aspect would also deserve study in detail. The implementation of a widespread census system for many taxa should obviously not limit the maintenance of a demographic monitoring network like the one presented here.

sus características estructurales y ambientales de las poblaciones españolas del taxón (nº de individuos, distribución de edades, contexto microclimático, situación dentro del rango de distribución de la especie, etc.).

La representatividad media de las poblaciones -porcentaje de las poblaciones totales de cada taxón que han sido integradas en el seguimiento demográfico es relativamente alta (76%), debido a que, en la mayoría de los casos, el estudio abarcó todas las poblaciones conocidas de cada taxón. En realidad esto es una consecuencia de la inclusión en el estudio demográfico de taxones esencialmente CR y EN, los cuales suelen tener un número de poblaciones conocidas muy reducido. Es importante señalar que, una vez iniciados los estudios detallados, el número de poblaciones conocidas se ha incrementado de manera importante para algunos de los taxones considerados con lo que la representatividad al inicio del estudio era todavía mayor (*Anarrbinum fruticosum*, *Antirrhinum lopesianum*, *Antirrhinum subbaeticum*, *Aster pyrenaicus*, *Delphinium bolosii*, *Oxytropis jabalambrensis* y *Pseudomisopates rivas-martinezii*). Esta elevada tasa de representatividad poblacional nos hace confiar en que las tendencias observadas reflejen adecuadamente la dinámica general de las especies estudiadas. No obstante, es posible que en determinadas especies se encuentren excepciones notables.

RECOMENDACIONES SOBRE LA AMPLIACIÓN DEL ESTUDIO DEMOGRÁFICO.

Teniendo en cuenta que la metodología empleada en el seguimiento demográfico está especialmente indicada para el diagnóstico y establecimiento de tendencias poblacionales de las especies más amenazadas de la flora vascular española (especies catalogadas como CR o EN), la muestra de especies estudiadas hasta la actualidad ofrece una representatividad significativa del conjunto de estos taxones. No obstante, si se llegara a establecer en el futuro una Red de Seguimiento Demográfico consolidada de este tipo de plantas amenazadas, su representatividad en los criterios aquí expuestos debería mejorarse con la inclusión de nuevos taxones. Habrían de incluirse algunos representantes de familias no presentes como Boraginaceae, Cyperaceae, Gramineae, Convolvulaceae y Amaryllidaceae, y aumentar la presencia de Compositae y Plumbaginaceae (infrarrepresentadas respecto a su presencia en el estudio básico). Del mismo modo, cabría incluir algunos terófitos e hidrófitos, y taxones autógamos y de polinización anemófila. Se hecha en falta también algún taxón dioico, ginodioico o androdioico, que a pesar de ser sistemas sexuales poco frecuentes entre las plantas más amenazadas de la Lista Roja 2008, cuentan con algunos casos interesantes. Finalmente, sería conveniente que la Red recogiera taxones adicionales propios de riberas o humedales, marismas y bordes de cultivo. En el caso de que se plantee la creación de una red de seguimiento demográfico que no solamente abarque los taxones más amenazados (CR y EN) sino que recoja una buena representación de toda la flora de nuestro país, incluyendo no sólo a las especies catalogadas como Vulnerables (VU) si no representantes de todo tipo de la flora española, probablemente habría que recurrir a la utilización de una metodología más sencilla, basada en censos poblacionales (ver Capítulo VI). Creemos que este sería un objetivo realmente necesario, dado que como sabemos buena parte de los problemas de conservación más acuciantes de nuestra flora pasan por el importante declive de elementos hasta ahora bien distribuidos pero que no son atendidos en ningún tipo de análisis. Es decir plantas relativamente abundantes en un pasado reciente, pero que sufren declives muy significativos en la actualidad. El criterio de selección de estos taxones y de sus poblaciones debería asegurarse de garantizar una buena representatividad considerando los criterios expuestos en este capítulo. Por ejemplo, tratándose de especies de mayor rango de distribución, las tendencias demográficas serían enormemente dependientes de las poblaciones seleccionadas para su seguimiento. Como vemos un aspecto nada trivial que merecería un estudio en detalle. Obviamente la implementación de un sistema de censos de carácter extensivo y muy ambicioso en la inclusión de taxones, no debería limitar el mantenimiento de una red de monitorización demográfica como la que aquí presentamos.



Capítulo VI

Valoración de la metodología empleada

Chapter VI
Assessment of the applied methodology

Valoración de la metodología empleada

F. DOMÍNGUEZ LOZANO, J.M. IRIONDO, E. LAGUNA, M.V. MARRERO, L. GIMÉNEZ BENAVIDES Y JUAN MOTA.

VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA EN EL PROYECTO

Ventajas

Quizás pueda decirse que uno de los aciertos más notorios de este proyecto sobre el seguimiento demográfico sea haber empleado una metodología uniforme para todas las especies, por todos los equipos y durante todo el tiempo. Utilizado un protocolo común a todas las poblaciones, los datos y resultados pueden compararse de forma directa entre todas las especies. Además las series temporales son las mismas y se cuenta con la evolución de las poblaciones estructuradas para el mismo intervalo de tiempo en todos los casos. Es más, este mismo protocolo es fácilmente reproducible en el futuro, por lo que los datos tomados ahora podrían compararse con aquellos obtenidos en campañas demográficas venideras.

Es una metodología de seguimiento y por tanto con valor de gestión porque supone un control y una recopilación de datos periódicos. No cabe duda que sus resultados pueden ser orientadores de cómo han de gestionarse las poblaciones estudiadas. Durante estos años han existido variaciones climáticas y muchas poblaciones se han visto expuestas a cambios de uso en el territorio además de a la desaparición directa de los individuos por actividades antrópicas. Es fácil pues obtener recomendaciones para la conservación basadas en la variación poblacional derivada de estos hechos.

Como un complemento a dichas actividades conservacionistas, el seguimiento periódico de las poblaciones puede ser aprovechado para añadir funcionalidades nuevas al método demográfico (p.ej., cartografía de límites poblacionales mediante GPS y GIS, fotografía periódica de poblaciones de algunas especies, etc.). Además, conviene señalar que a medio y largo plazo se obtendrían series largas de datos, que permitirían extraer conclusiones relativas no solo a tendencias poblacionales de serie larga, si no también a cambios en el tiempo relacionados con el cambio climático, el abandono de usos del paisaje, etc.

Finalmente, la metodología elegida, el análisis matricial de poblaciones estructuradas, es ampliamente utilizada en el campo de la biología de la conservación. En principio, el tipo de dato poblacional que resulta más fácil de obtener de las poblaciones de los taxones de interés es el tamaño poblacional o censo directo. En este caso se censan todos los individuos de una población o un subconjunto de la población durante una serie de años (no necesariamente consecutivos). Los análisis y modelos derivados de este tipo de datos asumen que todos los individuos son idénticos desde el punto de vista de sus propiedades demográficas. Sin embargo, la realidad es que para muchos organismos, especialmente aquellos con ciclos de vida más largos, los individuos difieren de manera importante en cuanto a sus propiedades demográficas, dependiendo éstas del tamaño, edad o estado fenológico de los mismos. Así, dos poblaciones que tengan el mismo tamaño poblacional, pero diferente estructura en términos de tamaño o edad, pueden presentar una viabilidad muy diferente. Para atender a este tipo de necesidad, los seguimientos demográficos de este estudio se han llevado a cabo de tal manera que a la hora de tomar los datos de las poblaciones, éstas quedan estructuradas en clases discretas, siendo posible caracterizar las

Assessment of the applied methodology

ADVANTAGES AND LIMITATIONS OF THE METHODOLOGY USED IN THIS PROJECT

Advantages

Perhaps the most outstanding feature of this project is the use of a common methodology for all species by all data collecting teams for the entire monitoring period. The use of a common protocol allows data and results to be directly compared among all the studied species. The monitoring periods are the same, and trends for the structured populations were obtained for the same time period in all cases. Furthermore, this protocol can be easily applied in the future. Thus, the data collected now could be compared to data obtained in future monitoring campaigns.

This methodology also has management value, as it periodically compiles and controls data. There is no doubt that the results obtained can guide the management of the studied populations. During these years, climatic variations have been recorded and many populations have been exposed to changes in land use and anthropic activities. In these cases, it is relatively easy to make conservation recommendations.

Periodic population monitoring can also be an opportunity to add new characteristics to the demographic method (e.g. cartography of population limits through GPS and GIS, periodic photographs of populations, etc.). Furthermore, the long data series obtained in the mid and long term will provide information not only on population trends, but also on changes in time related to climate change, abandonment of land use, etc.

Finally, the chosen methodology, the matrix analysis of structured populations, is widely used in the field of conservation biology. The most easily obtained information on a taxon's populations is population size or direct census. In this case all the individuals in a population or a group of individuals are censused for a series of years (not necessarily consecutive). The analyses and models derived from this type of data assume that all individuals are identical from a demographic perspective. However, the individuals of many organisms, especially those with longer life cycles, are significantly different in terms of their demographic properties, depending on their size, age or phenological stage. Consequently, two populations that have the same population size, but different structures in terms of size or age, may present very different viabilities.



To obtain more accurate results, the demographic monitoring in this study collected data that could be used to structure the population in classes to then characterise the properties of each of these classes and analyse the obtained data through demographic matrix models (Menges, 1990; Caswell, 2001). Demographic matrix modelling can be considered a common language for many conservationists who continually assess this tool in the field of population biology, adding robustness and quality to the obtained results. This detailed analysis obtains higher quality results than more basic monitoring such as periodic visits to measure presence/absence or non-structured censuses.

Matrix analysis has become another tool in the assessment of conservation strategies and is especially useful in determining the effectiveness of collected measurements. Nowadays, demographic analysis is known in both the academic and management fields, and complementary reintroduction and monitoring programmes, or programmes derived from the AFA project, are being carried out in different autonomous regions in Spain (e.g. Canary Islands or Aragon).

Limitations

The applied monitoring methodology requires previous knowledge of the population biology of the species to be able to efficiently design sampling. This does not mean that academic knowledge is required to collect data in the field, although it is recommendable. However, it is necessary to manage some basic demographic concepts to know how to record the growth of individuals, structure the population and evaluate reproductive effort and recruitment. All of these aspects are less intuitive than the methodology used in direct census or presence/absence of individuals.

Therefore, sampling implies some previous training, and the recording of some variables may be sensitive to changes in the data collection team as, for example, estimating recruitment or seedling emergence, seed productivity per individual, or simply assigning individuals to a specific phenological class. However, many of these questions can be mitigated by establishing training courses for personnel.

Demographic analysis clearly requires a greater investment of time and resources than any other form of monitoring. Time is necessary for sampling in the field, both for plot establishment and marking of individuals as well as periodic controls, and for estimating demographic parameters. In addition to this, sampling must be carried out in a specific phenological period which may vary between years.

If only a few individuals are monitored in populations with a high number of individuals or if the species has numerous populations, the results obtained may not accurately represent the general situation. However, even when the number of marked

propiedades de cada una de esas clases, para finalmente analizar los datos obtenidos mediante modelos demográficos matriciales (Menges, 1990; Caswell, 2001). La demografía matricial puede ser considerada un lenguaje común para muchos conservacionistas que además es sometido a valoraciones continuas en el campo de la biología de poblaciones, lo cual añade robustez y calidad a los resultados obtenidos. Supone un análisis muy fino y detallado, y ofrece unos resultados muy difícilmente comparables en calidad a otros seguimientos más básicos, por ejemplo visitas periódicas para medir presencias/ausencias o para realizar censos no estructurados.

La elección del análisis matricial ha permitido además introducirlo como una herramienta más en la evaluación de las estrategias de conservación, especialmente útil para saber si las medidas tomadas o por tomar son efectivas o no. En la actualidad el análisis demográfico es conocido tanto en el ámbito académico como en el campo de la gestión, y existen programas de reintroducción y seguimiento complementarios o derivados del programa demográfico del AFA en distintas comunidades del Estado (p. ej., Canarias o Aragón).

Limitaciones

En principio el método de seguimiento empleado deriva de una metodología elaborada que requiere conocimientos previos sobre biología poblacional para poder diseñar el muestreo con eficiencia. Esto no quiere decir que para realizar la toma de datos de campo se requiera una formación específica, aunque siempre sería recomendable. Pero sí es claro que, por las características del seguimiento demográfico, es necesario manejar con suficiencia algunos conceptos básicos en demografía para saber, por ejemplo, cómo registrar el crecimiento de los individuos, cómo estructurar la población o cómo evaluar el esfuerzo reproductivo y el reclutamiento. Todos estos aspectos son, por descontado, menos intuitivos que la metodología usada en un censo directo de los ejemplares o en la constatación de la presencia o ausencia de individuos.

Por tanto, el muestreo implica cierto entrenamiento previo y el registro de algunas variables puede ser sensible al cambio del equipo encargado de tomar los datos, como por ejemplo la estimación del reclutamiento o emergencia de plántulas, la productividad de semillas por individuo, o simplemente la asignación de ejemplares a una determinada clase fenológica. No obstante, muchas de estas cuestiones pueden ser mitigadas con el establecimiento de cursos para la formación de personal cualificado.

Es claro que el análisis demográfico requiere una inversión de tiempo y recursos humanos muy superior a cualquier otra forma de seguimiento. Es necesario tiempo para el muestreo de campo, tanto para el establecimiento de las parcelas y marcaje de individuos, como para el posterior control periódico, y la estimación de parámetros demográficos. A todo ello se une la necesidad de que los muestreos se realicen en un periodo fenológico concreto y variable según los años.

Para especies con poblaciones que cuentan con un número muy grande de efectivos o para especies no raras (numerosas poblaciones) los resultados obtenidos con estos estudios son poco representativos de la situación general si no se incluyen en el seguimiento muchos ejemplares. No obstante, aún en el caso de que el número de individuos marcados no sea representativo, siempre quedará el recurso del valor relativo de los datos, al poder comparar distintos grupos de ejemplares o situaciones muestreadas y poder usar estos resultados para inferir de la situación local posibles tendencias más generales. Desde un punto de vista de eficacia del gasto en medidas de conservación, en estos casos en los que las especies se encuentran menos amenazadas probablemente no se justifique la realización de este tipo de estudios, y sea más práctica la implementación de sistemas de seguimiento basados en censos poblacionales directos o por estimación.

También hay problemas en el lado opuesto: al trabajar con poblaciones pequeñas, muchas veces con escasos individuos, en ocasiones no podemos esta-



blecer las clases que deberíamos siguiendo criterios biológicos, porque al encontrarnos con pocos ejemplares el error que cometemos al estimar las tasas vitales con esos pocos individuos puede ser mayor que el cometido al asimilar a un mismo grupo ejemplares que en principio representan estados diferentes. En algunos casos del estudio detallado AFA, la clase de plántulas se ha unido a la clase de vegetativos por este motivo.

En el apartado de ventajas se destacaba el valor derivado de la aplicación de una metodología uniforme para todas las especies lo cual posibilita la realización de comparaciones objetivas entre especies y el establecimiento de prioridades. Sin embargo, esta uniformidad en la metodología constituye a su vez una debilidad en cuanto que, dada la diversidad de formas vitales en tamaño, forma, longevidad y hábitat existentes en el mundo vegetal, resulta difícil generar una metodología común que se adapte bien a las peculiaridades de todas y cada una de las especies a estudiar. En este sentido, si en lugar de realizar el seguimiento demográfico de un amplio abanico de especies se nos hubiera encomendado el seguimiento demográfico de una especie en particular, dentro del desarrollo de un plan de recuperación, probablemente se podrían proponer modificaciones a la metodología que se adaptaran a las características particulares de la especie bajo estudio.

Otra desventaja adicional deriva de la necesidad de transitar dentro de las poblaciones para las necesarias actividades del muestreo (medidas, etiquetado, etc.). Ello implica un cierto nivel de antropización de la localidad, cosa que no ocurriría de llevar a cabo un simple censo tomado a cierta distancia con prismáticos. En el caso de poblaciones minúsculas, con ejemplares concentrados en apenas un centenar de metros, esta situación puede derivar en daños importantes bien por el pisoteo de plántulas o por daños diversos sobre los ejemplares adultos (rotura de ramas, flores, etc.).

Unido a lo anterior, destaca el hecho de que en lugares de orografía muy compleja, desarrollar un tipo de análisis que requiere de un rastreo detallado de la población, es poco viable. Las dificultades de acceso se maximizan en sectores escarpados donde sólo sería factible realizar el muestreo mediante técnicas especiales de escalada (sobre todo con el fin de poder detectar los ejemplares juveniles y las plántulas). Esta situación es frecuente en determinados territorios como las Islas Canarias. De hecho para alguna de las especies endémicas de este archipiélago y consideradas en este estudio (caso de *Cheirolophus metlesicisii*) no pudieron estudiarse todas sus poblaciones por este motivo. Este problema no es solo de las especies rupícolas, sino que puede hacerse extensible a otros grupos (fanerógamas marinas, hidrófitos sumergidos, etc.)

VALOR AÑADIDO A LOS ESTUDIOS BÁSICOS

El desarrollo del proyecto AFA se ha basado en dos metodologías o niveles de información, el llamado estudio básico y el estudio detallado o estudio demográfico que nos ocupa (Albert *et al.*, 2003). Pero ¿hasta dónde este segundo nivel de información supera o complementa al primero? En el apartado anterior ha quedado muy claro que los seguimientos demográficos orientados al desarrollo de modelos matriciales con poblaciones estructuradas en clases requieren una inversión en recursos mucho más elevada que estudios más básicos que únicamente cuentan con la estimación del tamaño poblacional o censo directo. En este punto podemos preguntarnos acerca del valor añadido que aportan estas propuestas metodológicas y si dicho valor añadido compensa el gasto adicional que conlleva.

Los estudios básicos realizados en el contexto del proyecto AFA constan de una única visita a la población en donde se realiza una estimación del tamaño poblacional y se obtiene información adicional sobre el hábitat y las posibles amenazas para la población. Dichos estudios proporcionan una fotografía estática sobre la situación de la población en un determinado momento.

El principal valor añadido de la metodología empleada se basa en su dimensión temporal, es decir, ya no se trata de un estudio puntual en el tiempo sino

individuals is not representative, the relative value of data can be used by comparing different groups of individuals or sampling situations and applying these results to infer general trends from the local situation. From the perspective of cost effectiveness, this type of study probably cannot be justified in less threatened species, and it would be more practical to implement monitoring systems based on direct population censuses or estimates.

On the other hand, working with small populations, often with few individuals, may not allow the establishment of classes following biological criteria. The error obtained when estimating vital rates with few individuals may be greater than the error obtained by grouping individuals of different stages in the same class. In some cases in the AFA detailed study, the seedling class was grouped with the vegetative class for this reason.

The section on the advantages highlighted the value derived from applying a common methodology for all species, allowing objective comparisons among species and the establishment of priorities. However, this common methodology is also a weakness, as it is difficult to generate a common methodology that adapts well to the peculiarities of each species, given the diversity in plant size, shape, longevity and habitat. If we had been entrusted with the demographic monitoring of a particular species within the development of a recovery plan, we probably could have proposed modifications in the methodology to adapt to the specific characteristics of the species under study.

Another disadvantage is the need to walk in the populations to carry out the sampling activities (measurements, marking, etc.). This implies some degree of anthropization at the site, which would not occur with a simple census using binoculars at a certain distance. In the case of very small populations with individuals concentrated in a few hundred metres, seedlings can be trampled and adult plants can be significantly damaged (stems, flowers, etc.).

In areas with complex orography, carrying out an analysis that requires detailed searching of the population is not viable. Accessibility is most difficult in steep areas where sampling can only be done using special climbing techniques (especially to detect young individuals or seedlings). This is a frequent situation in specific areas like the Canary Islands. In fact, some of the endemic species of this archipelago considered in this study (like *Cheirolophus metlesicisii*) had populations which could not be sampled. This problem is found in rupicolous species, as well as in other groups (marine phanerogams, submerged hydrophytes, etc.)

ADDED VALUE TO THE BASIC STUDIES

The AFA project is based on two methodologies or levels of information, the basic study and the detailed or demographic study (see Albert *et al.*, 2003). But, to what extent does the latter provide more information



or complement the former? The previous section showed that demographic monitoring for developing structured population matrix models requires a much greater resource investment than basic studies which only estimate population size or carry out direct census. We could ask ourselves about the added value of these methodological proposals and if this added value compensates the additional cost involved.

The basic studies carried out in the context of the AFA project consist of one visit to the population where population size is estimated and additional information is obtained on habitat and possible threats to the population. These studies provide a static photograph of the situation of the population at a specific time.

The added value of the applied methodology is based on its time aspect, that is, it is not a study at a specific point in time, but throughout a period of time. This time window is an enormous advantage when diagnosing the situation of a population, because it allows the detection of difficulties and threat factors which cannot usually be identified on only one visit. In this study, the effects of many human actions were detected in the populations of the 37 species (e.g., effects of the sinking of the “Prestige” oil tanker in *Rumex rupestris*, increase in the water level in the Crevillente dam in *Anarrbinum fruticosum*). The effects of climate variation on the survival, growth and reproduction of individuals were also observed in many populations over the six years of study. Population trends can be obtained from the data obtained with the use of demographic models, which is of great interest when diagnosing the conservation status of a population. This is the case of the use of subcriterion A of the IUCN threat categories (IUCN, 2001), or the application of subcriterion E, as these models also allow estimation of the extinction probability of the population for different time periods. The experience acquired in the populations and different species by the data collection teams in these six years should also be taken into account. This experience can provide more information on the status of the populations and the factors that determine their continuity.

Population structure also provides important information on population status, life expectancy estimates, transition matrices which summarize the vital rates of the different classes, growth rate estimates and population trends, transitions which have the greatest effect on population growth through the study of the elasticity matrix, and extinction probability for each population.

USE AS A MANAGEMENT TOOL

Akçakaya *et al.* (2004) provide several examples of the practical application of population viability analyses (PVA). General revisions on the use of models in animals, plants or both can be found in Akçakaya & Sjögren-Gulve (2000) and Brook *et al.* (2000), and critical revisions can be found in Ellner *et al.* (2002), Morris *et al.* (2002) and Norris (2004). They conclude that under

que se trata de un seguimiento de la población a lo largo de un período prolongado. Esta ventana temporal proporciona una ventaja enorme a la hora de diagnosticar la situación de la población porque permite detectar toda una serie de vicisitudes y factores de amenaza que difícilmente se pueden identificar con una sola visita. En las poblaciones estudiadas de las 37 especies que componen este estudio se han detectado los efectos de múltiples actuaciones humanas (p.ej., efectos del hundimiento del “Prestige” en *Rumex rupestris*, incremento en el nivel del agua en el embalse de Crevillente en *Anarrbinum fruticosum*). Paralelamente, también se ha podido apreciar en muchas poblaciones los efectos de las variaciones climáticas transcurridas a lo largo de los seis años de estudio sobre la supervivencia, crecimiento y reproducción de los individuos. Los datos obtenidos con el uso de modelos demográficos permiten la obtención de tendencias poblacionales, las cuales resultan sumamente interesantes a la hora de diagnosticar el estado de conservación de la población. Tal es el caso del uso del subcriterio A de las categorías de amenaza de la UICN (IUCN, 2001), o la aplicación del subcriterio E ya que estos modelos también permiten la estimación de la probabilidad de extinción de la población a lo largo de diferentes horizontes temporales. Paralelamente, se debe tener muy en cuenta la experiencia adquirida sobre las poblaciones y las diferentes especies por parte de los equipos que han obtenido los datos a lo largo de estos seis años. Esta experiencia permite el desarrollo de una percepción y opinión muy formadas sobre el estado de las poblaciones y los factores que determinan su continuidad.

Junto al valor añadido relativo a la calificación del grado de amenaza, se debe mencionar la importante información sobre el estado de las poblaciones facilitada a través de la estructura poblacional, la estimación de la esperanza de vida, las matrices de transición que resumen las tasas vitales de las diferentes clases, la estimación de las tasas de crecimiento y de la tendencia poblacional, la identificación de las transiciones que más contribuyen al crecimiento poblacional a través del estudio de la matriz de elasticidades y la estimación de la probabilidad de extinción para cada población.

UTILIDAD COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN

Akçakaya *et al.* (2004) proveen numerosos ejemplos de aplicación práctica de los análisis de viabilidad poblacional (AVP), a los que pueden unirse además revisiones generales de la utilidad del modelo en animales, plantas o ambos grupos, como las de Akçakaya & Sjögren-Gulve (2000) y Brook *et al.* (2000) y revisiones críticas como las de Ellner *et al.* (2002), Morris *et al.* (2002) o Norris (2004). Sus conclusiones no se alejan de las que podrían preverse: los AVP son tanto más útiles cuanto más acertado y fino es el sistema de toma de datos, y siempre que se muevan en un marco de baja incertidumbre ambiental. Además de la complicación del muestreo en función de las fases vitales del taxón hay otros problemas de mayor complejidad. La viabilidad de muchas especies, incluso de vida breve (anuales, bienales), podría depender de ciclos climáticos de larga duración, lo que a su vez conlleva la necesidad de realizar estudios por períodos de tiempo prolongados que abarquen dichos ciclos. Teniendo en cuenta que gran parte del territorio español corresponde a la región biogeográfica Mediterránea, donde la disponibilidad temporal de agua es el principal factor limitante que modula el desarrollo de las plantas, existe una alta probabilidad de que muchas especies amenazadas estén sometidas a importantes fluctuaciones de sus efectivos o de su grado de reclutamiento, estando esto asociado a la alta variabilidad interanual de la precipitación; en este aspecto, y con independencia de los grandes macrociclos de varios siglos de duración, como la conocida ‘Pequeña Edad del Hielo’ que estuvo flanqueada por sendos macroperíodos más secos y cálidos, los climatólogos no desechan en absoluto la existencia de ciclos de menor duración (v. Quereda *et al.*, 1999; Estrela *et al.*, 1999) de difícil predicción, pero que oscilarían entre 15 y 30 años.

Paralelamente, existe el riesgo de que los AVP no tengan suficientemente en cuenta problemas intrínsecos de los ciclos vitales de cada especie, de modo que



sus conclusiones, en especial las proyecciones de viabilidad de las especies en el tiempo, puedan constituir un mero artefacto del modelo matemático. Existe el riesgo de que la falta de reclutamiento, incluso en series temporales largas, forme parte de estrategias vitales de producción episódica masiva de semillas. Por ejemplo, aun cuando no se trate de una especie amenazada en la mayoría del territorio español, la producción de frutos viables de *Quercus faginea* en suficiente cantidad dentro de la Comunidad Valenciana (E. Laguna & A. Marzo, obs. pers.) sólo se ha constatado para las últimas décadas en 1987 y 2007. También empiezan a aparecer casos en los que gran parte del reclutamiento de plántulas no procede de las semillas o esporas producidas el año anterior, e incluso que muchas puedan mantenerse en periodos muy largos de escarificación y degradación de las cubiertas. Por ejemplo, el reclutamiento en una de las poblaciones de *Lupinus mariae-josephi* en 2007 ha quintuplicado la producción de semillas de 2006 en esa misma población (A. Navarro, S. Fos & E. Laguna, datos en preparación). ¿Hasta qué punto la mayoría de las especies estudiadas en un AVP siguen unas pautas ortodoxas que permiten extraer resultados de su seguimiento en periodos de 4 o 5 años? Las aplicaciones de los AVP a la conservación de especies amenazadas se han concentrado en el estudio de grandes mamíferos, superpredadores u otros taxones que tienden a cumplir con más facilidad las hipótesis de estabilidad poblacional interanual, pero... ¿es ésta la pauta habitual en la mayoría de especies vegetales, y en particular en las raras o amenazadas? Se trata ésta de una cuestión cuya respuesta sólo podrá obtenerse con un estudio demográfico prolongado de muchas de estas especies.

En relación con las cuestiones anteriores Fieberg & Ellner (2000) postulan la regla $N=(5-10)T$, según la cual para obtener predicciones estadísticamente válidas a corto y medio plazo (unos 25 años) sería necesario un elevado número de años de muestreo (> de 100). Naturalmente, esto limita enormemente la utilidad de estos estudios en el mundo de la gestión, donde habitualmente los datos científicos para apoyar la toma de decisiones deben tomarse en periodos muy cortos (2-5 años). Aún con todo ello, los mismos autores conscientes de la limitación argumentan que ello no reduce su aplicabilidad siempre y cuando se disponga de un nivel de conocimientos adecuado. De hecho, y aludiendo a la variabilidad climática o fenológica anteriormente mencionada, un buen conocimiento de las mismas permitiría aplicar modelos de covariación entre las tasas demográficas y ambientales, lo cual permitiría obtener resultados fiables en periodos mucho más cortos de seguimiento (Fieberg & Ellner, 2001).

Es también reseñable, que la clasificación adecuada de acuerdo con las categorías de la UICN y el diagnóstico preciso sobre el estado de las poblaciones descrito en el apartado anterior ya constituyen en si mismas una utilidad como herramienta de gestión, puesto que el establecimiento de cualquier estrategia de gestión requiere previamente de un adecuado conocimiento del problema.

Además de ello, los modelos demográficos matriciales resultan muy útiles para la evaluación de diferentes alternativas o propuestas de gestión. En otros ámbitos de gestión, las alternativas pueden ser valoradas mediante el establecimiento de experimentos piloto en donde se contemplan como tratamientos las diferentes propuestas de actuación. Los resultados obtenidos en el experimento guiarán la decisión a tomar. Sin embargo, en el caso de las poblaciones de especies amenazadas este tipo de aproximaciones no suele ser aplicable habida cuenta de los reducidos efectivos poblacionales disponibles y el riesgo de alteración que el propio experimento podría ocasionar. En este contexto los modelos demográficos permiten realizar análisis de sensibilidad y elasticidad donde se puede predecir el efecto que ocasionaría la ejecución de diferentes alternativas de gestión sobre las distintas clases de edad. Los resultados obtenidos se pueden tomar como un elemento de juicio más, a tener en cuenta a la hora de decidir las actuaciones a tomar.

Por otra parte, este tipo de estudios constituye una herramienta de indudable valor, no ya en el desarrollo de programas de recuperación concretos, sino en las fases preliminares a los mismos cuando es necesario aportar una racionalidad

conditions of low environmental uncertainty, the usefulness of PVA increases with the accuracy and thoroughness of the data collection system. In addition to the difficulty of sampling correctly, there are other complications. The viability of many species, including those with a short lifespan like annual or biennial species, may depend on long climatic cycles, which would require studies to be carried out for similarly long time periods. Considering that a large part of Spain corresponds to the Mediterranean biogeographic region where water availability is the main limiting factor regulating plant development, there is a high probability that many threatened species are subjected to significant fluctuations in number of individuals or recruitment due to the high variability in rainfall between years. In this respect, and independent of macrocycles which last several centuries like the "Small Ice Age" which was flanked by drier and warmer macroperiods, climatologists believe that there may be shorter cycles (Quereda *et al.*, 1999; Estrela *et al.*, 1999) which are difficult to predict and last between 15 and 30 years.

There is also a risk that PVA does not sufficiently take into account problems intrinsic to the life cycle of each species. Thus, the obtained conclusions, especially projections of the species viability in time, may be a mere artefact of the mathematic model. Lack of recruitment even in long time series may form part of the strategy of episodic massive seed production. For example, in *Quercus faginea*, a species threatened in some parts of Spain, viable fruit production was only observed in the Valencia autonomous region in the last few decades in 1987 and 2007 (E. Laguna & A. Marzo, pers. obs.). In some cases, a large proportion of seedling recruitment is not from seeds or spores produced the previous year, and many seeds can remain in long periods of scarification and seed coat degradation. For example, recruitment in one of the populations of *Lupinus mariae-josephi* in 2007 was five times greater than seed production in 2006 in the same population (A. Navarro, S. Fos & E. Laguna, data in preparation). To what extent do the majority of species studied in a PVA follow orthodox patterns allowing results to be obtained in 4 or 5-year periods? The application of PVAs to threatened species conservation has been focused on the study of large mammals, superpredators or other taxa which tend to fulfill the hypothesis of population stability between years, but is this common in most plant species, and in particular, in rare or threatened plant species? This question can only be answered by the long demographic study of many of these species.

With regard to these questions, Fieberg & Ellner (2000) propose the equation $N=(5-10)T$. According to this rule, a high number of years of sampling (>100) would be needed to obtain statistically valid predictions in the short and mid-term. This naturally limits the use of these studies in the world of management, where scientific data to support decision making usually consists



of very short periods (2-5 years). In spite of this, Fieberg & Ellner argue that this time limitation may not reduce the applicability of PVA whenever adequate knowledge is available. In fact, good knowledge of climatic or phenological variability would allow covariation models to be applied between demographic and environmental rates, thereby obtaining reliable results in much shorter monitoring periods (Fieberg & Ellner, 2001).

It should also be pointed out that classification according to the IUCN threat categories and accurate diagnosis of population status are in themselves a useful management tool, as the design of any management strategy requires previous knowledge of the problem.

Furthermore, demographic matrix models are very useful for evaluating different alternatives or management proposals. In other management areas, alternatives can be assessed through pilot experiments in which the different proposed actions are considered treatments, and the results obtained can guide decision making. However, in populations of threatened species, this approach cannot usually be applied due to the low number of individuals in the population and the risk of the experiment negatively affecting the population. In this context, demographic models allow sensitivity and elasticity analyses to be carried out to predict the effect of different management alternatives on different age classes. These results can then be considered in decision making.

On the other hand, this type of studies is a valuable tool in the preliminary phases of recovery programmes, when deciding the human and economic resources required for conservation. In regions like the Canary Islands, many taxa are frequently in the higher threat category. Thus, establishing priorities of which species or populations require more urgent action may be conflictive, if objective criteria are not available. The parameters derived from demographic study such as extinction risk in the short term (<25 years) are much more accurate criteria than the number of individuals or populations of a species.

KEYS TO USEFUL DEMOGRAPHIC MONITORING IN CONSERVATION

There are some points that can improve or increase the usefulness of demographic monitoring for threatened plant species:

- **Previous knowledge of the plant** (chorology, natural history, etc.). This will allow us to evaluate the effort required so that results are representative, that is, to answer the question, among others, of how many individuals must be monitored. Knowledge of the species' biological cycle will allow us to identify what an individual or monitoring unit is, estimate flower, fruit and seed production, determine the most suitable classes in which to structure the population, etc.
- **Design of a clear, simple and accurate protocol.** This assures that the monitoring exercise can

zación de los recursos económicos y humanos de cara a la conservación. De hecho, en determinados territorios (p.ej., Islas Canarias) es frecuente la existencia de multitud de taxones en la máxima categoría de amenaza o protección (CR *sensu* UICN, o En Peligro *sensu* Catálogo Nacional o Autonómicos). De esta forma, establecer prioridades en cuanto a qué especies o poblaciones demandan una mayor urgencia puede ser conflictivo si no se dispone de una prelación atendiendo a razonamientos objetivos. No siempre el número de individuos o poblaciones resulta un razonamiento adecuado y correcto, por lo que utilizar parámetros derivados del estudio demográfico como el riesgo de extinción a corto plazo (< 25 años) puede resultar mucho más adecuado.

LAS CLAVES DE UN SEGUIMIENTO DEMOGRÁFICO ÚTIL EN CONSERVACIÓN

Existen una serie de puntos que pueden mejorar o aumentar la utilidad de la herramienta demográfica para especies vegetales amenazadas:

- **Conocimiento previo de la planta** (corología, historia natural, etc...). De esta manera podremos evaluar primero el esfuerzo necesario para que los resultados sean representativos, es decir responder entre otras a la pregunta de cuántos ejemplares es necesario someter a seguimiento. De igual manera conociendo detalles de su ciclo biológico podremos identificar qué es un individuo o en todo caso la unidad de seguimiento, cómo estimar la producción de flores, frutos y semillas; o cuales son las clases más adecuadas para estructurar la población, entre otras cuestiones.
- **Diseño de un protocolo sencillo, claro y preciso.** Podremos asegurar de esta forma que el ejercicio pueda ser reproducido en el tiempo y además amortiguar el efecto del cambio de equipo de muestreo previsible en estudios de largo plazo.
- **Facilidad y rapidez en las mediciones periódicas y en la localización de los individuos, de igual manera que en las labores de etiquetado iniciales.** Debe hacerse un esfuerzo para reducir y mejorar la toma de datos, así como para simplificar el etiquetado de individuos. El uso de fotografía digital y de sistemas de localización geográfica cada vez más refinados podría ser la solución.

Estas recomendaciones no serán de utilidad si no se cumple la que a nuestro juicio es más importante, aquella que vela por la permanencia en el tiempo del seguimiento. Por eso, es vital buscar un encuadre dentro de los planes o políticas generales de conservación, de los programas de seguimiento en general y de los estudios demográficos en particular. Solo engranando estas actividades en una estrategia general de las agencias o departamentos responsables se podrá asegurar su permanencia al margen de cambios políticos o de planificación. Para ello, nada mejor que crear una infraestructura de técnicos y personal formados en el análisis demográfico.

SEGUIMIENTO Y MÉTODOS DE ANÁLISIS ALTERNATIVOS, EL FUTURO.

El futuro de los estudios demográficos en España para especies vegetales puede analizarse desde una faceta estratégica y desde otra técnica o de aplicabilidad.

Desde el punto de vista estratégico o de política de conservación

- El esfuerzo dedicado en este estudio detallado de las plantas del proyecto AFA, tanto en la inversión de recursos a esta materia como en el establecimiento de una estructura coordinada con una metodología uniforme y por tanto comparable, debe ser aprovechado en el futuro. Parece razonable "transferir" el *modus operandi* demográfico a las CC. AA, por diversos motivos (v. Moreno *et al.*, 2003). Conviene destacar el hecho de que son las agencias de conservación autonómicas las encargadas de desarrollar los Planes de Recuperación de especies amenazadas. Dado que la recientemente aprobada Ley de Patrimonio Natural y Biodiversidad carece de mecanismos para hacer efectiva esta transferencia existe el riesgo de que muchas CC. AA. no lleven adelante este *modus operandi*. Se recomienda establecer un fondo de financia-



ción, susceptible de pacto con las CC. AA., para que uniendo los esfuerzos de los dos tipos de administración pueda obtenerse un compromiso de seguimiento.

- Debería contemplarse la necesidad del seguimiento demográfico de las especies más amenazadas dentro de los documentos estratégicos de los Parques Nacionales (y llegado el caso de otras áreas de máxima protección) como una herramienta más en el seguimiento de los factores ambientales (p.ej., el clima) y de los procesos ecológicos (evolución de la vegetación y de la diversidad general). Por descontado, también el seguimiento demográfico serviría para la valoración de las medidas de gestión desarrolladas.
- Las agencias de conservación de los distintos niveles de la administración deben preocuparse por establecer una coordinación estable. En esta agenda común debería incluirse en primer lugar qué tipo de plantas y cuándo es necesario desde el punto de vista conservacionista el seguimiento de la dinámica demográfica de una especie. No se puede tampoco olvidar la valoración futura de los resultados obtenidos en el seguimiento.

Desde el punto de vista técnico

A la hora de proceder al desarrollo de un programa de seguimiento demográfico conviene tener presente ciertas características biológicas que complican, o llegado el caso hacen imposible, el estudio y la obtención de conclusiones:

- Longevidad. Esperanzas de vida al nacer superiores a los 20 años pueden disminuir de manera ostensible la capacidad de detectar cambios en el hábitat a través de la dinámica demográfica de la especie. Además puede ocurrir que en estas especies longevas estudios de muy corta duración no aporten datos relevantes sobre la propia dinámica de la especie.
- Dormancia. Los estados crípticos dentro del ciclo vital, es decir, etapas vitales que no se pueden observar a simple vista a lo largo de todo un año, son difíciles de cuantificar desde el punto de vista demográfico. Este es el caso de especies con banco de semillas permanentes en el suelo, rizomas o bulbos que presentan dormancia durante períodos superiores a un año.
- Reclutamientos episódicos. Resulta mucho más difícil modelizar y extraer conclusiones en aquellas plantas en las que el reclutamiento sólo se produce de forma episódica, pasando muchos años de un evento de reclutamiento a otro.
- Crecimiento clonal. En las plantas con crecimiento clonal, o con reproducción asexual, puede resultar difícil la mera definición de individuo y la contabilización del tamaño poblacional puede verse sujeta a errores considerables.
- Dinámica metapoblacional. En aquellas especies en las que se presentan fuertes relaciones metapoblacionales, la información extraída a partir del seguimiento de una sólo de sus poblaciones puede conducir a conclusiones equivocadas. De forma más concreta, aquellas especies que tienen una dispersión de semillas cuyo alcance supera con creces los límites de la parcela de estudio presentan el inconveniente de una posible infraestimación del reclutamiento.

Además de estas cuestiones relacionadas con el ciclo biológico, los problemas de representatividad mencionados no hacen extensible su uso al grupo de especies menos amenazadas. Como mucho el modelo podría aplicarse a un cierto grupo de especies catalogadas como Vulnerables según UICN (2001), sobre todo a las que se califican por varios criterios, no sólo por D2, escogiendo un grupo selecto de poblaciones representativo del conjunto de la especie.

Teniendo en cuenta estas limitaciones tanto biológicas, como conservacionistas, parece recomendable ensayar metodologías demográficas menos intensivas para el futuro. La alternativa más inmediata consiste en la realización de seguimientos demográficos suficientemente extendidos en el tiempo que solo contemplen la estimación del tamaño poblacional. En este sentido existe todo un cuerpo de conocimiento que permite la utilización de este tipo de datos para

be carried out in the same way in the future, thereby buffering the effect of foreseeable changes in the monitoring team in long-term studies.

- **Ease and speed in periodic measurements, locating individuals and initial marking tasks.** Efforts should be made to reduce and improve data collection, and to simplify the marking of individuals. The use of digital photographs and geographic information systems which are becoming more and more accurate may be the solution.

These recommendations will be of little use if the monitoring study is not carried out in time. Therefore, it is essential to integrate monitoring programs and, in particular, demographic studies in general conservation strategies or conservation plans. The integration of these activities in the general strategy of the responsible agencies or departments is the only way to assure their continuation in spite of agendas or political changes. This requires creating an infrastructure of personnel trained in demographic analysis.

ALTERNATIVE MONITORING AND ANALYSIS METHODS, THE FUTURE

The future of demographic studies of plant species in Spain can be analysed from both a strategic and technical perspective.

Strategic or conservation policy perspective

- The effort devoted in this detailed study both to resource investment and the establishment of a coordinated structure with a common, comparable methodology should be taken advantage of in the future. It seems reasonable to transfer the demographic *modus operandi* to the autonomous regions for several reasons (Moreno et al., 2003). It should be pointed out that the autonomic conservation agencies are in charge of designing Recovery Plans for threatened species. Given that the recently passed Law of Natural Patrimony and Biodiversity lacks mechanisms for facilitating this transfer, many Autonomous Regions may not carry this *modus operandi* forward. A financial fund could be created between the central government and the autonomous regions to join forces and obtain a monitoring commitment.
- Demographic monitoring should be considered for the most threatened species in the strategic plans of the National Parks (and other areas of maximum protection) as another tool in monitoring environmental factors and ecological processes. Of course, it would also be useful to assess implemented management actions.
- Conservation agencies at the different administrative levels should be coordinated. A common agenda should include what type of plants to conserve, when to monitor the demographic dynamics of a species, and the future assessment of the obtained monitoring results.



Technical perspective

When designing a demographic monitoring programme, certain biological characteristics should be kept in mind, as they may complicate the study or make it impossible to obtain conclusions.

- Longevity. Life expectancies of over 20 years may reduce the capacity of monitoring to detect habitat changes through population dynamics. Furthermore, short studies of long-lived species may not provide relevant data on the species' dynamics.
- Dormancy. Cryptic stages in the life cycle, that is, life stages that cannot be observed throughout the year, are difficult to quantify from a demographic point of view. This is the case of species with a permanent soil seed bank, rhizomes or bulbs that are dormant for periods longer than one year.
- Episodic recruitment. It is much more difficult to model and draw conclusions in plants with episodic recruitment, as there may be many years between one recruitment event and the next.
- Clonal growth. In plants with clonal growth or asexual reproduction, it may be difficult to define what an individual is, and there may be considerable errors in counting population size.
- Metapopulation dynamics. In species with strong metapopulation relationships, the information obtained in monitoring only one of its populations may lead to false conclusions. For example, when the seeds of a species are dispersed much farther than the limits of the monitoring plot, recruitment can be underestimated.

Furthermore, the previously mentioned problems of representativity do not allow the use of this type of study in less threatened species. Perhaps, the model could be applied to some species catalogued as Vulnerable according to UICN (2001), especially those that were assessed using several criteria, not only criterion D2. In this case, a representative group of the species' populations could be selected.

Considering these limitations, it seems recommendable to assay less intense monitoring methodologies in the future. The most immediate alternative is to monitor only population size for sufficiently long periods of time. In this sense, there is knowledge on the use of this type of data for the application of demographic models and PVAs (Morris & Doak, 2002). Although the quantity of information obtained is clearly limited, these simple models also estimate population trends and extinction probabilities for different time periods.

The matrix models used in this study have advantages and disadvantages with regard to models based only on population size. An advantage is that they provide a more accurate vision in species whose individuals contribute differently to population growth. They also help to make more accurate management decisions. However, matrix models require more data and more types of data, increasing the economic, technical

la aplicación de modelos demográficos y la realización de AVP's (Morris & Doak, 2002). Si bien es cierto que la cantidad de información obtenida es claramente más limitada, estos modelos simples permiten igualmente establecer tendencias poblacionales y estimar probabilidades de extinción a diferentes horizontes temporales.

Los modelos matriciales empleados en este estudio tienen ventajas y desventajas con relación a estos modelos basados únicamente en el tamaño poblacional. Entre las ventajas podemos destacar el hecho de que proporcionan una visión más ajustada a la realidad en aquellas especies cuyos individuos presentan una contribución diferente al crecimiento poblacional. Igualmente permiten generar decisiones de gestión mucho más precisas. Sin embargo, los modelos matriciales cuentan con la desventaja de requerir más datos y más tipos de datos, con lo que el proceso de muestreo requiere de una mayor inversión económica, técnica y humana (Morris & Doak, 2002).

La experiencia adquirida en la toma de datos de ambos tipos a través del proyecto AFA (Albert *et al.*, 2003) ha permitido valorar el esfuerzo y la calidad de datos obtenidos en cada caso para un gran número de especies vegetales. Mientras los datos orientados hacia la aplicación de modelos matriciales en poblaciones estructuradas pueden proporcionar información muy útil para el desarrollo de estrategias de gestión en el marco de un plan concreto de recuperación, consideramos que los datos basados en el tamaño poblacional o censo directo resultan más apropiados bajo la perspectiva de un plan extensivo de seguimiento de la biodiversidad, ya que a partir de una misma cantidad de recursos esta aproximación permite el seguimiento de un número mayor de poblaciones de especies indicadoras.

En consecuencia, el seguimiento demográfico basado en la estimación de los tamaños poblacionales supone una alternativa muy interesante a tener en cuenta en futuras iniciativas de este tipo. En este caso, la metodología se simplifica de manera ostensible y los datos son fáciles de tomar. Si bien la puesta en marcha de esta alternativa requiere la obtención de datos durante un período prolongado de tiempo (se recomiendan series temporales de al menos 10 muestreos separados entre sí el tiempo suficiente), una ventaja añadida de esta aproximación es que los datos obtenidos no tienen que ser necesariamente en años consecutivos. Además, para usar dichos datos en un AVP no tiene por qué contabilizarse la población entera, ya que en función de los casos pueden usarse sólo algunos tipos de individuos (p.ej., las plantas en flor).

La metodología empleada en este estudio resulta claramente más ventajosa cuando se orienta hacia casos particulares, como los implicados en el desarrollo y ejecución de Planes de Recuperación de especies. En estas situaciones, la cantidad y calidad de la información obtenida a través de los modelos matriciales claramente compensa el esfuerzo añadido en recursos que conlleva esta metodología, debido a las aplicaciones en materia de diagnóstico, clasificación de amenaza y evaluación de alternativas de gestión antes descritas.

Existe además otro abanico de posibilidades si se piensa en la combinación de ambas técnicas en un programa de seguimiento. Para el caso de la flora amenazada de máximo riesgo puede ensayarse, por ejemplo, la reducción progresiva de la frecuencia de las visitas para las especies de ciclo largo, dinámica demográfica lenta, o hábitat estable, pero manteniendo el censo estructurado. Otros taxones pueden ser objeto de una primera fase de muestreo o seguimiento demográfico estructurado para después, y según los resultados, pasar a una etapa de censos directos o incluso de un mero control de presencia o ausencia en cuadrículas. Finalmente, para especies con demografía complicada, pero estrechamente relacionada con un agente ambiental o antrópico, cabe la posibilidad de recurrir al seguimiento indirecto de dicho agente, por ejemplo censos ganaderos de la comarca para una especie afectada por el pastoreo o distribución temporal y espacial de las precipitaciones para una especie ligada al régimen hídrico.



En resumen, el futuro de los estudios demográficos con censos estructurados pasa por un análisis de las posibles especies candidatas. Ya se ha puesto de manifiesto que determinadas propiedades biológicas complican el uso de la técnica matricial. En una buena parte de la flora amenazada española es muy previsible que técnicas menos complejas consigan unos resultados, sino tan exhaustivos, igualmente útiles para la gestión y seguimiento de poblaciones. Llegado el caso, puede pensarse que, al menos para los fines conservacionistas, resultará recomendable el uso del análisis matricial allí donde se requiera de forma explícita, por ejemplo en los Planes de Recuperación, en taxones con categorías de amenaza UICN especialmente complicadas, o en el seguimiento de determinadas actividades de gestión.

REFERENCIAS

- AKÇAKAYA H.R. & P. SJÖGREN-GULVE (2000). Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48:9-21.
- AKÇAKAYA H.R., M. BURGMAN, O. KINDVALL, CH.C. WOOD, P. SJÖGREN-GULVE, J.S. HATFIELD & M.A. MACCARTHY (eds.) (2004). *Species Conservation and Management: Case Studies*. Oxford University Press. Nueva York.
- ALBERT, M.J., Á. BAÑARES, M. DE LA CRUZ, F. DOMÍNGUEZ, A. ESCUDERO, J.M. IRIONDO, M.B. GARCÍA, D. GUZMÁN, M. MARRERO, J.C. MORENO, H. SAINZ, F. TAPIA & E. TORRES (2003) *Manual de Metodología de Trabajo Corológico y Demográfico* (Versión 4.2) Iriondo, J.M. (Coord.) Ministerio de Medio Ambiente. Disponible en Web: http://www.mma.es/secciones/biodiversidad/inventarios/inb/flora_vascular/pdf/d1_0.pdf
- BROOK, B.W., J. J. O'GRADY, A.P. CHAPMAN, M.A. BURGMAN, H.R. AKÇAKAYA & R. FRANKHAM (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.
- CASWELL, H. (2001) *Matrix Population Models* (Second edition) Sinauer Associates, Sunderland, MA
- ELLNER, S.P., J. FIEBERG, D. LUDWIG & C. WILCOX (2002). Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16: 258-261
- ESTRELA, M.J., D. PEÑARROCHA & M. MILLÁN (1999). Análisis espacial de los episodios secos en la Comunidad Valenciana, 1950-1996. *Cuadernos de Geografía* 65-66: 335-345.
- FIEBERG, J. & S.P. ELLNER (2000). When is it meaningful to estimate an extinction probability? *Ecology* 81: 2040-2047.
- FIEBERG, J. & S.P. ELLNER (2001). Stochastic matrix models for conservation and management: a comparative review of methods. *Ecology Letters* 4: 244-266.
- MENGES, E.S. (1990) Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* 4:52-62
- MORENO SAIZ, J. C., F. DOMÍNGUEZ LOZANO & H. SAINZ OLLERO (2003). Recent progress in conservation of threatened Spanish vascular flora: a critical review. *Biological Conservation* 113: 419-431.
- MORRIS, W.F., B.R. HUDGENS, L.C. MOYLE, J.R. STINCHCOMBE & P.L. BLOCH (2002). Population viability analysis in endangered species recovery plans: Past use and future improvements. *Ecological Applications* 12: 708-712
- MORRIS, W.F. & D.F. DOAK (2002). *Quantitative Conservation Biology. Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- NORRIS, K. (2004). Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *Journal of Applied Ecology* 41(3): 413-426
- QUEREDA, J., E. MONTÓN & J. ESCRIG. (1999). *La Evolución de las Precipitaciones en la Cuenca Occidental del Mediterráneo: ¿Tendencias o ciclos?* Jornada Científica 'Sequías en España'. Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante. Alicante.
<http://www.cervantesvirtual.com/servlet/SirveObras/12160547541254839654435/catalogo24/2%20inve.pdf>

and human resources needed for sampling (Morris & Doak, 2002).

The experience acquired in the AFA project in the collection of both types of data (Albert *et al.*, 2003) has allowed the assessment of the effort and the quality of the obtained data for a large number of plant species. While the data obtained for application in matrix models may provide useful information for the development of management strategies in a recovery plan, we consider that data based on population size or direct census are more appropriate for extensive biodiversity monitoring plans, as more populations of indicator species can be monitored with the same resources.

Consequently, demographic monitoring based on the estimation of population size is an interesting alternative for future initiatives. In this case, the methodology is greatly simplified and data are easily collected. Although this alternative requires data collection for long periods of time (series of at least 10 samplings throughout time), an advantage of this approach is that data do not necessarily have to be collected in consecutive years. Furthermore, the whole population does not need to be counted to use these data in a PVA, as only some types of individuals can be used (for example plants in flower) depending on the species.

The methodology used in this study is clearly advantageous in specific cases such as in the development of species Recovery Plans. In these situations, the quantity and quality of the information obtained through matrix models clearly compensates the effort in resources, as it can be used in diagnosis, threat classification and management options.

There is also an array of possibilities in the combination of these two techniques in a monitoring programme. For example, the progressive reduction of monitoring visits could be assayed for species with a long cycle, slow demographic dynamics or stable habitat, but the structured census could be maintained. For other taxa, sampling or structured demographic monitoring could be carried out in a first phase, and according to the results obtained, direct census or presence/absence in grid squares could then be used. Finally, indirect monitoring could be used for species strictly related to an environmental or anthropic agent. For example, censuses of cattle could be carried out in the area of a species affected by grazing or the temporal and spatial distribution of rainfall could be monitored for a species related to a water regime.

In summary, the adequacy of demographic studies with structured censuses requires previous analysis of candidate species. It has been observed that certain biological properties constrain the use of the matrix approach. For a great part of the Spanish threatened flora it is foreseeable that less complex techniques could obtain similar results for population management and monitoring. Thus, it can be concluded that,



at least for conservation purposes, the use of matrix models may be advisable in those cases where they are explicitly required, such as in species recovery plans, taxa with especially complex IUCN categories or in the monitoring of specific management activities.

IUCN, World Conservation Union (2001). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.



Capítulo VII

Conclusiones y perspectivas futuras

Chapter VII
Conclusions and future perspectives

Conclusiones y perspectivas futuras

L. GIMÉNEZ BENAVIDES, J.M. IRIONDO, M.J. ALBERT, F. DOMÍNGUEZ LOZANO Y A. ESCUDERO.

Los resultados obtenidos en este seguimiento conjunto de 37 taxones amenazados durante el periodo 2001-2006 son ilustrativos de cómo la flora más amenazada de España está padeciendo un declive realmente importante. En este momento sabemos que nuestra flora más amenazada no sólo está afectada por múltiples factores ya identificados en el Atlas y Libro Rojo, sino que, para algunas de las especies, sus poblaciones están experimentando un declive demográfico que puede conducir a su pronta desaparición salvo que se tomen medidas urgentes y excepcionales. El análisis conjunto de los resultados ha permitido apreciar que los factores que actúan a escala local influyen de forma determinante sobre las tasas de crecimiento de las poblaciones. No obstante, existen características inherentes a cada especie que también condicionan de manera clara la dinámica poblacional. En este sentido, las particularidades de cada especie perfilan estrategias de vida concretas y condicionan por ejemplo el tamaño de las poblaciones. Así, hemos podido observar que dentro de las especies más amenazadas, el tamaño poblacional no está necesariamente correlacionado con tendencias demográficas más negativas, encontrándose especies con tamaños poblacionales muy reducidos y dinámicas estables. Por otra parte, la relevancia de los factores que actúan a escalas más globales está todavía por evaluar y requiere de un análisis más detallado de los resultados.

La metodología empleada ha permitido conocer en detalle el estado de amenaza de las poblaciones desde una perspectiva demográfica, que complementa la información conocida hasta el momento acerca del tamaño poblacional y el área de distribución. De esta manera, como consecuencia de los seguimientos demográficos realizados en el marco de este proyecto, 10 de los 37 taxones estudiados incorporan nuevos criterios o subcriterios en sus categorías de amenaza según UICN (2001) que se ven ya reflejados en la Lista Roja 2008:

- En cinco taxones se ha incorporado el subcriterio A3b: *Armeria merinoi*, *Jurinea fontqueri*, *Limonium geronense*, *Limonium malacitanum* y *Pseudomisopates rivas-martinezii*.
- En otros cinco taxones se ha incorporado el criterio E: *Antirrhinum lopesianum*, *Lotus arinagensis*, *Rumex rupestris*, *Scrophularia valdesi* y *Verbascum fontqueri*.

Junto al valor añadido de haber contribuido a la clasificación del grado de amenaza, se debe mencionar la importante información sobre el estado de las poblaciones facilitada a través de la estructura poblacional, la estimación de la esperanza de vida, las matrices de transición que resumen las tasas vitales de las diferentes clases, la estimación de las tasas de crecimiento y de la tendencia poblacional, la identificación de las transiciones que más contribuyen al crecimiento poblacional (a través del estudio de la matriz de elasticidades) y la estimación de la probabilidad de extinción para cada población. Toda esta información resulta de un incalculable valor a la hora de diagnosticar el estado de las poblaciones y diseñar e implementar actuaciones de conservación en el marco de los planes de recuperación de especies.

En definitiva, la metodología empleada en este proyecto ha funcionado muy bien y los resultados obtenidos han sido muy satisfactorios. En algunas ocasiones la aplicación de la metodología propuesta se ha visto limitada por la naturaleza de los datos, que ha dificultado la correcta evaluación de algunos

Conclusions and future perspectives

The results obtained in the monitoring of this group of 37 threatened taxa during the 2001-2006 period reflect that the most threatened flora in Spain is experiencing a significant decline. We now know that our most threatened flora is not only being affected by multiple factors already identified in the Atlas and Red Book, but that some species' populations are experiencing a demographic decline that may lead to their extinction unless urgent and exceptional measures are taken. The comprehensive analysis of results shows that factors operating at the local level influence rates of population increase. However, characteristics inherent to each species also clearly condition population dynamics. In this sense, the specific characteristics of each species condition its life strategies and population size. Thus, we observed that population size is not necessarily correlated to negative demographic trends, as we found that some species with very small population sizes had stable dynamics. On the other hand, the relevance of factors operating at more global scales has yet to be evaluated and requires a more detailed analysis of results.

The applied methodology has also provided more detailed knowledge of the threat status of populations from a demographic perspective, complementing previously obtained information on population size and area of distribution. Thus, 10 of the 37 studied taxa now include new criteria or subcriteria in their threat categories according to IUCN (2001), as seen in the 2008 Red List:

- Subcriterion A3b has been added to five taxa: *Armeria merinoi*, *Jurinea fontqueri*, *Limonium geronense*, *Limonium malacitanum* y *Pseudomisopates rivas-martinezii*.
- Criterion E has been added to another five taxa: *Antirrhinum lopesianum*, *Lotus arinagensis*, *Rumex rupestris*, *Scrophularia valdesi* y *Verbascum fontqueri*.

In addition, relevant information on population status has been provided through population structure, estimates of life expectancy, transition matrices which summarize the vital rates of different classes, rates of population increase and population trends, identification of the transitions which made the greatest contribution to population increase (through the study of the elasticity matrix) and estimates of extinction probability for each population. This is invaluable information in the diagnosis of population status and in the design and implementation of conservation actions in species recovery plans.



In short, the methodology used in this project worked very well and the results obtained were very satisfactory. On some occasions, application of the proposed methodology was limited by the nature of data, which made it difficult to correctly evaluate some states which are not easy to characterise such as permanent soil seed banks or subterranean phases in the case of geophytes. In such cases, some aspects of the methodology which consider the idiosyncrasies of each taxon and studied population need to be modified, leading to different methodologies according to the type of species we are dealing with. Thus, it may be more appropriate to carry out demographic analyses based on population censuses, instead of individualised monitoring, for extremely long-lived species, populations with a low number of monitored individuals, or inaccessible populations. The use of demographic analyses based on censuses is also recommendable when monitoring less threatened taxa with a greater number of populations, as time and resource investment is lower.

In Chapter V we asked if this group of taxa really constituted a representative sample of our most threatened flora. The main purpose of this “self-diagnosis” is to analyse whether this small group of taxa could form the basis of a consolidated national Detailed Plant Monitoring Network in the future. In order to do this, we examined the frequency of certain biological and population attributes among the taxa of the demographic study, and compared these frequencies to those in the group of taxa categorized as CR (Critically Endangered) and EN (Endangered). We should keep in mind that the 32 studied taxa (those in the CR and EN categories) make up only 5.5% of the 586 CR and EN taxa included in the revised 2008 Red List. Therefore, notable deviations could be expected in terms of maximum representativity due to the small sample size.

The results of this analysis indicate that the representativity of the sample is quite acceptable, although some aspects could logically be improved. The families with more threatened taxa in Spain are well represented in the demographic study. However, some families that are not represented, such as Boraginaceae, Cyperaceae, Gramineae, Convolvulaceae and Amaryllidaceae, could be included and the presence of Compositae and Plumbaginaceae could be increased. There is also a lack of therophytes, a total absence of hydrophytes, and a low representation of taxa with anemochorous pollination. Taxa characteristic of riverbanks or wetlands, marshes and cultivated field margins should also be included as well as some dioecious, gynodioecious or androdioecious taxa. Finally, we should highlight that approximately 76% of the known populations of these taxa have been monitored in the project, which provides very high population representativity.

The project that allowed these demographic studies to be carried out is a milestone in plant conservation worldwide. It is the first time that a relevant number of threatened plant taxa in a “hot spot” have been

estados no siempre bien caracterizados, como los bancos de semillas permanentes o las fases subterráneas en el caso de los geófitos. Ello nos obliga a matizar algunos aspectos metodológicos que consideren la idiosincrasia de cada uno de los taxones y poblaciones estudiados, y que nos conduce a proponer diferentes metodologías según el tipo de especies que tengamos entre manos. Así, puede resultar más adecuado realizar análisis demográficos basados en censos de la población, y no en el seguimiento individualizado, para aquellas especies de longevidad extrema, poblaciones con un bajo número de individuos monitorizados, o en aquellas situaciones en las que la inaccesibilidad a las poblaciones dificulte un seguimiento detallado. La utilización de análisis demográficos basados en censos también puede ser recomendable cuando el seguimiento se aplique a taxones menos amenazados y con un mayor número de poblaciones, puesto que la inversión en tiempo y recursos necesaria es menor.

En el Capítulo V nos cuestionábamos si este conjunto de taxones constituye realmente una muestra representativa de nuestra flora más amenazada. El fin último de este “autodiagnóstico” radica en analizar si este pequeño grupo de taxones podría constituir la base de una futura Red de Seguimiento Demográfico de Plantas Amenazadas consolidada a nivel nacional. Para ello, nos fijamos en la frecuencia de ciertos atributos biológicos y poblacionales entre los taxones del estudio demográfico, y los comparamos con su frecuencia en el conjunto de taxones con categoría de amenaza CR (En Peligro Crítico) y EN (En Peligro). Hay que tener en cuenta que los 32 taxones estudiados (si contamos sólo aquellos de las categorías CR y EN) son tan sólo un 5,5% de los 586 taxones CR y EN incluidos en la revisada Lista Roja 2008. Pese a esta relativa baja proporción, una muestra de tales dimensiones ha supuesto un importantísimo esfuerzo muestral y de coordinación.

El resultado de este análisis nos ha mostrado que la representatividad resulta bastante aceptable, aunque lógicamente existen ciertos aspectos que podrían mejorarse. Las familias con más taxones amenazados en España gozan de una buena representación en el estudio demográfico, aunque podrían incorporarse taxones de familias ausentes como Boraginaceae, Cyperaceae, Gramineae, Convolvulaceae y Amaryllidaceae, así como aumentar la presencia de Compositae y Plumbaginaceae. Destaca también la escasez de terófitos, la ausencia total de hidrófitos, y la baja representación de taxones con polinización anemófila. Habría que incorporar también taxones propios de riberas o humedales, marismas y bordes de cultivo, y algún taxón dioico, ginodioico o androdioico. Finalmente, cabe destacar que aproximadamente el 76% de las poblaciones conocidas de estos taxones han sido monitorizadas en el proyecto, lo que supone una representatividad poblacional muy alta.

El proyecto que ha permitido realizar estos seguimientos demográficos constituye un hito en la conservación de plantas a nivel global. Se trata de la primera vez que de forma coordinada se evalúa un número relevante de taxones de plantas amenazadas en un “hot spot” de relevancia mundial y durante un período de tiempo significativo. Resulta destacable el hecho de que el proyecto haya sido auspiciado desde la administración encargada de la conservación de la biodiversidad, y desarrollado en su práctica totalidad por investigadores. Se trata de un hito, también, en lo que respecta a haber logrado coordinar y hacer converger instituciones y personas con intereses y aproximaciones diferentes, posibilitando la organización de un nutrido grupo de investigadores en un proyecto común. Además, cabe resaltar también el efecto “puente” del proyecto. La metodología que se ha testado y validado puede servir para unir estrategias generales de conservación promovidas por la administración central o autonómica (inventarios, sistemas de seguimiento) con estrategias locales tales como los desarrollos de planes de recuperación o protección específica de ciertas poblaciones. De esta forma resulta factible que para un buen puñado de las especies que así lo requieran se produzca un relevo entre administraciones que garantice una continuidad del seguimiento iniciado.



En otro orden de cosas, la información recopilada en esta obra posee un enorme potencial didáctico y esperamos que los datos precisos aportados junto con los análisis efectuados constituyan un material adecuado, como estudios de caso, en la formación de las nuevas generaciones de biólogos orientados a la conservación de plantas. Por supuesto, el desarrollo del proyecto ha permitido también detectar algunas dificultades o errores que deberán ser subsanados en nuevas iniciativas de esta índole de cara al futuro. En cualquier caso, esperamos que la experiencia adquirida a través de este proyecto y los aspectos que aquí han quedado resaltados resulten útiles de cara al establecimiento de los sistemas de seguimiento y alerta temprana del estado de conservación de la biodiversidad vegetal, que, sin duda, irán implantándose en las próximas décadas.

evaluated in a coordinated way for a significant period of time. It is noteworthy that this project has been promoted by the administration commended with biodiversity conservation and totally carried out by researchers. It is also a milestone in the sense that it brought together and coordinated institutions and people with different interests and approaches, organising a group of researchers in a common project. From another perspective, the information compiled in this work has great educational potential, and we hope that the accurate data provided together with their analyses can be used as material in the formation of new generations of biologists interested in plant conservation. Of course, this project has also detected some difficulties or errors that should be corrected in future initiatives of this nature. However, we hope that the experience acquired in this project and the aspects highlighted herein will be useful in establishing early warning systems and monitoring programmes of the conservation status of plant biodiversity in the next few decades.





MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO

ORGANISMO
AUTÓNOMO
PARQUES
NACIONALES