

MEDITERRANEA

SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS

2005 Época II N° 18



COMITÉ EDITORIAL:

Ch. P. BLANC
G.U. CARAVELLO
S.G. CONARD
A. FARINA
A. FERCHICHI



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias

COMITÉ CIENTÍFICO:

Ch. P. BLANC. Lab. Zoogéographie. Université Montpellier III. Francia.
S.G. CONARD. USDA Forest Service. Riverside. U.S.A.
A. FARINA. Lab. Ecologia del Paisaje. Museo Historia Natural. Aulla. Italia.
A. FERCHICHI. I.R.A. Medenine. Túnez.
G.U.CARAVELLO. Istituto di Igiene. Università di Padova. Italia.

COMITÉ EDITORIAL:

V. Peiró, J. Martín, G. López, E. Seva.

DIRECCIÓN:

Eduardo Seva. Dep. Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.

SECRETARÍA:

Germán López. Dep. Ecología. Universidad de Alicante.

EDITA:

Servicio de Publicaciones. Universidad de Alicante.
<http://publicaciones.ua.es>

CORRESPONDENCIA:

Departamento de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.
Ap. 99 - 03080 Alicante. España.
Teléfono de Secretaría: 96/5909520
Fax: Rev. Mediterránea. Dep. Ecología. 96/5903464

I.S.S.N.: 0210-5004
Depósito Legal: A-1059-1984

Edición electrónica:



Notas para los autores

Los trabajos versarán sobre aspectos de ecología, recursos naturales, paisaje, gestión ambiental, en los ecosistemas de la cuenca mediterránea.

Los manuscritos mecanografiados a doble espacio y por una sola cara se enviarán a la dirección del **Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante, Ap. 99 (03080 Alicante, España) —Revista Mediterránea—**. Los autores deberán enviar original y dos copias, así como en disquette compatible en programas de tratamiento de texto MS-WORD.

LENGUA: Redactados en español, inglés, francés o italiano.

NOMBRE DE AUTORES: Apellidos y nombres sin abreviaciones.

DIRECCIÓN: Dirección profesional (Organización, Centro de Investigación, Universidad,...) teléfono, telefax, dirección electrónica.

TÍTULO: conciso y completo, sin abreviaciones (max. 60 espacios).

RESÚMEN: Después del título, un resumen en inglés y otro en francés, de 1500 espacios como máximo, independientemente de la lengua utilizada en el texto del trabajo

PARÁGRAFOS: El manuscrito debe respetar el siguiente orden: (contenido) introducción sin título, párrafos con títulos cortos (max. 50 espacios), conclusiones, agradecimientos (si procede), referencias bibliográficas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS: Obligatorias para las publicaciones citadas en el texto, que irán en mayúscula. Las referencias de información no publicada (informes, comunicación personal...) se incluyen en el texto entre paréntesis. La bibliografía se presentará según los modelos siguientes:

GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECCIÓN DE PRUEBAS: Será realizada por la redacción de la revista, aunque los autores deben enviar un texto muy claro y definitivo. Si se hallan deficiencias notorias en el texto, el trabajo será remitido a los autores de inmediato.

TABLAS: Cada tabla en página por separado, numeradas siguiendo el orden de aparición en el texto y llevarán leyenda. El método de escritura admitido puede ser WORD o EXCEL.

GRÁFICAS y DIBUJOS: Presentados en papel blanco no reciclado, exclusivamente en blanco y negro. Las láminas en color deberán ser costeadas por los autores. Gráficas y dibujos deben ser presentados de forma que, modificando su dimensión, no se vea modificada su comprensión. Deberán acompañar las leyendas al gráfico, suficientemente grandes e incluidas en la caja del mismo. Es obligatorio acompañar archivo en disco compatible y formato TIF o JPEG.

ILUSTRACIONES: Las fotografías, separadas del texto, con leyenda y número de orden, posición en el texto, etc.

NOTAS: Excepcionalmente se incluirán notas a pie, pero éstas deben ir en hojas separadas y debidamente numeradas.

EXTENSIÓN: El texto comprenderá una extensión de 5 (min.) a 25 (max.) páginas mecanografiadas. El número de gráficos, dibujos y fotografías debe ser proporcional al tamaño del texto.

La dirección de la revista se reserva el derecho de revisar los trabajos presentados con el fin de adaptarlos a la publicación.

<http://publicaciones.ua.es>

Notes for the authors

SUBJECTS

Ecology

Natural Resources

Landscape

Environmental Management

Manuscripts typed on duplicate on one side of the sheet only, should be sent to the magazine direction: **Mediterranea. S.E.B.Dep. Ecologia. Universidad de Alicante. Ap. 99 (03080 Alicante) Spain.** All authors are kindly requested to send their papers in writing, but namely on MS DOS/IBM compatible disks, using MS-WORD program. Every paper should conform to the following rules:

LANGUAGE: Spanish, English, French or Italian.

NAME OF THE AUTHORS: Preceded by the full first name without abbreviations.

ADDRESS: Institutional address of author(s) (Institutions, Research Centre, University), telephone, fax, electronic adress..

TITLE: Concise but detailed enough, without abbreviations (max. 60 strokes).

ABSTRACTS: In English and French, whatever it might be the language of the paper. The lenght should not exceed 1500 strokes.

PARAGRAPHS: Should be arranged as follows: (contents) introduction without title, paragraphs with short titles (max. 50 strokes), conclusions, acknowledgments (if required), references.

REFERENCES: Should include only publications mentioned in the text. References to unpublished informations (reports, personal communications, etc.) should be included between parentheses in the text. The bibliography should be presented in conformity with the following patterns: GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interac-

tions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECTIONS TO THE PROOF: Will be done by the editorial staff. Authors are kindly requested to submit a clear and final paper.

TABLES: Each table should be on a separate sheet, numbered consecutively, with a legend. The writing method admitted is WORD, EXCEL..

GRAPHICS AND DRAWINGS: Separated from the text, should be lettered on white or glossy paper, in black and white in compatible disks TIF or JPEG format. They should be clearly "constructed", with sufficiently big letters within the block of the graph.

ILLUSTRATIONS: Photographs should be numbered and lettered.

NOTES: They should be numbered and referred to in the text. They should be compiled on separate sheets.

LENGHT: Preferably between 5 (min.) and 25 (max.) typed pages. The number of illustrations, tables and graphs should be proportional to the lenght of the text.

The articles are reviewed by the editorial staff to be conformed for their publication.

<http://publicaciones.ua.es>

Índice

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

JULIA MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, MIGUEL ANGEL ESTEVE SELMA

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

ESTRELLA PASTOR LLORCA, ANDREU BONET JORNET

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

EDUARDO SEVA, JUAN LUIS ROMÁN, ROMUALDO SEVA

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

MARITZA GARCÍA, LEONOR CASTIÑEIRAS, TOMÁS

SHAGARODSKY, ODALYS BARRIOS, VICTOR FUENTES, VICTORIA MORENO, LIANNE FERNÁNDEZ, ZOILA FUNDORA-MAYOR, RAÚL CRISTÓBAL, VICENTE GONZÁLEZ, PEDRO SÁNCHEZ, FIDEL HERNÁNDEZ, CELERINA GIRAUDY, R. ORELLANA, ROBERTO ROBAINA, ARACELY VALIENTE Y ANDREU BONET

Índice

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

GUERRERO-CAMPO, JOAQUÍN

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

ISABEL PARDO CABALLERO, EDUARDO SEVA ROMÁN y JOAQUÍN MARTÍN MARTÍN

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

BONET, A. GRAS, M.J., Y RAVENTÓS, J.

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes astáticos

E. SERRA, A. SERRA, A. USAI., M. A. DE MIRANDA

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

YOLANDA HERNÁNDEZ GALLEGO y JOSÉ CARLOS MUÑOZ REINOSO

Índice

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

ARQUES J. & PEIRÓ V.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

GIORGIO MARCUZZI

Índice

Portada

Créditos

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico 8

JULIA MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, MIGUEL ANGEL
ESTEVE SELMA

Résumé 8

Abstract 9

Metodología y descripción del modelo 12

Resultados y discusión 18

Algunas implicaciones ambientales 23

Referencias bibliograficas 29

Apéndice con las principales variables del modelo 32

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

JULIA MARTÍNEZ FERNÁNDEZ

MIGUEL ANGEL ESTEVE SELMA

Departamento de Ecología e Hidrología.

Universidad de Murcia

Résumé

Le Campo de Cartagena constitue une vaste plaine drainée par un ensemble de ravins, qui débouchent dans la lagune littorale du Mar Menor, d'une grande singularité écologique et touristique. Pendant les dernières décades, l'accès généralisé aux ressources souterraines et surtout, l'arrivée des eaux du Trasvase Tajo-Segura ont supposé un important développement des terres irrigables et de la quantité utilisée d'engrais agricoles. Dans cette étude, on a élaboré un premier modèle de simulation dynamique sur les terres irrigables dans le Campo de Cartagena et sur l'exportation d'engrais agricoles. On a discuté aussi leurs effets sur le milieu naturel et sur d'autres utilisations socioéconomiques. Le modèle dynamique simule le comportement du système

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

depuis 1970 jusqu'à nos jours et inclut des variables comme la surface d'irrigation en plein air et en serre, l'exportation de nitrogène vers le Mar Menor, les ressources hydriques transvasées, la pluviosité mensuelle, la quantité utilisée d'engrais et de divers coefficients de lixiviation et de rétention. Les résultats montrent une notable augmentation de l'entrée de substances nutritives d'origine agricole au Mar Menor jusqu'à atteindre aujourd'hui autour de 2000 tonnes annuelles de nitrogène et 60 tonnes annuelles de phosphore. L'exportation finales de substances nutritives présente un caractère clairement dynamique qui dépend autant de facteurs exogènes, principalement la pluviosité, que endogènes, comme le niveau d'engrais agricoles accumulés dans le bassin. Cette exportation de substances nutritives a commencé à entraîner des procès d'eutrophisation dans la lagune.

Abstract

The Campo de Cartagena is an ample lowland drained by several ephemeral channels flowing into the coastal lagoon of Mar Menor, having a high ecological and tourist value. During the last decades the increment of water resources due to groundwater exploitation and the Trasvase Tajo-Segura has led to a considerable increment of the irrigated lands and the amount of agricultural fertilisers. In the present work a first dynamic simulation model about the irrigated lands on the Campo de Cartagena and the fertilisers transport has been built up. The effects on the natural environment and on other socio-economic uses have also been discussed. The dynamic model simulates the behaviour of the system from 1970 to nowadays and includes variables such us the area occupied by irrigated lands, the nutrients flow into

the Mar Menor, the available water resources, the monthly rainfall, the fertilisers input and several leaching and retention coefficients. The results show a great increment of the fertilisers income to the Mar Menor until the current mean values of around 2000 annual tons of nitrogen and 60 annual tons of phosphorous. The final nutrients export present a clear dynamic character depending both on exogenous factors, mainly the monthly rainfall, and on endogenous factors, such as the level of fertilisers accumulated in the basin. This nutrients export has begun to generate eutrophication processes in the lagoon, being the most serious indicator the big summer proliferation of two species of jellyfish, having not only environmental effects but also socio-economic ones due to its impact on the tourist quality of the Mar Menor.

Los usos agrarios y otras formas de aprovechamiento del territorio difícilmente pueden analizarse de forma aislada ya que constituyen ejemplos de sistemas complejos en los que tales usos interaccionan con los sistemas naturales a través de múltiples relaciones. Los sistemas complejos se caracterizan por presentar elementos y relaciones poco evidentes así como la tendencia a diferir en el espacio y en el tiempo buena parte de los efectos generados por las tensiones existentes en los mismos, de manera que en una perspectiva a corto plazo y limitada al propio uso agrario tales efectos son ignorados o considerados como una externalidad. Sin embargo, a veces tales efectos trascienden de forma casi inmediata a otros usos socioeconómicos, con lo que la visibi-

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

lidad e importancia de los mismos aumenta de forma dramática. Esto ocurre cuando dos sistemas intensivos de aprovechamiento del territorio coinciden en su espacio ambiental y están mediados por un sistema natural forzado, como es el caso del regadío en el litoral. En efecto, en España las zonas litorales mediterráneas se caracterizan por albergar, tanto buena parte del regadío más intensificado, como las principales actividades turísticas del país, de modo que en ellas existe también un elevado potencial para la génesis de relaciones tanto conflictivas como de complementariedad entre tales actividades agrícolas y turísticas. Una de tales zonas, el Campo de Cartagena y el entorno del Mar Menor, presenta ya los primeros signos de dichas relaciones conflictivas. En este trabajo se analiza dicho regadío y los efectos de su contaminación difusa sobre los sistemas naturales y otros usos socioeconómicos de la zona, fundamentalmente turísticos.

El Campo de Cartagena constituye una extensa llanura de unos 1200 km² drenada por un conjunto de ramblas que desembocan en la laguna litoral del Mar Menor, de gran singularidad ecológica y turística. En esta llanura se ha ido desarrollando progresivamente una agricultura de regadío basada en el aprovechamiento de los recursos subterráneos, si bien hasta tiempos recientes tal aprovechamiento ha sido bastan-

te limitado. En las últimas décadas, el acceso generalizado a los recursos subterráneos, y sobretodo la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura en 1979 han supuesto una profunda transformación del Campo de Cartagena, con un importante incremento del regadío y del aporte de fertilizantes agrícolas.

Metodología y descripción del modelo

La adecuada comprensión de sistemas complejos requiere de la utilización de metodologías que favorezcan enfoques integrales tales como la Dinámica de Sistemas, que permite considerar y analizar de modo integral distintos factores y sectores socioeconómicos y ambientales, sus interacciones, así como la simulación de su comportamiento dinámico (Roberts et al 1983, Vennix 1996). Esta metodología ha sido por ello aplicada en distintos sistemas de este tipo ((Ruth 1995, Verhagen 1997, Santos et al. 1997, AMA 1991). Los modelos dinámicos se basan en la consideración explícita de las retroalimentaciones que se establecen entre diversos factores, de manera que la evolución dinámica del sistema viene generada al menos parcialmente por la propia estructura del sistema. En el presente estudio se ha utilizado dicha metodología para elaborar un primer modelo dinámico acerca del regadío en el Campo de Cartagena y la exportación de fertilizantes,

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

discutiéndose sus efectos sobre el medio natural y otros usos socioeconómicos. En la construcción del modelo se abordan de un modo iterativo las fases de conceptualización, formulación detallada del modelo y calibración haciendo uso del software *VENSIM*[™] (Ventana Systems 1994), específicamente diseñado para la simulación de modelos dinámicos. El modelo permite explorar los efectos de distintos escenarios de gestión sobre el comportamiento dinámico del sistema, si bien tales escenarios no se discuten aquí por razones de brevedad.

El modelo dinámico simula el comportamiento del sistema desde 1970 hasta la actualidad sobre una base mensual e incluye variables de nivel, que representan acumulaciones en el sistema, como la superficie de riego al aire libre o la cantidad de nitrógeno de origen agrícola existente en la cuenca, y variables de flujo, que representan las entradas y salidas de dichas variables de nivel, como la exportación de nitrógeno hacia el Mar Menor. El modelo también incluye algunas variables exógenas (recursos hídricos trasvasados y precipitación mensual) y diversas tasas y parámetros como los relativos a los aportes de fertilizantes y los coeficientes de lixiviación y de retención en la cuenca. (Fig. 1).

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

El modelo determina la evolución de la superficie de regadío en función de la superficie ya existente, las tasas de crecimiento del regadío, la existencia de expectativas sobre nuevos recursos y el agua efectivamente trasvasada, entre otros factores. Esto permite la combinación de factores exógenos, tales como la existencia o no de sequía y la cantidad de recursos trasvasados, con factores endógenos, tales como el regadío ya existente y la superficie máxima legalmente asignada para esta Unidad de Demanda Agraria (CHS 1997). Por otra parte la formulación de la cantidad de nitrógeno y fósforo existentes en la cuenca como variables de nivel permite la consideración explícita de los tiempos de residencia de estos elementos en la cuenca y los retrasos existentes entre la lixiviación de fertilizantes y su entrada en la laguna, así como el efecto de lavado de las precipitaciones importantes y avenidas y su incidencia en las variaciones mensuales en la exportación de los mismos.

Para la calibración y parametrización del modelo se ha realizado una amplia revisión de toda la información disponible con especial énfasis en los datos procedentes de regadíos similares en otras regiones españolas, así como en algunos datos experimentales procedentes del propio Campo de Cartagena, relativos a la aportación de agua, nitrógeno y fósforo.

ro para superficies al aire libre y de invernadero, y sus respectivos coeficientes de lixiviación. (Lopez Galvez y Naredo 1996 ; Rincón 1996 ; Jordan *et al.* 1997 ; Moreno *et al.* 1996 ; Liu *et al.* 1997 ; Guimera *et al.* 1995 ; Diez 1997). Todo ello, junto a datos analíticos facilitados por SACYR S.A. acerca de la concentración de nitrógeno y fósforo en el agua de drenaje agrícola en las proximidades del Mar Menor, ha permitido realizar una primera estimación de los coeficientes de retención de la cuenca para nitrógeno y fósforo.

Otro factor importante en relación con la exportación de nutrientes lo constituyen las avenidas, que generan un lavado importante de nutrientes en la cuenca hacia la laguna, a veces acumulados durante varios años (David *et al.* 1997 ; Longabucco y Rafferty 1989, entre otros). En el presente modelo se han introducido las series históricas de precipitación mensual en el Campo de Cartagena desde 1970 a la actualidad para simular el efecto de las avenidas de forma similar a la utilizada en otras modelizaciones (Paaby *et al.* 1995).

Si bien los acuíferos actúan como sumideros temporales de la contaminación agraria y por tanto retardan el efecto visible de dicha contaminación, en el caso del Sistema Acuífero del Campo de Cartagena este papel retardador está empezando a ser profundamente modificado. La extracción creciente de

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

agua subterránea, incrementada durante el reciente periodo de sequía, contribuye a una mayor salinización del Sistema Acuífero, de manera que en los últimos años se ha generalizado la instalación en el Campo de Cartagena de plantas desaladoras, de las que actualmente existen unas 35, para tratar parte del agua extraída. La desalación genera un vertido de salmueras enriquecidas en nutrientes por el propio proceso de concentración de sales a partir de un agua de origen muy contaminada ya en nitratos (hasta 300 mg/l en el acuífero Cuaternario) y por la adición de diversas sustancias ricas en fósforo. La reciente irrupción de la desalación de agua subterránea en el Campo de Cartagena cabe interpretarla como un proceso acelerador de la conexión entre el Sistema Acuífero y la laguna que actúa como receptor último de los flujos superficiales y subsuperficiales.

El modelo determina el volumen de salmueras generado en función de los recursos hídricos disponibles de aguas superficiales (Trasvase y reutilización de aguas residuales) y de parámetros tales como la proporción de agua desalada y la eficiencia media de las desaladoras del Campo de Cartagena. Datos analíticos facilitados por SACYR S.A. (1997) han permitido establecer los contenidos típicos en nitrógeno y fósforo de las salmueras. Estos aportes se incluyen en el

cálculo final de la entrada de nutrientes de origen agrícola a la laguna.

Resultados y discusión

A partir de 1979 las expectativas creadas por el Trasvase inducen un espectacular incremento del regadío en el Campo de Cartagena (Fig. 2), incluso a pesar de que los recursos trasvasados difícilmente alcanzan la mitad de los asignados legalmente (Fig 3). Sólo el reciente periodo de sequía y la fuerte reducción de los recursos trasvasados han reducido

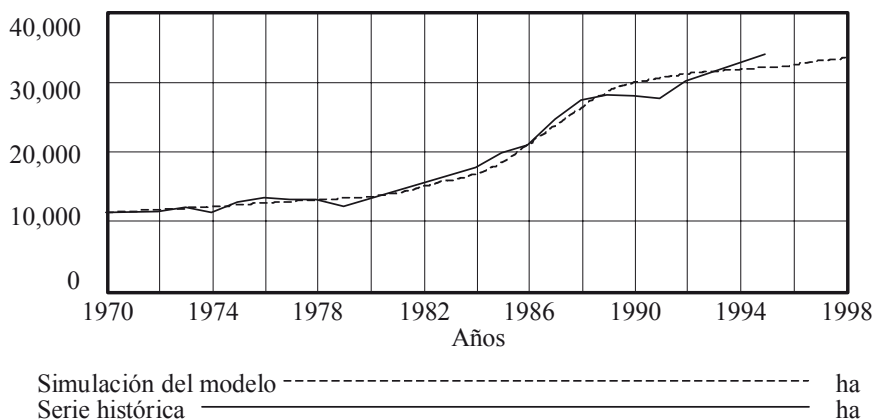


Figura 2. Evolución de la superficie de regadío en el Campo de Cartagena. Serie histórica confeccionada a partir de datos de diversas fuentes

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

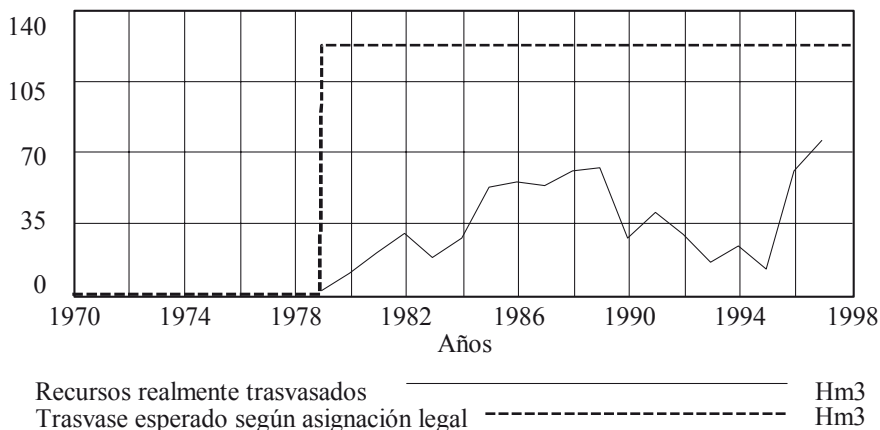


Figura 3. Evolución de los recursos trasvasados al Campo de Cartagena en relación con el volumen legalmente asignado

la elevada tasa de crecimiento experimentada hasta ese momento.

El aumento de la superficie de regadío genera un notable aumento de la entrada de nitrógeno y fósforo de origen agrícola al Mar Menor en las últimas décadas (Fig. 4) hasta situarse en la actualidad en unos valores medios anuales en torno a las 2000 toneladas anuales en el caso del nitrógeno y 60 toneladas anuales en el caso del fósforo, cifras muy importantes si se considera el volumen de la laguna, su grado de confinamiento y el origen oligotrófico de sus aguas.

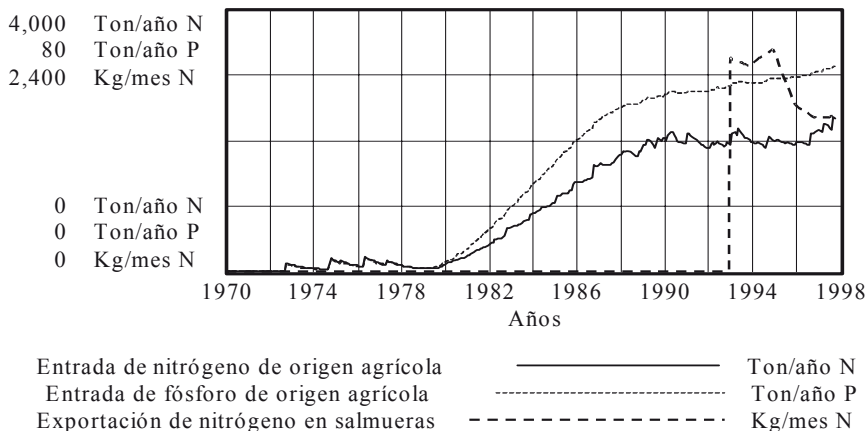


Figura 4. Simulación de la entrada de nitrógeno y fósforo de origen agrícola hacia el Mar Menor así como de la exportación de nitrógeno contenido en las salmueras.

Por otra parte, las precipitaciones importantes y avenidas reducen el tiempo de residencia de los fertilizantes agrícolas en la cuenca (Fig. 5), generando un efecto de lavado que pueda dar lugar a exportaciones masivas de nutrientes, sobretodo en el caso del nitrógeno, dada su mayor movilidad.

Esto conduce a elevadas fluctuaciones mensuales en la exportación de fertilizantes, más claramente visibles a mayor detalle temporal (Fig. 6). Así, en los últimos cinco años los meses con mayor precipitación presentan valores estimados de exportación de nitrógeno que superan los 300.000

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

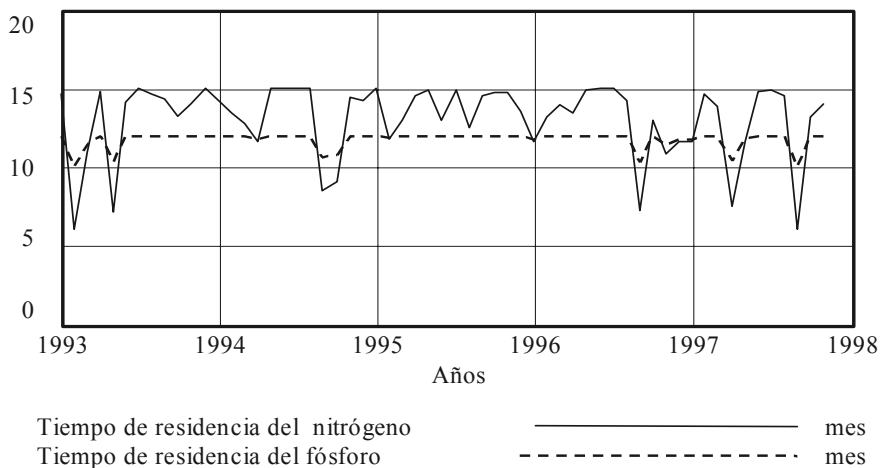


Figura 5. Simulación del tiempo de residencia del nitrógeno y fósforo en la cuenca

kg/mes, lo que representa un incremento de más del 100 % respecto a la media de dicho periodo. Durante precipitaciones elevadas y avenidas la exportación mensual de nutrientes, además de ser mucho más elevada, puede concentrarse casi en su totalidad en uno o dos días, como probablemente ocurrió en Noviembre de 1997, cuando la mayoría de los 148 mm de precipitación mensual tuvieron lugar en menos de 24 horas, generando la avenida de la Rambla del Albuñón y unos visibles arrastres hacia la laguna. En cualquier caso la exportación debida a las avenidas no debe bajar del 20% de la

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

bre la laguna no son despreciables por tratarse de un vertido concentrado y por el elevado potencial de crecimiento que presenta a corto y medio plazo, especialmente si la insuficiencia de disponibilidad hídrica vuelve a agravarse. Actualmente existe un bajo grado de funcionamiento de las plantas desaladoras, a pesar de lo cual se generan unas 11 toneladas anuales de nitrógeno y unos 635 kg anuales de fósforo contenidos en las salmueras. Si se añaden el resto de plantas existentes en el Campo de Cartagena, actualmente no conectadas, y aquellas cuya construcción está prevista, el vertido ascendería a unas 100 toneladas anuales de nitrógeno y unas 5 toneladas anuales de fósforo, un valor ya bastante significativo.

Algunas implicaciones ambientales

El sustancial incremento de la aportación de nutrientes al Mar Menor a través de las ramblas, del drenaje subsuperficial y muy recientemente del vertido de salmueras, ha empezado a alterar el carácter oligotrófico que siempre han presentado sus aguas a través de una eutrofización si bien muy inicial pero progresiva. Aunque la laguna recibe también vertidos de origen urbano, especialmente en verano debido a la mayor actividad turística, la investigación realizada hasta la fecha apunta a que la entrada de nutrientes de origen urbano supo-

ne una fracción casi marginal de la entrada de nutrientes de origen agrícola, que es con mucho la más importante.

El principal y más grave síntoma de este cambio es la gran proliferación de medusas de mediano y gran tamaño, de las especies *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*, un fenómeno que hizo su primera aparición hace unos cinco años y que desde entonces se ha convertido en una constante. La explosión de la población de estos escifozoos tiene lugar durante los meses estivales, en los que alcanza cifras de hasta 40 y 50 millones de individuos en toda la laguna (VVAA 1997), precisamente cuando la actividad turística del Mar Menor y su entorno es máxima, de modo que los efectos negativos de dicha proliferación sobre la calidad del baño, las actividades recreativas y la imagen turística del Mar Menor son considerables. En términos comparativos, se podría afirmar que cada hectárea de regadío del Campo de Cartagena contribuye con la generación de unas 1400 medusas en el Mar Menor en el momento de máxima población a través de la exportación de los fertilizantes agrícolas.

La proliferación estival de medusas está empezando a generar costes directos a través de diversas medidas puestas en marcha por la administración y destinadas a paliar en parte los efectos negativos de las medusas. Estas medidas consis-

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

ten fundamentalmente en la contratación durante el verano de barcos-pelícano, destinados a recoger y destruir medusas, y la instalación de redes protectoras en las zonas de baño, si bien la eficacia de tales medidas es más bien modesta, dada la extraordinaria vitalidad de la dinámica poblacional de estos escifozoos. El coste de estas medidas se eleva a unos 500 millones de pesetas para los meses de Julio y Agosto, lo que equivale a unas diez pesetas por medusa. Sin embargo, los costes indirectos (daños en la imagen turística del Mar Menor y contención o reducción de la actividad turística), más difícilmente evaluables, serán con toda seguridad mucho mayores si persiste el problema. Esto es precisamente lo que cabe esperar si no se adoptan medidas para atajar con firmeza la raíz del mismo: la masiva entrada de nutrientes derivados de los fertilizantes agrícolas.

A nivel ecológico, los procesos de eutrofización del Mar Menor resultan especialmente graves porque tanto la laguna del Mar Menor como su ribera y los humedales asociados conforman un ecosistema de excepcional valor ecológico y de características únicas en el contexto del Mediterráneo. Su riqueza pesquera es también por este motivo de gran interés. Todo estos valores quedan refrendados por los estatus de protección existentes en la zona: la Laguna y entorno del

Mar Menor han sido declarados área RAMSAR y en la zona se incluyen varios espacios protegidos por la ley 4/92 de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia: El Parque Regional de San Pedro del Pinatar y el Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor, que incluye entre otros los humedales de Marina del Carmolí y Playa de la Hita.

En este sentido, hay que señalar que la proliferación de medusas, que tanto preocupa a la opinión pública y a la administración regional, no es más que un indicador de un proceso de eutrofización, que es la verdadera amenaza para la laguna. La contención o reducción de la población de medusas, si no va acompañada de medidas que atajen la contaminación agrícola difusa, no conseguirá eliminar los problemas de fondo, que podrían manifestarse recurrentemente a través de otros indicadores como proliferaciones masivas de microorganismos, algas y diversos invertebrados coloniales, un fenómeno ya registrado puntualmente con anterioridad en el Mar Menor. Los procesos de eutrofización están suponiendo una progresiva banalización de la laguna y ecosistemas asociados, si bien el impacto de tal eutrofización sobre las distintas especies puede ser de muy diferente signo, por lo que es necesaria una perspectiva global en su análisis. Por ejemplo,

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

las aguas ricas en nutrientes favorecen a algunas especies de aves acuáticas como el Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) y el Somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*) hasta el punto de que son consideradas como excelentes indicadores de eutrofización (Margalef 1982). En este sentido, es interesante señalar que se ha encontrado una relación estadísticamente muy significativa (r^2 ajustada = 0.67, $p < 0.00001$) entre las estimas de aportes de nitrógeno desde 1972 a la actualidad generadas por el modelo y el número de individuos invernantes censados anualmente de Cormorán grande. La correlación con el incremento de la población censada de Somormujo lavanco es asimismo significativa (r^2 ajustada = 0.32, $p < 0.007$).

En este contexto cobran toda su importancia diversas iniciativas tanto correctoras como preventivas encaminadas a minimizar el flujo de nutrientes a la laguna. Como medidas correctoras destaca el proyecto llevado a cabo por la Confederación Hidrográfica del Segura de reutilización parcial de los drenajes agrícolas para utilizarlos de nuevo, previa desalación, como agua de riego. Este proyecto supondrá una vez en marcha la recirculación de aproximadamente el 10% de los fertilizantes contenidos en los drenajes agrícolas, aunque no logrará su eliminación efectiva. No obstante la Confede-

ración ha encargado recientemente un estudio (Vidal-Abarca et al 1998) a la Universidad de Murcia que revela la viabilidad de la utilización de dos humedales naturales todavía funcionales del entorno de la laguna (Marina del Carmolí y Playa de la Hita) para la retención y eliminación del nitrógeno y fósforo de diversas fuentes, fundamentalmente de las salmueras y de parte de los drenajes agrícolas, a la vez que se potencian los valores ecológicos y naturalísticos de dichos humedales.

Junto a la medidas correctoras comentadas son necesarias otras medidas de carácter preventivo como la reducción de los aportes o la adopción de un código de buenas prácticas agrarias en el Campo de Cartagena, código que por otra parte será necesario si es declarado como Zona Vulnerable por generar contaminación agrícola por nitratos según el R.D. 261/1996. Otras medidas igualmente imprescindibles pasan por la aprobación de las Directrices de Ordenación del Mar Menor, la regulación de los usos turísticos, residenciales y agrícolas en el Mar Menor y su entorno, la exclusión de nuevos incrementos de la superficie de regadío así como la rehabilitación ambiental y ecológica tanto del Campo de Cartagena como del litoral.

En definitiva, el Mar Menor y su entorno constituye un sistema complejo en el que diversos sectores socioeconómicos

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

intensivos conviven y son sostenidos por un medio natural que sigue conservando un alto valor ecológico, si bien amenazado. Por ello aportar soluciones para sus múltiples problemas, algunos de los cuales han sido discutidos en el presente trabajo, demanda enfoques integrales y de suficiente alcance, desgraciadamente poco usuales.

Referencias bibliograficas

- AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE. 1991. DALAGUA: Un modelo de Dinámica de Sistemas para la Comarca de Dalías. En *Recursos Naturales y Crecimiento Económico en el Campo de Dalías*. AMA. Sevilla. 179-209.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA. 1997. *Proyecto de Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura*
- DIEZ, J.A ; ROMAN, R ; CABALLERO, R ; CABALLERO, A. 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three type of fertilisers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 65 : 189-199
- GUIMERA, J ; MARFÀ, O ; CANDELA, L ; SERRANO, LYDIA. 1995. Nitrate leaching and strawberry production under drip irrigation management. *Journal of Environmental Quality*, 56 : 121-135.
- JORDAN, E ; CORRELL, D ; WELLER D. 1997. Effects of agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality*, 26 : 836-848

- LIU, F ; MITCHELL, C ; HILL D.T ; ODOM, J.W ; ROCHESTER, E.W. 1997. Phosphorus Recovery in Surface Runoff from Swine Lagoon Effluent by Overland Flow. *Journal of Environmental Quality*, 26 : 995-1001
- LÓPEZ-GÁLVEZ, J. Y NAREDO, J.M. 1996. *Sistemas de producción e incidencia ambiental del cultivo en suelo enarenado y en sustratos*. Fundación Argentaria. Visor Distribuciones S.A. 294 pp
- MARGALEF, R. 1982. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona. 951 pp.
- MORENO, F. ; CAYUELA, J.A. ; FERNANDEZ, J.E. ; FERNÁNDEZ-BOY, E. ; MURILLO, J.M. ; CABRERA, F. 1996. Water Balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management*, 32 : 71-83.
- PAABY, H; JENSEN, JJ; KRISTENSEN, P; MOLLER, F; SKOP, E. 1995. Reducing Nutrient Loadings of Marine Waters: A Cost Effectiveness Analysis. En: *Modelling the Economy and the Environment*. Springer. Berlin.
- RINCÓN L, GÓMEZ, M.D. 1996. Fertilización del brócoli y de la lechuga Iceberg. *HortoInformación*, 71. 33-36.
- ROBERTS, N.; ANDERSEN, D.F.; DEAL, R.M.; GRANT, M.S.; SCHAFFER, W.A. 1983. *Introduction to Computer Simulation: The System Dynamics Modelling Approach*. Reading: Addison-Wesley.

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

- RUTH, M. 1995. A system dynamic approach to modelling fisheries management issues: Implications for spatial dynamics and resolution. *System Dynamic Review*. Vol. 11 , 3, 233-243
- SACYR SA. 1997. *Análisis y Caudales de los drenajes y ramblas del Campo de Cartagena*. (Datos no publicados).
- SANTOS, D.V; SOUSA, P.L.; SMITH, R.E. 1997. Model simulation of water and nitrate movements in a level basin under fertigation treatments. *Agricultural water management*, 32, 293-306.
- VARIOS AUTORES. 1997. *Estudio de la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones*. Informe técnico no publicado.
- VENNIX, J. A. M. 1996. *Group Model Building. Facilitating Team Learning Using System Dynamics*. Chichester: Wiley.
- VENTANA SYSTEMS INC. 1994. *VENSIM®. Ventana Simulation Environment. Reference Manual*. USA.
- VERHAGEN, J. 1997. Site specific fertiliser application for potato production and effects on N-leaching using dynamic simulation modelling. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 66, 165-175.
- VIDAL-ABARCA, M.R.; ESTEVE, M.A.; SUÁREZ, M.L.; GÓMEZ, R.; ROBLEDANO, F.; MARTINEZ, J.; MARTÍNEZ, B. 1998. *Análisis de viabilidad del uso de humedales para mitigar el efecto de los vertidos y drenajes agrícolas al Mar Menor*. Informe técnico para la Confederación Hidrográfica del Segura.

Apéndice con las principales variables del modelo

AGUAREUT = Volumen mensual de aguas residuales reutilizadas para riego

AGUASUB = Volumen de aguas subterráneas

AGUASUP = Volumen de aguas superficiales (residuales y del Traspase)

CRETN = Coeficiente de retención del nitrógeno

CRETN = Coeficiente de retención del fósforo

DEMANDA = Demanda total de agua

DESALAC = Volumen de agua desalada

DOTMENSUAL = Dotación mensual de agua

ENTRADAN = Nitrógeno no retenido en la cuenca y movilizable hacia la laguna

ENTRADAP = Fósforo no retenido en la cuenca y movilizable hacia la laguna.

EXPEC = Existencia de expectativas de nuevos recursos hídricos por el Traspase Tajo-Segura.

INCLIBRE = Incremento del regadío al aire libre

INCREINV= Incremento de los invernaderos

NAGFIN = Flujo de nitrógeno que llega a la laguna incluyendo las salmueras

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

NAGMM = Flujo de nitrógeno que llega a la laguna por vía superficial y subsuperficial

NAGRICUENCA = Nitrógeno agrícola no retenido y movilizable hacia la laguna

NAPOR = Nitrógeno aportado por todo el regadío

NLIXIV = Nitrógeno total lixiviado mensualmente

NRESIDTAB = Efecto de la precipitación sobre el tiempo de residencia del nitrógeno en la cuenca

NSALMU = Nitrógeno contenido en la salmuera

NTRESID = Tiempo de residencia del nitrógeno en la cuenca

PAGFIN = Flujo de fósforo que llega a la laguna incluyendo las salmueras

PAGMM = Flujo de fósforo que llega a la laguna por vía superficial y subsuperficial

PAGRICUENCA = Fósforo agrícola no retenido y movilizable hacia la laguna

PAPOR = Fósforo aportado por todo el regadío

PLIXIV = Fósforo lixiviado por el regadío

PREMEN = Precipitación mensual. Variable exógena

PRENORMAL = Precipitación mensual media

PRERESID TAB = Efecto de la precipitación en el tiempo de residencia del fósforo en la cuenca

PROPREG = Regadío existente respecto a la superficie máxima

PSALMU= Fósforo contenido en las salmueras

PTRESID = Tiempo de residencia del fósforo

REGINV = Superficie ocupada por invernaderos

REGLIBRE = Superficie de regadío al aire libre

REGTOTAL = Regadío total: aire libre e invernaderos

SALMUERA = Volumen de salmuera generado

TINEXPEC = Tasa de incremento del regadío cuando existen expectativas generadas por el trasvase

TINSIN = Tasa de incremento del regadío cuando no existen expectativas

TINVER = Tasa de incremento de los invernaderos.

TNINV = Nitrógeno aportado en los invernaderos

TNLIBRE = Nitrógeno aportado en el regadío al aire libre

TNLIXIV = Coeficiente de lixiviación del nitrógeno

TNSALMU = Concentración de nitrógeno en salmueras

TPINV = Fósforo aportado en invernaderos

TPLIBRE = Fósforo aportado en el regadío al aire libre

TPLIXIV = Coeficiente de lixiviación del fósforo

TPSALMU = Concentración de fósforo en salmueras

Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

TRASEFEC = Trasvase real respecto al asignado

TRASVASE = Recursos aportados por el Trasvase.

Variable exógena

Índice

Portada

Créditos

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de <i>Quercus coccifera</i> L.	8
ESTRELLA PASTOR LLORCA Y ANDREU BONET JORNET	
Resumen	8
Abstract	9
Introducción.	10
Metodología.	15
Resultados y discusión	22
Conclusiones.	39
Agradecimientos	41
Bibliografía.	41

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

ESTRELLA PASTOR LLORCA

ANDREU BONET JORNET

Resumen

En el presente trabajo se ha estudiado el efecto de la procedencia y del morfotipo contrastado de plantas madre en el éxito de germinación de bellotas de *Quercus coccifera* L. Las procedencias que se han seleccionado difieren en las condiciones ambientales y origen geográfico en la provincia de Alicante; una se asienta en territorios de clima semiárido con una precipitación media de 271 mm y la otra presenta un clima subhúmedo con una precipitación media de 833 mm. Se comprueba la hipótesis de que las plantas pueden llegar a mostrar comportamientos morfológicos y fisiológicos diferentes como respuesta adaptativa frente a condiciones ambientales contrastadas, afectando a los procesos de germinación. En cuanto a los morfotipos, se han seleccionado individuos que presentan diferencias en el

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

tamaño foliar de poblaciones de clima semiárido, como característica morfológica indicadora que refleje una respuesta adaptativa frente a las condiciones ambientales locales. Los resultados muestran que existen diferencias entre las poblaciones a nivel de morfotipo, y en cuanto a la procedencia dependiendo de los morfotipos comparados. Tales resultados serán de ayuda para la selección de poblaciones o individuos que presenten bellotas de mayor éxito de germinación en tareas previas a la restauración de zonas degradadas.

Abstract

The aim of this paper is to determine the effect of the morphotype constraints and the provenance of *Quercus coccifera* L. acorns on the germination success. The selected two areas of provenance in the Alicante province (Spain) that have been analysed in this study differ in their environmental conditions and geographical origin: a semiarid area with an average precipitation of 271 mm. and a subhumid area with an average precipitation of 833 mm. The morphotypes analysed in this research have been selected according to the size of the leaves of individuals of populations growing in a semiarid area, for this morphological trait may well be an adaptive response to a particular environment. Our hypothesis is that the adaptive response of plants to different environments can result in significantly different morphological and physiological behaviours, which will in turn have an effect on the germination process. The results suggest that the germination success of acorns produced by different morphotypes vary from one population to another, whereas the effect of the provenance factor depends on the morphotype. Altogether, the evidence of this study can help identify the

populations or individuals whose seeds are more likely to germinate successfully, this being an essential preliminary step to the restoration of degraded areas.

Introducción

En las áreas de clima mediterráneo que se caracterizan por una sequía estival y por la imprevisibilidad del volumen y distribución espacio-temporal de las precipitaciones, el agua llega a ser un recurso limitante para la mayoría de los organismos. De hecho, el factor que es considerado como principal en el funcionamiento de los ecosistemas de estas zonas es la disponibilidad hídrica (JOFFRE *et al.*, 1999).

Otro factor a tener en cuenta, desde el punto de vista de la vegetación, es la intensidad lumínica, ya que la luz mediterránea puede actuar con frecuencia como factor de estrés afectando a la eficiencia fotoquímica de la fotosíntesis (VALLADARES, 2001).

Estas condiciones ambientales sumado a otras como la baja disponibilidad de nutrientes, consecuencia de las condiciones de sequía (DI CASTRI *et al.*, 1981), han dado lugar a situaciones desfavorables que han tenido que soportar las plantas mediterráneas a lo largo del tiempo, induciendo la aparición de adaptaciones específicas (TUDELA y TADEO,

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

1993) mediante procesos de selección natural. Estos comportamientos de respuesta adquiridos las diferencia de las plantas de otros ecosistemas donde el agua no es un factor limitante y el exceso de radiación no es tan patente, entre otras características (MITRAKOS, 1980).

Una de las estrategias adaptativas más características que han sido seleccionadas en este tipo de vegetación son los mecanismos para retardar los efectos producidos por la variabilidad de la disponibilidad hídrica, que se basan en diversos y complementarios procesos morfológicos y fisiológicos, tales como cambios en el área de las hojas frente a oscilaciones de baja frecuencia, respuestas en el sistema de raíces frente a oscilaciones de media frecuencia y respuestas a nivel de los estomas frente a oscilaciones de alta frecuencia, los cuales están relacionados entre sí resultando una estrategia integrada de la planta para intentar lograr el equilibrio más apropiado de cada conjunto de condiciones (JOFFRE *et al.*, 1999).

Otra de las características interesantes de estas plantas son las estrategias desarrolladas para evitar los efectos provocados por un exceso de radiación, como la foto-oxidación y deterioros en el aparato fotosintético. Son estrategias caracterizadas por una eficaz fotoprotección estructural y no por

tener mecanismos fisiológicamente más capaces de evitarlos, dando lugar a cambios morfológicos tanto en las hojas como en el dosel (VALLADARES y PEARCY, 1998; VALLADARES, 2001).

Tanto el nivel de adaptación de las plantas a situaciones de estrés como la capacidad de acomodar el fenotipo para optimizar la explotación de los recursos (plasticidad fenotípica) varía entre las especies (GRATANI, 1995; CASTRO *et al.*, 1997; VALLADARES y PEARCY, 2000), y entre las poblaciones de una misma especie que difieren en su ambiente de desarrollo (GRATANI *et al.*, 1989; BALAGUER *et al.*, 2001).

En muchos tipos de especies leñosas de la flora Ibérico-Mediterránea, se puede observar esta plasticidad fenotípica, ya que la amplia distribución geográfica de estas hace que sus individuos tengan que sobrevivir bajo ambientes contrastados. Ello da lugar a cambios en muchas de las características de las plantas (VALLADARES, 2001), desde el nivel subcelular hasta en todo el organismo, llegando a originarse diferentes morfotipos a partir de un mismo genotipo sometido a diversas condiciones ambientales (SULTAN, 2000).

Estudios realizados con *Quercus coccifera*, una de las especies más características de las plantas esclerófilas perennes que crece en ambientes contrastados en el clima Mediterráneo.

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

neo, especialmente relevante en las comunidades más maduras de los ambientes semiáridos, muestran las diferentes estrategias y plasticidad fenotípica que presentan bajo diferentes gradientes ambientales (CAÑELLAS, 1990), tales como la heterogeneidad lumínica y la disponibilidad hídrica. Así pues, RAMBAL y LETERME (1987) encontraron que en lugares de condiciones más húmedas los individuos presentaban mayor productividad que en las zonas más xéricas, incrementando el peso del dosel de los arbustos. Además, venía acompañado por cambios en el índice del área foliar, el cual descendía con el decremento de la precipitación y sugerían que estos estaban asociados con cambios en la profundidad de las raíces y la distribución del carbono. Sin embargo, CASTRO *et al.* (1997) observaron que las variables morfológicas de la hoja no presentaban ninguna tendencia significativa bajo dicho gradiente, pero sí en el contenido de diferentes elementos como nitrógeno, lignina y celulosa presentes en la hoja, que crecían con la precipitación. Por otra parte, BALAGUER *et al.* (2001) indican variaciones en la plasticidad fenotípica de esta especie en relación a la intensidad lumínica entre poblaciones con diferente nivel de homogeneidad ambiental.

El estudio de estas especies leñosas adaptadas a las condiciones de sequía y por tanto al estrés hídrico, proporciona

una información esencial para los trabajos de restauración en ambientes de carácter semiárido (KAYE, 2001; SACKVILLE, 2001; WILKINSON, 2001 y CORTINA y VALLEJO, 2004), ya que las condiciones ambientales limitan la regeneración natural (ABAD *et al.*, 1996). De hecho, el factor que es considerado como principal limitante en el funcionamiento de los ecosistemas de estas zonas es la disponibilidad hídrica (JOFFRE *et al.*, 1999). Como el rango de tolerancias fisiológicas de cada planta individual está definida por su material genético, partimos de la hipótesis que las poblaciones naturales de especies nativas de ambientes semiáridos están seleccionadas por las condiciones ambientales locales de limitación y fluctuación de los recursos hídricos, y por tanto, los resultados de germinación, supervivencia y crecimiento en actuaciones de restauración en ambiente semiárido, pueden optimizarse al utilizar material reproductor procedente de dichas poblaciones. Sin embargo, tanto el nivel de adaptación de las plantas a situaciones de estrés como la capacidad de acomodar el fenotipo para optimizar la explotación de los recursos (plasticidad fenotípica) varía entre las especies (CASTRO *et al.*, 1997; VALLADARES y PEARCY, 2000), y entre las poblaciones de una misma especie que difieren en su ambiente de desarrollo (VALLADARES, 1999; BALAGUER *et al.*, 2001).

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

A partir de estas premisas nos proponemos en este trabajo determinar en qué medida la germinación de bellotas de *Quercus coccifera* se ve afectada por los orígenes geográficos que presentan condiciones ambientales contrastadas, y en qué medida el éxito de germinación es consecuencia del morfotipo de los individuos madre

Metodología

Selección de los orígenes geográficos contrastados

Las zonas que se han elegido para este estudio han sido dos áreas contrastadas en cuanto a la precipitación media anual registrada situadas en la provincia de Alicante (Comunidad Valenciana). La razón de esta selección se basa en la diferente respuesta que pueden tener las poblaciones de la vegetación de las zonas más áridas y las zonas subhúmedas, frente al estrés hídrico.

Por un lado, se ha seleccionado la Sierra de Crevillente, un área de ombroclima semiárido con una precipitación media anual inferior a 300 mm. Por otro lado, se seleccionó los alrededores de Tárben, la S^a del Carrascal de Parcent y S^a del Ferrer, zona donde se registran las máximas precipitaciones en la Comunidad Valenciana. Estas poblaciones se encuentran situadas en los extremos del mayor gradiente geográfico

de precipitación del área mediterránea de la península Ibérica (DE LUIS *et al.*, 2000).

	CREVILLENTE	TARBENA
Precipitación media anual	271 mm	833 mm
Nombre	LOS MOLINOS DE CREVILLENTE	TARBENA C. H. JUCAR
UTM	X: 6894 Y: 42364	X: 7517 Y: 42875
Altitud	200	560
Provincia	ALICANTE	ALICANTE

Tabla 1. Precipitación media anual en mm de las zonas seleccionadas desde 1950 a 1999 y las características de las estaciones meteorológicas.

Selección y análisis de la variabilidad del morfotipo de las plantas madre

La variable utilizada para la categorización de los morfotipos, fue el área media de las hojas que presentaba los individuos parentales. Estas diferencias significativas entre poblaciones en relación a la variable del tamaño medio de sus hojas, no sólo observadas en esta especie sino en muchas especies leñosas de la flora Ibérico-Mediterránea, es bien conocida y divulgada por diversos autores (VICIOSO, 1950; LIACOS y MOULOPOULOS, 1967; RAMBAL y LETERME, 1987; GRATANI *et al.*, 1989; GRATANI, 1995; VALLADARES y

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

PEARCY, 1998; VALLADARES y PEARCY, 1999; JOFFRE *et al.*, 2001; ACKERLY *et al.*, 2000; BALAGUER *et al.*, 2001).

Quercus coccifera es una especie que presenta gran variedad de polimorfismos basadas no sólo en la forma y dimensiones de sus hojas sino también en su porte, talla, dimensiones de la cúpula, forma y tamaño del fruto, entre otras. De hecho, en España se han diferenciado varias estirpes por su crecimiento, forma y tamaño de hoja y fruto (CAÑELLAS, 1990; También, LIACOS y MOULOPOULOS (1967) han señalado 5 tipos morfológicamente distintos en Grecia.

Según RAMBAL (1993), *Quercus coccifera* posee la habilidad de amortiguar los efectos de la variación de la disponibilidad hídrica mediante varios mecanismos, considerando que las interacciones que se producen entre ellos son complejas de definir. Uno de esos mecanismos es la reducción del índice del área foliar, pudiendo ser debida al decaimiento del volumen de la precipitación y disponibilidad hídrica que se produce desde los hábitats más húmedos a los más secos.

Para el análisis de la variabilidad de los morfotipos se seleccionaron, en cada procedencia, tres ambientes contrastados en relación al grado de estrés hídrico y a la intensidad lumínica presentes, debido a que estos se consideran los principales causantes de la variación de la morfología de la hoja

(RAMBAL y LETERME, 1987; CASTRO *et al.*, 1997). Los ambientes seleccionados fueron: ambiente de solana, más expuesta a la radiación y baja disponibilidad hídrica, ambiente de umbría, con elevada disponibilidad hídrica y ambiente de rambla con estrato arbóreo, con mayor disponibilidad hídrica y menor incidencia de la radiación. Se realizó la comparación de distribución de frecuencias de la variable foliar entre procedencias y ambientes, mediante la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras. También, se analizó el peso de los factores de los cuales dependía la variabilidad del tamaño de las hojas, mediante un ANOVA anidado empleando cuatro factores: Procedencia (Pr), ambiente (Am), parcela (Si) e individuo (I).

A excepción de este tipo de análisis, que se utilizó GMAV (UNDERWOOD y CHAPMAN, 1997), para los análisis estadístico realizados en los demás apartados, se utilizó el programa SPSS 11.0 (SPSS Inc. Chicago, USA),

El cálculo del tamaño medio de las hojas se realizó a 24 individuos por ambiente, distribuidos equitativamente en tres parcelas, a partir de 20 hojas de dos ramas de la misma edad, en la parte exterior de la planta, a la misma orientación (Este) y a una altura media del individuo, con el fin de reducir la variabilidad dentro del mismo (BLUE y JENSEN, 1988). El área

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

foliar fue calculada a través del programa PHOTOSHOP 6.0 (Adobe Systems, Inc., San José. California, USA), sobre imagen digital.

Selección y caracterización de los individuos madre

Una vez estudiados los resultados de la variabilidad del morfotipo seleccionado, se escogieron al azar 16 individuos de cada procedencia, ocho por cada morfotipo (denominados hoja grande y hoja pequeña). Esto fue posible sólo para la población de clima semiárido (S^a de Crevillente), ya que en la población de clima subhúmedo (Tárben) no había suficiente número de individuos con morfotipos contrastados.

Posteriormente, se calculó el tamaño medio de las hojas de cada individuo siguiendo la misma metodología que el apartado anterior. Y, se realizó una clasificación de conglomerados jerárquicos para evaluar la homogeneidad de los grupos de individuos establecidos en relación al tamaño de hoja, mediante el método de vinculación inter-grupo y un tipo de medida de disimilaridad; distancia euclídea al cuadrado.

Análisis de porcentajes de germinación

Se necesitaron 100 bellotas con sus tres réplicas correspondientes, es decir un total de 400 para cada unidad de experimentación. Cada bloque o unidad de experimentación lo

constituyen las bellotas de origen semiárido de hoja pequeña (CREHP), semiárido de hoja grande (CREHG) y origen sub-húmedo (TAR).

Estas se recogieron en el mes de Noviembre del 2002 cuando el fruto estaba maduro y a punto de caer al suelo. Después de tratarlas con un fungicida, permanecieron almacenadas en oscuridad a 4° C para que no perdieran la viabilidad. Posteriormente, se sumergieron en agua durante 48 horas para hidratarlas y extraer las bellotas parasitadas o vanas, permitiendo homogenizar la fase de germinación de las plantas (GARCÍA, 2001)

Se sembraron 12 bandejas con 100 bellotas cada una (cuatro por unidad de experimentación) a finales de Enero del 2003 con un sustrato de turba sin fertilizar y fibra de coco (1:1;v:v) en el vivero de Santa Faz (Servicios forestales, Consejería de Territorio y Vivienda, Alicante) .

El seguimiento de germinación se efectuó diariamente. Las semillas se consideraban germinadas en el momento en el que la radícula emergía aproximadamente 2 mm. A medida que iban germinando se iban pasando a bandejas de 45 alvéolos de 300 cm³ de volumen cada uno, con un sustrato de turba sin fertilizar y fibra de coco (1:1;v:v) y una cantidad de fertilizante (Plantacote) de 1,5 g/litro. El periodo de ger-

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

minación fue desde el 31 de Enero hasta el 13 de Mayo del 2003.

Para analizar la respuesta germinativa de estas poblaciones se calculó los porcentajes de germinación totales y las germinaciones diarias de cada población. Los porcentajes de germinación totales se compararon mediante un ANOVA de un factor y, en cuanto a los porcentajes de germinación diarias se evaluaron mediante el análisis de las curvas de germinación utilizando el método de Kaplan Meier (FOX, 1993) y posterior comparación de curvas mediante el estadístico Log-rank.

Análisis del tamaño medio de bellota de cada población

El objetivo de este análisis es el de averiguar si existe diferencias entre poblaciones en relación al tamaño de las bellotas y evaluar las posibles conexiones con los resultados del proceso de germinación.

El cálculo del tamaño de las bellotas se llevó a cabo midiendo, con un pie de rey, la anchura (Diámetro menor; Dm) y la longitud (Diámetro mayor; DM) de todas ellas.

A partir de las medias de la variable de tamaño calculadas de cuatro submuestras por población se realizó un análisis a

priori de la comparación de la variable a estudiar mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (ZAR, 1996). Para el análisis *post hoc*, la prueba que se utilizó fue la de Mann-Whitney. Por otro lado, también, se calcularon las distribuciones de frecuencias absolutas para cada población y se compararon los valores medios de asimetrías que presentaban, obteniendo información sobre la tendencia de los valores del tamaño más significativos de cada población y las diferencias existentes entre ellos.

Para comprobar si el porcentaje de germinación estaba relacionado con el tamaño de la bellota, se seleccionaron 180 bellotas de dos clases de longitud marcadamente diferenciadas; 90 con longitudes de 18 a 22 mm y las otras 90 con longitudes de 32 a 37 mm, y se compararon la cantidad de bellotas germinadas de cada clase mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney.

Resultados y discusión

Selección y análisis de la variabilidad del morfotipo de las plantas madre

Los resultados de la comparación de distribución de frecuencias de la variable foliar entre procedencias y ambientes muestran diferencias significativas solamente entre proce-

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

dencias a un nivel de 0.05 (Z de Kolmogorov-Smirnov: 2.417 y p: 0.000).

La distribución de frecuencias que presenta la población de Tárbenas (Asimetría: 0.443; Curtosis: 0.541) es más similar a una distribución normal que la distribución de frecuencias mostrada para la población de Crevillente (Asimetría: 2.017; Curtosis: 4.248). Por tanto, se puede concluir que las poblaciones de Crevillente muestran una mayor variabilidad en cuanto al área foliar media de los individuos. En contraposición de las poblaciones de Tárbenas, que tienden a presentar valores más homogéneos.

Esto puede ser debido al grado de heterogeneidad entre microambientes que presenta cada zona. Crevillente pertenece a un clima semiárido en el que la escasez de precipitaciones y la intensidad lumínica son mucho más acusadas que en la zona de Tárbenas, la cual presenta un clima subhúmedo. Esto hace que la heterogeneidad entre los microambientes respecto a la disponibilidad hídrica sea más pronunciada, ya que ésta pasa a depender, principalmente, de las características del sustrato, el microrrelieve y la existencia de proyección de sombra. Este aumento de heterogeneidad puede dar lugar a una mayor probabilidad de formación de morfotipos contrastados.

Sin embargo, los resultados del ANOVA anidado a partir del modelo:

$$X = \text{media} + \text{Pr} + \text{Am} + \text{Si} (\text{Pr} \times \text{Am}) + \text{In} (\text{Pr} \times \text{Am} \times \text{Si}) + \text{Pr} \times \text{Am} + \text{RES}$$

y el estadístico de Cochran de 0.0733, a un nivel de significación de 0.01, el único factor que mostró valores significativos fue el correspondiente a individuo (Tabla 2).

Source	P
Pr	0.1123
Am	0.5478
Si(Pr x Am)	0.0425
ln(Ps x Am x Si)	0.0000*
PrxAm	0.9628

Tabla 2. Resultados del ANOVA anidado. Los valores acompañados de un asterisco son significativos al nivel de 0.01.

Por tanto, la variabilidad de los fenotipos depende exclusivamente de estos, y no de los ambientes y procedencias.

Estos resultados contrastan con los obtenidos por Gratani *et al.* (1989) y Castro *et al.* (1997) para la especie *Quercus ilex* L., en el que corroboran que el descenso del tamaño foliar aparece como respuesta adaptativa a un aumento de radiación y temperatura ambiental y, en el que se observa que el área foliar aumenta con la precipitación, respectivamente. En

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

este último, también se analizó dicha relación para la especie *Quercus coccifera* L., no obteniendo correlación significativa entre estas dos variables. Por tanto, esto podría ser debido a que el área foliar media que presentan sea una respuesta adaptativa principalmente de carácter individual, coincidiendo con los resultados del ANOVA realizados en este apartado.

Caracterización de los individuos madre

El cálculo del tamaño medio de las hojas de cada población dio como resultado las medias que se observan en la Figura 1. La población de individuos CREHP presenta un valor medio de 0.70 cm², el valor de la población de los individuos de la población CREHG es de 3.22 cm² y por último, el valor de la población TAR es de 1.26 cm².

El resultado del ANOVA de un factor mostró que habían diferencias entre las poblaciones en relación al área media de la hojas ($p=0.00$; $p<0.05$). Para averiguar qué poblaciones diferían entre sí se realizó una prueba *pos hoc* de comparaciones múltiples, utilizando el estadístico de Games-Howell, resultando que las poblaciones diferían todas entre sí (Tabla 3). Si se examina el valor absoluto de la diferencia de medias de la Tabla 1 se puede vislumbrar qué poblaciones difieren con mayor intensidad; cuanto mayor sea el valor, mayor será la diferencia entre las poblaciones. Por consiguiente, las po-

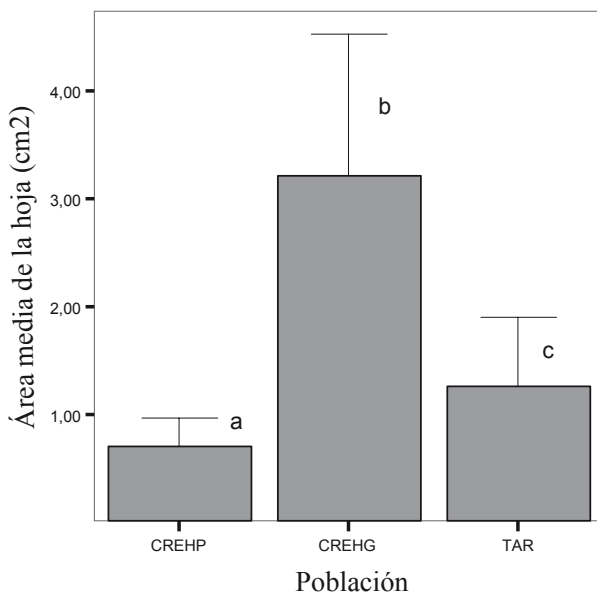


Fig. 1. Representación de las medias y la desviación típica del tamaño medio de las hojas en cm² de cada población. Medidas con distinta letra son significativamente diferentes a un nivel 0.05.

blaciones que presentan mayor disparidad entre ellas son la población CREHP y la población CREHG, mostrando un valor absoluto de 2.5. Por el contrario, las que presentan una mayor similitud son la población CREHP y la población TAR, con un valor de 0.5. Por último, entre la población CREHG y la población TAR, se obtiene un valor de 1.96, valor que in-

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

Población		Diferencias de medias	Error típico	Sig.
CREHP	CREHG	- 2.521*	0.106	0.000
	TAR	- 0.556*	0.042	0.000
CREHG	REHP	2.521*	0.106	0.000
	TAR	1.965*	0.110	0.000
TAR	CREHP	0.556*	0.042	0.000
	CREHG	- 1.965*	0.110	0.000

Tabla 3. Resultados del análisis de comparaciones múltiples del área media de las hojas de las tres poblaciones a partir del estadístico Games-Howell. Medidas con asterisco son significativamente diferentes a un nivel 0.05.

dica que la población TAR se diferencia más de la población CREHG que de la población CREHP.

Estos resultados son similares a los que se produjeron en el análisis de conglomerados jerárquicos, de los cuales, después de estudiar los resultados derivados (dendrograma, matriz de distancias, y diagrama de témpanos), se obtuvo una clasificación de tres conglomerados (Fig. 2).

Estos mostraron que los individuos de la población CREHG se diferenciaban claramente de la población CREHP. En contra-

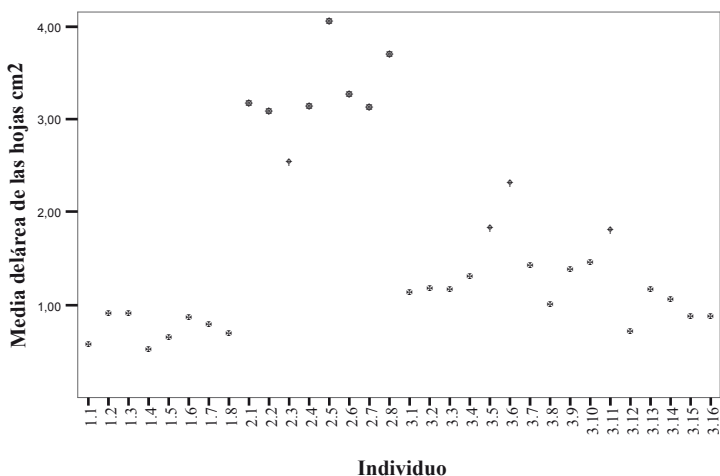


Fig. 2. Resultados del análisis de conglomerados jerárquicos. (1.n CREHP, 2.n CREHG y 3.n TAR. n = individuo. Conglomerados; ▲ 1, ● 2, y ■ 3).

posición, los individuos de la población TAR presentaban valores situados entre medio de estas dos agrupaciones, tendiendo hacia el grupo de la población de individuos de CREHP.

Análisis de porcentajes de germinación

Al realizar la comparación de medias de los porcentajes totales de germinación de cada población mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis resultó que habían diferencias entre las poblaciones (Chi-cuadrado = 7.592; $p = 0.022 < 0.05$).

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

Los resultados de las pruebas no paramétricas de Mann-Whitney y de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras mostraron que las poblaciones que diferían significativamente eran las poblaciones de Crevillente de hoja pequeña y la de Tárbenas con la población de Crevillente de hoja grande (U de Mann-Whitney = 0.00; $p = 0.021$ y Z de Kolmogorov-Smirnov = 1.414; $p = 0.037$). Los valores de los porcentajes medios de germinación totales que presentaron fueron de 19.25 %, 17.50 % y 34.75 %, respectivamente (Fig. 3).

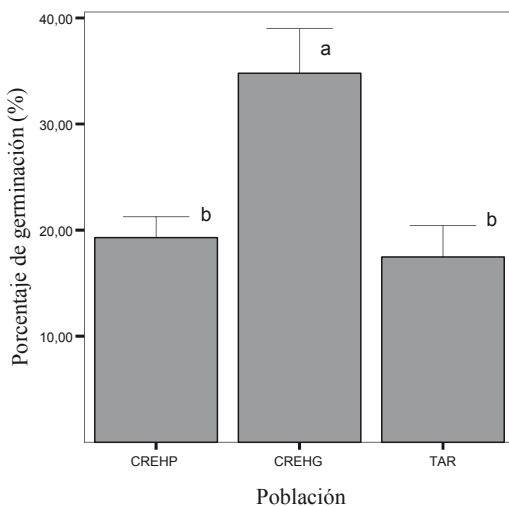


Fig. 3. Media y error típico del porcentaje de germinación (%) de cada población. Medidas con distinta letra son significativamente diferentes. Valores significativos al nivel 0.05.

Los resultados del análisis de las curvas de germinación acumulada, utilizando el método de Kaplan Meier, se muestran en la Figura 4 a, b, y c.

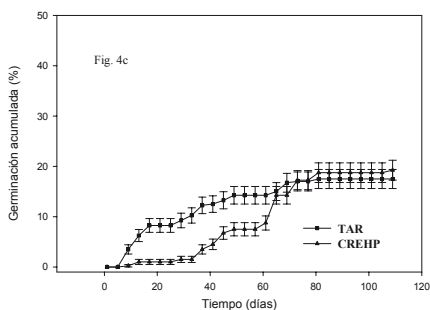
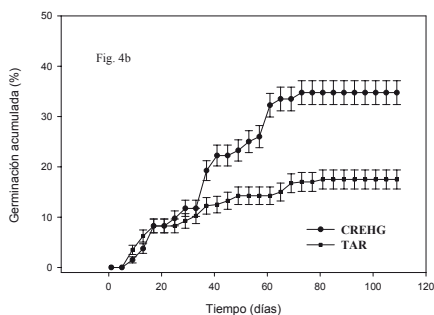
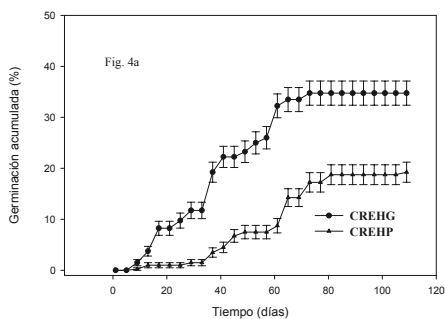


Fig. 4 a, b y c. Curvas de germinación acumulada para cada par de poblaciones. Método de análisis Kaplan-Meier (valor medio \pm es)

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

En la curva de la población de hoja grande se observa tres importantes subidas del porcentaje de germinación; la primera durante los 18 días iniciales, la segunda a los 38 días y la tercera a los 60 días.

En la curva correspondiente a la población TAR, también se observa tres puntos de subida, la primera coincide en tiempo y en porcentaje de germinación con la primera subida que se observa en la curva de la población CREHG. Sin embargo, la segunda y la tercera, a pesar de que también coinciden en el tiempo en que se producen, no muestra valores del porcentaje iguales; la subida es mucho menor quedando esta curva por debajo de la gráfica de la población CREHG (Fig. 4 a).

En cuanto a la curva que presenta la población CREHP, se observan sólo dos puntos de subida que coinciden en tiempo con la segunda y tercera subida observadas en las otras dos curvas. No obstante, los porcentajes de germinación alcanzados en ellas no son lo suficientemente elevados para alcanzar los valores que muestra la curva de la población CREHG (Fig. 4 b). Esto da lugar a que las curvas de las poblaciones CREHP y TAR aparezcan por debajo de la curva de la población CREHG presentando valores similares en la segunda mitad del gráfico (Fig. 4 c).

Los resultados del análisis de comparación de curvas mediante el estadístico de Log-rank mostrados en la Tabla 4, evidencian estas comparaciones; la similitud entre la población CREHP y la población TAR y, la disimilitud de la población CREHG con las otras dos poblaciones. El asterisco que aparece en la tabla señala que presentan valores significativos, y por tanto, muestran diferencias en relación al análisis comparativo.

Población	Estadístico Log Rank	Significancia (p)
CREHG-CREHP	30.20	0.00*
TAR-CREHP	0.08	0.78
CREHG-TAR	28.08	0.00*

Tabla 4. Comparación de las curvas de germinación mediante el estadístico de log-rank. Los valores acompañados de un asterisco son significativos al nivel de 0.05.

Estos resultados coinciden con los porcentajes totales de germinación. Todo apunta a una semejanza entre las poblaciones CREHP y TAR, difiriendo de éstas la población CREHG.

La escasez de estudios relacionados con el efecto de la procedencia y, sobre todo, el efecto de los morfotipos de las plantas madre en la germinación de las simientes del género

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

Quercus, ha imposibilitado la comparación de los resultados obtenidos con otros de estudios similares.

Los resultados de Legesse Negash (2003) para la especie *Podocarpus falcatus* (Thunb.) Mirb. (synonym *P. gracilior* Pilg.) indican que la germinación varía significativamente ($p < 0.0001$) entre poblaciones de diferente procedencia (Centro, Sur-Este, Sur y Este de Etiopía). Sin embargo, estos resultados varían en el transcurso del tiempo, atribuyendo estas diferencias a diversos factores no genéticos como las condiciones ambientales tanto las presentes como las soportadas con anterioridad, características de la maduración de los óvulos y granos de polen y, cualidades del proceso de polinización. Por otra parte, KELLER y KOLLMANN (1999) observan para diferentes especies de pastizales, diferencias en los patrones de germinación a través de un gradiente climático de diversas procedencias.

Esta falta de información es debida a que la mayoría de las investigaciones que implican el estudio del proceso de germinación se han centrado en otros aspectos. Estos procesos se han relacionado principalmente con variables como el tamaño o peso de la semilla (TRIPATHI y KHAN, 1990; AIZEN y WOODCOCK, 1992; SEIWA, 2000), las variables ambientales cuyo estudio da lugar a la elaboración de proto-

colos (CATALÁN, 1991; BRONCANO *et al.*, 1998), y la supervivencia y crecimiento posterior de las plántulas (TRIPATHI y KHAN, 1990; AIZEN y WOODCOCK, 1996; BOND *et al.*, 1999; SEIWA, 2000), entre otras. En cuanto a los estudios donde aparece la variable procedencia como variable principal se han centrado más en la plasticidad que poseen las plántulas de diferentes orígenes bajo el efecto de diversas condiciones ambientales, analizando tanto variables descriptoras del crecimiento; el tamaño de la planta, el número de ramas y la longitud entre nudos como aspectos directamente funcionales; los procesos de translocación a diferentes tejidos de la planta o grados de asimilación (SULTAN, 2000; SULTAN, 2001; BALAGUER *et al.*, 2001).

Análisis del tamaño medio de bellota de cada población

Los resultados de la comparación de la variable longitud de las bellotas de cada población (Kruskal-Wallis y Mann-Whitney) revelaron diferencias entre la población CREHG y el otro par de poblaciones, mostrando un valor superior (Tabla 5 y Figura 5). Sin embargo, esta diferencia no es muy acusada, es tan sólo de unos pocos milímetros.

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

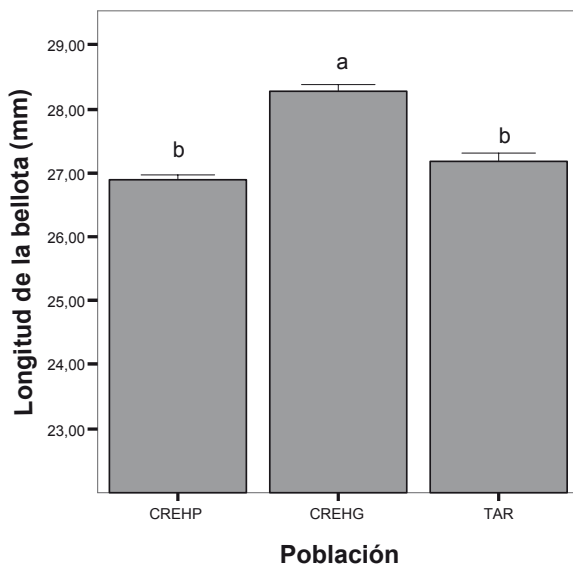


Fig. 5. Medias y errores típicos de la longitud de la bellota de cada población (mm). Y diferencias existentes analizadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis; chi-cuadrado 8.346 y $p < 0.05$ y Mann-Whitney. Diferentes letras muestran diferencias significativas entre las medias al nivel 0.05.

El valor medio de la longitud de las bellotas de esta misma especie obtenido por CAÑELLAS y SAN MIGUEL (2003), fue de 28.90 mm, con un máximo de 39.00 mm y un mínimo de 14.5 mm. Al compararlos con los resultados obtenidos se observa que el valor medio que más se aproxima es el de la población CREHG (28.27 mm), sin presentar gran diferencia

Población	U de Mann-Whitney	Significancia (p)
CREHG-CREHP	0.000	0.021*
TAR-CREHP	3.000	0.149
CREHG-TAR	0.000	0.021*

Tabla 5. Resultados de la comparación de la longitud media de las bellotas por población mediante la prueba *pos hoc* de Mann-Whitney. El asterisco muestra los valores significativos a un nivel de 0.05.

con los valores obtenidos del otro par de poblaciones (CREHP: 26.90 mm; TAR: 27.18 mm).

La Figura 6 muestra las distribuciones de frecuencias absolutas de la variable longitud de la bellota de cada población. Y la Tabla 6, los resultados del análisis comparativo de los valores medios de asimetría, también, por población.

Estos muestran una clara diferencia entre los histogramas de los tamaños de las bellotas entre poblaciones. La población CREHP presenta una asimetría hacia la derecha, la población CREHG a la izquierda y, la población TAR es, prácticamente, simétrica. Por tanto, los valores de mayor frecuencia en la población CREHP pertenecen a clases de tamaño de bellotas más pequeños, que los valores de la población CREHG que pertenecen a clases de tamaño mayores.

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

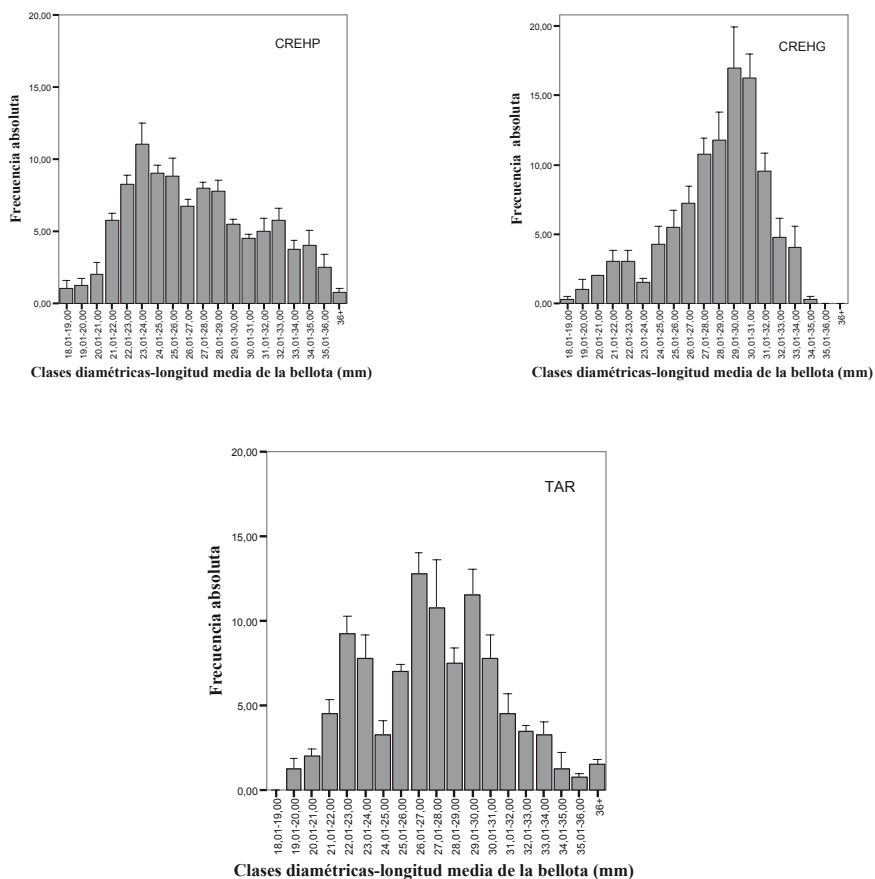


Fig. 6. Distribuciones de frecuencia (Media y error típico) de la variable longitud de la bellota de cada población.

Población	Valor de Asimetría
CREHP	0.315 ± 0.036 ^a
CREHG	-0.859 ± 0.047 ^b
TAR	0.129 ± 0.027 ^c

Tabla 6. Medias y errores típicos del valor de asimetría de cada población. Comparación de valores mediante la prueba de Kruskal-Wallis (Chi-cuadrado = 9.846; $p < 0.05$). Diferentes letras corresponde a diferencias entre valores (U Mann-Whitney = 0; $p < 0.05$).

Al diferir las poblaciones en el tamaño de sus bellotas se podría pensar que esto hubiera influido en la respuesta germinativa. Ya que, las bellotas de mayor tamaño, al tener más reservas acumuladas, pueden llegar a dar un mayor porcentaje de germinación (TRIPATHI y KHAN, 1990).

Para comprobar si el porcentaje de germinación estaba relacionado con el tamaño de la bellota, se compararon, mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, una misma cantidad de bellotas germinadas de dos clases de tamaño contrastados (valores de tamaños elevados y valores de tamaños pequeños).

Los resultados mostraron que no había diferencias entre ellas (U de Mann-Whitney=3690 y $p=0.184 > 0.05$). Por tanto, los resultados de los porcentajes de germinación no depen-

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

den del tamaño de las bellotas. CAÑELLAS y SAN MIGUEL (2003) tampoco observaron relación alguna entre el tamaño o la forma de la bellota y su poder germinativo. Esto hace suponer que los factores de procedencia y morfotipo prevalecen sobre el tamaño de las bellotas.

Conclusiones

Este estudio parte de la hipótesis de que las respuestas adaptativas de las plantas frente a diversos ambientes pueden llegar a dar comportamientos morfológicos y fisiológicos diferentes, afectando a los procesos de germinación. Los resultados muestran que existen diferencias entre las poblaciones a nivel de morfotipo, sin embargo a nivel de procedencia depende de los morfotipos comparados.

El efecto de la procedencia y el morfotipo sobre el éxito de germinación se puede observar en los resultados obtenidos del cálculo de los porcentajes totales de germinación y de las curvas de germinación acumulada, donde la población de CREHG difiere de las otras dos poblaciones presentando mayores porcentajes y una distribución de germinaciones diarias diferentes.

Estas diferencias entre los porcentajes de germinación entre poblaciones no son debidas a que la población de mayor por-

centaje presente un tamaño de bellota mayor. Los resultados obtenidos corroboran que el éxito de germinación depende de las características de la planta madre y no del tamaño de las bellotas, a pesar de que las de hoja pequeña tienden a presentar bellotas con un tamaño menor.

Las poblaciones de CREHP y la de TAR presentan características similares en relación a la germinación. Los individuos tomados de esta segunda población, muestran una morfología foliar muy similar a la de CREHP. Por tanto, todo apunta a que el morfotipo prevalece a la procedencia, pudiendo concluir que los individuos con tamaños de hojas pequeñas no resultan buenos productores de semillas con éxito germinativo.

El presente trabajo pone de manifiesto la necesidad de controlar la recogida de semillas considerando el morfotipo individual de las plantas en las tareas previas a la producción de planta en vivero con fines de restauración ecológica. La evaluación de las características morfológicas y funcionales de las poblaciones de plantas de procedencias locales utilizadas como fuentes de diásporas podría facilitar el control de la calidad genética en la planificación de los proyectos de conservación y restauración (FENSTER y DUDASH, 1994; HUFFORD y MAZER, 2003).

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto “Selección de procedencias y producción de planta en vivero para la restauración de la cubierta vegetal y control de la erosión en clima semiárido” (CEAM 1-011) y, por la ayuda económica otorgada por el Instituto Juan Gil-Albert. Agradecer a Andrés Pastor, Jose Miguel Egea, y Luis Falagan por su amistad e importante contribución en la campaña de mediciones en campo y vivero. A María Jesús Gras, Pilar Castro, Esteban Chirino y Just T. Bayle por sus consejos y aportaciones científicas. Y, al personal del vivero de Santa Faz (Alicante) tanto por las instalaciones y material prestado como por su ayuda desinteresada.

Bibliografía

- ABAD, N.; CATURLA, R.N.; BAEZA, J.; BLADÉ, C.; VIEIRA, F.; CARBÓ, E.; VALDECANTOS, A.; BONET, A.; SERRASOLSAS, I.; GUARDIA, R., RAVENTÓS, J., ALLOZA, J.A., ESCARRÉ, A., BELLOT, J. Y VALLEJO, V.R. 1996. Regeneración de los montes quemados. En V.R. Vallejo (ed.), *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana.*, pp. 51-148. CEAM, Valencia, España.
- ACKERLY, D.D.; DUDLEY, S.; SULTAN, S.; SCHMITT, J.; COLEMAN, J.; RANDALL, C.; SANDQUIST, D.; GEBER, M.; EVANS, A.; DAWSON, T. and LECHOWICZ, J. 2000. The evolution of plant ecophy-

biological traits: recent advances and future directions. *BioScience*. 50(11): 979-995.

AIZEN, M.A. and WOODCOCK, H. 1992. Latitudinal trends in acorn size en eastern North American species of *Quercus*. *Can. J. Bot.* 70: 1218-1222.

AIZEN, M.A. and WOODCOCK, H. 1996. Effects of acorn size on seedling survival and growth in *Quercus rubra* following simulated spring freeze. *Can. J. Bot.* 74: 308-314.

BALAGUER, L.; MARTÍNEZ-FERRI, E.; VALLADARES, F.; PÉREZ-CORONA, E.; BAQUEDANO, F.J; CASTILLO, F.J and MANRIQUE, E. 2001. Population divergence in the plasticity of the response of *Quercus coccifera* to the light environment. *Functional Ecology* 15: 124-135.

BLUE M, P. and JENSEN, R. J. 1988. Positional and seasonal variation in oak (*Quercus fagaceae*) leaf morphology. *Am J Bot.* 75: 939-947.

BOND, W.J.; HONING, M. and MAZE, K.E. 1999. Seed size and seedling emergence: an allometric relationship and some ecological implications. *Oecologia* 120: 132-136.

BRONCANO, M. J.; RIBA, M. and RETANA, J. 1998. Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm oak (*Quercus ilex* L.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): a multifactor experimental approach. *Plant Ecology* 138: 17-26.

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

- CAÑELLAS, I. 1990. Ecología y manejo de matorrales de coscoja (*Quercus coccifera* L.) en España. *Investigaciones Agrarias, Sistemas y Recursos Forestales* 0: 25-34.
- CAÑELLAS, I. and SAN MIGUEL, A. 2003. La coscoja (*Quercus coccifera* L.): Ecología, características y usos. Monografías INIA: Forestal N.5. Madrid
- CASTRO P.; VILLAR, P.; PÉREZ, C.; MAESTRO, M. and MONTSERRAT, G. 1997. Leaf morphology leaf chemical composition en three *Quercus* (Fagaceae) species along a rainfall gradient in NE Spain. *Trees* 11: 127-134.
- CATALÁN, G. 1991. Semillas y arbustos forestales. ICONA. Madrid. 4ª Edición.
- CORTINA, J. and VALLEJO, V.R. 2004. The encyclopedia of life support systems (*EOLSS*). UNESCO-EOLSS Publishers Ltd.
- DE LUIS, M.; RAVENTÓS, J.; GOMZÁLEZ-HIDALGO, J.C; SÁNCHEZ, J.R. and CORTINA, J. 2000. Spatial análisis of rainfall trends in the Region of Valencia (East Spain). *International Journal of Climatology* 20:1451-1469
- DI CASTRI, F.; GOODALL D. W. and SPECHT R. L. 1981. Mediterranean-type shrublands. *Elsevier Scientific Publishing Company*, Amsterdam.
- FENSTER, C.B. and DUDASH, M.R., 1994. Genetic considerations in plant population conservation and restoration. En: M.L. BOWLES and C. WHELAM (ed.), *Restoration of Endangered Species: Con-*

ceptual Issues, Planning and Implementation, pp. 34-62. Cambridge University Press.

FOX, G. A. 1993. Failure-time analysis: Emergence, flowering, survivorship, and other waiting times. En: SCHEINER, S. M. y GUREVICH, J.. Eds. *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Chapman y Hall. New York. Pp. 253-289.

GARCÍA, P. 2001. Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. IMEDEA. 82 pp.

GRATANI, L.; FIORENTINO, E.; KUBOVA, A. and MARZI, P. 1989. Effect of microclimate on ecophysiological features of some sclerophyllous species. *Photosynthetica* 23 (2): 230-233.

GRATANI, L. 1995. Structural and ecophysiological plasticity of some evergreen species of the mediterranean maquis in response to climate. *Photosynthetica* 31 (3): 335-343.

HUFFORD, K.M. and MAZER, S.J. 2003. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecol. and Evol.* 18:147-155.

JOFFRE, R.; RAMBAL, S. and DAMESIN, C. 1999. In: P.I. Pugnaire and F. Valladares (ed.), *Handbook os Functional Plant Ecology*, pp. 347-380. Marcel Dekker, New York.

JOFFRE, R.; RAMBAL, S. and WINKEL, T. 2001. Respuestas de las plantas mediterráneas a la limitación de agua : desde la hoja hasta el dosel. In: R. Zamora y F.I Pugnaire (ed.), *Ecosistemas Mediterrá-*

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

neos - Análisis Funcional. Simposio de la Sociedad Española de Ecología Terrestre, pp. 37-65. CSIC-AEET, Granada.

- KAYE, T.N. 2001. Common ground and controversy in native plant restoration: the SOMS debate, source distance, plant selections, and a restoration oriented definition of native. In: D.L Haase and R. Rose (ed.), *Native plant propagation and restoration strategies*. Nursery Technology Cooperative and Western Forestry and Conservation Assosiation. Eugene, OR.
- KELLER, M. and KOLLMANN, J. 1999. Effects of seed provenance on germination of herbs for agricultural compensation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 87-99.
- LIACOS, L. G. and MOULOPOULOS, CH. 1967. Contribution to the identification of some range types of *Quercus coccifera* L. in North Greece. *For. Res. Center Es. Bull.* 16, 54 p.
- MITRAKOS, K. A. 1980. A theory for Mediterranean plant life. *Acta Oecol/Oecol Plant* 1: 245-252.
- NEGASH, L. 2003. In situ fertility decline and provenance differences in the East African Yellow Wood (*Podocarpus falcatus*) measured through in vitro seed germination. *Forest Ecology and Managment* 174: 127-138.
- RAMBAL, S. and LETERME J. 1987. Changes in aboveground structure and resistances to water uptake in *Quercus coccifera* along a rainfall gradient. In: J.D Tenhunen, F.M Catarino, O.L Lange and W.D Oechel (ed.), *Plant Response to Strees. Functional Analysis*

in Mediterranean Ecosystems, pp.191-200. NATO ASI Series, Vol. G15. Springer-Verlag, Berlín.

RAMBAL, S. 1993. The differential role of mechanisms for drought resistance in a Mediterranean evergreen shrub: a simulation approach. *Plant, Cell and Environment* 16: 35-44.

SEIWA, K. 2000. Effects of seed size and emergence time on tree seedling establishment: importance of developmental constraints. *Oecologia* 123: 208-215.

SAKVILLE, N.R. 2001. Is local provenance important in habitat creation?. A replay. *Ecology* 38: 1374-1376.

SULTAN, S. 2000. Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. *Trends in plant science*. 5(12): 537-542.

SULTAN, S. 2001. Phenotypic plasticity for fitness components in *Polygonum* species of contrasting ecological breadth. *Ecology*. 82(2): 328-343.

TRIPATHI, R.S. and KHAN, M.L. 1990. Effects of seed weigh and microsite characteristics on germination and seedling fitness in two species of *Quercus* in subtropical wet hill. *Oikos* 57: 289-296.

TUDELA, T. and TADEO, R. 1993. Respuestas y adaptaciones de las plantas al estrés. In: J. Azcon and M. Talon (ed.), *Fisiología y bioquímica vegetal*, pp 537-551. Interamericana-Mcraw-Hill.

UNDERWOOD, A.J. and CHAPMAN, M.G. 1997. GMAV. Institute of Marine Ecology. University of Sydney.

Efecto de la procedencia de las bellotas y el morfotipo sobre el éxito de germinación de *Quercus coccifera* L.

- VALLADARES, F. 1999. Architecture, ecology and evolution of plant crowns. In: F. I. Pugnaire and F. Valladares (ed.), *Handbook of functional plant ecology*, pp 121-194 Marcel Dekker, New York.
- VALLADARES, F. 2001. Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo. In: R. Zamora y F.I Pugnaire (ed.), *Ecosistemas Mediterráneos - Análisis Funcional. Simposio de la Sociedad Española de Ecología Terrestre*, pp. 67-93. CSIC-AEET, Granada.
- VALLADARES, F. and PEARCY, R. W. 1998. The functional ecology of shoot architecture in sun and shade plants of *Heteromeles arbutifolia* M. Roem., a Californian chaparral shrub. *Oecologia* 114: 1-10.
- VALLADARES, F. and PEARCY, R. W. 1999. The geometry of light interception by shoots os *Heteromeles arbutifolia*: morphological and physiological consequences for individual leaves. *Oecologia* 121:171-182.
- VALLADARES, F. and PEARCY, R. W. 2000. The role of crown architecture for harvesting and carbon gain under extreme light conditions assessed with a realist 3-D model. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 58:3-16.
- VICIOSO, C. 1950. Revisión del género *Quercus* en España. I.F.I.E. Madrid.
- ZAR, J.M. 1996. Biostatistical analysis. Prentice May, Upper Saddle River, NY.

WILKINSON, D.M. 2001. Is local provenance important in habitat creation?. *Ecology* 38: 1371-1373.

Portada

Créditos

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España) 8
EDUARDO SEVA, JUAN LUIS ROMÁN y ROMUALDO SEVA

Resumen 8

Summary 9

Introducción. 9

1. Contexto histórico y cultural 11

2. La sierra de Aitana 14

3. Los bancales /borda de Aitana 22

4. Análisis general de las pastas cerámicas 41

5. Descripción de los taludes de bancal/borda: muros ciclópeos y estructura 41

6. Conclusiones. 46

Bibliografía. 47

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España) (nota 1)

EDUARDO SEVA (nota 2),
JUAN LUIS ROMÁN (nota 3)
ROMUALDO SEVA (nota 4)

Resumen

Se han muestreado las series de terrazas agrícolas que rodean la sierra de Aitana (norte de la provincia de Alicante, España), una de las zonas más características del poblamiento ibérico en el sureste peninsular. Los restos cerámicos que se han hallado en algunas de ellas han demostrado la antigüedad de estas estructuras de la arquitectura rural, y puede decirse, sin la menor duda, que la datación alcanza el siglo XVIII a. C. La función no era, evidentemente, agrícola, sino que eran asentamientos para vivienda o puestos de control de paso de ganado entre valles. Estas antiguas estructuras se localizan en puntos estratégicos, pasos o collados, y pueden diferenciarse visualmente con cierta facilidad de las terrazas construidas en los últimos tres siglos.

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

Palabras clave: Terrazas agrícolas, bancales, origen histórico, montaña, Alicante, SE España.

Summary

The prehistoric origin of the terraces as cattle settlements and human habitat in Alicante's mountains (Spain)

The series of agricultural terraces that surround the mountain range of Aitana (North of the province of Alicante, Spain), one of the zones most characteristic of the Iberian settlement in the peninsular South-eastern have been sampled. The ceramic rest that have been in some of them have demonstrated the antiquity of these structures of the rural architecture, and can be said without the smaller doubt that the dating reaches 18th century before Christ. The function was not, evidently, agriculturist, but they were establishments for house or traffic control points of cattle between valleys: the location of these old structures is of strategically important points in steps or cols, and can visually be different with certain facility from the terraces constructed in the last three centuries.

Key words: Agricultural terraces, historic origin, mountain, Alicante, SE Spain.

Introducción

Se da habitualmente por supuesto que los bancales, tan abundantes en el levante ibérico, fueron concebidos, proyectados y ejecutados por la cultura árabe durante los siglos de ocupación de la península. Sin embargo,

lo que se reconoce evidente, cuando se recorre el territorio magrebí de norte a sur, es la ausencia prácticamente absoluta de los mismos (si exceptuamos algunas localidades del valle del Sus: Taфраute, Tarudant ...). A este respecto, Grove y Rackham (2001) aportan una cartografía de las terrazas de cultivo en el Mediterráneo un tanto incompleta, al no sistematizar los muestreos o las visitas, aunque ciertamente supone una buena contribución al tema. Sin embargo, una pregunta parece lógica: Si en el Magreb no existen bancales ¿cómo es posible que los agricultores árabes los desarrollaran en el Levante español?

Además, dos hechos palpables corroboran la sospecha. En primer lugar, la distribución geográfica del abancalamiento: sobre todo abundan en el Levante español incluyendo las Baleares, en la costa francesa del Mediterráneo y en Italia; en menor medida en Grecia, Creta y Yugoslavia. Estas tierras nunca fueron colonizadas por los moros del norte de África como consecuencia de la invasión hispana del año 711. En segundo lugar, no tendría mucho sentido que los agricultores árabes levantinos abancalaran y a su vez esa técnica no fuera empleada masivamente en al-Andalus (ver DESPOIS, 1959).

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

La sospecha, a nuestro modo de ver, no carecía de fundamento y requería un análisis de datos que evidenciase la lógica relación con un tipo concreto de cultura. Era necesario realizar un trabajo multidisciplinar que abarcara una parte histórico-arqueológica, una geo-lingüística y, por supuesto, estructural y funcional.

1. Contexto histórico y cultural

La primera noticia documentada que tenemos de la palabra *bancal* en las lenguas romances se encuentra en un texto occitano de la década 1240-50 (Roman de Flamenca, 381). De ahí pasó como préstamo al francés y naturalmente al catalán y otras lenguas peninsulares. Sin embargo, el sentido de ‘terreno abancalado’ sólo aparece el año 1402, en un escrito del pueblo de **Catí** (Castellón) en el que se informa de *que se colocarán dos hitos en un bancal de Pere Balaguer*. Lo habitual en la documentación es que *bancal* sea un nombre común que significa terraplén de cultivo, y así lo vemos en el **Riu del Bancal Llarg (Tárbena)**, en el **Bancal del Gat (Altea)**, o en **Beneixama** y **Benigembla**, en donde **Bancalet** define una zona de cultivos en terraza.

Sin embargo, en la montaña de Aitana existe como topónimo, o sea, como nombre propio: **Bancal de la Serra d’Aitana**,

que no designa tierras de labranza, sino breñas y escarpes que configuran un paisaje de gradas y escalones.

El hecho de que bancal fuera un nombre propio en la sierra central de Alicante, Aitana, indica a las claras que ese nombre formaba parte patrimonial de dicho territorio siendo, además, espectaculares los abancalamientos que pueden observarse, tanto por su emplazamiento, que alcanza a barrancos con un fortísimo desnivel, como por su extensión, ocupando la práctica totalidad de las dos vertientes de Aitana. En la figura 1. se llega a mostrar un modelo digital del territorio de la zona de Aitana, destacando los collados o pasos desde el valle de Sella hasta el de Guadalest, así como su situación en el contexto peninsular.

El rastreo de determinados parajes que exhibían bancales ciclópeos en Aitana, muy diferentes de los modernos, proporcionó a uno de los firmantes de este trabajo la primera pista sobre la antigüedad de los mismos, al hallar cerámica prehistórica sobre ellos. Un trabajo sistemático de recogida de fragmentos cerámicos que el equipo ha realizado, proporcionó abundancia de materiales que ha ofrecido una serie cronológica muy antigua que no hace más que atestiguar la existencia de este tipo de prácticas en la configuración del paisaje en el Mediterráneo peninsular y que es hoy día una

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)



Fig.1 Situación geográfica de la montaña de Alicante en el contexto peninsular y modelo digital de los territorios en las inmediaciones de Sierra Aitana.

seña identificativa de un modo de entender la agricultura en la montaña.

Había que ofrecer una interpretación satisfactoria a este acontecimiento, integrándolo en el contexto histórico en el que se originan los aterrazamientos y dando respuesta a las siguientes preguntas: ¿Por qué en la sierra de Aitana se originan los primeros bancales? ¿Qué actividad impulsó la necesidad de su creación?

2. La sierra de Aitana

2.1. *Su actividad pecuaria*

La sierra de Aitana, de excelentes pastizales en ambas laderas y asociada a la contigua Serrella, constituyó un inestimable territorio para la actividad ganadera desde el Neolítico, como lo muestra la existencia de pinturas rupestres en varios de sus pasos de alta montaña.

La sierra se extiende de oeste a este en el centro de la provincia de Alicante, perpendicular al mar Mediterráneo, presentando un alargado lomo, que alcanza los 1.580 m de altura, imponente por alzarse muy cerca del mar. A ambos lados la cruzan varios puertos de montaña que se realzan en el modelo digital del territorio (figura 1): al oeste el puerto de Tudons y al este el Corral del Port, el paso del Contador, el

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

collado de Parpatí y el collado del Llamp, pasos que comunican la ladera sur con la abrupta ladera norte y las sierras de Serrella y Xortà. Una tupida red de veredas recorría los pastizales de ambas vertientes. Toda la red de *assagadores* —así se denominan las veredas de ganado— debía contar obligatoriamente con estratégicos apriscos que permitieran pernoctar al ganado; lo que implicaba la construcción de una pequeña estación humana con doble finalidad: proporcionar un pequeño corral al ganado propio y vigilar y defender de ladrones los pasos de ganado con el correspondiente pago. Hay que pensar que dos son las redundancias funcionales al hablar de la creación del habitat humano: el del ‘botín’ y el de los ‘enemigos’, y el ganado era un botín demasiado apetecido y debía estar siempre a buen recaudo. No en vano en latín al hombre rico se le llamaba ‘pecuniosus’, es decir, el que tenía ‘pecunia’, abundancia de ganado ‘pecus’.

Precisamente en este contexto histórico-económico es en el que aparecen los primeros poblamientos que han dado origen a los actuales pueblos de la montaña de Aitana y Serrella. En efecto, la actividad pecuaria requería dos tipos de asentamientos humanos: unos estables, que permanecían durante todo el año, y otros, de alta montaña, cercanos a los puertos, que eran empleados ocasionalmente en el momento

de acceder a dichos pastos para finalmente cruzar a la ladera norte, de pastos más tardíos. El primer tipo dio origen a los pueblos de Sella, Benasau, Ares, Cuatretondeta y otros cuya arqueología y toponimia confirman su actividad ganadera; mientras que los corrales de los puertos sólo se empleaban estacionalmente.

Una de las condiciones para el establecimiento de estos re-diles fue la existencia del agua. Y así es. En el camino hacia ambos puertos, oeste y este, abundan las fuentes y algunos barrancos que llevan agua todo el año. Citaremos aquellos de interés para el presente estudio: en el oeste la Font del Seguró, cuyo *assagador* asciende al Puerto de Tudons para bajar al pueblo de Penàguila con abundantes fuentes; y en el este, la importante Font del Arc, hoy canalizada, con el barranco del mismo nombre, de curso continuo de agua, y que nace bajo el Paso del Contador; una desviación a medio camino conduce por una vereda hacia los collados de Parpatí y Llamp, con presencia de fuentes, humedales y arroyos como el del Xarquet, de claro significado. Una vez atravesados los puertos de alta montaña, que sobrepasan los mil metros, se desciende por la ladera norte hacia el importante humedal, hoy en día acondicionado, de la Font del Partagat, aprovechando los pastizales altos, antes de descender al fondo del

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

valle, en donde se encuentra el río Gualadest y enfrente Serrella. Cabe reseñar que en la ladera norte todavía existen varios ‘pous de neu’, en los que se almacenó hasta finales del siglo XIX la nieve y que, situados a 1400 m. de altitud, indican que el pastoreo de la ladera norte no debió hacerse durante el invierno, y de donde se deduce que los bancales/borda debían ser utilizados estacionalmente. Estos apriscos ocasionales fueron abandonados en la medida en que fue desapareciendo la trashumancia y la actividad pecuaria en la zona.

La sierra de Aitana está asociada pecuariamente a Serrella, lugar por donde acceden los rebaños trashumantes de la meseta manchega, como podemos observar en la vereda de ganado que allí todavía se conserva. En el pueblo de Benasau, ladera norte, existen testigos que dicen haber conocido dicha trashumancia por dicha vía, “proveniente incluso de Andalucía y de la meseta castellana”, afirman. Los pastores que utilizaban los pastos de la sierra pagaban un tributo denominado *l’herbatge*, que los ayuntamientos ingresaban, como se puede constatar en los archivos de Cuatretondeta. Más aún, el nombre de Cuatretondeta, según el eminente filólogo J. Corominas, proviene del latín ‘quadra rotunda’, en el sentido de la forma redonda que tuvo la cerca en donde se encerraba al ganado.

Según este diseño de las cañadas, además de los grandes centros ganaderos hoy convertidos en pueblos, era necesario establecer pequeños refugios seguros, para que el ganado pernoctara en determinados lugares estratégicos cercanos a los puertos de montaña y en ellos se encuentra nuestro objeto de estudio: varios espacios abancalados, con cerámicas antiguas en superficie, asociados a los lugares de paso del ganado. El simple hecho del hallazgo de restos cerámicos de distintas épocas convierte en fehaciente la hipótesis de actividad humana distinta a la de la agricultura, aunque este uso se estableciese y se extendiese posteriormente como aplicación del hecho probado de estabilidad de los suelos.

Es necesario dar a conocer cómo era este tipo de apriscos, empleados ocasionalmente en la trashumancia. Barandiarán ha reconstruido la planta de una de estas bordas de la sierra de Encía (Navarra), que fue levantada sobre un dolmen. Hecho que acrecienta la simbiosis entre pastoreo y monumentos megalíticos; lo que sirve, junto a las pinturas rupestres encontradas en los bancales/borda de Aitana, a su datación milenaria: Esa choza tiene planta rectangular, dividida en tres piezas, el hogar, el camastro y la quesera; techo vegetal a dos vertientes y un redil anexo (Fig 2, BARANDIARÁN, 1935).

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

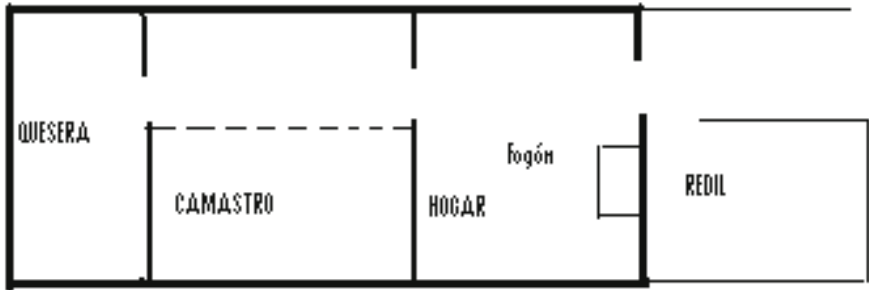


Fig. 2. Planta de una borda ganadera en la sierra de Encía (Álava), según Barandiarán, edificada sobre un dolmen.

Otros elementos aplicables a los bancales/borda de Aitana que conviene tener en cuenta:

- a) Sobre la distancia entre bordas: En las ordenanzas de la comarca del Baztán se ordena que la separación entre dos bordas sea de doscientos estados.
- b) Sobre el período de trashumancia: En la costa mediterránea, según noticias verbales que nos han sido ofrecidas por el alguacil del pueblo de Soneja (sierra de Espadán, Castellón), —que realizaba la subasta de los pastizales a los ganaderos de Teruel que hacían la trashumancia—, estos llegaban a partir del día 8 de septiembre y partían de nuevo el 3 de Mayo. Además, se han encontrado en dicha sierra muchos corrales de ganado pre-ibéricos, que servían para la trashumancia.

2. 2. La geolingüística como intérprete del paisaje de Aitana

Otro de los elementos culturales que ilustran la función estratégica y pecuaria que tuvo la sierra de Aitana la ofrece la toponimia ibérica del territorio. Aparte de los nombres de pueblos ya estudiados por ROMÁN (1990) --Cuatretondeta, Benasau, Ares y Sella, claramente ganaderos-- hoy podemos dar razón de tres importantes topónimos: el nombre de la misma sierra **Aitana**; el del collado **Parpatí**, en cuya vereda de acceso están situados dos bancales/borda; y **Partagat**, un importante humedal en ladera norte.

En cuanto al nombre de Aitana, existe un antiguo morfema pre-indoeuropeo presente en la lengua ibérica, en el vasco y en toda la toponimia europea y del norte de África, **gat**, que significa 'lugar de paso'. Este morfema se encuentra actualmente bajo los alomorfos **gat-/ cat- (g)at-**. La primera variante **gat-** está presente en el topónimo **Racó del Gat**, muy cercano a nuestro objeto de estudio, pues se encuentra al comienzo de la garganta que asciende y sirve de único paso para acceder al Puerto de Tudons, no lejos del covacho con bancales, en donde se encuentran las pinturas rupestres de Penàguila y del Barranc de l'Arc. Esta garganta en su parte más alta cambia el nombre por el de Racó del Pas. Se trata de una

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

hermosa tautología, pues ‘pas’ y ‘gat’ significan lo mismo; estas reiteraciones en distintas lenguas se producen en el momento en que, desaparecida la lengua ibérica, se mantiene el topónimo antiguo y se añade en la lengua del momento el concepto geográfico al que da nombre, su referente. Ejemplos europeos del morfema **gat-** son: **le Gateau**, nombre de una montaña situada cerca de Flumet en los Alpes de Savoie (Francia), que abre un paso alpino; y en semejante situación, **Le Gat**, montaña en Jausiers, Alpes (Savoie). **Gata** (de Gorgos) es una formidable garganta que permite el paso costero en la populosa marina alicantina. Por ese acceso obligado transcurrió todo el tráfico humano y pecuario entre Alicante y Valencia, desde épocas remotas. En Marruecos, conservado en el bereber, **Gattut** es un paso de montaña obligado para acceder desde Marrakech a las húmedas praderas de Essauira, en el Atlántico. Para la variante **cat-**, en los Apeninos italianos (Cerreto dell’Alpi), se encuentra el monte **Catino**, que es una antecima (1125 m.) del monte Nuda (1895 m.) en donde existe un puerto de paso de alta montaña. Y el Chorret de **Catí** es un emblemático puerto de montaña que une la comarca de la Foia de Castalla con las del Vinalopó. Y, en general, el mismo morfema se encuentra en el inglés **gate** que significa ‘puerta’, o sea, un lugar de paso, como lo son los puertos de montaña de Aitana, término no indoeuropeo, sino

de raíces vascas, (**g**)**ate** vasco ‘puerta’ (la última afirmación es comunicación oral de T. VENNEMANN) .

En cuanto a **Parpatí** y **Partagat** ínicamente señalar la existencia de una base toponímica trífitero **brt** ‘humedal’ que se ha ensordecido en **Parp-** y que es evidente en el colado de Parpatí en donde existe un humedal, así como en **Partagat**, que es un extenso humedal junto a uno de los pasos de Aitana que a su vez exhibe el morfema **gat-**.

Por último, señalar que toda la montaña está cuajada de topónimos que mencionan el nombre de ‘corral’ —tal vez se acerquen a un centenar—: Corral de Carlos, Corral de Bernal, Corral de Soliguer, Corral de Senyores, etc.

3. Los bancales /borda de Aitana

La provincia de Alicante tiene la rara cualidad de contener la mayoría de los ambientes que se pueden dar en el territorio peninsular. Su territorio diánico, esto es, el más sobresaliente por su orografía, se halla adornado por unas estructuras antropogénicas que, sin duda, resultan llamativas: terrazas escalonadas, desde los núcleos de población hasta las cimas de las montañas, que aprovechan los materiales líticos más capaces para la agricultura de las especies arbóreas más idóneas: almendro, olivo, algarrobo. Este tipo de agricultura, que

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

nos resulta tan cercano y habitual, constituye, sin embargo, una práctica calificada de rareza, incluso en el mundo mediterráneo. En la cartografía (que no llegan a delinear correctamente GROVE y RACKHAM en su aportación) de este tipo de prácticas en nuestra cuenca, las mayores áreas tapizan el levante español, el Mediterráneo francés, la Toscana italiana, pequeños enclaves de Grecia, los Balcanes y Turquía, las islas orientales, algo en el Líbano y parches en Túnez. Y nada en Marruecos o Argelia. Ni siquiera Andalucía, tan identificada con la cultura islámica, a quien se le atribuía esta obra inmensa, ofrece extensiones formales que la ligen con ese paisaje y la atribución inequívoca de todas las prácticas de retención de suelo y agua con el mundo árabe.

Dentro de este panorama general y específicamente en el territorio más representativo del abancalamiento, el Levante español, destaca sobre manera la concentración de bancales en el área de la sierra de Aitana. Ciertamente es espectacular, sobre todo la ladera sur, en donde pequeños bancales trepan, en dudoso equilibrio, hasta las cimas más abruptas. El papel desempeñado por estas adaptaciones del terreno en pro del equilibrio regional es incuestionable (PETERSON, ALLEN, & HOLLING, 1998). Ciertamente, el aterrazado permite la extensión de la agricultura a terrenos con vocación úni-

camente forestal y ofrece un aumento de la dimensión fractal de la línea del declive de los montes, aumentando con ello su extensión y ofreciendo como resultado dos superficies, una horizontal para el cultivo de las arbóreas, y otro vertical, que es la despensa de diversidad y corredores magníficos para flora y fauna (WALKER, 1992). Su papel en el mantenimiento del suelo y en la estabilidad de los agrosistemas de la montaña ha sido puesto de manifiesto en algunas ocasiones (ver PARDO, SEVA y MARTIN, 2005)

Ahora bien, si investigamos el origen mismo del aterrazamiento, tal y como hemos avanzado, surge una pregunta: ¿Quién los inventó? y ¿Con qué objetivo?

En este contexto de obvias dudas sobre la autoría árabe, así como la existencia de abancalamientos muy antiguos sin razonable objetivo agrícola, pudimos verificar cómo en la misma superficie de ciertos bancales con muros ciclópeos aparecía cerámica que abarcaba desde la edad del Bronce hasta el siglo IX-XI de dominio árabe.

Presentamos a continuación los datos sobre dichos bancales, a sabiendas de que se trata de una pequeña muestra, pero concluyente, que sin duda podrá ampliarse en un futuro.

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

3.1. Bancales/borda de les Covetes (Penàguila), situado bajo el Puerto de montaña de Tudons

Abrigos prehistóricos y bancales/borda de Penàguila:

Son abrigos rocosos en número de tres, de una anchura máxima de 12 metros y profundidad de unos 2.5 metros. En dos de ellos existen pinturas rupestres de arte levantino y de arte esquemático. Dichos abrigos, que se hallan actualmente con protección de rejas, aprovechan una penetración en el escarpe rocoso, y se encuentran encima del pueblo de Penàguila, ladera norte, en el camino de acceso al paso oeste llamado Puerto de Tudons. Los abrigos quedan rodeados en su parte inferior por una serie de terrazas de escasa entidad, aspecto muy tosco, sobrio, color de la piedra cercano a la piedra natural, lo que denota gran antigüedad, y con un ancho de entre uno y escasamente tres metros, en los que únicamente cabe un árbol frutal. Estas terrazas tienen en su base bloques ciclópeos de gran tamaño que les hacen parecer a los encontrados en las inmediaciones de la ciudad de Sella. No cabe, en su apariencia y mimetismo, ninguna duda del emparentamiento de dichas terrazas con los habitantes que pisaron el abrigo e hicieron vida en ese lugar. Son terrazas-borda, sin uso agrícola, tal y como ahora lo conocemos en el resto de abancalamientos que revisten el territorio en to-



Fig. 3. Panorama general de los abrigos de Penáguila, su proximidad a los bancales/borda y detalle de uno de ellos.

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

dos los alrededores. Curiosamente, estas estructuras tienen forma curva en su perímetro, se ciñen como pequeños balcones circulares bajo los covachos (figura 3.), lo justo como para albergar una pequeña habitación humana, una choza o refugio de carácter temporal, a juzgar por la ausencia de bases de muro. Se pueden apreciar en superficie pequeños restos de piezas cerámicas, que datan de la edad del Bronce, que juntamente con las pinturas rupestres muestran la antigüedad de los bancales.

3.2. Bancales/borda del Barranc de l'Arc, situados bajo los puertos del Corral del Port y Contador

Bancal/borda del Mas de Isidro:

Situado en la parte más alta del barranco de l'Arc, está situado bajo el puerto del Contador y en la actualidad mantiene todavía cierta actividad ganadera de ovino y caprino hasta el puerto del Contador. Los bancales se hallan junto a un escarpe rocoso que tiene varios abrigos, el mayor con pinturas rupestres. Son bancales escalonados, que siguen el estrechísimo cauce de un arroyo. De factura ciclópea sus muretes, el color de la piedra delata la antigüedad de los mismos, radicalmente distintos a los bancales del cercano pueblo de Sella, que jalonan todo el término municipal, con clara voca-

ción agrícola y probablemente del siglo XVII. Estos pequeños abancalamientos sólo pueden asociarse con las realidades circundantes, es decir: los abrigos adyacentes con pinturas rupestres.

En los corrales del Mas de Isidro y la cañada del Contador se han encontrado restos de cerámica antigua, aunque no abundante, lo que indica que allí sólo habría chozas y rediles hechos con troncos y ramas, no cobertizos de piedra que suponen un hábitat más duradero. La cerámica que se puede observar sobre la superficie del bancal es de dos tipos, por un lado de la Edad del Bronce (Bronce Tardío, con bases planas, situándose en edad entre 1200 y aproximadamente 1000 a. C.), y de época ibérica y romana sin poder determinar una cronología ajustada, dadas las piezas que se observan: cerámica común, formas Vegas 1 y 2, asas de jarras y otras informes pintadas; no obstante, podrían ir desde el siglo IV a.C. hasta el siglo II d.C.

Bancal/borda del Mas la Bodega:

Descendiendo unos metros el curso del barranc de l'Arc, se encuentran en la solana otros abancalamientos, también junto a unos abrigos de un escarpe rocoso, y un gran corral. Los bancales, mucho mayores que los anteriores y amplios, hoy mantienen almendros. La cerámica se localiza en la par-

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

te central y no en los extremos. El lugar es excepcional por el horizonte que se domina desde ellos, alcanzado la vista el Collado Blanc y su cañada y gran parte del curso del barranc de l'Arc.

Independientemente de lozas y vidriados de época reciente, los materiales cerámicos que aparecen en la superficie se pueden adscribir a la Edad del Bronce, sin poder determinar la etapa correspondiente por ser fragmentos informes. También nos encontramos cerámicas ibéricas geométricas, fragmentos de *dolia* de época romana, forma ésta de amplia cronología dentro del mundo romano, además de tinajas de época musulmana (siglos IX-XI).

Por consiguiente, se podría decir que existe un primer asentamiento durante la edad del bronce y, al menos, desde el siglo IV a. C. se ocupa el lugar y parece que tiene una continuidad hasta época romana, no pudiendo determinar la continuidad del asentamiento durante los siglos oscuros, pero lo que si parece claro es la ocupación a partir del siglo IX d. C.

Bancale/borda del Mas de Seva:

Aguas abajo, pero a escasos metros, se encuentran estos abancalamientos, junto a un Mas con su corral. Era un abrigo indispensable para guardar a los rebaños provenientes del

Corral del Port. Situado junto al río, es el único lugar accesible para vadear el barranc de l'Arc y entrar en el 'sester' (sesteadero), para luego ascender al collado Blanc, y conectar con los corrales siguientes. La cerámica se localiza de nuevo en la parte central y no en los extremos. Este material comprende cerámica de la Edad del Bronce (sin poder determinar etapa, puesto que son restos informes), y cerámica medieval, que además de fragmentos informes peinados, aparecen tinajas con cordones hechos mediante caña que se datan entre los siglos IX y XI y cuyos paralelos son abundantes tanto en la provincia de Alicante como Murcia y Andalucía.

3.3 Bancales/borda del Realet y La Carrasca, situados bajo los Puertos de Parpatí y Llamp.

Bancales/borda de El Realet:

Terrazas en el término de Sella, en el camino de Sella a Finestrat, cerca de una mina de extracción de áridos, al pie de una secuencia de terrazas que pueden verse desde lejos, estrechas, y que remontan hasta la cúspide del monte. Al lado de ellas, aparecen una serie de banales de media-gran altura, de una amplitud media-grande, aptos para la agricultura de arbóreos, compuestos de grandes bloques sobre todo en su base, y en la mayoría de ellos ocurre un desplome por falta

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

de actividad y de cuidados. Aparece gran cantidad de piezas cerámicas en superficie, incluso en niveles de 20-30 cm de profundidad vistos en los desplomes, únicamente en la zona central del banal. Aparenta ser un punto de establecimiento de destacamentos humanos de vigilancia o de control de pasos de personas o de ganado ya que se sitúa en el comienzo de un paso o collado tratando de evitar a los transeúntes los grandes escarpes o declives en las inmediaciones del gran monte, estribaciones de Puig Campana.

Las cerámicas que se pueden apreciar en superficie se asociarían a varias etapas. En primer lugar cerámicas de la Edad del Bronce, con formas comunes a todo el período, junto con fondos planos que se datan en el llamado Bronce Tardío (1200 al 1000 a. C.). En segundo lugar, cerámicas geométricas ibéricas junto con otras del estilo Elche-Archena, pudiendo abarcar una cronología entre el siglo IV y II a. C. Junto a este material, también se observan cerámicas comunes romanas (Vegas 1, 2), asas de jarras y *sigillata* hispánica y claras A, por lo que su cronología nos llevaría, al menos, hasta el siglo II d. C.

Con todos estos materiales daría la sensación de que, independientemente de la ocupación durante la Edad del Bronce, existiría un hábitat continuado desde el siglo IV a. C. hasta,

por lo menos, el siglo II o III d.C. Finalmente, cabe decir que aparecen lozas y vidriados de cerámicas recientes.

Bancales/borda La Carrasca:

Desde el bancal anterior se asciende a éste. Situado al abrigo de una imponente pared rocosa, descienden los bancales por todo el pie de monte hasta el arroyo abrazando el escarpe. Son bancales de amplitud media, abandonados y con algunos árboles acebuchados. La base de sus muros son piezas ciclópeas asentadas íntimamente en el sustrato y encajadas entre ellas decididamente. Se encuentra cerámica bastante abundante en todos ellos y equidistribuida.

Entre los materiales se pueden distinguir bases planas de cerámica hecha a mano, junto con otros fragmentos informes y trozos de vasos carenados también hechos a mano; determinándose una cronología entre el Bronce medio 1600 a. C. y el llamado Bronce tardío, más o menos el 1100 a.C. También se pueden ver algunas cerámicas pintadas, que se asociarían a las llamadas “cerámicas de tradición indígena” que se datan entre el siglo I a.C. y el I d. C., asas de jarras que podrían llegar hasta el siglo II d. C.; cronología que vendría a enlazar con la tardorromana o altomedieval del siglo IV-VI d.C. con vasos cerámicos hechos a torneta o a mano con las formas clásicas visigodas. Por último, cerámicas peinadas y

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

tinajas de época musulmana como las que ya hemos descrito y que cronológicamente nos llevaría hasta los siglos IX y XI d. C. época califal. Con todo ello nos encontraríamos con una cronología de asentamiento prácticamente seguida desde la Edad del Bronce hasta época musulmana.

Estos dos bancales/borda de habitación se encuentran emplazados en lugares estratégicos, en el paso de los rebaños a los pastizales de la umbría. En primer lugar, diremos que el nombre actual del Paso del Contador, hace referencia a un paso tan estrecho que permitía recontar las cabezas de ganado. Este paso es empleado actualmente por los rebaños de cabras blancas que perviven. En cuanto a Parpatí y Llamp diremos que los dos bancales/borda están situados estratégicamente para facilitar el paso de pastores y ganado. El más bajo se encuentra a 250 m de altitud, justo al arranque de un espinazo rocoso ‘Els Castelletts’, muy recortada su cresta, de ahí el nombre. El camino asciende por el barranco del Realet hasta la partida del Xarquet, cuyo nombre indica la presencia de un humedal; prosigue ascendiendo por el barranco del Xarquet, que nace justamente en donde se sitúa el otro bancal/borda a una altura de 600 m. De allí se puede optar por ascender hacia el collado de Parpatí, algo más al noroeste, a una altura de 900 m, o bien dirigirse hacia el este



Figura 4. Vistas generales de uno de los pasos entre valles a las faldas de Aitana y un ejemplo de bancales-borda en Sella.

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

al collado del Llamp, de 931 m de altitud. La distancia entre ambos corrales es de 5 Km., con un desnivel de 350 m, distancia asequible para un ganado que ascendiera comiendo en los pastizales.

Estos tres pasos quedan conectados entre sí por una vereda que recorre la vertiente norte, muy escarpada a esta altura, y que se dirige a un importante humedal llamado Font del Partagat, que debió ser lugar de encuentro de diversos *as-sagadors*.

Los casos de la Sarga y de Bolumini

Constituyen dos ejemplos paradigmáticos que dan explicación del origen prehistórico de los abancalamientos que hoy son agrícolas y piezas indiscutibles del mosaico paisajístico levantino. Repiten la secuencia cronológica en el asentamiento que ya describimos para Penàguila, esto es, los covachos o abrigos como primer signo del poblamiento del Calcolítico, los banales-borda a muy corta distancia a partir de los cuales se copia un modelo que diseña el paisaje agrícola que rodea la zona (Figura 5); y, por último, el postrer poblamiento en forma de masía: una continuidad indiscutible en un punto clave del control territorial en la encrucijada de los caminos de la costa y el interior (Carrasqueta, Ibi y Alcoy) en el caso de La Sarga.

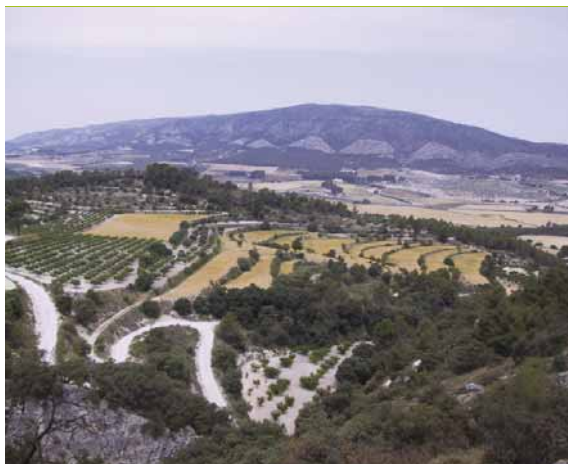


Fig. 5. Paisaje en torno a La Sarga en el que destacan los bancales y detalle de uno de los más antiguos, cerca de los abrigos con pinturas de arte levantino

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)



Fig. 6. Cueva de Alfafara y bancal-borda del poblado íbero de Bolu-mini, a techo del abrigo.

En el ejemplo de las cuevas Bolumini, entre los valles de Agres y del río Polop a través de la Sierra de Mariola, se cumplen a rajatabla los presupuestos formulados a partir de los ejemplos anteriores, es decir, un abrigo para cierre del ganado todavía con uso en la actualidad, un cerro contiguo plagado de bancales que son habitaciones de un enorme poblado íbero apostado en el collado que da tránsito entre los dos valles y que juega labor de control; y la consecuencia lógica de esta arquitectura: un paisaje argumentado en la terraza agrícola en todos sus extremos. De nuevo, la enorme cantidad de cerámica encontrada en la superficie de estas bordas atestigua el punto original del inicio de estas prácticas (Fig. 6). La abundancia de cerámica lo es de procedencia de las etapas de Bronce final, Íbero tardío y hasta la época musulmana más floreciente de IX-XI d.C. Se vuelve a repetir toda la secuencia que ya se convierte en clásica en este tipo de asentamientos.

Una reiteración en los asentamientos prehistóricos de Pulpite, Pasillo Cúllar-chirivel (Granada)

La región es una depresión elevada, con una oscilación en la altitud absoluta que va desde los 900 a los 1.200 m., en forma de pasillo de unos 5 a 15 km. de ancho. El altiplano se instala en plena divisoria de aguas de las grandes cuencas

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

hidrográficas atlántica y mediterránea. En la parte occidental, toda la orografía de la altiplanicie se estructura en función del río Cúllar. Entre los múltiples asentamientos prehistóricos destacamos PULPITE I, Edad del Bronce y PULPITE II, Bronce Antiguo?/Bronce Pleno? (Estudiados por A. Moreno, F. Contreras y J. A. Cámara). Según los autores, en la transición a la Edad del Bronce podemos hablar de continuidad en el poblamiento en torno a las buenas tierras agrícolas. Si bien comenzó a primar los sitios estratégicos, asistiendo paulatinamente durante esta fase del poblamiento a un cambio del patrón de asentamiento, prefiriéndose para su localización los emplazamientos con mejor defendibilidad y visibilidad, controlando los pasos en las rutas más importantes que conectan el pasillo con el Sureste. Así, en la zona del río de Cúllar los poblados de Fuente del Oro y Pulpite van a controlar las fértiles tierras de este río. Además, conviene reseñar que la ganadería de la zona estuvo constituida por grandes rebaños de ovinos y caprinos que suponen una de las fuentes de ingreso más importantes para la población.

Una vez más se evidencia la existencia en **Pulpite** de pequeños banales asociados a poblamientos prehistóricos defensivos (Fig.7). No tenían ningún sentido agrícola, por cuanto están situados en pequeños cabezos que dominan



Fig. 7. Cerro tapizado de pequeños bancales en las inmediaciones de Pulpite y Chirivel

una extensa llanura apta para la agricultura; uno de ellos justamente en un pequeño cerro de piedra, como muestra la cantera de extracción de áridos que allí existe. De nuevo aparecen las mismas condiciones que en Aitana: defensa de un paso importante y actividad pecuaria. Lo más ejemplar de este caso es la inexistencia en todo el altiplano de abanca-

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

lamientos. No necesarios, por su escaso declive, hecho que no concurre en Aitana, en donde sí fue necesario abanclar para cultivar, empleando y continuando las antiguas técnicas prehistóricas de los bancales/borda.

4. Análisis general de las pastas cerámicas

Los materiales que se observan en superficie, a simple vista, presentan diferentes mineralogías. Mayoritariamente se aprecian tanto materiales ígneos y metamórficos, como sedimentarios. En otras ocasiones se combinan los éstos minerales de distintas génesis. En algún caso se puede constatar, a través de la lupa, cristales de cuarzo ideomorfos provenientes de fenómenos diapíricos. De cualquier forma, mayoritariamente parecen exportaciones de cerámicas, que perduran durante todos los periodos constatados: Edad del Bronce, época ibérica, romana, visigoda y medieval islámica.

5. Descripción de los taludes de bancale/borda: muros ciclópeos y estructura

Es muy escasa la literatura científica en torno a los aterrazados del levante ibérico. Hasta tal punto que, estudiosos del ámbito anglosajón (DOUGLAS, CRITCHLEY & PARK, 1996; DOUGLAS, KIRKBY, CRITCHLEY & PARK, 1994; DOUGLAS, PARK & TURNER, 1997) han localizado parcelas de

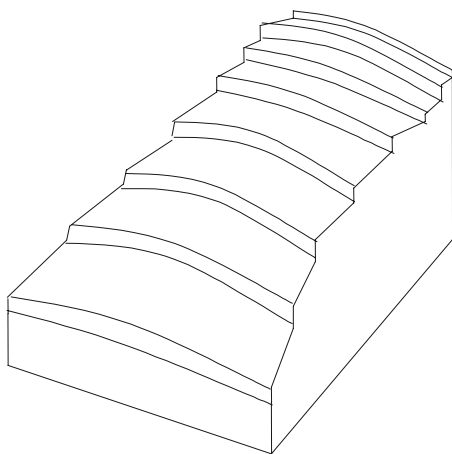
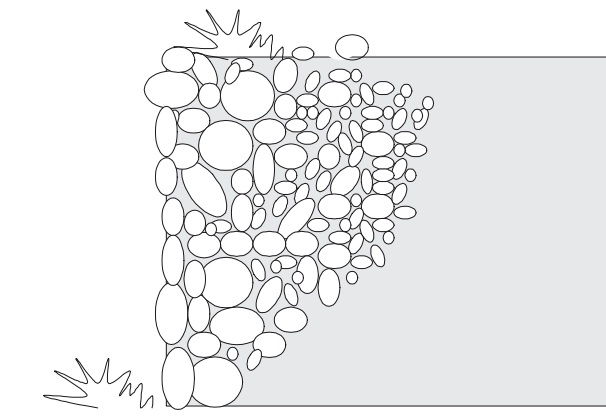


Fig. 8. Esquema gráfico de un talud de sillería relleno de cascajo en cuña

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

interés en los últimos vestigios occidentales de estas terrazas en Andalucía.

En la arquitectura de los sistemas de terraza se distinguen dos componentes, la vertical formada por el muro de sostenimiento y la componente horizontal, constituida por la superficie llana, en donde se asientan los cultivos. La componente vertical está compuesta por un relleno de cascajo en cuña, que acentúa su funcionalidad como sistema de drenaje. Existe alguna literatura que intenta la cartografía y el interés de este tipo de prácticas del terreno en la península (RODRIGUEZ AIZPEOLEA y LASANTA-MARTINEZ, 1992). Su papel en el mantenimiento de todo tipo de parámetros integradores en Ecología del Paisaje se justifica por el doble papel de su arquitectura y en el empeño de la constancia de una vegetación natural zonal asociada a los taludes verticales de tales estructuras y que en otras culturas agrarias son sustituidas por elementos afines (TAÏQUI y MARTIN, 1997) aunque sin llegar á la llamativa conclusión de constituir la herramienta más precisa de la lucha contra la erosión y el arrastre de los suelos (MAURER, 1992; DRESCHER & MAY, 1989).

El relleno está cubierto en la parte frontal por una pared de piedra vertical sin otro elemento de cohesión que el contrapeso de sus elementos, que se denomina talud de sillería



Fig. 9. Fotografía de un relleno de cascajo en un derrumbe

(figuras 8 y 9). Una de las peculiaridades de estos bancales/borda es la utilización de bloques de piedra ciclópeos, que los distingue claramente de la mayoría de las parcelas aterrazadas de Aitana, construidas con piedras de menor tamaño y uniformes. El color de estos bloques ciclópeos es el mismo que el de la piedra natural, mientras que el de los bancales más recientes la tonalidad cambia espectacularmente. Esta coloración idéntica a la piedra natural indica la antigüedad de la misma.

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

En cuanto a la componente horizontal, es una superficie llana, que en algunos casos no permite ostensiblemente asentar un cultivo, pues alcanzan un metro de anchura. La tierra de los bancales que están junto a las pinturas rupestres, tienen un alto contenido de material orgánico, que no se encuentra en la tierra circundante, lo que habla por sí sola de la presencia continua de ganado e incesante actividad humana.

Su emplazamiento es altamente estratégico. No están ubicados en los mejores terrenos de cultivo sino que están al abrigo de grandes riscos verticales que los guarecen, orientados al sur, en la solana, claramente asociados a los abrigos con pinturas rupestres y en todos los casos bajo los puertos de montaña, a un lado y otro de los mismos.

Resulta llamativa la abundancia de materia orgánica en los suelos que rellenan los cortos bancales de antigua hechura. Son suelos negros que destacan frente a los colores ocre y arcilloso que cubren construcciones semejantes pero de épocas más cercanas. Tanto en La carrasca, como en El Realet y en los masos de Isidro y de Seva, una de las insignias de identidad en su antigüedad parece ser el horizonte húmico rico en materia orgánica y cuyo origen no nos atrevemos a aventurar, dándose como se dan en estas latitudes los rápidos procesos de mineralización; demuestran, sin embargo y

en refuerzo de su antigüedad, una continuada actividad humana sobre estos depósitos horizontales.

6. Conclusiones

Los bancales estudiados —con una amplia estratigrafía cerámica que abarca desde 800 a 3800 años b.p.— no son abancalamientos con funciones agrícolas, sino estaciones estratégicamente ubicadas, que hicieron posible la referencia espacial en la trashumancia de ganados. Les hemos llamado bancal/borda por cuanto ésta última está constituida por un hábitat humano y un corral.

El origen, pues, del aterrazamiento se encuentra en los bancales/borda de la época del bronce y su funcionalidad acompaña la actividad de la trashumancia del ganado. En cuanto al espacio en el que se introduce el aterrazamiento, debe situarse como una aportación acontecida en la sierra alicantina de Aitana hace 3.800 años. Su potencial ecológico trascendió el reducido marco pecuario de alta montaña, para desarrollarse eficazmente en el laboreo de cultivo arbolado de secano, cuyo funcionamiento ha pervivido durante milenios dotando de estabilidad y resiliencia a todo un sistema que engloba territorios tan amplios como los provinciales o los regionales. Las razones son las siguientes:

El origen prehistórico de los banales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

- ✓ La presencia de cerámica desde la edad de Bronce a época musulmana.
- ✓ La asociación a abrigos con pinturas rupestres.
- ✓ Los muros ciclópeos y el color de la piedra que delatan su antigüedad.
- ✓ La estructura de borda: ubicación del hábitat en la parte central del banal y del ganado en los extremos.
- ✓ La ubicación estratégica, nunca con sentido agrícola, con emplazamientos junto a abrigos rocosos, fácilmente defendibles, en las cañadas de acceso a los puertos de montaña y en los propios collados.

Bibliografía

- BARANDIARÁN, J. M. de, (1935): "Vida pastoril vasca. Albergues veraniegos. Trashumancia intrapirenaica", en *Anales del Museo del Pueblo Español*, I 1-2 pp. 88-97.
- CAPEL, J. *et al.*, 1986: "Contribución de la geoquímica al estudio de la investigación prehistórica". *Homenaje a Luis Siret*. Sevilla. (119-129).
- CAPEL, J. *et al.*, 1992: "Tecnología cerámica: origen y proceso de manufacturación. Estudio analítico". En *Navarrete, M.S. et al. La Cueva del Coquino (Loja, Granada)*. Loja. (191-216).

- DESPOIS, J., 1959. Pour une étude de la culture en terrasses dans les pays méditerranéennes. *Géographie et Histoire Agraire. Annales de l'Est*, 21:105-117.
- DOUGLAS, T.D.; CRITCHLEY, D. y G. PARK, 1996. The deintensification of terrace agricultural land near Trevezes, Sierra Nevada, Spain. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 5:258-270.
- DOUGLAS, T.D.; KIRKBY, S.J. CRITCHLEY, R.W y G.J. PARK, 1994. Agricultural terrace abandonment in the Alpujarra, Andalucía, Spain. *Land degradation and rehabilitation* 5:281-291.
- DOUGLAS, T.D.; PARK, G.J. y K.L. TURNER, 1997. A film-based photogrammetric study of agricultural terrace degradation in the Sierra Nevada. *T.I.A.R.S.C.E. Copenhagen. Dinamarca*. I-537/I-543.
- DRESCHER, A.W. y T.MAY, 1989. Técnicas tradicionales de protección del suelo, paisajes abancalados modernos y erosión en la costa granadina. *Revista de Estudios Andaluces* 13:103-116.
- ENGUIX ALEMANY, R., 1981: "Tipología de la cerámica de la Cultura del Bronce Valenciano". *Saguntum* 16. (63-74).
- GROVE, A.T. y O.RACKHAM, 2001. *The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History*. Yale University Press. 384 p.
- MAURER, G., 1992. Montagnes et montagnards au Maghreb (Maroc, Algérie et Tunisie). Evolution récente du milieu rural. *Les cahiers d'URBAMA* 7:36-61.
- PARDO, I., SEVA, E. y J.MARTÍN, 2005. Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo

El origen prehistórico de los bancales/borda como habitación y refugio ganadero en la montaña de Alicante (España)

espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante. *Mediterránea* 18.

PETERSON, G., ALLEN, C.R. y C.S.HOLLING, 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1: 6-18.

RODRIGUEZ AIZPEOLEA, J. Y T. LASANTA-MARTINEZ, 1992. Los bancales en la agricultura mediterránea: una revisión bibliográfica. *Pirineos* 139: 105-123.

ROMÁN, J.L., 1992. El desciframiento de la lengua ibérica. En: *La ofrenda de los pueblos*. Ed. Aguaclara. Alicante. 218 p.

SEVA ROMÁN, R., 1991 : *Arqueología en Pinoso*. Diputación Provincial de Alicante.

SEVA ROMÁN, R., 1993: “La ceramología, fuente para el análisis de una evolución cultural”. En *Prehistoria en Alicante*. Alicante. Diputación de Alicante. (37-38).

SEVA ROMÁN, R., 2002: *Caracterización cerámica y relaciones culturales en la Prehistoria reciente de Alicante*. Universidad de Alicante.

TAÏQUI, L. y C.MARTIN, 1997. Éléments historiques d’analyse écologique des paysages montagneux du Rif Occidental (Maroc). *Mediterranea* 16:23-35.

WALKER, B., 1992. Biological diversity and ecological redundancy. *Conserv.Biol.* 6:18-23.

1. Trabajo parcialmente financiado con el Proyecto AMB96-1057 de CICYT
2. Dpto. Ecología. Universidad de Alicante. Ap. 99. 03080 Alicante. España.
3. Área de Geolingüística. Universidad de Alicante.
4. Servicios Técnicos de Investigación (SICAI). Universidad de Alicante.

Portada

Créditos

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba 8

MARITZA GARCÍA, LEONOR CASTIÑEIRAS, TOMÁS SHAGARODSKY, ODALYS BARRIOS, VICTOR FUENTES, VICTORIA MORENO, LIANNE FERNÁNDEZ, ZOILA FUNDORA-MAYOR, RAÚL CRISTÓBAL, VICENTE GONZÁLEZ, PEDRO SÁNCHEZ, FIDEL HERNÁNDEZ, CELERINA GIRAUDY, R. ORELLANA, ROBERTO ROBAINA , ARACELY VALIENTE y ANDREU BONET

Resumen 8

Abstract 9

Introducción 10

Materiales y métodos 12

Resultados y discusión 15

Conclusiones 32

Agradecimientos 33

Bibliografía 34

Notas 37

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

MARITZA GARCÍA LEONOR CASTIÑEIRAS, TOMÁS SHAGARODSKY, ODALYS BARRIOS, VICTOR FUENTES, VICTORIA MORENO, LIANNE FERNÁNDEZ, ZOILA FUNDORA-MAYOR, RAÚL CRISTÓBAL, VICENTE GONZÁLEZ, PEDRO SÁNCHEZ, FIDEL HERNÁNDEZ, CELERINA GIRAUDY, R. ORELLANA, ROBERTO ROBAINA, ARACELY VALIENTE y ANDREU BONET **(nota 1)**

Resumen

Con el objetivo de evaluar las potencialidades de los huertos caseros en la conservación *in situ* de los recursos genéticos de plantas cultivadas se visitaron 107 huertos caseros, y de ellos se seleccionaron 39 (13-12-14 respectivamente en cada región de Cuba en estudio: occidental, central y oriental). Se observaron en total 508 especies de plantas bajo cultivo con diferentes propósitos de uso, las que pertenecen a 352 géneros y 108 familias. Las regiones occidental y central poseen un mayor número de especies comunes al ser comparadas

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

con la región oriental, mientras que el porcentaje más alto de especies que se encuentra solo en una de las áreas de estudio correspondió a la región central. En general las plantas con uso medicinal ocupan una posición importante dentro de los huertos caseros cubanos, también las especies de frutales, de acuerdo al número de especies observadas. El estudio de las especies claves (*Pouteria sapota*, *Phaseolus lunatus* y *Capsicum* spp.) reveló la existencia de una considerable variabilidad infraespecífica a lo largo de la Isla, manifestándose la necesidad de complementar los mecanismos de conservación *in situ* y *ex situ*. Con la integración de la información socioeconómica, cultural, geográfica y de diversidad útil obtenida se proponen tres áreas efectivas de conservación *in situ* de recursos fitogenéticos.

Palabras clave: Huertos caseros, conservación *in situ*.

Abstract

In order to evaluate the role of home gardens in the *in situ* conservation of genetic resources of cultivated plants, a total of 107 home gardens were visited, and 39 of them were selected (13-12-14 home gardens from the Cuban western, central and eastern regions, respectively) for the study. The inventory of plants showed the presence of 508 species under cultivation for different purposes, belonging to 352 genera and 108 families. Western and central regions have more common species than the eastern region, while the central region had the highest percentage of species that were present only in one of the studied areas. Medicinal plants also occupy an important place in Cuban home gardens, followed by fruit trees, according to the number of species observed. The study of the key species (*Pouteria sapota*, *Phaseolus*

lunatus and *Capsicum* spp.) revealed the existence of considerable infraspecific diversity throughout the Island, demonstrating the necessity of the complementary *in situ* and *ex situ* conservation mechanisms. With the integration of the socio-economic, cultural and geographic information, and the details of the useful diversity obtained three areas of *in situ* conservation have been proposed.

Key words: Home gardens, *in situ* conservation.

Introducción

Los huertos caseros han permitido la conservación de una buena parte de la historia cultural en Centroamérica y Caribe, ya que en estos lugares muchas especies vegetales útiles han sido sometidas a regímenes intensos de manejo sobre períodos prolongados (Blankaert et al., 2004). A través de los años, los agricultores han cultivado y seleccionado las especies vegetales deseadas, por lo que los huertos caseros se han convertido en reservorios de recursos actuales y potenciales (Barrera, 1980; Alvarez-Buylla et al., 1989), así como centros cruciales para la selección y la domesticación de especies cultivadas de plantas (Hawkes, 1983), actuando a su vez como reservas de la biodiversidad genética (Brush, 1999).

La diversidad vegetal en los huertos caseros se caracteriza por representar una gran cantidad de plantas con usos y fines

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

muy variados dispuestos generalmente en según una cierta complejidad espacial y de estratos, permitiendo una utilización buena de factores ambientales como disponibilidad hídrica, nutrientes y radiación solar (Kimber, 1966; Troutner y Holle 1979; Wiersum, 1982). Estas plantas se utilizan comúnmente para satisfacer muchas necesidades humanas como alimento, medicina, combustible, material de construcción, fines religiosos, etc. (Alvarez-Buylla et al., 1989; Blankaert et al., 2004; Castiñeiras *et al.*, 2001).

Los resultados preliminares de estudios conducidos sobre la temática de conservación *in situ* de recursos genéticos de plantas cultivadas en los últimos años en Cuba (INIFAT-IPGRI, 1995; INIFAT/ACTAF-CROCEVIA-IPGRI, 1998; Castiñeiras *et al.*, 2000) resaltan la necesidad de continuar e incrementar estas investigaciones en el futuro, así como conectar los resultados con otros esfuerzos que se están realizando para la conservación *in situ* de la flora y la fauna silvestre en las áreas protegidas del país, y con la conservación *ex situ* de los recursos fitogenéticos que se realiza en los bancos de germoplasma y jardines botánicos.

Con este propósito el Proyecto Global “Contribución de los huertos caseros a la conservación *in situ* de recursos fitogenéticos en sistemas de agricultura tradicional”, en el que par-

icipan cinco países, y que se ha desarrollado con el apoyo técnico y financiero del Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) y la Agencia Alemana para la Cooperación Técnica (GTZ), tiene como objetivo principal promover el uso y desarrollo de los huertos caseros o “conucos” en la conservación *in situ* de la biodiversidad agrícola en Cuba, conduciendo investigaciones que demuestren el valor de los huertos caseros en el mantenimiento de la diversidad a través de su uso. El presente trabajo resume los resultados obtenidos durante la investigación realizada por el Componente Cubano en dicho Proyecto.

Materiales y métodos

Exploración y selección de huertos caseros

En el estudio preliminar realizado en Cuba sobre la conservación *in situ* de recursos genéticos de plantas cultivadas en huertos caseros (Castiñeiras *et al.*, 2001) se determinó la existencia de 30 áreas del país, con una amplia diversidad de especies cultivadas, así como aspectos geográficos, culturales y socioeconómicos interesantes, los que tenían posibilidades para integrar estudios más profundos desde el punto de vista conservacionista.

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

Dentro del Proyecto Global no era posible estudiar un gran número de áreas, por lo que se decidió seleccionar tres de las antes señaladas, pertenecientes a las regiones occidental, central y oriental, como representantes de las tres amplias regiones ecogeográficas de Cuba.

En total se visitaron 107 huertos caseros y de ellos se seleccionaron 39, lo que representó un 36,4 % del total de huertos visitados (Tabla 1). En cada uno se realizaron entrevistas compartidas, principalmente con los propietarios. En cada caso se recogió información relativa al tipo de uso de cada especie y variedad de cultivo, considerando el uso primario en el análisis, además de las características familiares de los propietarios.

Tabla 1: Número de huertos visitados y seleccionados en cada región objeto de estudio.

Región	Occidente	Centro	Oriente	Total
Número de huertos visitados	36	45	26	107
Número de huertos seleccionados	13	12	14	39
Porcentaje que representa del total	36	27	50	36,4

Para la selección de los huertos se tuvieron en cuenta los criterios que a continuación se relacionan, los que fueron el resultado del análisis e intercambio entre los miembros del equipo de investigación y especialistas de IPGRI.

- Número de especies cultivadas (frutales, viandas, hortalizas, medicinales, etc), con preferencia para más de 30).
- Presencia de variedades locales/ tradicionales, mientras mayor cantidad, mejor.
- Fuente principal de obtención de semillas, con preferencia para los que producen su propia semilla.
- Tamaño y composición familiar, con preferencia para matrimonios con hijos, buscando seguridad en la sucesión del huerto.
- Uso de los productos del huerto, con preferencia para el autoconsumo familiar.
- Tiempo transcurrido desde el establecimiento del huerto, preferiblemente más de 20 años.
- No existencia de litigios por la propiedad de la tierra.

Así mismo, se seleccionaron tres tipos de cultivo para estudiar de diversidad infraespecífica en los huertos caseros de Cuba: *Pouteria sapota* (mamey colorado), *Phaseolus lunatus* (frijol caballero) y el complejo *Capsicum* spp., cuyas características se indican en el apartado correspondiente.

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

Resultados y discusión

Las regiones seleccionadas para el estudio pertenecen al área de pre-montaña de tres de los cuatro principales macizos montañosos del país, y como se describirá más adelante tienen características diferenciales, no solo desde el punto de vista fitogenético, sino también geográfico, histórico y sociocultural. Algunas de sus características más generales se muestran en la tabla 2.

Los huertos familiares visitados se encuentran tanto en el núcleo, como en las periferia de las áreas protegidas “Sierra del Rosario” (región occidental) y el Parque Nacional “Alejandro de Humboldt” (región oriental). Los miembros de las comunidades de esta área han recibido, de una forma u otra, una educación ambiental dirigida a la conservación de la flora y la fauna silvestre del lugar.

Las posibilidades de integración de la conservación *in situ* de recursos genéticos de plantas de cultivo con la conservación *in situ* de la flora y la fauna silvestre de la región es uno de los aspectos que se tuvo en cuenta durante el desarrollo del trabajo.

En el caso de la región central las comunidades del área seleccionada tienen una marcada influencia del Jardín Botánico

Tabla 2: Características generales de las regiones de estudio. FR: Ferralítico Rojo, FRL: Ferralítico Rojo Lixiviado, FAL: Ferralítico Amarillo Lixiviado, PS: Pardo Sialítico, PG: Pardo Grisáceo, HS: Húmedo Sialítico.

Área/características	Occidente	Centro	Oriente
Macizo montañoso	Cordillera de Guaniguano	Guamuhaya	Sagua - Baracoa
Clima			
Precipitación anual	2000 – 2013 mm	1200 – 1500 mm	1200 – 2448 mm
Temperatura anual	23 – 24 °C	19 – 26 °C	16 – 23 °C
Suelos predominantes	FR, FRL, FAL	FR, FRL, PS, PG, HS	FR, FRL, PS
Actividades económicas fundamentales	Turismo ecológico Producción de café	Comercialización plátanos y bananos Producción de café	Producción de café Producción de madera
Instituciones vinculadas al Proyecto	Reserva de la Biosfera “Sierra del Rosario”	Jardín Botánico Cienfuegos	Parque Nacional “Alejandro de Humboldt”

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

de Cienfuegos, el más antiguo del país, fundado en el año 1901 y que cumple las funciones de conservación y capacitación en la región.

Inventario general de la diversidad cultivada ó útil

El inventario realizado sobre las plantas cultivadas y/o útiles en los huertos caseros seleccionados en las tres áreas estudiadas reveló la existencia de 508 especies, que pertenecen a 352 géneros y 108 familias, distribuidas por regiones, como se muestra en la tabla 3. Alrededor del 80 % de esta diversidad corresponde a especies cultivadas y el resto a especies silvestres utilizadas por las familias.

Tabla 3: Inventario de especies en los huertos caseros de las regiones estudiadas.

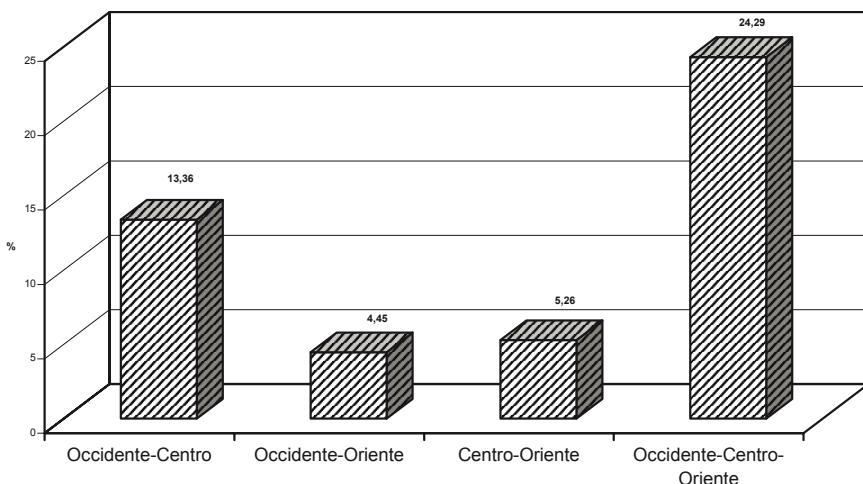
Región	Occidente	Centro	Oriente	Total
Especies	320	315	258	508
Géneros	235	237	204	352
Familias	91	90	82	108

El mayor número de especies registrado se observó en la región central, la que podría considerarse como una zona de transición entre la región occidental y oriental, debido a la forma alargada y estrecha de la Isla de Cuba.

Se debe destacar la presencia de tres especies endémicas: *Protium cubense*, *Garcinia aristata* y *Piper aduncum* subsp. *ossanum*, conservadas y utilizadas como condimento en algunos huertos de la región oriental de Cuba.

La Fig. 2 permite comparar la diversidad (riqueza específica) entre las áreas seleccionadas. Se observa que aproximadamente la cuarta parte (24,29 %) de la diversidad total registrada se encuentra presente en las tres regiones estudiadas, lo que nos indica que existen diferencias entre ellas. La región

Fig. 2. Porcentaje de especies comunes entre las regiones estudiadas.



Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

central y oriental fueron similares (coincidencia de especies) solo en un 5,26 %, mientras que los huertos seleccionados en occidente y en oriente fueron similares solo en un 4,45 %.

En la región oriental se registró un menor número de especies en comparación con el resto de las áreas de estudio, sin embargo, presenta una riqueza mayor en cuanto a variabilidad infraespecífica. Al comparar las áreas entre sí observamos que las regiones occidental y central de Cuba fueron similares en un 13,36%.

El aislamiento y el difícil acceso del área, así como algunos rasgos sociales y culturales (fuerte influencia haitiana) que diferencian la región oriental del resto de las comunidades de la Isla, influyen en el manejo agrícola de las especies. Por ejemplo, las especies de raíces y tubérculos en el oriente son de más amplia aceptación que en el resto de las áreas y se ha observado una mayor variabilidad infraespecífica, como por ejemplo algunas especies de ñame (*Dioscorea* spp.) cuyo cultivo es característico de esta región. Por otro lado también se cultivan y consumen un mayor número de especies de granos (*Phaseolus vulgaris*, *Phaseolus lunatus*, *Cajanus cajan*, *Zea mays* y *Vigna umbellata* son las más frecuentes), con respecto a las otras dos regiones de estudio.

Estos resultados confirman que la diversidad registrada, cultivada en los huertos caseros estudiados se encuentra bien distribuida entre las tres regiones de estudio, lo que sería el punto de partida para analizar estas áreas como posibles unidades efectivas mínimas de conservación *in situ* de recursos fitogenéticos en Cuba.

Utilización de las plantas del huerto

Como se aprecia en la tabla 4 y de acuerdo a su utilización las especies ornamentales ocupan un lugar importante en el huerto familiar, seguido de las plantas con uso medicinal, maderable para construcción y reparación de viviendas, frutales, condimentos, etc. La mayoría de ellas son utilizadas para el consumo familiar.

Este comportamiento se mantiene en cada región, donde el número de especies utilizadas con diferentes fines es relativamente proporcional en cada región con respecto al total de especies presente en ellas. Las hortalizas son una excepción, ya que en ellas existe un ligero aumento en la región central, quizás debido a que algunos huertos se ubican en áreas más urbanizadas, donde el acceso al agua para el riego es mayor.

**Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas
cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de
Cuba**

Tabla 4: Resultado del inventario de especies por su uso primario

Uso/ Región	Occidente	Centro	Oriente	Total
Ornamentales	138	127	87	197
Medicinales	64	65	56	114
Maderable construcción viviendas	24	22	30	54
Frutales	32	33	21	38
Condimentos	17	13	17	25
Otros (carbón, leña, insecticida, cerca, melíferas, etc.)	9	10	4	20
Hortalizas	9	12	7	14
Cercas vivas	9	8	8	12
Maderable construcción instrumentos de trabajo	1	4	8	11
Raíces y tubérculos	8	8	6	10
Bebida	4	5	5	10
Granos	7	6	8	9
Alimento animal	3	3	4	7

Los campesinos cubanos manejan la diversidad a través de su uso, y seleccionan ésta de acuerdo a las necesidades de la familia, fundamentalmente a nivel de especie y dentro de la especie. Así, para algunos cultivos la diversidad infraespecífica es considerable, en estos casos el número de individuos por especie/ variedad/ población es pequeño, sin embargo, para cultivos que reportan mayor beneficio económico a las familias en las áreas rurales, el agro-ecosistema y el paisaje en general juegan un papel importante en la selección de las especies, pues ésta se hace para un área mayor, con un número reducido de especies/ variedades en un mismo huerto, así como, un alto número de individuos por variedad, en este caso los factores bióticos y abióticos del ecosistema se tienen en cuenta, dado que los criterios de selección fundamentales van dirigidos al rendimiento y la adaptación de la especie en cuestión, actividades que se realizan con un mínimo costo ecológico, dada la muy escasa utilización de productos químicos.

Variabilidad morfológica y mercado de las especies seleccionadas

Se seleccionaron tres cultivos para estudiar de diversidad infraespecífica en los huertos caseros de Cuba. Aunque en general algunas de estas especies no fueron inventariadas

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

entre las de mayor variabilidad infraespecífica en todos los huertos, ni en todas las regiones estudiadas, diversas razones motivaron su selección, como fueron el nivel de importancia actual para abordar el estudio en la región, de acuerdo al origen, dispersión y variabilidad en la misma, tiempo necesario para realizar un estudio de diversidad con características mínimas de cada especie, que fueran representativas de un determinado estrato, así como la posible dependencia de la supervivencia de la especie con respecto al manejo de la diversidad dentro del huerto casero.

Pouteria sapota (mamey colorado)

Se realizó el estudio de 42 árboles localizados en huertos familiares y fincas de campesinos en el occidente (30 árboles) y el oriente (12 árboles) de Cuba. La caracterización se basó en 11 caracteres de los frutos y las semillas (España, 1997), los cuales permiten apreciar una amplia diversidad de formas, principalmente observadas a través del peso promedio del fruto (194.0-1324.1 g), número de semillas/ fruto (1-4), grosor del mesocarpio (13.6-31.8 mm) y del pericarpio (1.4-2.1 mm), entre otros. Los resultados permiten afirmar que a pesar de no estar Cuba en el centro de diversidad para la especie, existe una variabilidad que no debe ser descartada, en especial para la distribución del momento de cosecha, que

tiene una alta frecuencia hacia los meses de abril, mayo y junio, con rangos que varían desde marzo hasta julio.

No existen colecciones *ex situ* de la especie en el país, al menos formalmente reconocidas, solo algunos ejemplares aislados en jardines botánicos y una colección privada formada por los mejores materiales existentes en Cuba (por la calidad de los frutos), y que se encuentran amenazados de erosión genética. Se podría rescatar esta colección reintroduciendo los materiales en huertos de agricultores involucrados en el Proyecto, lo que permitiría complementar la conservación de ambas colecciones y aportar un nuevo renglón a la economía familiar.

Otras especies de interés de la misma familia Sapotaceae se han observado con una baja frecuencia sin llegar a tener la significación del mamey colorado. Entre estas especies se encuentran el canistel *Pouteria campechiana*, el caimito *Chrysophyllum cainito* y el níspero *Manilkara sapota*.

La especie abunda en el mercado entre mayo y julio, aunque su presencia en el mismo puede extenderse a todo el año. El precio de venta de los frutos es bastante alto, aunque varía en dependencia del tamaño y la escasez del producto.

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

Phaseolus lunatus (frijol caballero)

Se estudiaron 53 poblaciones de las regiones occidental, central y oriental de Cuba (24 huertos familiares), sobre la base de 11 caracteres morfológicos de las semillas (IBPGRI, 1982; Castiñeiras *et al.*, 1991). De acuerdo a la caracterización infraespecífica basada en el estudio morfológico de las semillas, 42 poblaciones correspondieron al cv-gr. Sieva (79,25%), seis al cv-gr. Papa (11,34%), cuatro al cv-gr. Lima (7,55%) y una fue observada como maleza con características silvestres.

Los colores primarios más frecuentes de las semillas fueron el blanco, el rojo y el crema, mientras que el color secundario más frecuente fue el marrón, así como el negro, y el rojo. No pudo reconocerse un patrón definido de variabilidad que diferenciara las regiones en estudio, ya que la presencia de los diferentes cultigrupos mantuvo el mismo patrón a lo largo de la Isla.

La colección *ex situ* de esta especie ha sido fuertemente erosionada, pero se podrá rescatar una gran parte de la variabilidad perdida, a través de la colecta y posterior conservación *ex situ* de las accesiones mantenidas por los campesinos en los huertos caseros, lo que confirma la importancia de mantener ambos mecanismos de conservación (*in situ* y *ex situ*)

como estrategias complementarias. Actualmente la especie no se comercializa en Cuba, fuera del entorno del huerto casero es difícil de encontrar, aún en los mercados locales de las regiones donde la especie se encuentra con mayor frecuencia y el conocimiento tradicional del cultivo solo perdura en las áreas rurales del país.

A partir de la variabilidad existente en Cuba es posible extender la producción y consumo de esta especie, mediante una buena divulgación, que incluya las diferentes formas tradicionales de elaboración, como un componente más de apoyo a la diversificación del consumo y el mercado, tratándose de una especie de alto contenido protéico.

Capsicum spp.

El estudio se realizó en el occidente, centro y oriente del país, a partir de 85 plantas del género localizadas en 31 huertos familiares, utilizando 25 descriptores de la planta, la flor y el fruto (IPGRI/CATIE/AVRDC, 1995; Barrios, 2000). Se confirmó la presencia de tres especies en la Isla, formando el Complejo *Capsicum annum-chinense-frutescens*, con un acervo genético compuesto por materiales silvestres y cultivados, así como tipos intermedios, que presentan características tanto de cultivados como de silvestres.

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

La mayor variación infraespecífica se observó en las especies *C. annuum* con cinco morfotipos cultivados (uno de ellos con características intermedias), y *C. frutescens* representada por dos morfotipos cultivados con características intermedias y tres formas silvestres. En la especie *C. chinense* se detectaron tres morfotipos cultivados. La distribución de los diferentes cultivares dentro de las especies estudiadas mostró como escasamente representadas, las especies *C. annuum* en la región occidental y *C. chinense* en la región oriental.

Se pudo apreciar que la diversidad conservada *in situ* es representativa de la conservada *ex situ*, exceptuando los tipos ‘tarro de chivo’ y ‘ají de jardín’ (*C. annuum*), ‘chile blanco’ (*C. frutescens*), encontrados en los huertos caseros, así como, el tipo ‘corazón de paloma’ (no identificado aún) creciendo silvestre en “tumbas” (ambientes perturbados). Estos morfotipos han enriquecido la colección *ex situ*, mantenida actualmente en el Banco de Germoplasma, lo que sugiere la utilización de ambas colecciones como estrategias complementarias de conservación del acervo genético del cultivo en Cuba.

El estudio de mercado reflejó que las especies *C. chinense* y *C. frutescens* se encuentran en una frecuencia muy baja, especialmente la segunda (utilizada en Cuba como medicinal, condimento o encurtido), mientras que *C. annuum* se obser-

vó regularmente, lo que sugiere que, las potencialidades de utilización que brinda el Complejo no están totalmente explotadas, pues a la población llega muy poco de la diversidad presente en los huertos de las áreas rurales de Cuba.

Aspectos relacionados con el manejo de la agrobiodiversidad

El huerto casero cubano se caracteriza por ser un ecosistema agrícola dinámico, donde se aprecia una alta diversidad de especies útiles. El jardín ornamental se ubica casi siempre en la parte anterior y uno de los lados de la vivienda, también allí se observan algunas especies de frutales, medicinales y condimentos. Otras especies utilizadas para la alimentación de la familia se distribuyen un poco más alejadas de la vivienda, en un sistema de rotación continuo, en dependencia del tamaño de la propiedad, donde participan hombres y mujeres, aunque las actividades agrícolas son mayormente de los primeros.

Se puede considerar al huerto como una unidad dinámica por la movilidad interna en el espacio y el tiempo, así como la variabilidad de labores, las cuales influyen en el número de especies y la variabilidad infraespecífica presente en el mismo. El hombre juega un papel predominante en el manejo del huerto (tabla 5), aunque la mujer se ocupa casi totalmente de

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

algunos grupos de cultivos, como son las plantas ornamentales y medicinales, así como el cuidado de animales domésticos, como las aves.

En cuanto al sistema de cultivo (tabla 5), los frutales juegan un importante papel en el aporte de vitaminas y minerales sustituyendo el de las hortalizas (las hortalizas requieren un alto consumo de agua, y en las áreas rurales escasea este recurso en su período de cultivo, que coincide con la época de seca). En general la yuca (*Manihot esculenta*), los plátanos (*Musa* spp.), la malanga (*Colocasia* sp. y *Xanthosoma* sp.), los frijoles (*Phaseolus* spp.) y el maíz (*Zea mays*), entre otros, manifiestan el apego a una determinada cultura alimentaria (su origen se remonta a algunas culturas aborígenes de Meso América y América del Sur), donde las raíces, los tubérculos y los granos tienen una alta importancia en la dieta familiar. Por esta razón, ocupan mayores espacios dentro del huerto, debido a la necesidad de mayores volúmenes para la alimentación de la familia y de animales domésticos. La presencia de otras especies se ve influenciada por factores históricos; tal es el caso del café, que tiene también importancia en la economía del Estado, y se localiza en zonas de montaña.

Tabla 5: Algunas características socio-económicas de los huertos familiares de las regiones estudiadas.

Elementos de descripción/Región	Occidente	Centro	Oriente
Sistemas de producción del huerto	Raíces/ tubérculos- granos-frutas	Raíces/ tubérculos- granos-frutas	Raíces/ tubérculos- granos
Género del dueño del huerto	85% Hombres 15% Mujeres	75% Hombres 25% Mujeres	93% Hombres 7% Mujeres
Número de personas que se benefician con los productos del huerto	17	15	24
Porcentaje de familias que venden los productos de sus huertos	92.4	53.0	78.5

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

Como el número de individuos por especie cultivada y/o por variedad es pequeño en el huerto casero, en ocasiones se mantiene una sola planta, pudiendo constituir una amenaza para la conservación, tanto de la diversidad, como de la variabilidad intraespecífica. Es por ello que se hace imprescindible trazar estrategias nacionales, que incluyan una amplia divulgación popular, para disminuir en lo posible esta amenaza.

La mejor salud ambiental, en términos de fertilidad del suelo, manejo de las especies dentro del sistema de huertos, etc., se aprecia en los huertos familiares localizados dentro de las áreas protegidas y en la zona de transición. La preparación de la tierra, el control de malezas y la cosecha se realiza manualmente ó con tracción animal. La mayoría de las especies son cultivadas sin riego, con fertilización orgánica o sin fertilización.

Años atrás se produjeron flujos migratorios de las familias desde el campo hacia la ciudad, lo que conllevó al abandono de sus propiedades. También con el incremento del nivel de escolaridad, los hijos de los agricultores muchas veces realizan estudios no relacionados con esta actividad, o se marchan hacia otros lugares buscando mayores beneficios económicos. Sin embargo, en los últimos años se ha observado una cierta detención y reversión del proceso, favorecido

por determinadas políticas agrarias de entrega de tierras y el estímulo que representa un mayor precio de los productos agrícolas en el mercado. El propio autoconsumo familiar, que en buena medida se logra con la producción del huerto, favorece la permanencia del campesino en sus propiedades.

La composición familiar promedio de los huertos estudiados es de 5 personas, sin embargo, se benefician un número mucho mayor de personas con los productos del mismo (tabla 5). En general los huertos también proporcionan un beneficio económico a las familias por la venta de productos excedentes del mismo.

Conclusiones

Los huertos caseros de las áreas rurales en el occidente, centro y oriente de Cuba brindan una garantía material y espiritual a las familias y son un reservorio de diversidad, mantenido, manejado y conservado por las comunidades rurales a través de su uso. Estas comunidades han jugado un papel determinante en función del tiempo, gracias al cual dicha diversidad ha llegado a nuestros días.

Se realizaron encuentros entre agricultores y científicos participantes del Proyecto, en forma de talleres en cada región, que tuvieron un impacto positivo en las comunidades, ya que

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

permitieron el intercambio de experiencias en cuanto a prácticas de conservación de semillas, el intercambio de semillas de diferentes variedades y especies entre los agricultores, así como, la divulgación sobre el valor de la conservación mediante el intercambio entre los participantes, incluyendo las autoridades políticas y educacionales en cada región, que fueron invitadas a los mismos.

Después de analizar los resultados generales y específicos obtenidos durante el desarrollo del Proyecto, y que han sido abordados en los epígrafes anteriores, teniendo en cuenta las similitudes y diferencias tanto de la diversidad cultivada, como otros aspectos relacionados con su manejo, la variabilidad de las especies claves en los huertos familiares estudiados de las tres regiones del país, así como, la motivación de los campesinos por continuar conservando sus variedades tradicionales, ahora con nuevos enfoques, proponemos las regiones estudiadas: occidental, central y oriental, como Unidades Mínimas Efectivas de Conservación *In Situ* de Recursos Fitogenéticos en Cuba, para concentrar y potenciar la conservación en estas áreas en el futuro cercano.

Agradecimientos

El colectivo de autores desea expresar su agradecimiento a las comunidades de las áreas en estudio por su colaboración

en el desarrollo del trabajo, a IPGRI y GTZ por la asesoría técnica y financiera brindada para la ejecución del trabajo, así como a los concededores locales por su apoyo en la localización de los huertos.

Bibliografía

Barrera, A., 1980. Sobre la unidad de habitación tradicional campesina y el manejo de recursos bióticos en el área Maya Yucatanense. *Biotica* 5 (3), 115–119.

Barrios Govin, O. 2000. Estudio de los Recursos genéticos del género *Capsicum* (ají y pimiento) en Cuba. Tesis Maestría en Ciencias Biológicas, Mención Genética Vegetal, Ciudad de la Habana, 89 pp.

Blanckaert, J.; Swennen, R. L.; Paredes Flores, M.; Rosas López R. y Lira Saade, R. 2004. Floristic composition, plant uses and management practices in homegardens of San Rafael Coxcatlán, Valley of Tehuacán-Cuicatlán, Mexico, *Journal of Arid Environments*, 57: 39-62.

Brush, S.B., 1999. The issues of in situ conservation of crop genetic resources. In: Brush, S.B. (Ed.), *Genes in the Field, On-farm Conservation of Crop Diversity*. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, International Development Research Centre, Ottawa, Canada, Lewis Publishers, USA, 288pp.

Castiñeiras L.; Z. Fundora, S. Pico y E. Salinas. 2001. Monitoring crop diversity in home gardens as a component in the national strategy

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

of *in situ* conservation of plant genetic resources in Cuba, a pilot study. IPGRI/FAO Plant Genetic Resources Newsletter 123:9-18.

Castiñeiras L.; Z. Fundora, V. Fuentes, O. Barrios, V. Moreno, P. Sánchez, A.V. González, M. García, A. Martínez Fuentes y A. Martínez. 2000. La conservación *in situ* de la variabilidad de plantas de cultivo en dos localidades de Cuba. Rev. Jardín Botánico Nacional, Vol. XXI, No. 1:25-45.

Castiñeiras, L.; M. Esquivel, N. Rivero y A. Mariño. 1991. Variabilidad de las semillas de *Phaseolus lunatus* L. colectadas en Cuba. Rev. Jardín Botánico Nacional 12:109-114.

Cleveland, D.A., Soleri, D., 1987. Household gardens as a development strategy. Human Organization 46 (3), 259–269.

España, E.A. 1997. Caracterización morfológica y fenológica *in situ* de los cultivares de sapote *Pouteria sapota* (Jacq.) Moore et Stearn en el Departamento de Suchitepeque. Tesis de Ingeniero Agrónomo en Sistemas de Producción Agrícola en el Grado Académico de Licenciado, Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Agronomía, Instituto de Investigaciones Agronómica, 89 pp.

Hawkes, J.G., 1983. The Diversity of Crop Plants. Harvard University Press, Cambridge, MA, 184pp.

IBPGR. 1982. Descriptor list of *Phaseolus lunatus*. International Board for Plant Genetic Resources, Rome, 26 pp.

M. García, L. Castiñeiras, T. Shagrodsky, O. Barrios, V. Fuentes, V. Moreno, L. Fernández, Z. Fundora-Mayor, R. Cristóbal, V. González, P. Sánchez, F. Hernández, C. Giraudy, R. Orellana, R. Robaina, A. Valiente y A. Bonet

- INIFAT-ACTAF/CROCEVIA-IPGRI. 1998. Proyecto Piloto para la Conservación *in situ* de la Variabilidad de Plantas Cultivadas en Cuba. Informe Final, La Habana, 17 pp.
- INIFAT-IPGRI. 1995. Home gardens as a component of a national *in situ* conservation strategy for crop plants: The Cuban *conuco*, a model for development. Final Report, INIFAT, Stgo. de las Vegas, 32 pp.
- IPGRI/ CATIE/ AVRDC. 1995. Descriptores para *Capsicum* spp., International Plant Genetic Resources Institute, Rome, 51 pp.
- Kimber, C., 1966. Dooryard gardens of Martinique. In: Gaines, J.F. (Ed.), Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers, Vol. 28. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, 558pp.
- Troutner M & Holle M. 1979. The homestead area in the Atlantic zone of Costa Rica: An efficient agroecosystem. Meeting of American Society for Horticultural Sciences, Tropical Region, México, Noviembre 1979.
- Wiersum, K.F., 1982. Tree gardening and Taungya on Java—examples of agroforestry techniques in the humid tropics. Agroforestry Systems 1, 53–70.

Conservación de la biodiversidad y uso de las plantas cultivadas en huertos caseros de algunas áreas rurales de Cuba

1. Leonor Castiñeiras, Tomás Shagarodsky, Odalys Barrios, Victor Fuentes, Victoria Moreno, Lianne Fernández, Zoila Fundora-Mayor, Raúl Cristóbal, Pedro Sánchez y R. Orellana:

Instituto de Investigaciones Fundamentales en Agricultura Tropical “Alejandro de Humboldt”; MINAGRI. Calle 1 y 2, Santiago de las Vegas, Mpio. Boyeros, CP 17200, Ciudad de la Habana, Cuba. E-mail: inifat@ceniai.inf.cu.

Vicente González:

Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA. Ciudad de la Habana, Cuba

Maritza García, Fidel Hernández:

Estación Ecológica Sierra del Rosario, CITMA. Pinar del Río, Cuba

Celerina Giraudy:

Centro de Áreas Protegidas de Guantánamo, CITMA. Guantánamo, Cuba

Roberto Robaina:

Centro de Antropología, CITMA. Ciudad de la Habana, Cuba

Aracely Valiente:

Jardín Botánico de Cienfuegos, CITMA. Cienfuegos, Cuba

Andreu Bonet:

Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, España

Índice

Portada

Créditos

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística.

Una revisión bibliográfica. 8

GUERRERO-CAMPO, JOAQUÍN

Resumen 8

Abstract 10

Résumé 11

Introducción. 12

La influencia de la vegetación en la disminución de la erosión del suelo 13

Cómo afecta la erosión a la vegetación 17

La aproximación florística 19

La influencia de la topografía y las geoformas 25

El uso de atributos y tipos de plantas 27

Conclusión. 29

Agradecimientos 30

Referencias bibliográficas 31

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

GUERRERO-CAMPO, JOAQUÍN

Instituto Pirenaico de Ecología (C.S.I.C.). Aptdo. 202 50080

Zaragoza. Tel: 976 575883, Fax: 976 575884,

E-mail: jguerr@ipe.csic.es

Resumen

En este artículo se revisan los estudios realizados sobre la influencia que tienen los procesos erosivos sobre la vegetación. Fundamentalmente se revisan las tendencias generales en la composición florística de las comunidades vegetales sometidas a fuertes procesos erosivos, así como las tendencias de los patrones de la vegetación y, en menor medida, de los atributos y tipos de plantas.

Este campo de trabajo presenta pocos precedentes, siendo escasos los estudios de la influencia de la erosión sobre la vegetación desde un punto de vista ecológico-botánico. Por otro lado, algunos de los

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

resultados parecen a primera vista contradictorios, por lo que es difícil extraer tendencias generales y más o menos universales.

Algunas de las generalidades observadas son que el incremento de la erosión del suelo produce un descenso muy claro y mantenido en la cobertura vegetal y en el número de especies. El proceso erosivo no suele acarrear una sustitución de especies vegetales y comunidades, sino solamente la pérdida paulatina de especies, al menos en los estadios más degradados. Por otro lado, se ha observado en ocasiones que la flora de los terrenos más erosionados depende muy fuertemente de las características de la roca madre, variando más entre litologías que la flora de terrenos menos erosionados. Los hemicriptófitos y los caméfitos son las formas vitales de Raunkiaer más frecuentes en estos ambientes.

Se discute el papel que pueden tener las diferencias de clima, procesos y tasas erosivas para explicar la gran diversidad de tendencias observadas.

Palabras clave: Degradación, sustitución de comunidades, cárcavas, plantas.

Abstract

Soil erosion effects on vegetation patterns and floristic composition. A review.

This article reviews the current knowledge about the effects of soil erosion on vegetation. I mainly focus on the floristic composition of the plant communities living in very eroded areas, and the effects of soil erosion to plant community patterns and to morpho-functional attributes of plant species.

The literature about the relationships between vegetation and erosion is scarce, specially regarding the botanical and ecological aspects. Some of the studies show contradictory results and it is difficult to find universal trends.

As a general rule, an increase in soil erosion decreases the vegetation cover and the number of plant species, but does not produce a plant species or community substitution. There is a gradual disappearance of plant species, especially in the most degraded stages. Also sometimes it is shown that the flora of the most eroded areas depends strongly on the lithology: plant communities from eroded areas of different lithologies show more differences than plant communities from areas without intense erosion. The more frequent life forms in the strongly eroded areas are hemicryptophytes and chamaephytes.

Climate, different erosion processes and erosion rates are the most important causes to explain the different responses of vegetation to soil erosion.

Key words: Degradation, vegetation patterns, floristic composition, soil erosion, gullies, badlands, plants, vegetation substitution.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

Résumé

Effets de l'érosion du sol sur les patrons de la végétation et la composition floristique. Une révision de la bibliographie.

Cet article est une récompilation des études réalisées sur l'influence de l'érosion sur la végétation. La composition floristique des communautés de végétaux qui ont souffert de forts degrés d'érosion sera tout particulièrement étudiée, ainsi que les effets de l'érosion du sol sur les patrons de la végétation, sur les attributs fonctionnels et sur les types des plantes.

Il n'existe presque aucune étude concernant les relations entre l'érosion et la végétation, considérées sur le plan écologique-botanique. D'autre part, quelques résultats semblent contradictoires; il est difficile, par conséquent, d'obtenir des tendances universelles.

L'augmentation de l'érosion du sol provoque souvent une diminution du couvert végétal et du nombre d'espèces. Bien que le processus d'érosion n'entraîne pas une substitution des espèces ou des types de peuplements, il provoque la diminution du nombre d'espèces, au moins dans les cas les plus graves. D'autre part, la forte dépendance de la flore qui se trouve sur les lieux les plus érodés, en ce qui concerne la lithologie, a pu être observée fréquemment. Les communautés de végétaux situées sur des lieux très érodés, où il existe différentes lithologies, sont plus diverses que celles des lieux peu érodés. Dans les zones très érodées, les hémicryptophytes et les chaméphytes sont les formes biologiques de Raunkiaer les plus communes. Le climat, ainsi que les différents processus et degrés d'érosion sont utilisés afin

de mieux comprendre les différentes réponses de la végétation à l'érosion du sol.

Mots clés: Dégradation, patrons de la végétation, érosion du sol, substitution des communautés, composition floristique, plantes.

Introducción

Los procesos de erosión y degradación del suelo tienen una gran importancia no sólo en un ámbito científico, sino también ambiental, social y económico. Ello ha conllevado que, en los últimos años, se haya realizado un considerable esfuerzo para conocer la naturaleza de la erosión y la degradación del suelo, así como la importante influencia que ejerce la cubierta vegetal en la disminución de la erosión. Sin embargo, no menos importante y útil desde un punto de vista social y económico podría ser estudiar el problema desde un punto de vista inverso: es decir, de qué manera influye la erosión sobre la vegetación, las especies de plantas y sus características. Sobre este punto, mucho menos abordado en la bibliografía, es donde va a focalizarse la presente revisión bibliográfica.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

La influencia de la vegetación en la disminución de la erosión del suelo

La cubierta vegetal ejerce una evidente y fuerte influencia sobre la erosión del suelo y, de esta manera, los primeros intentos para evaluar y entender la pérdida de suelo ya asumen el importante papel de la vegetación en la disminución de la erosión. Así, la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, MITCHELL and BUBENZER, 1984) evalúa la pérdida anual de suelo en campos agrícolas, teniendo en cuenta la erosividad de la lluvia, la erodibilidad del suelo, la longitud y pendiente de la parcela, el método de control de la erosión y el manejo de los cultivos (HUDSON, 1982; MITCHELL and BUBENZER, 1984). Es precisamente en el último factor donde se considera la función protectora que proporciona la vegetación al suelo. Muchos autores consideran que el factor que proporciona una mayor protección al suelo es la cubierta vegetal situada en la superficie del suelo o muy cercana a él (ALMOROX *et al.*, 1994; STOCKING and ELWELL, 1976). Según ELWELL and STOCKING (1976), este papel protector suele ser altamente determinante, de modo que el aumento de cubierta vegetal condiciona una disminución exponencial de la tasa de erosión. Sin embargo, otros autores consideran que la relación erosión-vegetación tiene un comporta-

miento complejo, fuera de la linealidad o la exponencialidad (ROGERS and SCHUMM, 1991). Algunos científicos como BROWN (1990) sugieren que las diferencias de estructura y formas de crecimiento de las distintas especies de plantas pueden ser parcialmente responsables de la falta de linealidad, mientras que otros (GALLART *et al.*, 1993; PUIGDEFÁBREGAS, 1996) lo explican por los modos de organización espacial de las plantas en las laderas.

Un elevado número de estudios y modelos se han ocupado de las relaciones que se establecen entre la cubierta de la vegetación y las tasas de erosión (por ejemplo: DUNAWAY *et al.*, 1994; MORGAN and RICKSON, 1995; THORNES, 1985; THORNES, 1990). Se ha intentado predecir el efecto de la cubierta vegetal sobre las tasas erosivas en diferentes ambientes y situaciones, añadiendo a dicha predicción algunas características de la vegetación como son la cobertura, estructura, tipología, etc. (ALMOROX *et al.*, 1994; DISSMEYER AND FOSTER, 1981; THORNES, 1990; WISCHMEIER and SMITH, 1965).

A un nivel más detallado y desde el punto de vista de la bioingeniería, algunos estudios se han dirigido a conocer la influencia de la estructura de las plantas en los diferentes tipos de erosión. Se ha puesto de manifiesto la importante función

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

que tiene la morfología de la raíz para frenar movimientos en masa y aumentar la estabilidad del suelo (COPPIN and RICHARDS, 1990; GREENWAY, 1987; WU, 1995), además de mejorar la infiltración y la estructura del mismo (TERWILLIGER and WALDRON, 1990). De igual manera, se ha investigado el papel que desempeña la estructura aérea de la planta en los fenómenos erosivos, ya que modifica la hidrología y frena la energía cinética de la lluvia y la escorrentía (BELMONTE SERRATO and ROMERO DÍAZ, 1992; CABEZAS *et al.*, 1991; COPPIN and RICHARDS, 1990; MORGAN and RICKSON, 1995; STYCZEN and MORGAN, 1995).

Bajo perspectivas muy distintas, encaminadas a una aplicación práctica inmediata para frenar la degradación del suelo, se han realizado recientemente algunos estudios en áreas muy erosionadas. Dichos trabajos se basan en la revegetación, generalmente acompañada de enmiendas orgánicas y geotextiles para aumentar la estabilidad ("mulch", ALBALADEJO *et al.*, 1996; ALBALADEJO *et al.*, 1994; BAUTISTA and BELLOT, 1994; MORGAN *et al.*, 1990; RAMOS *et al.*, 1983; RUIZ DE LA TORRE *et al.*, 1996; VALLEJO, 1997; VILAGROSA *et al.*, 1997).

Los estudios científicos de las relaciones entre vegetación y erosión en tierras no agrícolas, dentro y fuera de la región

mediterránea, se han venido realizando casi siempre desde una perspectiva geomorfológica. Estos trabajos han investigado y comparado las tasas de erosión que se producen en diversos tipos de cubiertas vegetales: arbóreas, arbustivas o herbáceas (BLACKBURN *et al.*, 1992; FRANCIS and THORNES, 1990; FRANCIS and THORNES, 1990; QUINE *et al.*, 1994; RUIZ-FLAÑO, 1993; WICHEREK, 1988; WILCOX and WOOD, 1989; WILLIAMS *et al.*, 1995). En otros casos, se ha estudiado el efecto de la distribución espacial de cada especie sobre las características erosivas e hidrológicas (SPAETH *et al.*, 1994). Desde un punto de vista más florístico, se han comparado las pérdidas de suelo en distintas comunidades vegetales (BLACKBURN, 1975; DESIR *et al.*, 1995; GONZÁLEZ DEL TANAGO *et al.*, 1994; LÓPEZ-BERMÚDEZ *et al.*, 1996; SALA and CALVO, 1990). También se han concretado las pérdidas de suelo en relación con especies vegetales concretas, generalmente abundantes o características en amplias áreas de la Península Ibérica (ANDREU *et al.*, 1995; BOCHET *et al.*, 1995; GONZÁLEZ HIDALGO *et al.*, 1997; PUIGDEFÁBREGAS *et al.*, 1996; QUINTON *et al.*, 1997).

Como resultado de la visión geomorfológica de las relaciones de la vegetación con la erosión, hasta hace poco tiempo se ha considerado especialmente el papel de la vegetación en

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

la limitación de la erosión, ignorando el efecto de esta última sobre la primera (PUIGDEFÁBREGAS, 1996). Sin embargo, en los últimos años han comenzado a reconocerse los mecanismos de retroalimentación, modelizando en algunos casos los factores por los cuales erosión y vegetación interactúan competitivamente por el recurso suelo (KIRKBY *et al.*, 1996; THORNES, 1985; THORNES, 1990; THORNES and BRANDT, 1994).

Cómo afecta la erosión a la vegetación

No son abundantes los estudios que han abordado las relaciones vegetación-erosión desde una perspectiva ecológica o botánica, investigando las consecuencias que produce la erosión del suelo sobre las plantas (BUTLER *et al.*, 1986; CHIARUCCI *et al.*, 1995; GUARDIA, 1995; LÁZARO SUAU, 1995).

Entre los estudios multidisciplinarios relativos a los aspectos ecológico-botánicos en el ámbito de la erosión, cabe señalar algunos de los generados en el proyecto MEDALUS (DIAMANTOPOULOS *et al.*, 1996; LÓPEZ-BERMÚDEZ *et al.*, 1996; PUIGDEFÁBREGAS *et al.*, 1996). Dichos estudios se realizan en áreas muy concretas, de modo que su monitorización permite verificar modelos de erosión, así como hipótesis y estudios diversos sobre aspectos geomorfológicos y eco-

lógicos, muchos de ellos en el marco de las relaciones de la vegetación con la erosión.

En un ámbito más concreto, otro de los aspectos estudiados en relación con las interacciones mutuas entre erosión y vegetación, es el de la medición y modelización del crecimiento de las macollas vegetales, aisladas y rodeadas de áreas desprovistas de vegetación. Tales estudios se han realizado tanto en ambientes semiáridos (ROSTAGNO and DEL VALLE, 1988; SÁNCHEZ and PUIGDEFÁBREGAS, 1994), como en alpinos (GALLART *et al.*, 1993). En las áreas semiáridas, se han reseñado los estudios de islas de fertilidad, áreas vegetadas que en cierta manera aprovechan el agua y los sedimentos que les aportan las zonas desnudas. En estos ambientes se producen mosaicos de áreas desnudas y vegetadas, generando procesos de retroalimentación que favorecen la erosión y la edafogénesis respectivamente (HAASE *et al.*, 1996; PUIGDEFÁBREGAS, 1996). También se han analizado diversos caracteres funcionales y ecofisiológicos (PUGNAIRE and HAASE, 1996), así como el comportamiento ecológico de las especies y comunidades que constituyen islas de fertilidad (PUGNAIRE *et al.*, 1996; PUGNAIRE *et al.*, 1996). Fundamentalmente, se han estudiado las respuestas

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

ecológicas y ecofisiológicas al aumento del estrés en áreas desertificadas del sureste español.

Una de las consecuencias más claras que produce el aumento de la erosión es la disminución de la cubierta vegetal (GUERRERO-CAMPO, 1998; THORNES y BRANDT, 1994). Se trata, en cualquier caso, de una influencia recíproca, tal como señala THORNES, (1985) ya que esta disminución de la cubierta vegetal favorece asimismo un incremento todavía mayor de la erosión del suelo.

La aproximación florística

El análisis florístico constituye una aproximación clásica en los estudios botánicos y ecológicos y ha sido empleada también en el estudio de las relaciones de la vegetación con la erosión. Dicha aproximación se basa, esencialmente, en el conocimiento taxonómico de cada una de las especies vegetales y ha resultado útil para iniciar los estudios sobre la problemática de los terrenos erosionados. Los estudios florísticos y fitosociológicos de las comunidades vegetales de estos lugares son escasos, tal vez porque se les considera simplificaciones de las comunidades originales mejor conservadas. De este modo, se desconocen muchos aspectos de la dinámica regresiva de las comunidades vegetales en las áreas sometidas a fuertes procesos erosivos. Ocasionalmente, se

han investigado las tendencias generales de la vegetación de las zonas proclives a sufrir una intensa erosión, como son los taludes de carretera (ESTALRICH MELERO, 1994; HEINDL and ULLMANN, 1991; HOLZAPFEL and SCHMIDT, 1990), (BORGEGARD, 1990) o las minas no restauradas (GIBSON *et al.*, 1985). Estos ambientes están sometidos a una fuerte remoción del suelo. Sin embargo, las zonas acarreadas están sometidas además a una pérdida de suelo intensa y prolongada, que acarrea una pérdida de fertilidad, de modo que las respuestas de la vegetación son muy diferentes en unas y otras áreas (BUTLER *et al.*, 1986; CHIARUCCI *et al.*, 1995).

Desde una perspectiva florística y fitosociológica, se ha observado que la degradación de la comunidad debida a procesos erosivos ocasiona una simplificación florística, así como una pérdida de muchas de las especies características de la comunidad (BRAUN-BLANQUET, 1979; GUARDIA and NINOT, 1992). Es decir, al menos en los estadíos más degradados, se trata de un proceso regresivo que no conduce a la sustitución de una comunidad por otra, sino a un simple empobrecimiento de la comunidad original (GUARDIA and NINOT, 1992; GUERRERO-CAMPO, 1998). Así, si consideramos que estos tipos de procesos acarrearán únicamente una desaparición paulatina de especies, habría que pensar que

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

en las zonas más degradadas se encuentran únicamente las especies más resistentes de entre aquellas que habitaron las comunidades originales poco degradadas. En relación a ello, algunos autores han observado que las diferencias entre la vegetación de las diversas zonas acarreadas son debidas, fundamentalmente, a la heterogeneidad existente entre las comunidades originales. De esta manera, las especies que habitan un lugar degradado reflejan la composición de las áreas adyacentes mejor conservadas (GUARDIA and NINOT, 1992; UMBANHOWAR, 1995).

En algunos estudios (GUERRERO-CAMPO, 1998; GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1997), se ha visto que la no sustitución de especies a medida que la comunidad se degrada, así como la inexistencia de especies características de las áreas más degradadas, se produce principalmente en zonas con procesos erosivos muy intensos (margas eocenas prepirenaicas y arcillas miocenas en el caso estudiado). Por el contrario, existen más especies características de lo más degradado en aquellos ambientes que, aún estando muy degradados y desertificados, tienen una gran estabilidad y bajas tasas de erosión, como ocurre en los yesos del Valle del Ebro.

En consecuencia, el proceso erosivo implica una fuerte disminución del número de especies de plantas a medida que la vegetación se degrada, tal como se ha observado, por ejemplo, en las cárcavas producidas tras la erupción del monte St. Helens (TSUYUZAKI and TITUS, 1996). Habría que citar, sin embargo, que algunas zonas acarcavadas como las de Orcia, en el centro de Italia, presentan una gran riqueza de especies (CHIARUCCI *et al.*, 1995), si bien otras áreas acarcavadas de este mismo país no muestran la misma riqueza (ALLEGREZZA *et al.*, 1993). La diversidad florística no siempre es menor en las áreas acarcavadas, ya que la erosión puede incidir, esencialmente, en la cobertura de las especies dominantes (TSUYUZAKI and TITUS, 1996).

La carencia de especies características de las áreas más degradadas por erosión del suelo, hace previsible la dificultad de distinción de comunidades (BUTLER *et al.*, 1986; CHIARUCCI *et al.*, 1995; GUARDIA, 1995). Sin embargo, algunos fitosociólogos italianos han constatado la existencia de una serie de asociaciones vegetales que caracterizan la vegetación de algunas zonas de Italia, que incluyen desde áreas débilmente acarcavadas (localmente *biancane*) hasta las que lo están más intensamente (*calanchi*) (ALLEGREZZA *et al.*, 1993; BIONDI *et al.*, 1988; BIONDI *et al.*, 1990; BIONDI *et al.*,

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

1992; FERRARI and GERDOL, 1987). Fuera de Italia y también desde un punto de vista fitosociológico, se han estudiado algunas comunidades vegetales propias de los “badlans”. Por ejemplo en Norteamérica (BROWN, 1971; BUTLER *et al.*, 1986), en la Península de Crimea (antigua Unión Soviética, KORZGEBEVSKII and KLYUKIN, 1990) o en el Pirineo Catalán (GUARDIA and NINOT, 1992).

A pesar de todo ello, hemos de pensar que la rápida pérdida de especies y su escasa sustitución a medida que la comunidad se degrada, acarrea una gran homogeneidad entre las comunidades de los diferentes estadios de degradación, que sólo se diferenciarían por la presencia o la ausencia de las especies más sensibles a los procesos erosivos. **En estos casos, las especies componentes de las comunidades de áreas acarcavadas aparecen bastante “mezcladas” y desorganizadas espacialmente, lo que genera dificultades para analizar diferencias ambientales o definir las especies características de cada comunidad** (BROWN, 1971; CHIARUCCI *et al.*, 1995). Esta elevada “mezcla florística” se ha observado principalmente en los estadios más degradados de áreas donde los procesos erosivos son muy dinámicos y las perturbaciones elevadas (sensu GRIME 1979, GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1996;

GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1997). En consonancia con ello, (CHIARUCCI *et al.*, 1995) observa una fuerte homogeneidad de la vegetación de algunas zonas del centro de Italia, con 650-700 mm de precipitación anual media y seguramente afectadas por intensas perturbaciones. Sin embargo, existen notables diferencias florísticas en los “badlands” de Montana (USA), con precipitación de 350 a 400 mm y sometidos a elevadas intensidades de estrés y bajas de perturbación (BROWN, 1971), así como en los desiertos de Almería, con 250-300 mm de precipitación (LÁZARO SUAU, 1995). Por otro lado, GUARDIA and NINOT (1992) encuentran bastantes diferencias en la vegetación de áreas acaravadas en las margas eocenas y arcillas garumnianas del prepirineo catalán que, sin embargo, tienen una precipitación anual comprendida entre 850 y 1100 mm e intensas perturbaciones.

Según las observaciones e ideas generadas por los estudios fitosociológicos, la vegetación de las zonas degradadas depende mucho más de las características de la roca madre que la de las áreas poco degradadas, de modo que es más heterogénea la primera si existen cambios de litología (BRAUN-BLANQUET, 1979; GUERRERO-CAMPO, 1998). Por contra, en otras condiciones se ha hallado una mayor homogeneidad

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

en la vegetación de los lugares más erosionados respecto a la de los mejor conservados (RIVERO MARTÍN *et al.*, 1982). De manera similar, se ha observado que en ambientes de clima seco perturbados por la acción del hombre, la degradación reduce las grandes diferencias iniciales que poseían las comunidades vegetales bien conservadas (HOLZAPFEL *et al.*, 1992).

La influencia de la topografía y las geoformas

Las pautas de la vegetación de lugares acarcavados se relacionan con la topografía y las geoformas. La influencia de los factores topográficos no sólo se manifiesta en variaciones de la cobertura vegetal total o la de sus distintos componentes: conjunto de especies fanerógamas, líquenes, briófitos, etc. (GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1996), sino que también afecta a la composición florística y a la distribución de comunidades vegetales, tal como han afirmado algunos autores (GUARDIA *et al.*, 1992; KIKUCHI and MIURA, 1993). BROWN, (1971) encuentra en los “badlans” semiáridos de Montana (Estados Unidos), que los principales determinantes de la distribución de las comunidades vegetales son los factores topográficos y las condiciones edáficas. Asimismo, GUARDIA *et al.*, (1992) concluyen que la topografía es el factor más influyente en la composición florística de

las comunidades estudiadas de las cárcavas del Pirineo Catalán, ya que también determina el tipo de procesos erosivos que se producen. GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, (1996) concluyen que la influencia de la topografía sobre la vegetación es mayor en los yesos casi puros del Valle del Ebro que en otros sustratos como las margas eocenas del Prepirineo. Ello posiblemente se deba a que, en los yesos casi puros, los procesos erosivos son menos dinámicos, las tasas erosivas más bajas y el clima más árido que en la primera litología (GUERRERO-CAMPO, 1997). Algo similar encuentran GUARDIA and NINOT, (1992) comparando colinas de yesos con colinas calizas del Prepirineo y el Somontano del Valle del Ebro, viendo que la influencia de la topografía sobre la vegetación es mayor en las zonas de yesos. En las áreas acarcavadas almerienses, LÁZARO and PUIGDEFÁBREGAS, (1994) y LÁZARO SUAU, (1995) muestran que las especies anuales se distribuyen claramente según la geomorfología de cada punto. No obstante, otros autores encuentran que los terófitos no se relacionan estrechamente con las formas, si bien otras formas vitales -como los caméfitos- sí que están relacionados con éstas y con el régimen de humedad de cada área (GURREA GUERRERO *et al.*, 1995).

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

El uso de atributos y tipos de plantas

Otras aproximaciones al estudio de la vegetación se basan en el uso de caracteres y atributos vegetales, o bien tipos morfológicos o formas de crecimiento. En muchas ocasiones, estos caracteres tienen un sentido funcional manifiesto, por lo que se puede hablar de atributos, tipos e incluso estrategias funcionales (BARKMAN, 1988).

Los estudios realizados en áreas erosionadas siguiendo tales métodos son más escasos que los estudios florísticos. En ocasiones, las tipologías de plantas utilizadas han sido las estrategias anuales vs. perennes o las formas vitales de Raunkiaer (FERRARI and GERDOL, 1987; JIMÉNEZ-MARTÍNEZ *et al.*, 1992; LÁZARO SUAU, 1995). En otros casos, se ha investigado la respuesta de diversos tipos y atributos vegetales a la pérdida de suelo (DANIN, 1996; GUARDIA, 1995; GUERRERO-CAMPO, 1998) e, incluso, se ha intentado analizar la variación de estrategias funcionales de las plantas al aumento de la erosión (HODGSON *et al.*, 1994).

Una de los aspectos más estudiados es la distribución e importancia de las formas vitales de Raunkiaer en las zonas erosionadas. Diversos trabajos (GUARDIA, 1995; GUERRERO-CAMPO, 1998; TSUYUZAKI y TITUS, 1996) han remarcado la escasez de especies anuales en los ambientes ero-

sionados, dominados fundamentalmente por hemicriptófitos y también por caméfitos, dependiendo de las características climáticas de cada área estudiada (BIONDI *et al.*, 1988; KORZGEBEVSKII and KLYUKIN, 1990). Por el contrario, otros estudios realizados en áreas de clima seco de Almería, muestran la importancia de las plantas anuales en las zonas acarcavadas (GURREA GUERRERO *et al.*, 1995; LÁZARO and PUIGDEFÁBREGAS, 1994; LÁZARO SUAU, 1995). Ello tal vez se deba a que en las áreas más áridas, el periodo propicio para el desarrollo vegetal es muy corto, lo cual perjudica a las especies perennes, disminuyendo su competencia sobre las anuales, las cuales se ven más favorecidas en este tipo de climas. A pesar de ello, también se ha señalado la importancia de las especies anuales en algunas áreas acarcavadas de Italia, mucho menos áridas que las de Almería (FERRARI and GERDOL, 1987).

Aparte de estas tipologías de Raunkiaer, se sabe poco del efecto que producen los procesos erosivos sobre los caracteres morfológicos y funcionales medios de las comunidades. GUARDIA (1995) estudió la distribución de 29 atributos de las plantas en comunidades de zonas acarcavadas del Prepirineo catalán. Entre ellos se encontraban la forma vital de Raunkiaer, el grado de lignificación, el tipo de reproducción

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

vegetativa, la disposición de los tallos y algunas características de los órganos subterráneos. NAVARRO *et al.*, (1993) estudiaron la fenomorfología de las plantas que viven en los badlands de Málaga; HODGSON *et al.*, (1994) diversos atributos funcionales de las especies de las colinas de yeso erosionadas de la Depresión del Ebro, concluyendo que en las áreas más degradadas predominan las especies de gran tolerancia al estrés. Por otro lado, GUERRERO-CAMPO, (1998) analizó las tendencias de tipos y atributos vegetales a medida que las comunidades se degradaban por erosión. Entre los atributos y tipos estudiados en este último trabajo destacan los relativos a la morfología radical, la relación raíz parte aérea y la capacidad de reproducción vegetativa.

Conclusión

La escasez de estudios focalizados en la influencia de la erosión del suelo sobre la vegetación, está causando que todavía existan grandes lagunas de conocimiento sobre las tendencias generales. Por otro lado, los trabajos realizados sobre la vegetación de áreas sometidas a intensos procesos erosivos muestran resultados poco homogéneos e incluso bastante contradictorios. Por tanto, resulta difícil extraer conclusiones generales de las tendencias de la vegetación de estos ambientes, posiblemente por las diferencias existentes

entre condiciones climáticas y edáficas de cada área; entre factores de perturbación y tipos de procesos erosivos (pastoreo, pisoteo, erosión de origen geomorfológico, etc.); y entre perspectivas y metodologías de cada investigador. En consecuencia, en cuanto a pautas generales cabría comentar únicamente que la erosión del suelo produce una disminución evidente de la cobertura vegetal y del número de especies, no produciéndose una sustitución de comunidades, sino una pérdida paulatina de especies, al menos en los estadios más degradados.

En lo referente a atributos y tipos de plantas cabría señalarse que los hemicriptófitos y los caméfitos parecen ser las formas vitales de Raunkiaer más abundantes en los terrenos erosionados. Las especies anuales tienen mucha menor importancia, no siendo resistentes a la erosión en muchos tipos de ambientes, aunque en áreas bastante áridas sí que la resisten.

Agradecimientos

Agradezco la gran ayuda de Gabriel Montserrat, mi director de tesis, sin cuyas ideas, trabajos y correcciones este estudio no hubiera sido posible. Gracias también a Mónica Bardají, Carmen Pérez y Blas Valero por sus correcciones. Este estudio se ha realizado gracias a una beca del Gobierno de

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

Aragón, BMA 15 / 93 concedida al autor, así como al proyecto de la CICYT: *Erosión de suelos tras el abandono de explotaciones agrícolas en montaña media*, AMB93-0806.

Referencias bibliográficas

ALBALADEJO, J., CASTILLO, V. and ROLDAN, A. 1996. Rehabilitation of degraded soils by water erosion in semiarid environments. In: RUBIO, J. L. and CALVO, A. (eds.). Soil degradation and desertification in Mediterranean environments. Logroño: Geoforma Ediciones.

ALBALADEJO, J., STOCKING, M., DÍAZ, E. and CASTILLO, V. 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Technology* 7: 249-260.

ALMOROX, J., DE ANTONIO, R., CRUZ DÍAZ, M. and GASCÓ, J.M. 1994. Métodos de estimación de la erosión hídrica. Editorial Agrícola Española. Madrid.

ALLEGREZZA, M., BIONDI, E., BRILLI-CATTARINI, A.J.B. and GUBELLINI, L. 1993. Emergenze floristiche e caratteristiche vegetazionali dei calanchi della Val Marecchia. *Biogeographia* 17: 25-49.

ANDREU, V., RUBIO, J.L. and CERNÍ, R. 1995. Effect of mediterranean shrub on water erosion control. *Environmental Monitoring and Assessment* 37: 5-15.

BARKMAN, J.J. 1988. New systems of plant growth forms and phenological plant types. In: WERGER, M. J. A., AART, P. J. M. V. D.,

- DURING, H. J. and VERHOEVEN, J. T. A. (eds.). Plant form and vegetation structure, 9-44. The Hague: SPB Academic Pub.
- BAUTISTA, S. and BELLOT, J. 1994. Evaluación de la siembra de herbáceas como tratamiento de control de los procesos erosivos post-incendio en una zona semiárida: diseño experimental y primeros resultados. *Studia Oecologica* 10-11: 129-136.
- BELMONTE SERRATO, F. and ROMERO DÍAZ, M.A. 1992. Evaluación de la capacidad de interceptación de la lluvia por la vegetación y su relación con la erosión de los suelos en el SE semiárido español. Primeros resultados. In: LÓPEZ BERMÚDEZ, F., CONESA GARCÍA, C. and ROMERO DÍAZ, M. A. (eds.). *Estudios de Geomorfología en España*, 33-43. Murcia: Sociedad Española de Geomorfología.
- BIONDI, E., ALLEGREZZA, M., GUITIAN, J. and TAFFETANI, F. 1988. La vegetazione dei calanchi di Sasso Simone e Simoncello (Appennino tosco-marchigiano). *Braun-Blanquetia* 2: 105-115.
- BIONDI, E., BALLELLI, S., ALLEGREZZA, M. and MANZI, A. 1990. La vegetazione dei calanchi di Gessopalena (Abruzzo meridionale). *Documents phytosociologiques* 12: 257-263.
- BIONDI, E., BALLELLI, S. and TAFFETANI, F. 1992. La vegetazione di alcuni territori calanchivi in Basilicata (Italia meridionale). *Documents phytosociologiques* 14: 489-498.
- BLACKBURN, W.H. 1975. Factors influencing infiltration and sediment production of semiarid rangelands in Nevada. *Water Resources Research* 11: 929-937.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- BLACKBURN, W.H., PIERSON, F.B., HANSON, C.L., THUROW, T.L. and HANSON, A.L. 1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *Transactions of the ASAE (American Society of Agricultural Engineers)* 35: 479-486.
- BOCHET, E., POESEN, J. and RUBIO, J.L. 1995. Influence of three Mediterranean plant species on the spatial and temporal variation of water erosion (Valencia, Spain): experimental set up and preliminary results. In: FANTECHI, R., PETER, D., BALABANIS, P. and RUBIO, J. L. (eds.). *Desertification in a European context: physical and socio-economic aspects*, 377-388. Brussels. Luxembourg: European Commission.
- BORGEARD, S.O. 1990. Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. *Journal of Vegetation Science* 1: 675-682.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Eds. Madrid.
- BROWN, A.G. 1990. Soil erosion and fire in areas of mediterranean type vegetation: results from chaparral in Southern California, USA and matorral in Andalucía, Southern Spain. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*, 269-288. Chichester: John Wiley & Sons.
- BROWN, R.W. 1971. Distribution of plant communities in south-eastern Montana badlands. *American Midland Naturalist* 85: 458-477.

- BUTLER, J., GOETZ, H. and RICHARDSON, J.L. 1986. Vegetation and soil-landscape relationships in the North-Dakota badlands. *American Midland Naturalist* 116: 378-386.
- CABEZAS, J., VAQUERO, P. and ESCUDERO, J.C. 1991. Valoración de las lluvias interceptadas por especies de matorral dotadas de distintas estrategias estructurales. *Ecología* 5: 163-171.
- COPPIN, N.J. and RICHARDS, I.G. 1990. Use of vegetation in civil engineering. CIRIA, Butterworths. London.
- CHIARUCCI, A., DE DOMINICIS, V., RISTORI, J. and CALZOLARI, C. 1995. Biancana badland vegetation in relation to morphology and soil in Orcia valley, central Italy. *Phytocoenologia* 6: 69-87.
- DANIN, A. 1996. Plants of desert dunes. Springer. Berlin.
- DESIR, G., SIRVENT, J., GUTIÉRREZ, M. and SANCHO, C. 1995. Sediment yield from gypsiferous degraded areas in the Middle Ebro Basin (NE, Spain). *Phys. Chem. Earth* 20: 385-393.
- DIAMANTOPOULOS, J., PANTIS, J., SGARDELIS, S., IATROU, G., TIRINTSOS, S., PAPTAEODOROU, E., DALAKA, A., STAMOU, G.P., CAMMERAAT, J.H. and KOSMAS, C. 1996. The Petralona and Hortiatia field sites (Thessaloniki, Greece). In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). *Mediterranean desertification and land use*, 229-246. Chichester: John Wiley & Sons.
- DISSMEYER, G.E. and FOSTER, G.R. 1981. Estimating the cover-management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions. *Journal of Soil and Water Conservation* 235-240.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- DUNAWAY, D., SWANSON, R.S., WENDEL, J. and CLARY, W. 1994. The effect of herbaceous plant communities and soil textures on particle erosion of alluvial streambanks. *Geomorphology* 9: 47-56.
- ELWELL, H.A. and STOCKING, M.A. 1976. Vegetative cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15: 61-70.
- ESTALRICH MELERO, E. 1994. Estudio ecológico de taludes de carretera. Tesis Doctoral Universidad de Alcalá de Henares.
- FERRARI, C. and GERDOL, R. 1987. Numerical syntaxonomy of bald vegetation in the Apennines (Italy). *Phytocoenologia* 15: 21-37.
- FRANCIS, C.F. and THORNES, J.B. 1990. Matorral: erosion and reclamation. In: ALBALADEJO, J., STOCKING, M. A. and DÍAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Soil degradation and rehabilitation in mediterranean environmental conditions*, 87-116. Murcia: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- FRANCIS, C.F. and THORNES, J.B. 1990. Runoff hydrographs from three mediterranean vegetation cover types. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*, 363-384. Chichester: John Wiley & Sons.
- GALLART, F., PUIGDEFÁBREGAS, J. and DEL BARRIO, G. 1993. Computer simulation of high mountain terracettes as interaction between vegetation growth and sediment movement. *Catena* 20: 529-542.

- GIBSON, D.J., JOHNSON, F.L. and RISSER, P.G. 1985. Revegetation of unreclaimed coal strip mines in Oklahoma. II. Plant communities. *Reclamation and Revegetation Research* 4: 31-47.
- GONZÁLEZ DEL TANAGO, M., CAÑADAS, N., BLANCO, R. and TERNA, L. 1994. Erosión bajo diferentes cubiertas vegetales en un suelo de rañas de Guadalajara. In: ARNÁEZ, J., GARCÍA RUIZ, J. M. and GÓMEZ VILLAR, A. (eds.). *Geomorfología en España*, 227-238. Logroño: Sociedad Española de Geomorfología.
- GONZÁLEZ HIDALGO, J.C., RAVENTOS, J. and ECHEVARRIA, M.T. 1997. Comparison of sediment ratio curves for plants with different architectures. *Catena* 29: 333-340.
- GREENWAY, D.R. 1987. Vegetation and slope stability. In: ANDERSON, M. G. and RICHARDS, K. S. (eds.). *Slope stability*, 187-230. London: John Wiley & Sons.
- GUARDIA, R. 1995. La colonització vegetal de les àrees erosionades de la conca de la Baells (Alt Llobregat). Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- GUARDIA, R. and NINOT, J.M. 1992. Distribution of plant communities in the badlands of the upper Llobregat basin (Southeastern Pyrenees). *Studia Geobotanica* 12: 83-103.
- GUARDIA, R. and NINOT, J.M. 1992. Estructura de comunidades praterenses y subarbusivas en relación con gradientes topográficos en una área mediterránea continental. *Studia Oecologica* 9: 47-66.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- GUARDIA, R., NINOT, J.M. and CLOTET, N. 1992. On the vegetation-topography relationship in the badlands of the upper Lobregat basin (Southeastern Pyrenees). *Geooko plus* 3: 45-54.
- GUERRERO-CAMPO, J. 1997. Procesos erosivos intensos en las áreas marginales de la Depresión del Ebro y el Pirineo. Interpretación de los patrones de la vegetación. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 22-23: 57-79.
- GUERRERO-CAMPO, J. 1998. Patrones de la vegetación y atributos morfo-funcionales de los terrenos erosionados de la Depresión del Ebro y del Prepirineo. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- GUERRERO-CAMPO, J. and MONTSERRAT MARTÍ, G. 1996. La vegetación de zonas erosionadas en la Depresión Media del Ebro y en el Prepirineo. Influencia de factores climáticos, topográficos y geomorfológicos en la composición florística de las comunidades vegetales. In: GRANDAL D'ANGLADE, A. and PAGÉS VALCARLOS, J. (eds.). IV Reunión de Geomorfología, 749-761. O Castro, A Coruña: Sociedad Española de Geomorfología. Publicacións do Seminario de Estudios Galegos.
- GUERRERO-CAMPO, J. and MONTSERRAT MARTÍ, G. 1997. Patrones de distribución de las plantas en relación con los procesos erosivos intensos de los yesos de la Depresión del Ebro y de las margas del Prepirineo. In: PUERTAS TRICAS, F. and RIVAS, M. (eds.). II Congreso Forestal Español. Irati 97. Vol. 2, 373-378. Pamplona: Gobierno de Navarra.

- GURREA GUERRERO, M.M., JIMÉNEZ MARTÍNEZ, M.A., BERRAD, F. and GARCÍA-ROSELL 1995. La vegetación en una zona de badlands (Albox-Almería). *Studia Oecologica* 12: 173-182.
- HAASE, P., PUGNAIRE, F.I., CLARK, S.C. and INCOLL, L.D. 1996. Spatial patterns in a two-tiered semi-arid shrubland in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 7: 527-534.
- HEINDL, B. and ULLMANN, I. 1991. Roadside vegetation in mediterranean France. *Phytocoenologia* 20: 111-141.
- HODGSON, J., MONTSERRAT, G., ALBERTO, F., GARCÍA RUIZ, J.M., GUERRERO, J. and COLASANTI, R. 1994. A comparison of the functional characteristics of plants from sedimenting and eroded areas with particular reference to the gypsum hills of the Ebro Depression. In: ARNÁEZ, J., GARCÍA RUIZ, J. M. and GÓMEZ VILLAR, A. (eds.). *Geomorfología en España*, 239-251. Logroño: Sociedad Española de Geomorfología.
- HOLZAPFEL, C. and SCHMIDT, W. 1990. Roadside vegetation along transects in the Judean Desert. *Israel Journal of Botany* 39: 263-270.
- HOLZAPFEL, C., SCHMIDT, W. and SHMIDA, A. 1992. Effects of human-caused disturbances on the flora along a mediterranean-desert gradient. *Flora* 186: 261-270.
- HUDSON, N. 1982. *Conservación del suelo*. Editorial Reverté. Barcelona.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- JIMÉNEZ-MARTÍNEZ, M.A., BERRAD, F. and GURREA-GUERRE-RO, M.M. 1992. Distribución de la vegetación, microtopografía y humedad en relación con unidades geomorfológicas en una zona de badlands (Albox-Almería). In: LÓPEZ BERMÚDEZ, F., CONESA GARCÍA, C. and ROMERO DÍAZ, M. A. (eds.). Estudios de Geomorfología en España, 139-149. Murcia: Sociedad Española de Geomorfología.
- KIKUCHI, T. and MIURA, O. 1993. Vegetation patterns in relation to micro-scale landforms in hilly land regions. *Vegetatio* 106: 147-154.
- KIRKBY, M.J., BAIRD, A.J., DIAMOND, S.M., LOCKWOOD, J.G., MCMAHON, M.L., MITCHELL, P.L., SHAO, J., SHEENY, J.E., THORNES, J.B. and WOODWARD, F.I. 1996. The MEDALUS slope catena model: a physically based process model for hydrology, ecology and land degradation interactions. In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). Mediterranean desertification and land use, 303-354. Chichester: John Wiley & Sons.
- KORZGEBEVSKII, V.V. and KLYUKIN, A.A. 1990. Vegetation of Crimean badlands. *The Soviet Journal of Ecology* 20: 338-344.
- LÁZARO, R. and PUIGDEFÁBREGAS, J. 1994. Distribución de la vegetación terofítica en relación con la geomorfología en áreas acaravadas cerca de Tabernas, Almería. *Monogr. Fl. Veg. Béticas* 7-8: 127-154.
- LÁZARO SUAU, R. 1995. Relaciones entre vegetación y geomorfología en el área acaravada del Desierto de Tabernas. Tesis Doc-

toral. Universidad de Valencia. Estación Experimental de Zonas Áridas, Almería.

LÓPEZ-BERMÚDEZ, F., ROMERO-DÍAZ, A., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. and MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. 1996. The El Ardal field site: soil and vegetation cover. In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). Mediterranean desertification and land use, 169-188. Chichester: John Wiley & Sons.

MITCHELL, J.K. and BUBENZER, G.D. 1984. Estimación de la pérdida del suelo. In: KIRKBY, M. J. and MORGAN, R. P. C. (eds.). Erosión de suelos, 35-88. Mexico: Editorial Limusa.

MORGAN, R.P.C. and RICKSON, R.J., (eds.) 1995. Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach. E & FN Spon. London.

MORGAN, R.P.C., RICKSON, R.J. and WRIGHT, E. 1990. Regeneration of degraded soils. In: ALBALADEJO, J., STOCKING, M. A. and DÍAZ, E. (eds.). Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Soil degradation and rehabilitation in mediterranean environmental conditions, 69-86. Murcia: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

NAVARRO, T., NIETO CALDERA, J.M., PÉREZ LATORRE, A.V. and CABEZUDO, B. 1993. Estudios fenomorfológicos en la vegetación del sur de España. III. Comportamiento estacional de una comunidad de badlands (Tabernas, Almería. España). Acta Botanica Malacitana 18: 189-198.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- PUGNAIRE, F.I. and HAASE, P. 1996. Comparative physiology and growth of two perennial tussock grass species in a semi-arid environment. *Annals of Botany* 77: 81-86.
- PUGNAIRE, F.I., HAASE, P. and PUIGDEFABREGAS, J. 1996. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology* 77: 1420-1426.
- PUGNAIRE, F.I., HAASE, P., PUIGDEFÁBREGAS, J., CUETO, M., CLARK, S.C. and INCOLL, L.D. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76: 455-464.
- PUIGDEFÁBREGAS, J. 1996. El papel de la vegetación en la conservación del suelo en ambientes semiáridos. In: LASANTA, T. and GARCÍA-RUIZ, J. M. (eds.). *Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales*, 79-87. Logroño: Instituto de Estudios Riojanos. Sociedad Española de Geomorfología.
- PUIGDEFÁBREGAS, J., ALONSO, J.M., DELGADO, L., DOMINGO, F., CUETO, M., GUTIÉRREZ, L., LÁZARO, R., NICOLAU, J.M., SÁNCHEZ, G., SOLÉ, A., VIDAL, S., AGUILERA, C., BRENNER, A., CLARK, S. and INCOLL, L. 1996. The Rambla Honda field site: interactions of soil and vegetation along a catena in semi-arid southeast Spain. In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). *Mediterranean desertification and land use*, 137-168. Chichester: John Wiley & Sons.
- QUINE, T.A., NAVAS, A., WALLING, D.E. and MACHÍN, J. 1994. Soil erosion and redistribution on cultivated and uncultivated land near

Las Bardenas in the Central Ebro River Basin, Spain. *Land Degradation & Rehabilitation* 5: 41-55.

QUINTON, J.N., EDWARDS, G.M. and MORGAN, R.P.C. 1997. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain. *Soil Use and Management* 13: 143-148.

RAMOS, F., DOMÍNGUEZ YANES, M.L., JIMÉNEZ ALTAMIRANO, F. and SORIANO, C. 1983. Tratamiento funcional y paisajístico de taludes artificiales. *Trabajos de la Catedra de Planificación*. ETSIM. Universidad Politécnica. Madrid.

RIVERO MARTÍN, J.M., RICO RODRÍGUEZ, M. and PUERTO MARTÍN, A. 1982. Algunos aspectos sobre la degradación por erosión de pastizales. *Studia Oecologica* 3: 91-101.

ROGERS, R.D. and SCHUMM, S.A. 1991. The effect of sparse vegetative cover on erosion and sediment yield. *Journal of Hydrology* 123: 19-24.

ROSTAGNO, C.M. and DEL VALLE, H.F. 1988. Mounds associated with shrubs in aridic soils of Northeastern Patagonia: characteristics and probable genesis. *Catena* 15: 347-359.

RUIZ DE LA TORRE, J., CARRERAS EGAÑA, C., GARCÍA VIÑAS, J.I. and ORTÍ MORIS, M. 1996. Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. *Consejería de Medio Ambiente*. Junta de Andalucía. Sevilla.

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- RUIZ-FLAÑO, P. 1993. Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo. Monografías Científicas, nº 4. Geofoma Ediciones. Logroño.
- SALA, M. and CALVO, A. 1990. Response of four different mediterranean vegetation types to runoff and erosion. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*, 346-362. Chichester: John Wiley & Sons.
- SÁNCHEZ, G. and PUIGDEFÁBREGAS, J. 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology* 9: 243-260.
- SPAETH, K.E., WELTZ, M.A., FOX, H.D. and PIERSON, F.B. 1994. Spatial pattern analysis of sagebrush vegetation and potential influences on hydrology and erosion. In: *Variability of rangeland water erosion processes*, 35-50. Madison: Soil Science Society of America.
- STOCKING, M. and ELWELL, H. 1976. Vegetation and erosion: a review. *Scottish Geographical Magazine* 92: 4-16.
- STYCZEN, M.E. and MORGAN, R.P.C. 1995. Engineering properties of vegetation. In: MORGAN, R. P. C. and RICKSON, R. J. (eds.). *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*, 5-58. London: E & FN Spon.
- TERWILLIGER, V.J. and WALDRON, L.J. 1990. Assessing the contribution of roots to the strenght of undisturbed, slip prone soils. *Catena* 17: 151-162.

- THORNES, J.B. 1985. The ecology of erosion. *Geography* 70: 222-235.
- THORNES, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*. Chichester: John Wiley & Sons.
- THORNES, J.B., (eds.) 1990. *Vegetation and erosion*. British Geomorphological Research Group. Symposia Series. John Wiley & Sons. Chichester.
- THORNES, J.B. and BRANDT, J. 1994. Erosion-vegetation competition in a stochastic environment undergoing climatic change. In: MILLINGTON, A. C. and PYE, K. (eds.). *Environmental change in drylands: biogeographical and geomorphological perspectives*, 305-320. Chichester: John Wiley & Sons.
- TSUYUZAKI, S. and TITUS, J. 1996. Vegetation development patterns in erosive areas on the Pumice Plains of Mount St. Helens. *Am. Midl. Nat.* 135: 172-177.
- UMBANHOWAR, C.E., JR. 1995. Revegetation of earthen mounds along a topographic-productivity gradient in a northern mixed prairie. *J. Veg. Sci.* 6: 637-646.
- VALLEJO, R., (eds.) 1997. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Generalitat Valenciana. Valencia.
- VILAGROSA, A., SEVA, J.P., VALDECANTOS, A., CORTINA, J., ALLOZA, J.A., SERRASOLSAS, I., DIEGO, V., ABRIL, M., BELLOT,

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

- J. and VALLEJO, V.R. 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. In: VALLEJO, V. R. (eds.). La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana, 435-548. Valencia: Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Generalitat Valenciana.
- WICHEREK, S. 1988. Les relations entre le couvert végétal et l'érosion en climat tempéré de plaines Ex: Cessières (Aisne, France). *Z. Geomorph.* 32: 339-350.
- WILCOX, B.P. and WOOD, M.K. 1989. Factors influencing interrill erosion from semiarid slopes in New Mexico. *Journal of Range Management* 42: 66-70.
- WILLIAMS, A.G., TERNAN, J.L., ELMES, A., GONZÁLEZ DEL TANA-GO, M. and BLANCO, R. 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in Central Spain. *Environmental Monitoring and Assessment* 35: 333-345.
- WISCHMEIER, W.H. and SMITH, D.D. 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. *Agriculture Handbook No. 282*. United States Department of Agriculture. Washington.
- WU, T.H. 1995. Slope stabilization. In: MORGAN, R. P. C. and RICKSON, R. J. (eds.). *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*. London: E & FN Spon.

Portada

Créditos

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante 8
ISABEL PARDO CABALLERO, EDUARDO SEVA ROMÁN
y JOAQUÍN MARTÍN MARTÍN

Resumen 8

Summary 10

Introducción 11

Los corredores y su función en el paisaje 12

La zona de estudio 14

Los taludes de bancales 15

Objetivos 18

Material y métodos 19

Resultados 25

Conclusiones 35

Bibliografía 36

Notas 38

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante (nota 1)

ISABEL PARDO CABALLERO, EDUARDO SEVA ROMÁN
y JOAQUÍN MARTÍN MARTÍN

Dpto de Ecología

Universidad de Alicante. Ap. 99 03080. Alicante. España

Resumen

Los agrosistemas rurales de montaña constituyen hoy en día tierras marginales en los territorios de la Europa sur. La mayoría de ellos conservan una estructura aterrazada cuyo origen pasa por distintos momentos de desarrollo en cada zona, pero constituye una valiosa herencia a través de un modelo a seguir en el concepto actual de agricultura sostenible.

El papel que juegan los taludes verticales como corredores entre manchas de vegetación natural ha sido puesto de manifiesto para un grupo de especies vegetales leñosas en un valle del norte de la provincia

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

de Alicante (España), cuya rentabilidad se mantiene gracias al cultivo de la cereza..

Un total de 196 puntos de muestreo en inventarios de 10 m. lineales sobre el paño del talud, se han dispuesto en una superficie de trabajo de un rectángulo de 3×3.5 km situado en el centro del valle sobre zonas aterrazadas en activo o con distinto grado de abandono.

Mediante Análisis Factorial de Correspondencias se pone de manifiesto la ordenación de los inventarios siguiendo una clina transversal al sentido del valle a pesar de la explotación de recursos agrícolas en los lechos horizontales del abancalamiento, y distingue las orlas florales para los distintos tipos de aterrazamiento y tratamiento químico, así como en los grados de abandono agrícola.

Mediante la herramienta GIS Idrisi®, este estudio incluye dos diseños en los que intervienen distintos módulos del programa Idrisi empleando como base el mapa de riqueza total de especies leñosas generado mediante Kriging.

Este trabajo nos permite concluir que el hecho de que la comunidad de leñosas mantenga una continuidad a través de las paredes de bancales, le aporta una estabilidad y resiliencia tal al sistema que le permite la regeneración y renovación frente a perturbaciones en un amplio rango de escalas. Por otra parte, se demuestra que las manchas de vegetación natural cumplen un papel fundamental como focos de dispersión de propágulos y existe relación positiva entre la diversidad del paisaje y la riqueza en especies.

Palabras clave: agrosistemas, agricultura sostenible, aterrazamiento, GIS, diversidad del paisaje, Alicante.

Summary

Mountains rural ecosystems haven been transformed to marginal lands in the southwestern european territories nowadays. Most of them conserve a superficial structure of terraces which reffers to different moments in History in every region. Nevertheless, constitute a valuable heritage as a source of plant desing models close to the actual concept of sustainable agriculture.

The role that this vertical slope play as corridors among natural vegetation patches has been identified for a group of ligneous plant species in a valley in the north of Alicante province (Spain). This landscape structure still remains, due to economically feasible cherry production.

A total of 196 plots were sampled. Presence and cover of the species considered was determined in portions 10 meters long of the vertical slope. These plots were located in a 3x3.5 km² rectangle selected in the center of the valley, including both terraces in production and others with different ages of abandonment.

Factorial Analysis of Correspondances show an ordination of relevés following a transversal cline across the valley despite the agricultural exploitation developed on the flat portions of the terraces. It also distinguishes groups of plant species for different types of slope herbicides treatment, as well as levels of agricultural abandonments.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

Based on the total richness of ligneous plant species generated by kriging and ussing tools f rom GIS Idrisi®, three main conclusions were drawn:

The fact that the community of plant ligneous species keep a continuity along the walls provides stability and resilience to the system, allowing regeneration and renovation despite the types and scale of perturbations affecting it. Natural vegetation patches play a fundamental role as sources for propagules disperssion. It is clearly shown a positive relation between landscape diversity and species richness.

Key words: agroecosystems, sustainable agriculture, terraces, GIS, landscape diversity. Alicante.

Introducción

Gran parte de las tierras agrícolas dotadas de relieve en la orilla norte del Mediterráneo se encuentran aterrazadas desde siglos con el único propósito de proporcionar superficie horizontal apta para el cultivo.

Los sistemas de cultivos en terrazas constituyen un tipo de cultivo tradicional que ha logrado mantenerse a lo largo de los años a pesar de las vicitudes demográficas y sociales, y que constituye hoy una valiosa herencia que nos ofrece un modelo a seguir encuadrado a la perfección con el concepto actual de agricultura sostenible.

La supervivencia de este tipo de paisaje rural se encuentra en la actualidad en peligro debido a la falta de criterios apropiados para su correcta gestión. Con este estudio pretendemos, mediante el análisis de un ejemplo paradigmático de los sistemas abancalados del secano levantino como es la Vall de Gallinera, mostrar las particularidades que desde el punto de vista ecológico, paisajístico y conservacionista tiene el abancalado tradicional en terrazas frente a otras formas de cultivo extensivo.

Los corredores y su función en el paisaje

Dentro del área de conocimiento de la ecología del paisaje es fundamental el estudio de los corredores como elemento que asegura la conectividad en un sistema (TAYLOR *et al.* 1993). Las metapoblaciones de la mayoría de las especies de fauna vertebrada requieren de manchas de hábitat adecuado y corredores eficaces que mantengan en comunicación sus poblaciones y la accesibilidad a los recursos (DAWSON, 1994).

En los sistemas agrícolas la presencia de hábitat natural es escasa y los elementos del paisaje que lo conectan son los márgenes de cultivos. Los márgenes, por tanto, son elementos lineales de hábitat semi-natural que según sus dimensiones y composición florística y la distancia que les separa de

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

las manchas de vegetación natural constituyen corredores para las comunidades de fauna y flora de distinta calidad y eficacia.

La mayoría de los estudios sobre márgenes se han desarrollado en el Reino Unido, Francia, Alemania e Italia. En inglés se denominan *hedgerows* o *fencerows* y constituyen largos setos con estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo dependiendo del grado de conservación, plantados originariamente para delimitar las propiedades y resguardar los cultivos de la influencia del viento.

En estos países los márgenes son actualmente objetivo prioritario de protección en la planificación e integración de una agricultura sostenible (**nota 2**).

Existe por tanto una falta de conocimiento dentro del estudio de los paisajes europeos sobre el papel de una estructura tan característica de la España mediterránea como son los taludes de abancalamiento. Estos taludes constituyen márgenes, que a pesar de ser estructuras artificiales con elevada pendiente, se mantienen como pequeños reductos lineales de vegetación natural y funcionan como corredores asegurando la conectividad del sistema, como reserva de propágulos y por tanto manteniendo elevados los índices de diversidad en los paisajes agrícolas. La importancia de estos elementos en

la nueva concepción funcional de los corredores viene recogida por Farina (2000).

La zona de estudio

La Vall de Gallinera está situada al norte de la provincia de Alicante, en la comarca de la Marina Alta, entre la sierra de la Safor y la sierra Foradada, formando un estrecho valle de unos 9km de longitud en dirección Nordeste-Sudoeste. Su clima sigue el patrón típico mediterráneo con un déficit hídrico en los meses estivales y un pico de precipitación en otoño (40% del total anual) que le confiere uno de los valores pluviométricos más elevados de la Comunidad Valenciana.

En cuanto a su geología la erosión es uno de los principales problemas del valle debido a la naturaleza calcárea de los materiales presentes. En la solana se asientan conglomerados y margas y en la umbría son representativas las facies Tap del Neogeno sobre las que se encuentran la gran mayoría de las parcelas cultivadas del valle. El cuaternario queda limitado a los depositos aluviales del cauce del río y a algunos puntos erosivos que han originado graveras y canchales.

En la ladera norte quedan reductos de la vegetación climática de la zona que es el carrascal termófilo (la asociación Rubio longifoliae-quercetum rotundifoliae) y en la sur, más

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

degradada, domina el matorral mediterráneo heliófilo con romerales y pastizales que constituyen la etapa de sustitución del carrascal termófilo, la asociación Rosmarinio-Ericion.

Los taludes de bancal

Estructura

En la arquitectura de los sistemas de terrazas se distinguen dos componentes, la componente vertical formada por el muro de sostenimiento y la componente horizontal constituida por la superficie llana donde se asientan los cultivos.

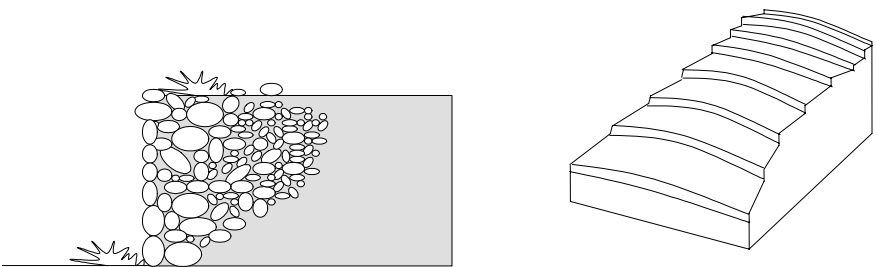


Fig.1. Esquemas gráficos de un talud de sillería y de la disposición de los mismos de acuerdo a la pendiente.

La componente vertical está compuesta por un relleno de cascajo en cuña, que acentúa su funcionalidad como sistema de drenaje, cubierto en la parte frontal por una pared de piedra vertical sin otro elemento de cohesión que el contrapeso de sus elementos.

Este tipo de construcción se denomina talud de sillería y se encuentra prácticamente en todas las parcelas aterrazadas del valle. El grado de conservación de la pared varía en las parcelas según el esfuerzo invertido en su mantenimiento.

En cuanto a la componente horizontal, la relación entre la pendiente de la ladera y la amplitud del bancal es de signo negativo. Es decir, las parcelas situadas en los relieves más suaves tienen bancales muy amplios que se van estrechando según se asciende.

Flora

Como hemos dicho existen grandes diferencias entre parcelas en cuanto al grado de conservación de los taludes. Esta circunstancia da lugar a que los taludes de los bancales del valle presenten una gran heterogeneidad estructural que abarca desde pequeñas paredes verticales totalmente empedradas, a amplias paredes de tierra de baja pendiente. La gran diversidad en la pendiente y la cantidad de sustrato dis-

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

ponible en los taludes unida al fuerte contraste que imponen, en cuanto a insolación y temperatura, las laderas de solana y umbría, hacen que las características adaptativas de las especies vegetales frente a estos factores determinen en gran medida su éxito en la colonización de los distintos tipos de taludes.

Las paredes de los bancales que se extienden por todo el valle presentan un alto grado de cobertura vegetal con una composición florística muy diversa. Las paredes que conservan íntegro el muro de piedra dan lugar a un tipo de hábitat en el que abundan las comunidades de briófitos y pteridófitos pero los muros que no están totalmente cubiertos por la sillería son colonizados por una gran variedad de especies leñosas.

Encontramos 23 especies distintas de leñosas colonizando los taludes de todo el valle. Estas especies forman claramente tres grupos en cuanto a su tipo biológico y ecología y centramos nuestra atención en ellas puesto que son árboles, arbustos, matas y lianas que pertenecen a la comunidad climática del valle, el bosque mixto de pino y carrasca, y a sus orlas arbustivas.

Leñosas de gran porte	Leñosas trepadoras	Leñosas heliófilas
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Asparagus albus</i>	<i>Cistus albidus</i>
<i>Pinus halepensis</i>	<i>Clematis flammula</i>	<i>Cistus monspeliensis</i>
<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>Cistus salvifolius</i>
<i>Pistacea terebinthus</i>	<i>Lonicera implexa</i>	<i>Erica multiflora</i>
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Quercus ilex</i>	<i>Smilax aspera</i>	<i>Thymus vulgaris</i>
<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Rubia peregrina</i>	<i>Ulex parviflorus</i>
<i>Osiris alba</i>		<i>Daphne gnidium</i>

Tabla 1- Lista de las especies leñosas muestreadas sobre los taludes, agrupadas por tipos biológicos.

El origen de este grupo de leñosas que cubre de manera más o menos continua los taludes de todo el valle se explica por la acción conjunta de dos vectores de dispersión de semillas, el viento y los animales frugívoros, principalmente aves y micromamíferos. Este proceso de dispersión continuo a lo largo de los años ha logrado que una estructura artificial como son las paredes de los bancales sea colonizada por especies leñosas dando lugar a un hábitat lineal que ofrece refugio y alimento a multitud de especies en una interacción de ejemplo entre flora y fauna trófico-dependiente.

Objetivos

1- Demostrar, a través del estudio de las especies leñosas que colonizan los taludes, que estas estructuras constituyen

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

un puente de continuidad entre dominios naturales del paisaje.

2- Proporcionar criterios adecuados para la futura gestión de los cultivos en gradas catalogando los tipos de taludes existentes y creando una cartografía potencial de la distribución y abundancia de las especies-clave más representativas.

3- Desvelar la relación entre la riqueza de especies leñosas que pueblan los taludes y ciertos elementos de la estructura del paisaje como son la heterogeneidad paisajística y la distancia a manchas de vegetación natural mediante la aplicación de SIG.

Material y métodos

En la realización de este estudio utilizamos el Sistema de Información Geográfica Idrisi (EASTMAN, 1997) y su módulo de digitalización TOSCA (JONES, 1995) para elaborar la base de datos cartográfica a escala 1: 50.000 donde, incluimos las siguientes capas de información: Topografía, el Modelo Digital del terreno (MDT), Pendientes, Exposiciones y Geología.

El Mapa de Usos y Aprovechamientos fue creado a partir de ortofotogramas aéreos a escala 1:5.000 donde se identificaron y delimitaron las manchas que configuran el paisaje del valle. Todas las capas que componen la base de datos de la

zona de estudio tienen las mismas características como imágenes raster con una resolución de 5 metros en el tamaño de pixel.

CARACTERÍSTICAS DE LA BASE DE DATOS EN FORMATO RASTER			
Nº de Columnas:	700	Límites Geográficos (m)	
Nº de Filas:	600	X mínima:	737000
Resolución:	5 metros	X máxima:	740500
Sistema de Referencia:	UTM-30S	Y mínima:	4299000
Unidades:	Metros	Y máxima:	4302000
		Superficie:	10.5 km ²

VARIABLES CARTOGRAFIADAS	CATEGORÍAS
GEOLOGÍA	1- Conglomerados 2- Cantos gravas y arenas 3- Margas Tap, dolomías y calizas-margas.
TIPO DE VEGETACIÓN	1- Vegetación natural 2- Cultivos en activo
ORIENTACIÓN	1- Solana 2- Umbría
ALTURA S.N.M	1- 280-350 m 2- 350-400 m 3- 400-450 m 4- 450-500 m 5- 500-860 m
PENDIENTE DEL TERRENO	1- 0-10° 2- 10-20° 3- 20-80.53°

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

Mapa de usos y aprovechamientos con puntos de muestreo

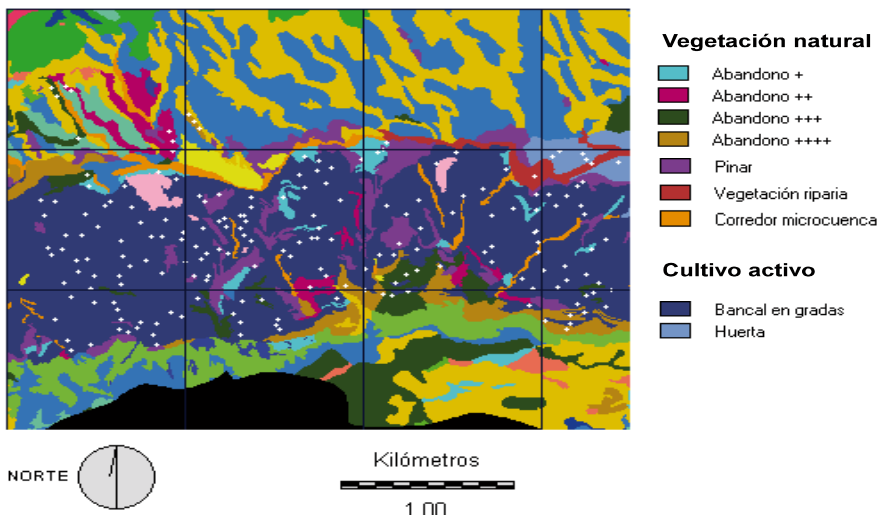


Fig.2. Mapa de Usos y Aprovechamientos de la zona de estudio con la localización de los puntos de muestreo.

El área de estudio forma un rectángulo de 3×3.5 km situado en el centro del valle donde, con ayuda de los ortofotogramas localizamos 196 puntos de muestreo de forma dispersa, sobre zonas aterrazadas en activo o con distinto grado de abandono.

El muestreo consistió en tomar datos sobre distintas variables referidas a características estructurales de los bancales y la presencia y número de individuos de las 23 especies leñosas

identificadas como colonizadoras de los taludes. Cada punto corresponde a 10 m de talud por lo que solo se muestreó en zonas con presencia de estas estructuras. Este método de muestreo es una adaptación de los utilizados en estudios sobre márgenes en paisajes europeos (BUREL AND BAUDRY 1995, BUREL 1996, MARSHALL et al. 1995) que consistió en la reducción de la longitud de margen muestreado de 25-30 a 10 metros para poder optimizar el esfuerzo que supone trabajar con un tamaño de muestra tan elevado.

VARIABLES TOMADAS EN EL CAMPO	CATEGORÍAS	FRECUENCIA
TALUD		
Amplitud	0.6-1.5 m	27
	1.5-3 m	120
	3-7.75m	49
Cobertura total de especies herbáceas y leñosas	0-50%	65
	50-100%	65
	100-200%	66
Pendiente	20-75°	60
	75-80°	31
	80-85°	33
	85-90°	72
Tipo de sillería	sin sillería	80
	parcial	49
	completa	57
	canchal	10
Tratamiento con herbicidas	tratado	108
	sin tratar	88

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

Riqueza de especies leñosas	0-3 especies	82
	4-8 especies	91
	9-16 especies	23
LECHO		
Amplitud	1-4 m	84
	4-8 m	74
	8-20 m	38
Tipo de Cultivo	cerezo	71
	almendro, olivo y algarrobo	66
	mixto(clases 1 y 2)	57
		2
	naranja	

Registramos la posición geográfica en coordenadas UTM y la altura sobre el nivel del mar de cada punto con ayuda de GPS, con un error en la posición en 3D de menos de 3 metros, e importamos esta información al SIG Idrisi para solaparla con la base de datos cartográfica del valle. **(nota 3)**

Utilizamos la información sobre la posición geográfica de los puntos de muestreo obtenida mediante el GPS y los datos sobre la riqueza de las especies tomados en cada punto para crear mapas de distribución potencial de la vegetación mediante una técnica de interpolación denominada Kriging.

Las técnicas de interpolación, que constituyen una herramienta básica en geografía, geología y en el estudio de variables climáticas, se están empezando a aplicar en ecología del

paisaje puesto que, permiten representar directamente variables ambientales a gran escala partiendo de valores tomados puntualmente.

Kriging es un método geoestadístico basado en un proceso de interpolación de datos que a partir de una muestra de puntos localizada al azar en un área geográfica genera mapas de contornos que describen el comportamiento de la variable considerada en el espacio.

En el análisis geográfico de poblaciones el valor de los mapas interpolados reside en su capacidad de proporcionar una base común para abordar comparaciones entre cambios espaciales de abundancia de especies en vez de afirmaciones específicas sobre lo que se espera encontrar en un punto localizado en un espacio geográfico (MAUER, 1993).

Basándonos en esta idea, aprovechamos las posibilidades que ofrecen las técnicas de interpolación de datos para abordar el estudio de la vegetación a escala paisajística.

Aplicamos esta técnica con los datos de abundancia de las 12 especies leñosas más abundantes sobre los taludes, mediante el programa SURFER, para obtener mapas que reflejan el patrón de abundancia de cada especie a escala de paisaje.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

La combinación de la tecnología que nos ofrece el GPS junto con la técnica Kriging pretende mostrar la aplicación de una metodología nueva y original que puede ser de gran valor en estudios sobre la distribución de la vegetación.

Resultados

1- Los Taludes como puente de continuidad entre los dominios naturales del valle.

La aplicación de un análisis cluster con los datos de presencia/ausencia de las especies leñosas en los 196 puntos de muestreo nos muestra la existencia de 5 tipos de taludes según su composición florística y riqueza de especies.

Las diferencias en cuanto al tipo de comunidades que colonizan los distintos tipos de taludes se aprecia al comparar su riqueza media y los tipos biológicos que predominan en cada uno. Los tres primeros grupos representan una riqueza media superior a seis especies por muestreo y una presencia más o menos equilibrada de los tres tipos biológicos mientras que, los dos últimos presentan valores de riqueza más bajos y las especies trepadoras predominan claramente en ellos.

La relación entre los grupos formados por los puntos de muestreo y a las variables relacionadas con con las características estructurales del talud fué analizada aplicando un

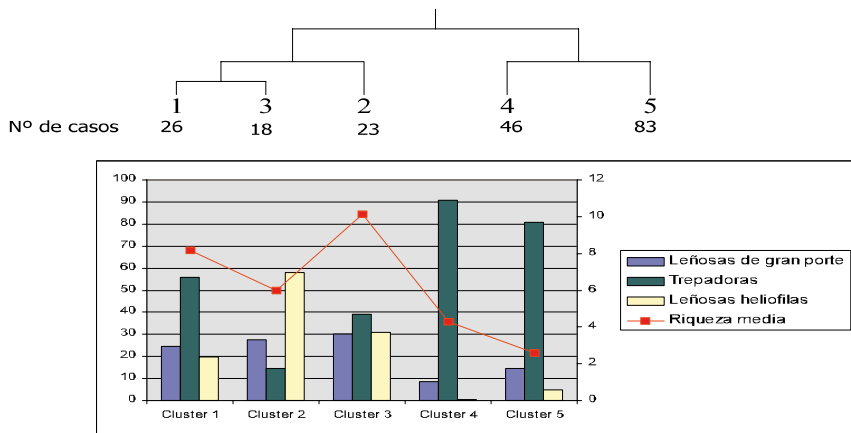


Figura 3. Representación del porcentaje de especies de cada uno de los tipos biológicos de leñosas y la riqueza media en cada grupo de puntos de muestreo creado mediante el análisis cluster.

Contraste de Homogeneidad mediante el estadístico χ^2 de Pearson. Este análisis demostró que algunos clusters resultaban homogéneos entre sí y por tanto se podían agrupar al considerar que pertenecían a la misma población respecto a algunas de dichas variables.

Una vez analizados los resultados del análisis cluster y del contraste de homogeneidad podemos definir cada una de los “taludes tipo” basándonos en su homogeneidad respecto a las variables más importantes.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

CLUSTER 1 Activo sin tratamiento

CLUSTER 2 Abandono de solana

CLUSTER 3 Abandono de umbría

CLUSTER 4 Activo con sillería completa

CLUSTER 5 Activo tratado sin sillería completa

VARIABLES	CLUSTERS	P valor	Pearson	g.l.	Nivel de sign.
Orientación	Cluster 2/1			1	**
	Cluster 2/3			1	**
	Cluster 2/4			1	**
	Cluster 2/5			1	**
Tipo de sillería	Cluster (2/4/5)/1			2	**
	Cluster (2/4/5)/3			2	**
activo/abandono	Cluster (2/3)/1			1	*
	Cluster (2/3)/4			1	**
	Cluster (2/3)/5			1	**
Tratamiento	Cluster (1/2/3)/(4/5)			1	**

Tabla 2. Resultados del Contraste de Homogeneidad entre los grupos de muestras obtenidos del Análisis Cluster. El nivel de significación en el rechazo de la hipótesis nula de homogeneidad entre las poblaciones se representa como (*) para $\alpha=0.05$ y (**) para $\alpha=0.01$.

Al estudiar la nube de puntos generada mediante un Análisis de Correspondencias se ven claramente reflejados estos grupos y los factores que condicionan la discontinuidad en

la serie espacial de la colonización vegetal de los taludes a escala paisajística.

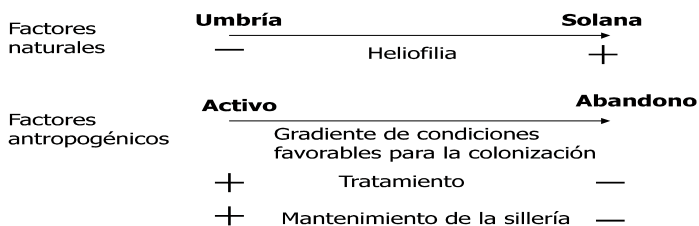
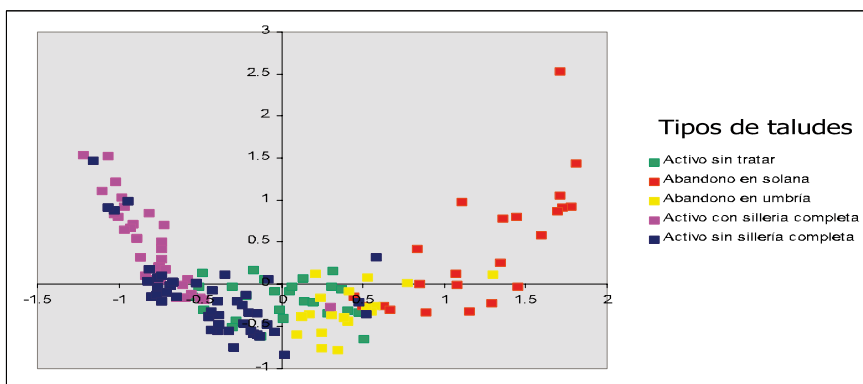


Figura 4. Representación de los grupos obtenidos del análisis cluster sobre el mapa de distribución de los puntos de muestreo respecto a los dos primeros ejes obtenidos del Análisis Factorial de Correspondencias.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

Variables	CC Pearson	Nº de Casos	Sign 1-cola
UTMY	0.384	187	**
LEÑOSAS HELIOFILAS	0.868	187	**

Tabla 3. Resultados de Análisis de Correlación de Pearson de las variables UTM Y y la riqueza del tipo biológico leñosas heliófilas con el eje 1 del Análisis de Correspondencias. El nivel de significación se representa como (**) para $\alpha=0.01$.

Variables	CCBiserial puntual	Nº de casos	Nivel significación
TRATAMIENTO	0.5375	187	**
ORIENTACIÓN	0.4485	187	**

Tabla 4. Resultados del Análisis de Correlación Biserial Puntual entre las coordenadas del eje 1 del Análisis de Correspondencias y las variables Tratamiento(0/1) y Orientación(Solana/Umbría). El nivel de significación se representa como (**) para $\alpha=0.01$.

Variables	CC Pearson	Nº de Casos	Sign 1-cola
TIPO DE SILLERIA	0.388	187	**

Tabla 5. Resultados del Análisis de Correlación de Pearson de la variable tipo de sillería con el eje 2 del Análisis de Correspondencias. El nivel de significación se representa como (**) para $\alpha=0.01$.

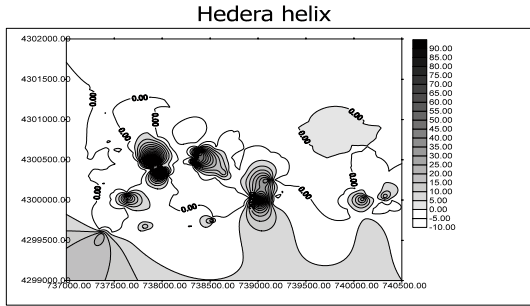
2- Cartografía potencial de la distribución y abundancia de las especies-clave más representativas

Aplicamos el método de interpolación Kriging a la nube de puntos de muestreo, distribuidos por toda la zona de estudio, con sus valores asociados de abundancia de cada especie considerada. Teniendo en cuenta que los muestreos fueron realizados sobre taludes de bancales en distinto grado de conservación, los mapas resultantes constituyen una generalización de la distribución real de las especies, sólo asociada a las estructuras abancaladas objeto de nuestro estudio.

Los mapas resultantes de este análisis reflejan la influencia de las grandes variables que condicionan la distribución de las especies en el valle que son la Orientación (Solana/Umbra), el Tipo de Vegetación (activo/abandono) y el Tratamiento (tratado/no tratado) como demostraron los resultados de la aplicación del Análisis de Correspondencias.

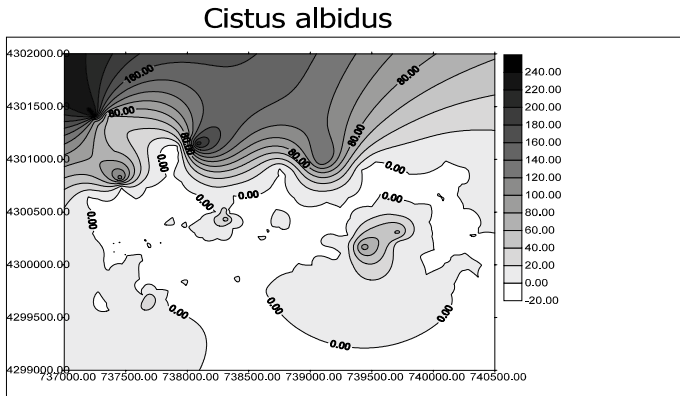
Las especies que forman los grupos obtenidos mediante el Análisis Cluster muestran claras semejanzas en cuanto a su distribución espacial. Por este motivo retomamos dichos grupos y presentamos un ejemplo de cada uno para relacionar el dominio espacial de las especies con el tipo de taludes que suele colonizar.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante



Tipo de bancal - **Activo con sillería completa**

Dominio espacial: Franja central del área de estudio incluyendo las cotas más altas de la ladera de umbría.



Tipo de bancal - **Abandono de solana**

Dominio espacial: La l de a de solana y algunas parcelas abandonadas de la umbría que sufrieron incendios fortuitos hace años

Fig. 5. Dos ejemplos de mapas de distribución espacial (*Hedera helix*, *Cistus albidus*) obtenida mediante kriging.

3- La relación entre la riqueza de especies leñosas que pueblan los taludes y ciertos elementos de la estructura del paisaje como son la heterogeneidad paisajística y la distancia a manchas de vegetación natural (Aplicación de SIG)

El GIS es una herramienta de trabajo que ofrece múltiples posibilidades de manipulación y cálculo con los mapas que le dan al investigador una gran autonomía y libertad a la hora de diseñar el proceso experimental más adecuado para alcanzar sus objetivos. Este estudio incluye dos de estos diseños en los que intervienen distintos módulos del programa Idrisi empleando como base el mapa de riqueza total de especies leñosas generado mediante Kriging.

- La relación de la riqueza de especies leñosas con la cercanía a manchas de vegetación natural

Creamos 6 bandas de 25 metros de ancho alrededor de las manchas de vegetación natural y calculamos los valores medios de riqueza de especies leñosas dentro de cada banda para relacionar la riqueza de especies sobre los taludes y la distancia a la vegetación natural. Esta relación resulta ser de signo negativo demostrando la función de las manchas de vegetación natural como focos de dispersión de estas especies.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

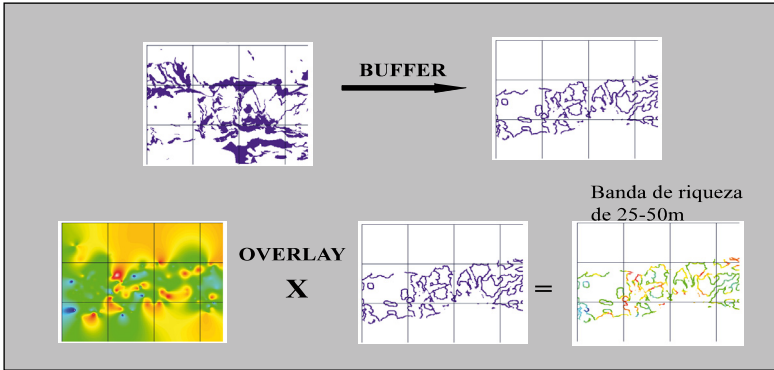


Fig. 6. Esquema de la metodología aplicada mediante distintos módulos de Idrisi® para el cálculo de los valores de riqueza en bandas a distintas distancias de la vegetación natural.

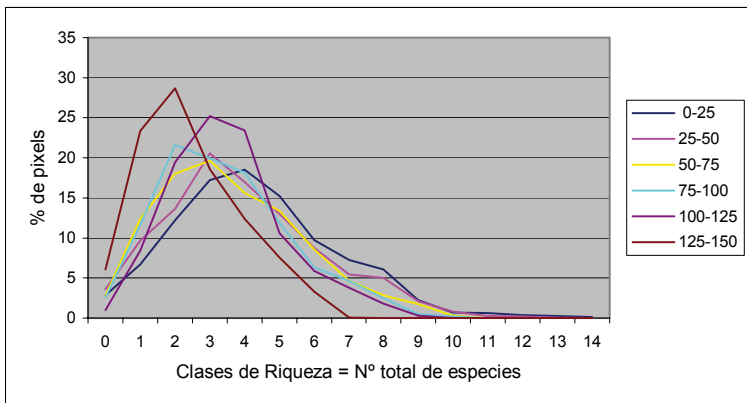


Fig. 7. Porcentaje de píxeles dentro de cada clase de riqueza en los 6 mapas que representan bandas de 26m entorno a las manchas de vegetación natural.

- La relación de la riqueza de las especies leñosas con la diversidad del paisaje

Distribuimos 28 puntos en la zona de estudio y creamos corredores a su alrededor de 50, 100, 150 y 200 m. Relacionamos la diversidad de paisajística con la riqueza de especies leñosas y encontramos que la escala más apropiada para establecer relaciones entre las dos variables es la que considera la unidad de muestreo con una superficie de circunferencia de 200m de radio. Una vez seleccionada la muestra aplicamos un análisis de correlación con el que se demuestra la relación positiva que existe entre la diversidad del paisaje y la riqueza de especies leñosas sobre los taludes.

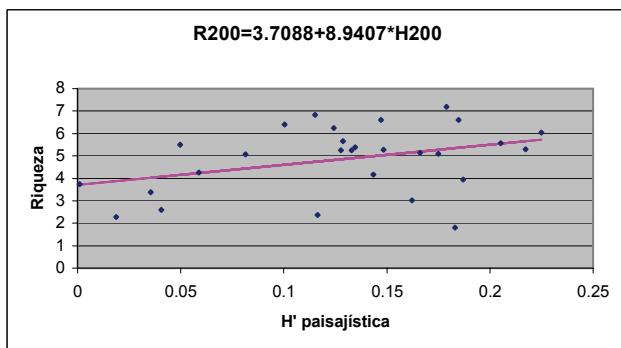


Fig. 8. Representación de la media de H' paisajística frente a la Riqueza de especies en las 28 superficies de muestreo de r=200m y de la recta de regresión que las relaciona.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

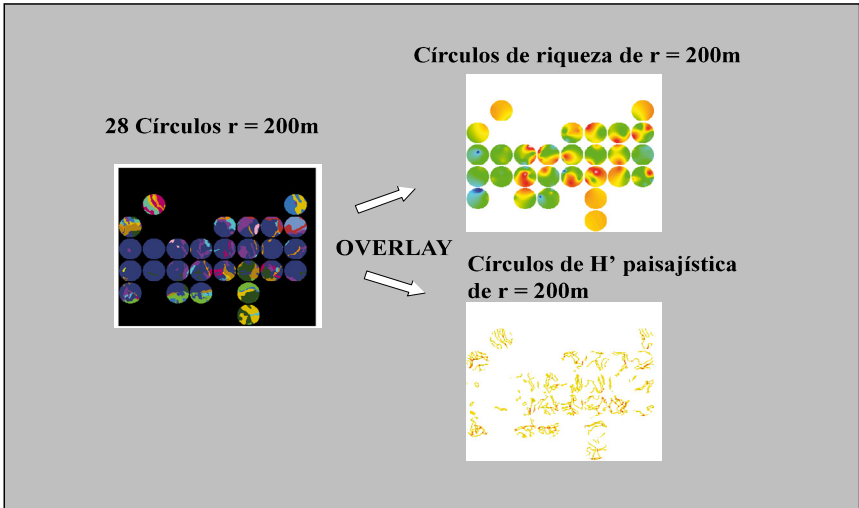


Fig. 9. Fig. 6. Esquema de la metodología aplicada mediante distintos módulos de Idrisi® para el cálculo de los valores medios de riqueza específica y diversidad paisajística en 28 puntos de muestreo de la zona.

Conclusiones

1- El hecho de que la comunidad de leñosas mantenga una continuidad a través de las paredes de los bancales, le aporta una resiliencia tal al sistema que le permite la regeneración y renovación frente a perturbaciones en un amplio rango de escalas.

2- Se demuestra que las manchas de vegetación natural cumplen un papel fundamental como focos de dispersión de las especies leñosas y que existe una relación positiva entre la diversidad del paisaje y la riqueza de especies leñosas sobre los taludes.

Bibliografía

- BUREL, F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences*. **15**(2):169-190.
- BOUREL, F., AND BAUDRY, J., 1990. Structural dynamics of hedgerows network landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecol.* ,**4**: 197-210.
- BOUREL, F., AND BAUDRY, J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case of study in the Pais d'Auge, France. *Agric Ecosyst Environ* **55**(3) 193-200.
- BOURENNANE, H., KING, D., CHERY P. & BRUAND A., 1996. Improving the kriging of a soil variable using slope gradients as external drift. *Eur J Soil Sci* **47**/4(473-483).
- BOUTIN, C. AND JOBIN, B. 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological Applications* **8**(2), pp 544-557.
- DAWSON, 1994. Are habitats corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence.

Estructuras de abancalamiento como reserva y conexión de la vegetación natural. Modelo espacial aplicado a un valle bien gestionado del norte de Alicante

- EASTMAN, J.R. 1997. *Idrisi: a grid based geografic analisis system*. Version 2.04 for Windows R. Clark University Worcester, Massachusetts USA.
- FARINA, A. (2000). *Landscape Ecology in Action*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht-Boston-London.
- JONES, J.R. 1995. *TOSCA. Reference Guide* (Version 2.12). Clark University. Graduate School of Geografy. Worcester, Massachusetts USA.
- MARSHALL, E.J.P., AND ARNOLD, G.M. 1995. Factor affecting field weed and field margin flora on a farm in Essex, UK. *Lands and Urb Plann* **31**(1-3) 205-216.
- MAUER, A.M. Ed. *Methods in Ecology: Geografical Population Analysis. Tools for the Analysis of Biodiversity*. Analysis of geografical variation in abundance. Chap 4:53-80.
- TAYLOR P.D. *et al*, 1993 *Connectivity is a vital element of landscape structure*.

- 1.** Trabajo realizado bajo el proyecto CICYT AMB96-1057
- 2.** Existen estudios donde se demuestra que los márgenes tiene un papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad en paisajes agrícolas asumiendo funciones, entre otras de reservorios de organismos beneficiosos para la agricultura (Selman 1993, Olson 1992) y donde se aboga por su protección recomendando la reducción de su tratamiento con pesticidas (Mineau and McLaughlin 1996).
- 3.** Se utilizó el Geoexplorer II Trimble™ Navigator como receptor de campo y un receptor base situado en la Universidad de Alicante (GPS Pathfinder Community Base Station™ System). Con este sistema de GPS Diferencial se corrigieron los datos tomados en el campo para minimizar su error.

Índice

Portada

Créditos

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana 8

BONET, A. GRAS, M.J., Y RAVENTÓS, J.

Resumen 8

Summary 9

Introducción 10

Especie 13

Área de estudio 14

Métodos 15

Resultados 20

Discusión 25

Agradecimientos 29

Bibliografía 29

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

BONET, A. GRAS, M.J., Y RAVENTÓS, J.

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. Ap. 99. 03080 Alicante.

Resumen

Se analiza el patrón de distribución de las poblaciones del arbusto endémico *Vella lucentina*, MB Crespo (Brassicaceae) en áreas semiáridas de Alicante para seleccionar áreas de conservación en la Red de Microrreservas de la Comunidad Valenciana. El estudio se centra a dos escalas, regional y local. El análisis de la distribución de la densidad de individuos a escala regional indica una estructura metapoblacional. En una de las metapoblaciones, el análisis a mesoescala muestra las discontinuidades espaciales entre densidades de plantas de poblaciones locales en relación con los usos del suelo y la cubierta vegetal.

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

La selección de áreas núcleo para la conservación de microrreservas se puede basar en los patrones de equitabilidad de la estructura de la población y localización de puntos de elevadas densidades de individuos mediante mapas de abundancia basados en conteos intensivos. Los resultados pueden ofrecer un marco conceptual para el manejo de poblaciones y la conservación de la especie.

Palabras clave: patrón espacial, escalas, endemismos, fragmentación de hábitats, conservación

Summary

We analyse distribution patterns of rare, endemic dwarf shrub *Vella lucentina*, MB Crespo (Brassicaceae) populations in semi-arid south-eastern Spain in order to select areas for conservation in the Plant Micro-reserve Network of the Valencian Community (Spain). The study is centred at regional and local scales. Regional analysis focused in the territory of the Alicante Province (Valencian Community) describing the metapopulation pattern, whereas local analyses indicate discontinuities between plant densities related to land uses and land cover between local populations. Selection of core areas for micro-reserve conservation could be based in population structure equitability and high-density patterns by means of abundance maps based in intensive counts. The results can offer a conceptual framework for the population management and the conservation of the species.

Keywords: Spatial pattern, scale dependency, endemic species, habitat fragmentation, conservation.

Introducción

La Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana (RMF) está compuesta por un conjunto de áreas específicamente designadas para proteger especies de plantas raras, endémicas o amenazadas, que ocupan pequeños enclaves (menores de 20 ha), y que han sido delimitados y establecidos legalmente en la Comunidad Valenciana (Laguna, 1998a, 2001). Muchos países europeos han designado también pequeñas áreas de conservación o espacios naturales protegidos reducidos, como los SSSI (Site of Special Scientific Interest) en el Reino Unido, y muchos otros bajo la denominación de reservas naturales o monumentos naturales, como en el caso de la República Checa. Recientemente se ha desarrollado la idea de crear una futura red paneuropea de pequeñas reservas para la conservación de plantas, considerando los procedimientos de la RMF, desarrollados en la Comunidad Valenciana (Laguna, 1998b).

La selección de localidades para la designación de áreas en la RMF se ha establecido generalmente a partir de procedimientos de valoración por consulta de expertos, considerando la presencia de especies raras y amenazadas o considerando los “locus classicus”, pero admitiendo también otros criterios más relacionados con la política de manejo, como la

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

titularidad del territorio (Laguna, 1998b). Por otra parte, métodos de selección de reservas en otros casos suelen considerar procedimientos más cuantitativos, como la aplicación del principio de complementariedad (Margules and Pressey, 2000). Estos procedimientos pueden mejorar la eficiencia consiguiendo el máximo número de localidades a conservar, en un conjunto de reservas, con el mínimo coste necesario para la configuración de una red (Pressey and Nichols, 1989; Pressey et al., 1993). También ha sido considerada la disponibilidad de hábitat como descriptor para la selección de áreas, a partir de métodos de modelización ambiental que incluyen variables topográficas a partir de SIG (Johnston, 1998; Draper et al. 2003). Sin embargo, todos estos procedimientos se han centrado únicamente en la composición específica, la presencia de especies relevantes, y en la riqueza específica, pero generalmente ignoran la distribución de la abundancia local con el fin de asegurar la viabilidad poblacional en los lugares escogidos (Williams et al. 1996).

El estudio de los patrones de distribución espacial de las especies de plantas raras, endémicas o amenazadas, es un primer paso para asegurar la interpretación de algunos de los aspectos más importantes de la biología de estas especies, considerando el análisis de la viabilidad de las poblaciones

en áreas fragmentadas (Fahrig y Merriam, 1994). Además de favorecer la localización de la especie, determinar el área de distribución geográfica de sus poblaciones y analizar las discontinuidades espaciales dentro de un mismo hábitat, permiten distinguir la proporción de hábitats disponibles ocupados (Kunin, 1997) y estimar el grado de vulnerabilidad frente a la estocasticidad demográfica y ambiental (Lande, 1988). El conocimiento de estos elementos es esencial tanto para el desarrollo de estrategias de conservación de especies vegetales amenazadas, como para establecer criterios de manejo de las especies vegetales en hábitats heterogéneos (Gilpin, 1987; Menges, 1990; Fahrig y Merriam, 1994). En este trabajo se propone el estudio de los patrones espaciales de distribución de la especie endémica *Vella lucentina* Crespo, considerando la estructura de las poblaciones como descriptor para la localización de áreas de interés en la Red de Microrreservas de la Comunidad Valenciana. Este método se propone como complementario a los métodos usuales de aplicación de SIG en la selección de áreas de conservación (Draper et al., 2003) y a los análisis espaciales de diversidad genética aplicados a la conservación (Escudero et al. 2003).

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

Especie

Vella lucentina M.B. Crespo (Brassicaceae) es un arbusto leñoso de hasta 50 cm de altura endémica de zonas áridas. Los tallos son glabrescentes y muy ramificados. Poseen hojas enteras lineares, estrechas e hirsutas. Las flores se disponen en racimos de 4 a 10. El fruto es una silícula dehiscente con dos valvas. Las semillas son cilíndricas de dimensiones 2x1 mm (Crespo, 1992). Se considera un endemismo estricto de la Provincia de Alicante catalogada como especie vulnerable (VU) según los criterios de la U.I.C.N. (1994). En general este criterio se ha aplicado a especies con un área de distribución menor a 100 km² o de las que se conozcan menos de cinco localidades (Laguna y Crespo, 1996). Observaciones realizadas por algunos autores señalan que la vulnerabilidad de la especie se acentúa debido a que se desarrolla en suelos sometidos a factores de riesgo, como las urbanizaciones y las actividades agropecuarias (Crespo, 1992).

Los primeros datos de la presencia de la especie *Vella lucentina* se proporcionaron en el año 1992, localizando el holotipo en la población del Bec de l'Àguila (30SYH1560) a 350 m de altitud, en el término municipal de Mutxamel (Alicante). El área de distribución que se le atribuyó en un principio fue de 0.5 km², posteriormente se descubrió otra población que

incrementó la superficie de distribución a 2 km² (Lledó et al., 1995). Actualmente se conocen 3 poblaciones localizadas en los términos municipales de Mutxamel, Xixona, Monforte del Cid y Sant Vicent del Raspeig (Crespo, 1996), todas ellas en condiciones ambientales semiáridas de la provincia de Alicante (Laguna *et al.* 1998).

Actualmente, la conservación de esta especie se gestiona desde la administración ambiental de la Generalitat Valenciana, incluyéndola en listados de flora rara, endémica o amenazada. En 1994 se creó una microrreserva (Decreto 218/1994 del Consell de la Generalitat Valenciana) para la especie *Vella lucentina* en la población de Bec de l'Àguila, incluida en la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana (Laguna, 1994,1995) y financiada con los fondos LIFE de la Unión Europea. Además se han realizado bancos de germoplasma (Lledó et al., 1995), estudios sobre la biología, estructura y dinámica de la población de la especie (Gras, 2001) y protocolos de germinación *ex situ* (Laguna *et al.* 1998).

Área de estudio

El presente estudio se ha realizado, en los términos municipales de Alicante, Xixona y Mutxamel pertenecientes a la provincia de Alicante (38°N, 0°W). La altitud a la que se encuentra las poblaciones varía entre 350 m y 600 m sobre el

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

nivel del mar. El área de distribución de *Vella lucentina*, se sitúa en la parte oriental de las cordilleras Béticas, en la provincia de Alicante (Figura 1). Litológicamente, los materiales más representativos del sector prebético analizado son las calizas y margas aboudinadas, la caliza areniscosa y margas arenosas (IGME, 1978). El ombrótipo de la zona de estudio es mediterráneo semiárido (Rivas-Martínez, 1983), presentando dos periodos diferenciados, uno con fuertes lluvias torrenciales en la estación de otoño-invierno y otro muy seco en verano y con precipitaciones medias anuales que no superan los 350 mm. En ocasiones se da también un periodo húmedo en primavera (Pérez-Cueva, 1994). Durante los años de estudio, 1998 y 1999, la precipitación anual fue de 250 mm en el primer año y de 225 mm en 1999. El índice de termicidad indica que dentro de del bioclima Mediterráneo xérico oceánico, esta zona pertenece al termótipo Termomediterráneo.

Métodos

1. Distribución espacial a escala regional.

Como primera aproximación al estudio de la distribución espacial, el análisis ha empleado la base topográfica a escala 1:50000, a partir de la que se ha realizado una estimación del área de distribución ocupada por las tres poblaciones de

Vella lucentina identificadas y descritas hasta el momento. En un cuadrante de coordenadas 30SHY4805, 30SHY6205, 30SHY4819, 30SHY6219, y cubriendo el área de distribución potencial de la especie (sector semiárido de la provincia de Alicante), se superpuso una malla de cuadrículas de 100 m de lado, evaluando en ella la presencia o ausencia de la especie. Además, en aquellas cuadrículas de 100 x 100 m donde se constató la presencia, se hizo un muestreo en cuadrículas de 10x10 m (hasta un total de 319 cuadrículas). En cada una de ellas se tomaron datos de densidad de individuos de *Vella lucentina*, y los resultados obtenidos se evaluaron mediante el método de interpolación lineal Kriging (Rossi *et al.* 1992) para obtener una estimación en el ámbito provincial.

2. Distribución espacial a escala local

El análisis se realizó en la población de Bec de l'Àguila (Muxamel, Alicante, Sant Vicent), considerando los distintos usos de suelo y la densidad de individuos de distintas clases de tamaño. En primer lugar se determinaron los límites del área de distribución de la especie en esta población. Para ello, sobre la base topográfica 1:10.000, sobre el SIG IDRI-SI, se delimitó un área de 9 Km² (900 ha), sobre la que se superpuso una malla de cuadrículas de 100 m de lado (un total de 900 cuadrículas) y se evaluó en campo la presencia

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

o ausencia de la especie y se determinó el tipo de hábitat en el que se encontraba.

Así mismo, en cada cuadrícula de 100 x 100 m con presencia de la especie se realizaron en campo, 20 transectos de 160 m de longitud y 10 metros de ancho, que representan un total de 16 cuadrículas de 10 x 10 m (1.6 ha), de forma que pudieran detectarse las discontinuidades o manchas ocupadas por individuos de *V. lucentina*. En cada cuadrícula se contó el número de individuos de la especie y para estimar la estructura de las poblaciones, se clasificaron por clases de altura, como indicador de las fases de desarrollo. Así, la Clase 0 corresponde a las plántulas (0.5-1 cm), la Clase 1 a los individuos con alturas entre 5 y 10 cm, la Clase 2 entre 10 y 20 cm, y la Clase 3, entre 20 y 30 cm.

Otras variables que se tuvieron en cuenta fueron la pendiente de la parcela (%), el recubrimiento total de vegetación (%), la altitud (m) y el uso del suelo como indicador del tipo de hábitat de la especie, agrupado este en los siguientes tipos: a) ladera (principalmente afloramientos rocosos con vegetación subarborescente escasa), b) camino (márgenes o cunetas), c) repoblación de *P. halepensis*, d) cultivo arbóreo de secano abandonado en bancales, y e) espartal (comunidad dominada por la especie *Stipa tenacissima*).

Para comprobar qué factores podían afectar de forma significativa al número de individuos de *V. lucentina* por unidad de superficie, se compararon las distintas densidades obtenidas mediante el análisis múltiple de la varianza. La variable dependiente utilizada ha sido el número de individuos en cada ambiente y las covariables, la pendiente y la altitud de las parcelas. El test *a posteriori* utilizado fue el de Bonferroni, para distintos tamaños de muestra, con el que se estableció cuales eran las variables que mostraban diferencias significativas (Sokal y Rohlf, 1995). El análisis se realizó considerando el total de individuos y las distintas clases de tamaño.

Utilizando las densidades obtenidas en las cuadrículas, se analizó la distribución de individuos en el área donde está presente la especie, con el fin de definir áreas de mayor y menor densidad. La cartografía de las densidades de individuos totales y para cada una de las clases de tamaños se ha realizado calculando las isolíneas de densidad con el método de interpolación lineal kriging, mediante autocovarianzas aplicadas a la red de parcelas muestreadas (Rossi *et al.* 1992).

Con el fin de relacionar la densidad de individuos presentaban con su distribución en clases de tamaño, en cada una de las parcelas se realizó el análisis de la distribución de individuos por clases de tamaños utilizando su coeficiente de va-

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

riación (CV) y el índice de equitabilidad o uniformidad Pielou (E , Magurran, 1989) de la estructura de la población:

$$E = H' \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\text{Log}_2 C}$$

$$H' = \frac{n_i}{N} \cdot \text{Log}_2 \frac{N}{n_i}$$

Donde H' es el índice de diversidad (Shannon-Weaver) de clases de tamaño, H_{max} el índice de diversidad máximo, C es el número total de clases de tamaño, n_i el número de individuos en la clase de tamaño i , y N es el número total de individuos censados.

Las correlaciones entre el número total de individuos, número de clases de tamaño ocupados, la variabilidad y la uniformidad de abundancia total de individuos en cada clase se realizó utilizando una matriz de correlación mediante el test de rangos de Spearman. Este análisis se efectuó en las dos escalas, utilizando los resultados de las tres poblaciones (escala regional) y evaluando solo la población del Bec de l'Àguila (escala local).

Resultados

1. Distribución regional.

Se constató la presencia de la especie en un total de 1200 cuadrículas de 100 x 100 m. El área de distribución potencial a escala regional de *Vella lucentina* en la población de Bec de l'Àguila es de 9 km², en la Sierra de los Tajos de 1 km² y en La Alcoraya, de 2 km² (Figura 2). Este primer análisis descriptivo parece indicar una disgregación entre poblaciones. La distancia que separa a la población de Bec de l'Àguila y la sierra de los Tajos es de 6 km; entre la Sierra de los Tajos y La Alcoraya hay 10 km; y entre La Alcoraya y Bec de l'Àguila, 15 km. Entre dichas poblaciones no existe continuidad en la distribución de las plantas. En el análisis realizado mediante interpolación lineal de los puntos de muestreo (kriging), se observa la estructura metapoblacional y la existencia de núcleos centrales de mayor densidad de individuos (Figura 2).

2. Distribución espacial a escala local

De los tipos de hábitat presentes en el área de distribución, el ambiente que ocupa un área mayor es la ladera, con 168 ha, mientras que las repoblaciones ocupan 25 ha. El ambiente afectado por los márgenes de camino ha sido estimado en 23 ha, mientras que los espartales ocupan 11 ha y los bancales

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

con cultivos abandonados se restringen a 7 ha. El suelo urbanizado es la categoría de uso del suelo con menor superficie, con tan solo $26.3 \cdot 10^{-6}$ ha.

La discontinuidad de *V. lucentina* en la población de Bec de l'Àguila se hace patente al observar que está presente tan solo en un 28% del total del área muestreada. Esto permite reducir el área de distribución de la especie en esta población a 2.56 km² (256 ha). Se muestrearon un total de 3874 individuos, de los que un 63% se encuentran en la ladera. El 19% de los individuos viven sobre bancales abandonados, mientras que en el borde del camino se encuentran un 10%, y un 8% en la repoblación. En el espartal, la presencia de individuos es prácticamente nula. En la Tabla 1 se muestran los valores promedio de la pendiente y la cobertura de la vegetación de la especie en estas categorías.

La densidad de individuos varía significativamente entre hábitats. Los ambientes analizados presentan diferencias significativas en cuanto a la densidad de individuos de esta especie ($p < 0.01$) (Tabla 2). Por el contrario, la altitud y la pendiente no parecen condicionar la presencia de los individuos de *V. lucentina*.

Si se tiene en cuenta la densidad de individuos entre ambientes se observa que, a pesar de existir diferencias sig-

nificativas, los ambientes ladera y borde de camino tienen una densidad de magnitud similar, entre 53 y 47 ind. 0.01ha^{-1} respectivamente. La repoblación, los bancales y las zonas de espartal tienen densidades menores. En la repoblación la densidad es de 5 ind. 0.01ha^{-1} , en los bancales 14 ind 0.01ha^{-1} , mientras que en el espartal no se observó ningún individuo de la especie (Tabla 1).

De los análisis efectuados, se puede estimar unos efectivos totales en la población de Bec de l'Àguila de aproximadamente un millón de individuos (1.037.774 ind.), de los cuales el 86 % se encontraría en el hábitat de ladera y el 10% en márgenes de caminos y cunetas, mientras que los ambientes de repoblación y los bancales de cultivos abandonados presentarían una menor proporción de efectivos (el 2,4 y el 0.95 %, respectivamente).

En cuanto a la estructura de las poblaciones, aproximadamente un 80% de los individuos muestreados tiene tamaños entre 10 y 20 cm. Solo un 2% de los individuos eran plántulas y un 9% correspondería a individuos con un tamaño mayor de 30 cm altura. La densidad de individuos adultos, con alturas entre 5-30 cm altura, es de 2 ind. m^{-2} , en las plántulas es mucho menor (0.1 ind. m^{-2}), y la densidad de los individuos de mas de 30 cm altura es de 0.47 ind. m^{-2} .

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

La densidad de individuos de las distintas clases de tamaño es diferente en cada uno de los hábitats analizados ($p < 0.05$, $gl=3$, Tabla 3), con excepción de las plántulas. El número de plántulas es semejante en todos los hábitats ($P > 0.05$, Tabla 3).

El porcentaje de individuos de cada clase de tamaño respecto al total de individuos, presenta el mismo patrón en las distintas categorías. Por tanto, las clases que se encuentran menos representadas son las plántulas y los individuos adultos, mientras que las clases con más individuos son las de tamaños intermedios.

La densidad obtenida en cada una de las parcelas de 10 x 10 m (0.01 ha) se ha utilizado para establecer las isolíneas de densidad en el área de distribución de la especie (Figura 3). La especie *Vella lucentina* es abundante localmente, y se pueden observar ciertos patrones en la distribución del número de individuos. Aparecen zonas que podrían considerarse núcleos, ya que presentan el mayor número de individuos, y conforme nos alejamos de éstas, disminuye la densidad (Figura 3, Tabla 4). La máxima tasa de germinación durante el período de estudio (años 1999 y 2000), se concentró en la zona de coordenadas 30SYH5360 (Figura 4.a). Los individuos con alturas entre 5 y 20 cm son los más abundantes y

los que se encuentran más distribuidos por el territorio (Figura 4.b y 4.c). Los individuos pertenecientes a las clases de tamaño mayores, son abundantes y se encuentran restringidos en un área determinada por las coordenadas UTM 0724800 4260800.

El análisis de variación de individuos en cada clase de tamaño entre las tres poblaciones a escala regional, sugiere que en las parcelas que poseen un mayor número de clases de tamaños se muestran menos variables en el número de individuos en cada clase (r Spearman = -0.67, $p < 0.001$) y por tanto más equilibradas, evidenciado una mayor uniformidad en la proporción de los individuos de cada clase con respecto a la abundancia total (r Spearman = 0.79, $p < 0.001$). A su vez, se observa una leve tendencia a que parcelas con un mayor número de individuos posean un mayor número de clases (r Spearman = 0.48, $p < 0.001$). Si bien la relación entre el número total de individuos con el coeficiente de variabilidad y la equitabilidad es negativa y positiva respectivamente, parece no existir una correlación discernible pues el valor del índice de Spearman es menor a 0.3 (Tabla 5). La cartografía de la equitabilidad (Figura 5) indica una estructuración agregada hacia zonas centrales de distribución de la especie en la población, con una concentración máxima en

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

tres núcleos, dos de ellos coincidentes con áreas de máxima densidad de individuos.

El análisis de variación de individuos en cada clase en la población del Bec de l'Àguila a escala local, muestra la misma tendencia que el análisis anterior con la única diferencia que la intensidad de las correlaciones con el número de clases es algo mas baja, principalmente cuando se relaciona esta última con el número de individuos totales (Tabla 5).

Discusión

La heterogeneidad y la discontinuidad en la distribución de *Vella lucentina* esta condicionada principalmente por la distribución espacial de los hábitats disponibles. Su rareza viene condicionada por su ámbito geográfico restringido, aunque puede considerarse una especie localmente abundante. Por otra parte, se ha demostrado una especial especificidad por los ambientes de ladera con afloramiento rocoso, aunque puede estar presente en otros ambientes. La diferente distribución de las perturbaciones, o en este caso, de los usos del suelo sobre el territorio ha podido condicionar la propagación de la especie, siendo eventualmente, causa de extinciones locales (Caswell y Cohen, 1991; Wei y Skarpe, 1995). En muchas zonas áridas, la historia de los usos de suelo ha determinado aumento de la heterogeneidad espacial que con-

forma el actual mosaico de hábitats disponibles (Bonet et al., 2004, Bonet, 2004). En estas áreas, los factores ambientales, se solapan a su vez para configurar una estructura espacial en la que las zonas sin vegetación se alternan con zonas de vegetación densa, como resultado de la limitada disponibilidad hídrica y características edáficas (Montaña, 1992; Dale, 1999), afectando a su vez en la disponibilidad de hábitats.

En estas zonas semiáridas, en las que las especies vegetales dependen en gran medida de los factores abióticos, como los azarosos e imprevisibles eventos de precipitación (De Luis, 2000), un único evento de germinación y establecimiento de plántulas puede determinar la distribución y dinámica de la especie por muchos años. La falta de eventos de precipitación que hayan hecho posible la dispersión a distancias largas, y la eliminación de la especie en determinadas zonas puede haber condicionado su patrón espacial y la distribución en el futuro (Gras, 2001).

Las poblaciones de *V. lucentina* aparecen fragmentadas a escala regional. Los eventos naturales históricos pueden haber ocasionado la actual área de distribución restringida, como ha sucedido con otras especies paleoendémicas (Gómez-Campo, 1999), donde la estructura espacial es el resultado de determinados eventos de aislamiento geográfico durante

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

el Mioceno y Plioceno (Padilla y Ramón, 1997). Por otra parte, no se puede descartar un origen natural de la estructura fragmentada de esta especie, ya que parece existir una afinidad sobre ciertos tipos de sustrato litológico que presentan discontinuidades. También ha estado expuesta a la influencia humana y al desarrollo de actividades que han limitado la expansión de la especie, como ha ocurrido en otras especies raras (Pavlovic y Bowles, 1996). En este caso, la fragmentación podría haber sido causada por el cambio de usos del suelo, como el crecimiento de núcleos de población, por la creación de redes viarias, la puesta en cultivo de las zonas que rodean a las tres poblaciones o las plantaciones de *P. halepensis*, principales cambios que afectan a las zonas semiáridas (Bonet et al., 2004).

A escala local, se observa una tendencia de la especie a ocupar zonas poco alteradas y en las que la vegetación es escasa y se encuentra dispersa. Al analizar toda el área de distribución, se observa que la densidad los individuos varía con el tamaño de estos, ya que el área de distribución de plántulas y adultos es muy restringida. La clase de altura más abundante es la intermedia, entre 10 y 20 cm. En 1999, la densidad de plántulas fue escasa y su distribución confinada a una única zona. Esto puede ser debido a la combinación

de factores como la falta de individuos reproductivos o semillas, o de agentes que dispersen las semillas (eventos de precipitación), junto a la inexistencia de lugares adecuados para que germinen las semillas (Eriksson y Ehrlén, 1992; Tilman, 1997), constituidos por afloramientos rocosos y con poco suelo disponible. La heterogeneidad observada en la estructura de tamaños de las subpoblaciones podría entonces asociarse a la distribución irregular en la disponibilidad de dichos micrositios.

En la población de Bec de l'Àguila, existen zonas con distinta densidad de individuos. En general, la estructura espacial de los individuos se encuentra formando núcleos de mayor densidad y elevada equitabilidad de las clases de tamaño, situados en las coordenadas UTM 30SYH4760, 30SYH5260 y 30SYH3761. Este patrón puede ser debido a distintos factores, y a la combinación de los aspectos morfológicos (crecimiento y tamaño de la especie) y ambientales (Little y Dale, 1999). El resultado de ello es un conjunto metapoblacional. Las subpoblaciones con una elevada densidad de plantas tienden a presentar un mayor número de clases de tamaños, las mismas que presentan estructuras demográficas más equilibradas y actúan como fuentes de diásporas (semillas), mientras que aquellas con menores densidades actuarían

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

como sumideros (Hanski y Gilpin, 1991). Para favorecer la conservación de las poblaciones de la especie *V. lucentina* cabría, por tanto, focalizar los esfuerzos hacia la preservación de las áreas fuente de las subpoblaciones localizadas en la cartografía, pues permitirían mantener una producción de semillas que facilitaría el mantenimiento de la viabilidad de la población, con el posterior reclutamiento de individuos juveniles.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la ayuda de David Ramírez Collantes y a la financiación del proyecto GV97-RN-14-6.

Bibliografía

- BONET, A. 2004. Secondary succession on semi-arid Mediterranean old-fields in South-eastern Spain: Insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*,56: 213-233.
- BONET, A., J. BELLOT & J. PEÑA. 2004. "Landscape dynamics in a semiarid mediterranean catchment (SE Spain)". In: Mazzoleni, S., G. Di Pasquale, P.de Martino and F. Rego (Eds). "*Recent dynamics of Mediterranean vegetation landscape*". Pp 47-56. .Wiley, U.K.
- CASWELL, H. Y COHEN, J.E. 1991. Communities in patchy environments: a model of disturbance, competition, and heterogeneity. Ko-

lasa, J. y Pickett, S.T.A. (eds) *Ecological heterogeneity*. New York, Springer-Verlag.

CRESPO, M.B. 1992. A new species of *Vella* L. Brassicaceae from the south-eastern part of Iberian Peninsula. *Biological Journal of the Linnean Society*, 109: 369-376.

CRESPO, M.B., LLEDÓ, M.D., FAY, M.F., y CHASE, M.W. 2000. Subtribe *Vellinae* Brassicaceae, *Brassicaceae: a combined analysis of ITS nrDNA sequences and morphological data*. *Annals of Botany*, 86: 53-62.

DALE, M.R.T. 1999. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Birks, H.J. B. y Wiens, J.A.(eds). Cambridge University Press.

DE LUIS, M. 2000. *Estudio Espacial y Temporal de las Tendencias de Lluvia en la Comunidad Valenciana 1961-1990*. Ediciones e Instituto de Cultura Juan Gil-Albert, Logroño, Geoforma.

DRAPER, D., ROSSELLÓ-GRAELL, A., GARCIA, C., TAULEIGNE GOMES, C. y SÉRGIO, C. 2003. Application of GIS in plant conservation Programmes in Portugal. *Biological Conservation* 113: 337-349.

ESCUADERO, A., IRIONDO, J.M: y TORRES, M.E. 2003. Spatial analysis of genetic diversity as a tool for plant conservation. *Biological Conservation* 113: 351-365.

ERIKSSON, O. Y EHRLÉN, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia Berlin*, 91: 360-364.

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

- FAHRIG, L. Y MERRIAM, G. 1994. Conservation of fragmented population. *Conservation biology*, 8: 50-59.
- GILPIN, M. E. 1987. Spatial structure and population viability. Soulé, M.E. (ed). *Viable populations for conservation*. Sinauer, Sunderland, Massachussets, USA.
- GÓMEZ-CAMPO, C. 1999. Seedless and seeded beak in the tribe *Brassicaceae*. *Eucarpia Cruciferae Newsl*, 21: 11-12.
- GRAS, M.J. 2001. *Ecología de la conservación de un endemismo exclusivo de la provincia de Alicante: Vella lucentina M.B. Crespo. Estudio en ambientes contrastados*. Tesis de licenciatura. Universidad de Alicante.
- HANSKI, I. Y GILPIN, M. 1991. Metapopulation dynamics: a brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42, p.3-16.
- IGME, 1978. Instituto geológico minero de España (871). E. 1: 50000. Servicio de publicaciones del ministerio de industria. Madrid, p. 64.
- JOHNSTON, C.A. 1998. *Geographic Information Systems in Ecology*. Blackwell Science. Oxford.
- KUNIN, W. E. 1997. Introduction: on the causes and consequences of rare-common differences. Kunin, W. E. y Gaston, K. J. (eds) *The biology of rarity. Causes and consequences of rare-common differences*. London, UK, Chapman y Hall, p. 3-11.

- LAGUNA, E. 1994. Introducción. En: Aguilera, A., (eds) *Flora vascular rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Consellería de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana, Valencia.
- LAGUNA, E. 1995. Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. *Quercus*, p. 22-26.
- LAGUNA, E., coord.. 1998a. *Flora endémica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana, Spain. 445 pp.
- LAGUNA, E. 1998b. *The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*. Council of Europe. Report. 104 pp.
- LAGUNA, E. 2001. Conservación de endemismos vegetales en la Comunidad Valenciana: la red de microrreservas. En: Gómez Campo, C. (Ed.), *Conservación de Especies Vegetales Amenazadas en la Región Mediterránea Occidental. Una Perspectiva desde el Fin de Siglo*. Fundación Ramón Areces, Madrid, pp. 149-174.
- LAGUNA, E. y CRESPO, M.B. 1996. *Asignación de las nuevas categorías UICN a la flora endémica de la Comunidad Valenciana. Tomo extraordinario*. 125 Aniversario de la RSEHN, p. 385-387.
- LAGUNA, E., CRESPO, M.B., MATEO-SANZ, G., LOPEZ, S., FABREGAT, C., HERRERO-BORGOÑÓN, J.J., CARRETERO, J.L., AGUILLELLA, A., y FIGUEROLA, R. 1998. *Flora endémica rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana. Consellería de Medio Ambiente.

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

- LANDE, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:145-146.
- LITTLE, L.R. y DALE, M.R.T. 1999. A method for analysing spatio-temporal pattern in plant establishment, tested on a *Populus balsamifera* clone. *Journal of Ecology*, 87. 620-627.
- LLEDÓ, M.D., CRESPO, M.B., DEL AMO, J.B. 1995. In vitro multiplication of *Vella lucentina* M.B. Crespo (Brassicaceae), a Spanish threatened endemic. *In Vitro Cell.Develop.Biol.Pla.*31, p. 199-201.
- MAGURRAN, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral, Barcelona.
- MARGULES, C.R. y PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- MENGES, E. S. 1990. The application of minimum viable population theory to plants. *Genetics and Conservation of Rare Plants*, p. 46-61.
- MONTAÑA, C. 1992. The colonization of bare areas in two phase mosaics of an arid ecosystem. *Journal of Ecology*, 80, p.315-327.
- PADILLA, A. y RAMÓN, A. 1997. Planeamiento ambiental a escala de detalle: microrreservas de flora en la Comunidad Valenciana. *Geográficas*, 14, p. 117-128.
- PAVLOVIC, N.B. y BOWLES, M.L. 1996. Rare plant monitoring at Indian Dunes National Lakeshore. En: Halvorson, W.L. y Davis, G. E. (eds). *Science and Ecosystems Management in the National Parks*. The University of Arizona Press, Tucson, p. 253-280.

- PÉREZ-CUEVA, A. 1994. Atlas climàtic de la Comunitat Valenciana Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. Generalitat Valenciana, Col.lecció Territori, N° 4
- PRESSEY, R.L., HUMPHRIES, C.J., MARGULES, C.R., VANE-WRIGHT, D., WILLIAMS, P., 1993. Beyond opportunism—key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8, 124–128.
- PRESSEY, R.L. y NICHOLS, A.O. 1989. Efficiency in conservation evaluation-scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199-218.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1983. *Pisos bioclimáticos de España*. Lazaroa, nº 5.
- ROSSI, R., MULLA, D., JOURNEL, A., y FRANZ, E. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs*, 62, p.277-314.
- SOKAL, R.R. y ROHLF, F.J. 1995. *Biometry*. Department of ecology and evolution. State university of new York at Stony Brook. W.H. Freeman and Company. New York.
- TILMAN, D. 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, 78, p. 81-92.
- WEI, Z. y SKARPE, C. 1995. Small-scale species dynamics in semi-arid steppe vegetation in Inner Mongolia. *J Veg. Sci.* 6, p. 583-592.

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

WILLIAMS, P., GIBBONS, D., MARGULES, C., REBELO, A., HUMPHRIES, C y PRESSEY, R. 1996. A comparison of richness Hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*, 10: 155-174.

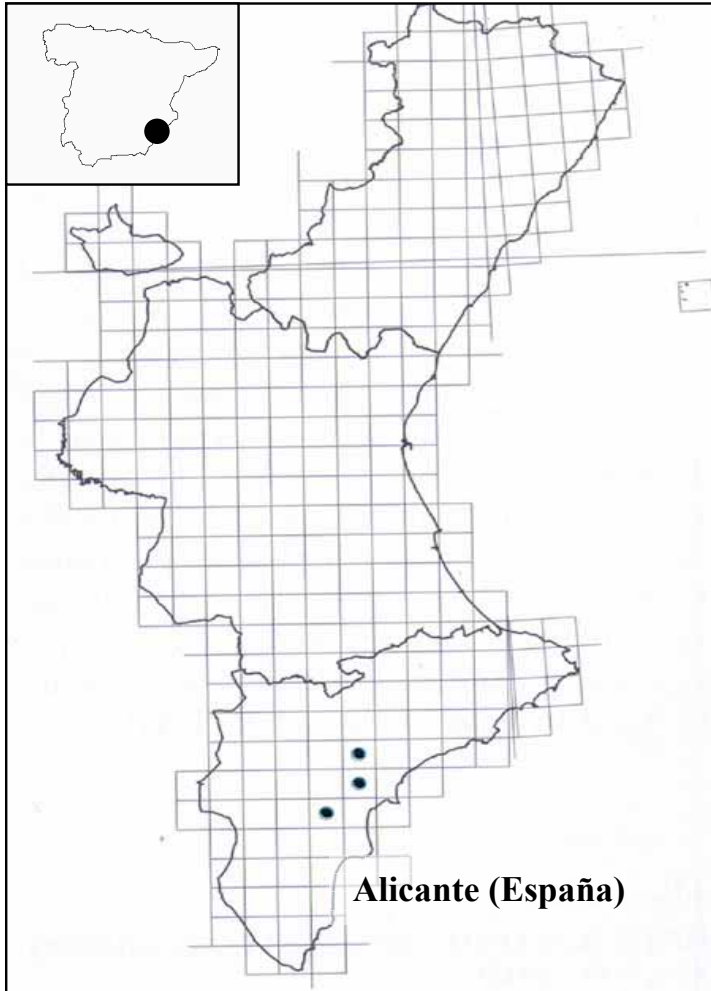


Fig. 1. Localización de las tres poblaciones de *Vella lucentina* (modificado de Laguna *et al.* 1998).

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

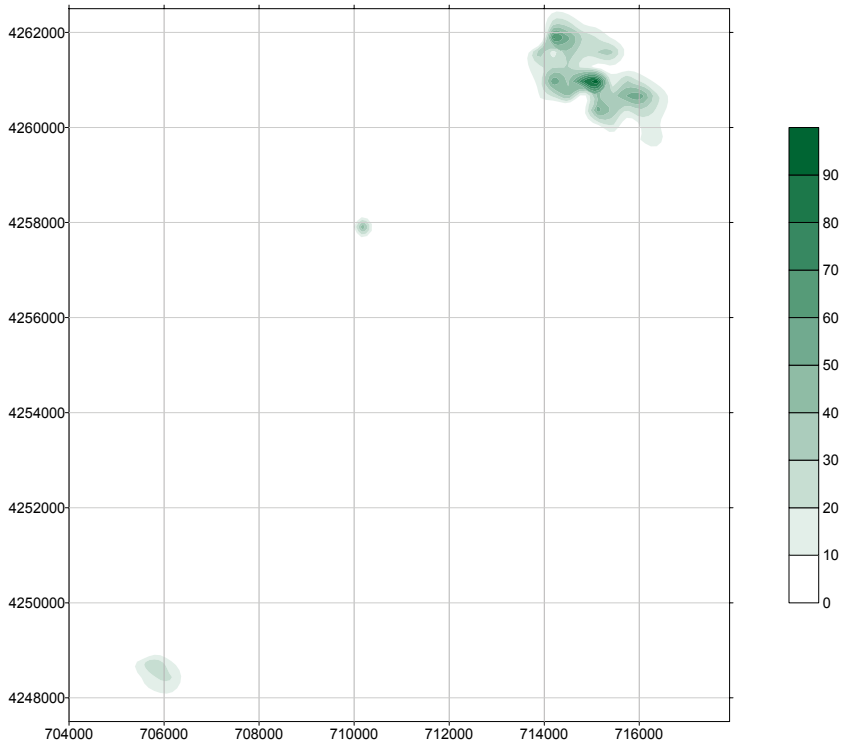


Fig. 2. Análisis a escala regional de la distribución de la densidad de individuos ($\text{ind} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$) en las tres poblaciones identificadas de *Vella lucentina* (coordenadas UTM). Resultado del método de interpolación lineal kriging.

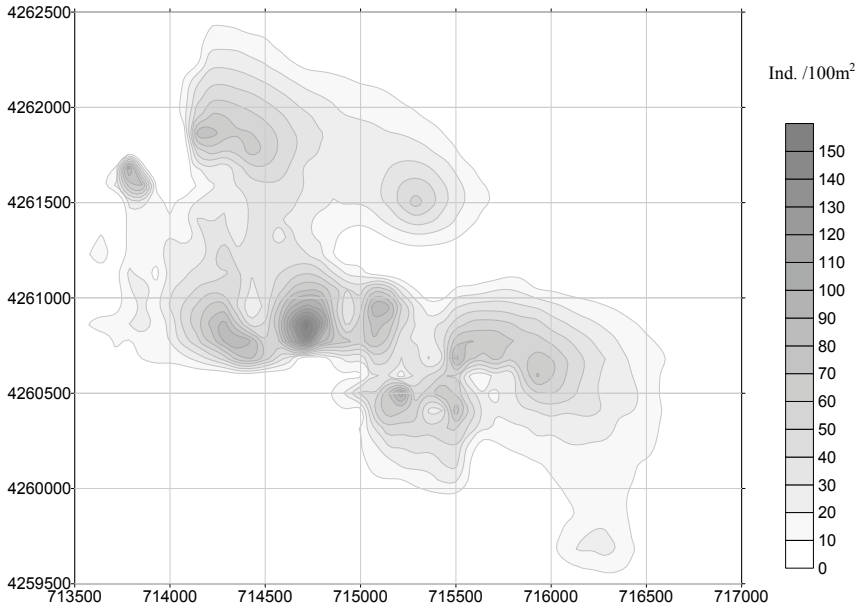


Fig. 3. Densidad de individuos ($n^{\circ}\text{ind} \cdot 100\text{m}^{-2}$) de *Vella lucentina* en la población de Bec de l'Àguila. Se presenta la distribución del total de individuos incluyendo todas las clases de tamaño analizadas. Resultado del método de interpolación lineal kriging (coordenadas UTM).

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

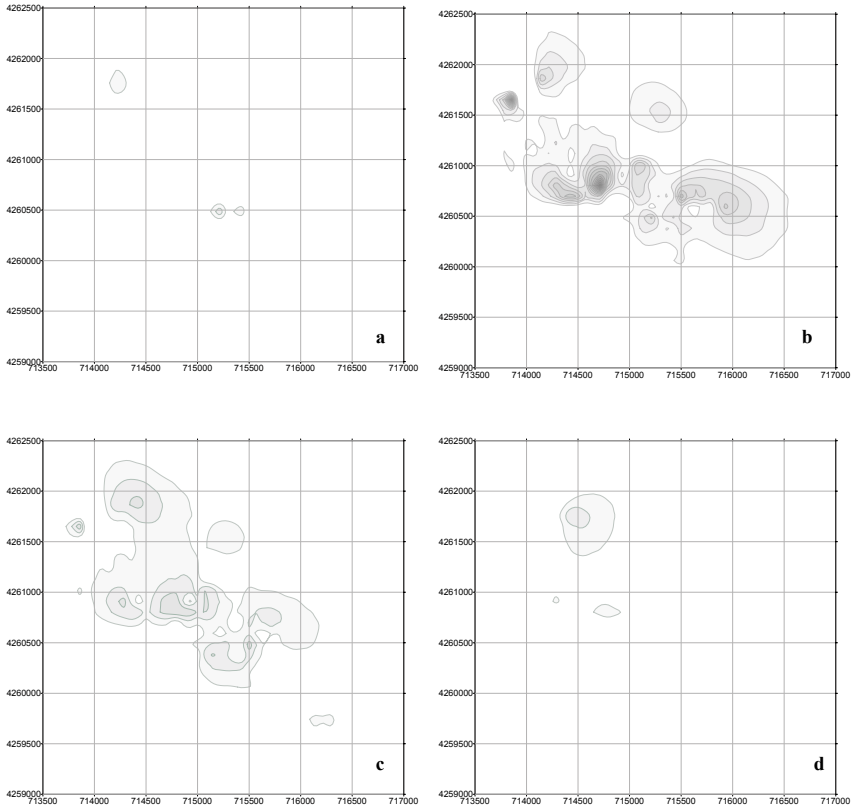


Fig. 4. Distribución de la densidad de individuos ($\text{ind.} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$) para las distintas clases de tamaño identificadas en la población de Bec de l'Àguila. a) plántulas (Clase 0), b) individuos de 2-10 cm altura (Clase 1), c) individuos de 10-20 cm altura (Clase 2), d) individuos de 20-30 cm altura (Clase 3). Coordenadas UTM.

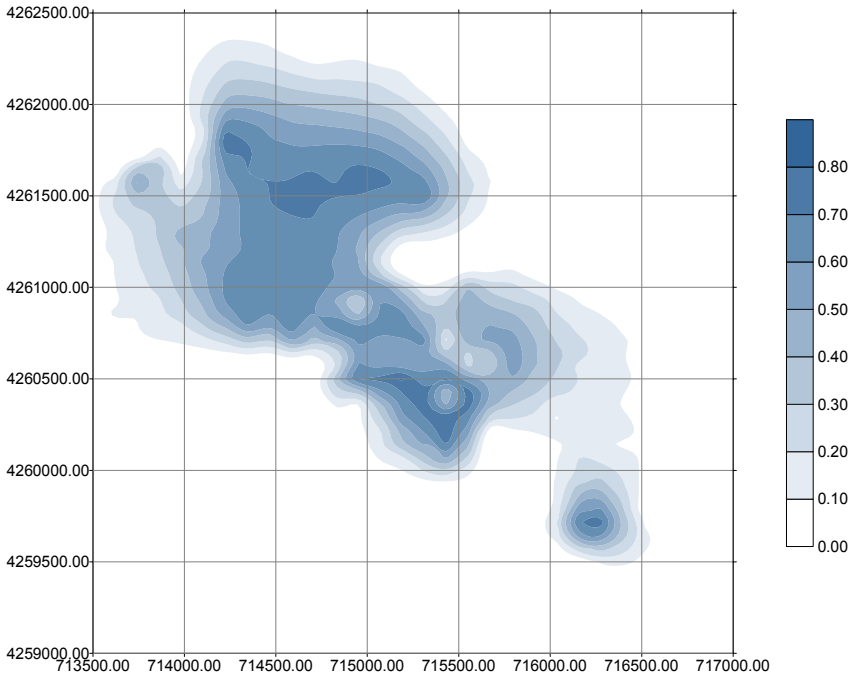


Fig. 5. Distribución de la Equitabilidad (E) de la estructura de la población del Bec de L'Àguila, a partir del análisis kriging.

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

Hábitat	N Parcelas	Pendiente media (%)	Altitud media (m)	Cobertura media (%)	Nº total ind	Nº medio ind
Bancal	38	0.3	332	46.5	589	14.09
Camino	12	23.7	325	36.3	551	47.83
Espartal	10	62.0	402	68.5	0	0.00
Ladera	50	33.1	365	31.1	2647	53.14
Re pobl.	10	5.0	220	25.0	87	10.06

Tabla 1. Número de individuos totales y valores medios del número de individuos de *Vella lucentina* en las parcelas de 10x10 m sobre los diferentes usos de suelo. Cobertura de la vegetación, altitud y pendiente media de las parcelas.

	Suma cuadrados	g.l	F	Signific.
Factor				
Hábitat	37885.2	4	5.65	0.00
Covariables				
Pendiente	470.5	1	0.35	0.55
Altitud	1671.2	1	1.25	0.26

Tabla 2. Comparación del número de individuos en los distintos usos del suelo. Análisis múltiple de la varianza, intervalo de confianza 95% (n= 120 parcelas).

Clase de altura (cm)	Hábitat	N _{ind.} , Valor medio	Error estándar	F	Significación
Plántulas	Bancal	0	0.00	1.68	0.16
	Camino	1.83	1.03		
	Espartal	0	0.00		
	Ladera	2.31	0.98		
	Repoblación	0.30	0.30		
10-15	Bancal	8.68 ^b	2.95	6.22	0.0001
	Camino	22.50 ^a	6.37		
	Espartal	0	0.00		
	Ladera	29.68 ^a	4.88		
	Repoblación	0.9	0.60		
15-20	Bancal	5.34 ^b	1.5	12.37	0.0001
	Camino	17.08 ^a	3.30		
	Espartal	0	0.00		
	Ladera	18.91 ^a	1.91		
	Repoblación	3.90 ^b	2.96		
>20	Bancal	1.47 ^b	0.58	3.07	0.019
	Camino	4.50 ^a	1.01		
	Espartal	0	0.00		
	Ladera	4.22 ^a	0.63		
	Repoblación	3.60 ^b	3.28		

Tabla 3. Comparación entre el número de individuos de las distintas clases de tamaño en las categorías de usos del suelo más representativas. Valores medios y error estándar. Las letras diferentes indican las diferencias significativas entre grupos ($p < 0.05$).

Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana

Núcleo	X _{min}	Y _{min}	X _{max}	Y _{max}
1	714700	4260500	715200	4260500
2	715200	4260900	716000	4260500
3	713500	4261500	713800	4261700

Tabla 4. Coordenadas UTM de los núcleos de mayor densidad detectados en la población de Bec de l'Àguila.

	C	N	CV	E
C	-	0.478 (0.0000)	-0.668 (0.0000)	0.794 (0.0000)
N	0.291 (0.0146)	-	-0.219 (0.0408)	0.294 (0.0000)
CV	-0.537 (0.0000)	-0.268 (0.0247)	-	-0.969 (0.0000)
E	0.709 (0.0000)	0.316 (0.0077)	-0.957 (0.0000)	-

Tabla 5. Análisis de la variabilidad de la estructura de las poblaciones. Matrices de correlación de Spearman (valor de r; probabilidad, entre paréntesis). Hemimatriz superior para las tres poblaciones (escala regional, 88 parcelas) y hemimatriz inferior para el Bec de l'Àguila (70 parcelas). C: número de clases, E: equitabilidad (índice de Pielou), N: número total de individuos y CV: coeficiente de variación del número de clases.

Índice

Portada

Créditos

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes

astáticos 8

E. SERRA, A. SERRA, A. USAI., M. A. DE MIRANDA

Abstract 8

Introducción 9

Materiales y métodos 10

Resultados. 11

Conclusiones 13

Bibliografía 17

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes astáticos

E. SERRA, A. SERRA, A. USAI., M. A. DE MIRANDA
Departamento de Biología y Ecología
Universidad de Cagliari
Viale Poetto,1 – 09126 – Cagliari – Italia

Abstract

This work is about phytoplanktonic composition of two temporary waters of Southern Sardinia. Different phytoplanktonic species were put in light between the two environments. In Stangioni de su Sali the phytoplanktonic species were 60, in Campana 30, of those only 4 of Dynophyceae and 5 of Diatomeae are common in both ponds.

Key-words: Phytoplankton, temporary waters, Sardinia

Introducción

No hay muchas noticias sobre la biocenosis de los ambientes astáticos: Las sobre los ambientes de Cerdeña atañen sobre todo el zooplancton (Cottiglia et al. 1969, Margaritora 1970 y 1976, Stella et al. 1976, Serra 1977) y por lo tanto se cree oportuno contribuir al conocimiento de las comunidades fitoplanctónicas de dos cuencas salobres redunales (“Stangioni de su Sali” y “Campana”) ubicadas en la misma zona en pequeñas llanuras de aluvión en el sur de Cerdeña (fig.1).

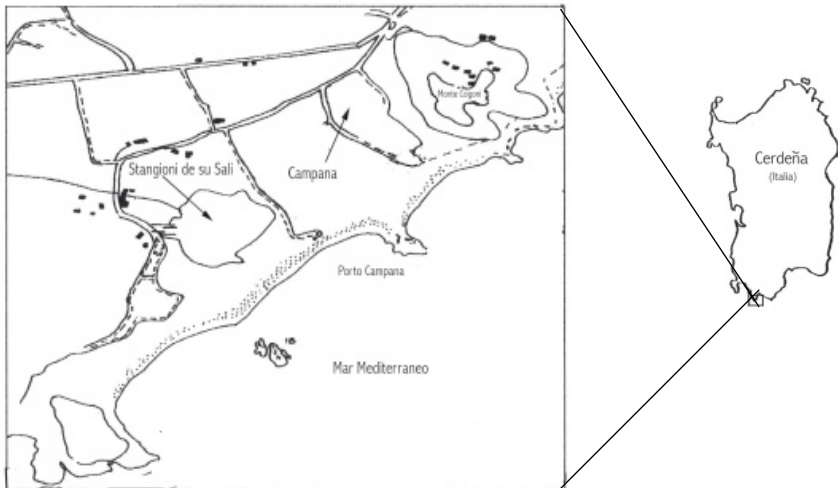


Fig. 1 – Cuencas de “Stangioni de su Sali” y de “Campana”

Los dos ambientes, aunque gravitando en la misma cuenca imbrífera (unos 7 Kms cuadros) y teniendo el mismo basamento de rocas paleozoicas tanto de tipo metamórfico como de tipo intrusivo, presentan características biológicas distintas.

Materiales y métodos

Han sido efectuado 16 prelievos mensuales desde Marzo'97 hacia Julio'98. En la cuenca Stangioni los prelievos han sido efectuado en dos zonas: la primera situada en correspondencia con un afluente de modesta caudal, la segunda en correspondencia con el cordón de arena de unos 50 metros que lo separa del mar. En el charco Campana, de inferior medida que el primero, lejo del mar por unos cientos metros y sin afluentes, se han efectuado prelievos en una única zona la centro del charco. Los principales parámetros abióticos han sido determinado "in situ" (tab.1), mientras que la densidad fitoplanctónica ha sido averiguada en laboratorio con el método de Utermohl.

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes astáticos

		Stangioni de su Sali		Campana
		Zona 1	Zona 2	Centro
T °C	Min.	10	10.6	11.9
	Max	28.5	29	25
O ₂ % Saturación	Min.	33	25	76
	Max	102	127	135
Salinidad ‰	Min.	15	16	12
	Max	130	255	44
PH	Min.	7.3	6.7	6.7
	Max	8.8	9	10.4
Profundidad cm	Min.	0	10	0
	Max	50	40	30

Tab.1 – Características abióticas

Además han sido aprestado en laboratorio unos acuarios con subestrato seco llevado del charco Campana anadiendo agua destilada hacia obtener la salinidad del 6.5% para relevar las formas que primeras se presentan pronto después las primeras lluvias.

Resultados

En conformidad a la clasificación internacional establecida en Venecia (1958), basada en la salinidad de las aguas, las dos cuencas pertenecen a dos clases distintas: Stangioni de su Sali resulta ser hiperalino en verano y polialino en invierno; Campana euralino en verano y mesoalino en invierno. La

mayor concentración de sales verificada en Stangioni de su Sali se atribuye a los procesos de salificación de las aguas del mar que afluyen a consecuencia del hundimiento del cordón de arena en invierno, mientras que el charco Campana, recogiendo solamente las aguas pluviales o de drenaje de los terrenos circunstantes, tiene una salinidad muy inferior (tab.1).

Resulta evidente que los dos ambientes, sobre todo Campana, dependen de las variaciones meteorológica como, en correspondencia de los máximos pluviométricos, presentan una elevación de sus niveles (Noviembre- Marzo), mientras que en el período de sequedad sufren una notable disminución hacia llegar al completo saneamiento por lo que concierne Campana y a la permanencia de un sutil estrato de agua en Stangioni (zona 2).

La inestabilidad de los dos ambientes se repercute en la población fitoplanctónica que resulta modesta en la mayor parte del año excepto que por unas floraciones limitadas en el tiempo.

En el charco Stangioni han sido localizadas tres floraciones distintas (valor medio entre las dos zonas) determinadas por otro tanto taxa, la primera de unos 6000 ind/ml en el mes de Agosto data únicamente por las Clorofíceas, la segunda

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes astáticos

de 45000 ind/ml entre Noviembre y Diciembre por las Diatomeas y en fin la tercera de 5000 ind/ml por las Dinoficeas. La floración de las Cloroficeas se verifica en verano con una salinidad media del 192‰ y a temperaturas elevadas, mientras que con el comienzo de la estación lluviosa y el aumento de la lluvia, 230mm en el mes de Noviembre, predominan las Diatomeas llegando a ser, entre Noviembre y Enero, el taxon dominante; en los meses de primavera, además de las Dinoficeas, hay una floración global de todos los taxa y en particular de Cianoficeas y Coccolitoforidis.

Las aguas del charco Campana presentan valores de densidad fitoplanctónica superior a los del cercano Stangioni de su Sali; la primera floración de las Dinoficeas se verifica en enero con unos 4000ind/ml dos meses después del llenado de la cuenca, a lo que sigue en April '98 un pico de 75000ind/ml compuesto principalmente por Diatomeas (*Cylindrotheca closterium*), mientras que en April '97, poco antes al total saneamiento, el taxon dominante está formado por las Cianoficeas con 6000ind/ml.

Conclusiones

Las dos cuencas presentan un número de especies distintas; mientras que en Stangioni se ne han relevado unos 60, en Campana solamente 30. Además se ha relevado que de

las especies presente solo algunas están presente tanto en cada charco como en cada zona del mismo charco (tab.2); las siguientes especies, en cambio, están presente en las dos cuencas:

Dinophyceae:

Gymnodinium breve Davis

Gymnodinium catenatum Graham

Prorocentrum micans Ehr.

Prorocentrum minimum (Pav.) Schiller

Diatomeae:

Amphora costata Wm.S.M.

Cylindrotheca closterium (Ehr.) Reim. Lewin

Cylindrotheca fusiformis Reim. Lewin

Navicula arenaria Donk

Navicula lanceolata (C.Agardh) Er

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes astáticos

ZONA 1	ZONA 2	Campana
Dinophyceae		
<i>Peridinium palatinum</i> Balech	<i>Gymnodinium inversum</i> Nygaard.	<i>Diplopsalis acuta</i> Jorg
	<i>Exuviella lima</i> Ehr.	<i>Oxytoxum mitra</i> Stein
	<i>Prorocentrum rotundatum</i> Schiller	
	<i>P. scutellum</i> Schröder	
Diatomeae		
<i>Achnantes bory delicatula</i> Grun	<i>Achnantes bory longipes</i> Agardh	<i>Coscinodiscus diversus</i> Grun
<i>Amphora pulchella</i> Per.	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehr
<i>Asterionellopsis glacialis</i> Round	<i>Navicula acuta</i>	
	<i>Navicola arenicola</i> Floegel	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz
<i>Fragilaria jalina</i> K.	<i>Pinnularia brevicostata</i> Cleve	<i>Nitzschia acuta</i> Htz.
<i>Navicula fraudolenta</i> A.S.	<i>Surirella delicatissima</i> Lewis	<i>Nitzschia lanceolata</i> V.H.
<i>Navicula minuscula</i> Grun.	<i>Synedra affinis gracilis</i> Grun	<i>Pleurosigma ibericum</i> H. P.
<i>Navicola puella</i> A.S.		<i>Thalassiosira angulata</i> Hasle
<i>Navicola rynchocephala</i> Kütz		
<i>Nitzschia marginulata</i> Grun		
<i>Nitzschia navicularis</i> Bréb		

<i>Nitzschia subtilis</i> Kutz		
<i>Striatella delicatula</i> Kutz		
<i>Striatella interrupta</i> Ehr.		
<i>Striatella tessella</i>		
Chlorophyceae		
	<i>Pyramimonas orientalis</i> Mcfadden	<i>Scenedesmus protuberans</i> Fritsch & Rich
		<i>Cosmarium reniforme</i> (Ralfs) Arch

Tab.3 – elenco de las especies típica de cada zona

Además, unas Clorofíceas como el *Scenedesmus protuberans*, el *Cosmarium reniforme* y la Diatomea *Cyclotella meneghiniana*, que en la literatura resultan ser de agua dulce o muy poco salobre, han sido relevada en el charco Campana pero non en Stangioni su Sali.

Un análisis en laboratorio ha mostrado que *Scenedesmus* y *Cosmarium* son las primeras formas que aparecen.

Substancialmente se cree que las diferencias entre las poblaciones fitoplanctónicas de los dos charcos dependan de las conexiones esporádicas que pueden tener con el mar.

Notas sobre el fitoplancton de dos ambientes astáticos

El aislamiento del charco Campana determina el establecerse de fitoplancton de agua dulce y salobre a diferencia de las especies marinas relevadas en Stangioni de su Sali.

Se está aún estudiando la taxonomía de unas especies no presente en este trabajo porque la presencia en estos ambientes puede modificar no solo la distribución geográfica sino también la valencia ecológica.

Bibliografía

COTTIGLIA M. TAGLIASACCHI MASALA M.L. (1969) – *Ricerche ecologiche in alcuni stagni della Sardegna Meridionale*. Rend. Semin. Fac. Sc. Univ. Cagliari: 1-21

MARGARITORA F.G. (1970) – *Copntributo alla conoscenza dei Cladoceri delle acque temporanee della Sardegna: i Chydoridae*. Riv. Idrobiol., **9**:61-91

STELLA E., MARGARITORA F.G. e COTTARELLI V. (1972) – *La fauna ad Entomostraci di acque astatiche della Sardegna (zone Nord Occidentale e Centrale). Considerazioni ecologiche*. – Rend. Acc. Naz. XL, s V:1-11

MARGARITORA F.G. (1976) – *Considerazioni biogeografiche sui Cladoceri delle acque astatiche italiane*. Lav. Soc. Ital. Biogeog. n.s. Vol VI:332-362

SERRA E. – *Modificazioni biocenotiche in stagni continentali sardi a seguito dell'interruzione e successiva ricomparsa dell'astaticità.*
Rend. Semin. Fac. Sc. Univ. Cagliari, Vol XLVII, **1-2**:127-146

Índice

Portada

Créditos

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)	8
YOLANDA HERNÁNDEZ GALLEGO y JOSÉ CARLOS MUÑOZ REINOSO	
Abstract	8
Résumé	9
Resumen	9
Introducción	9
Área de estudio	11
Material y métodos	12
Resultados	15
Discusión	18
Conclusiones	21
Agradecimientos	23
Referencias	23

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

YOLANDA HERNÁNDEZ GALLEGO y JOSÉ CARLOS MUÑOZ
REINOSO

Departamento de Biología Vegetal y Ecología.
Universidad de Sevilla
Apdo. 1095.41080-Sevilla
E-mail: reinoso@cica.es

Abstract

The composition of several communities of psammophilous lichens, and their relationships with environment and plant communities were studied in the Naves of Doñana Biological Reserve (Huelva, Spain). The six lichen communities described were associated to five woody plant species. Differences in lichen species composition seem to be due to the microenvironment created by the woody plant communities, related to light availability, bare soil and disturbance.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

Résumé

On a étudié les communautés des lichens psammophiles de Las Naves de la Reserve Biologique de Doñana (Huelva, Espagne), leur composition et leur relation avec le milieu et avec les communautés des plantes du matorral. Six communautés de lichens ont été décrites et associées á cinq communautés du matorral. Les differences en composition des lichens paraissent répondre au microhabitat crée par les communautés du matorral en fonction de la disponibilité de la lumière, du sol nu et de la pérturbation.

Resumen

Se han estudiado las comunidades de líquenes psammófilos en Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva), su composición y su relación con el medio físico y las comunidades de matorral. Se han descrito seis comunidades liquénicas asociadas a cinco comunidades de vegetación leñosa. Las diferencias en la composición liquénica parecen responder al microambiente creado por las comunidades leñosas en función de la disponibilidad de luz, suelo desnudo y perturbación.

Introducción

La vegetación del Parque Nacional de Doñana ha sido tratada desde distintos puntos de vista: ecológicos (GARCÍA NOVO, 1979; MUÑOZ REINOSO, 1997), fitosociológicos (RIVAS MARTÍNEZ et al., 1980), ecofisioló-

gicos (MERINO et al., 1976), sucesionales (MERINO y MARTÍN, 1982). Sin embargo, estos estudios se han centrado fundamentalmente en el estudio de las fanerógamas, prestándose escasa atención a hongos, líquenes y helechos, aunque recientemente GALLEGO FERNÁNDEZ y DÍAZ BARRADAS (1997) han estudiado los líquenes como indicadores de un gradiente de perturbación en el Parque Natural de Doñana.

El bajo nivel de nutrientes y la escasez de agua en el suelo que dificultan el asentamiento de plantas superiores, favorecen una rica vegetación liquénica (TOPHAM, 1977). La capacidad competitiva de los líquenes está considerada como lenta, estableciéndose donde otros organismos no pueden hacerlo. REYES et al. (1997) han mostrado que los intensos procesos de competencia por agua y nutrientes en las Naves de Doñana producen un patrón característico alrededor de sabinas y labiérnagos, donde disminuye la vegetación leñosa y el suelo aparece cubierto por líquenes.

El objetivo de este trabajo ha sido estudiar las distintas comunidades de líquenes psammófilos en la zona de las Naves de la Reserva Biológica de Doñana, describir su composición y relacionarla con el medio físico y biótico.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

Área de estudio

El área de estudio se localiza al oeste de la Reserva Biológica de Doñana, al SO del Parque Nacional (Fig 1), situado en la costa SO de España. Esta zona es denominada localmente como Las Naves y se corresponde con la zona topográficamente más elevada de las arenas estabilizadas, con una altura media de unos 30 metros sobre el nivel del mar. Sus suelos arenosos y su topografía ondulada (SILJESTRÖM y CLEMENTE, 1987) tienen origen en antiguos frentes dunares generados por vientos de componente oeste.

El clima es de tipo Mediterráneo subhúmedo con influencia atlántica. La precipitación media anual es de 550-570 mm (GARCÍA NOVO, 1979; IGME, 1983) con una concentración del 80% entre Octubre y Marzo. La temperatura media anual está entre los 16-17°C. El verano es seco y con altas temperaturas, ocurriendo las más elevadas en Julio y Agosto (24,6°C) y las más bajas en Diciembre y Enero (9,3°C).

La vegetación, dominada por matorral mediterráneo, depende de la disponibilidad de agua en la zona no saturada del acuífero y se dispone siguiendo la topografía del terreno. En las zonas más elevadas y xéricas predominan especies de las familias *Cistaceae* y *Lamiaceae*, mientras que las depresiones están dominadas por especies de la familia *Ericaceae*.

Todavía se conservan restos de bosque original compuesto por un sabinar de *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* en las zonas más xéricas y pies dispersos de alcornoques *Quercus suber* en las zonas más húmedas. Estas formaciones han sido muy perturbadas por antiguas talas y rozas, y más recientemente por extensas repoblaciones de *Pinus pinea*.

Material y métodos

En 1995 se realizó un muestreo estratificado al azar de acuerdo con la distinta composición de la vegetación leñosa. Las unidades de vegetación consideradas fueron:

1. Sabinar: El sabinar de *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* es el ecosistema maduro de las Naves. Se trata de un bosque abierto con especies de matorral maduro (*Osyris quadripartita*, *Rhamnus oleoides*, *Pistacia lentiscus*) y matorral xerofítico (*Cistus libanotis*, *Halimium commutatum* y *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata* entre otras). El nivel freático se encuentra a más de 3 m en invierno (RAMÍREZ DÍAZ, 1973), produciéndose una fuerte competencia por el agua y los nutrientes, lo que tiene como resultado una baja cobertura vegetal.

2. Monte blanco: Constituye una etapa de degradación del sabinar por fuegos y rozas. Está dominado por *Rosmarin-*

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

us officinalis y *Halimium halimifolium*, junto a otras especies como *C. libanotis*, *H. commutatum*, *L. stoechas*, *Stauracanthus genistoides*.

3. Monte intermedio: Fase de transición localizada entre la vegetación de monte blanco y monte negro a lo largo del gradiente topográfico y de disponibilidad de agua. Está caracterizado por la presencia de *Ulex australis* junto a *Halimium halimifolium* y *Rosmarinus officinalis*.

4. Monte negro: Matorral higrófilo, localizado en las zonas más deprimidas y con nivel freático más próximo. Está dominado por brezos (*Erica scoparia*, *Calluna vulgaris*) acompañado por *Cistus salvifolius*.

5. Pinar de repoblación: Se corresponde con densas plantaciones de *Pinus pinea* realizadas durante los años 50. Debido a la falta de tareas silvícolas los pinos presenta escaso porte debido a la fuerte competencia por nutrientes y agua. Dentro del pinar aparecen individuos dispersos de especies de matorral de monte blanco o monte negro según su posición topográfica.

Dentro de cada unidad de vegetación se establecieron distinto número de parcelas de 1 m² de superficie (14 parcelas en sabinar, 15 en monte blanco, 10 en monte intermedio, 11 en

monte negro, 11 en pinar de repoblación) donde se registró la distribución y abundancia de las especies líquénicas de acuerdo con la siguiente escala: (+) especie presente, (1) cobertura menor al 5%, (2) entre el 5 y el 25%, (3) entre el 25 y el 50%, (4) entre el 50 y el 75%, (5) más del 75%. En los análisis estadísticos no fue considerada la presencia de individuos aislados de una especie (+), asignándosele el valor cero en la matriz de datos. Para la identificación de las especies de líquenes se han utilizado los trabajos de PURVIS et al. (1992) y CLAUZADE y ROUX (1985).

Con los datos obtenidos se generó una matriz de 61 parcelas y 10 especies que fue sometida a análisis de clasificación (usando la distancia euclídea como medida de similaridad) y ordenación. Para una mejor interpretación de los resultados obtenidos en los primeros análisis se eliminaron cuatro parcelas (parcelas 1, 2, 3, 7) que absorbían la mayor parte de la varianza y las especies *Cornicularia aculeata* y *Cladonia verticillata*, que aparecían en menos del 10% de las parcelas. De esta forma se generó una matriz de 57 parcelas y 7 especies que fué sometida a un nuevo análisis de correspondencias.

En cada parcela se tomaron datos sobre la composición, cobertura y altura del matorral, y en una submuestra de las mismas se recogieron los primeros 8 cm de suelo a los que se

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

les midió en el laboratorio el pH y la conductividad en pasta saturada (agua destilada). En los datos de cobertura y altura de las especies del matorral no se consideraron las sabinas.

Resultados

La Tabla 1 muestra los valores de cobertura y altura de las distintas comunidades de matorral junto a los valores de pH y conductividad del suelo. Los valores de altura y cobertura del matorral aumentan desde el sabinar al monte negro siguiendo el aumento de disponibilidad de agua a lo largo del gradiente topográfico. Los valores más altos se alcanzaron en el pinar de repoblación, con unos 3 m de altura y una cobertura del 74%. Los valores de pH varían poco entre las distintas unidades (5.6-6.8). Igualmente, los valores de conductividad son muy similares, algo más altos en el sabinar, pero reflejan la pobreza de estos suelos arenosos.

La Fig. 2 muestra los resultados del análisis de correspondencias de la matriz de datos una vez eliminadas las 4 parcelas dominadas por *Diplochistes scruposus* que absorbían la mayor parte de la varianza. El eje I, que absorbe un 35.6% de varianza, parece corresponder con un gradiente de disponibilidad de luz debido a la distinta estructura (cobertura y altura) del matorral (Tabla 1), apareciendo las parcelas de sabinar y monte blanco en el extremo positivo, y las de monte interme-

dio, monte negro y pinar en el negativo. El eje II, que absorbe un 27.7% de varianza, muestra las parcelas de brezal y pinar de repoblación en el extremo positivo, las de monte blanco hacia el origen y las de sabinar y monte intermedio en la parte negativa. Parece estar relacionado con la cobertura líquénica. En el sabinar los líquenes tapizan casi completamente el suelo, siendo *Cladonia mediterranea* la especie más abundante, mientras que en monte negro y pinar de repoblación el porcentaje de suelo que ocupan los líquenes es menor al estar este ocupado por acículas y hojarasca.

Respecto a la distribución y abundancia de las especies líquénicas en las distintas unidades de matorral, en monte intermedio la especie más abundante fue *Cladonia foliacea* var. *convoluta* y en monte negro *Cladonia rangiformis*. En el pinar de repoblación las especies más frecuentes fueron *Cladonia rangiformis* y *Cladonia foliacea* var. *alficornis*. *Cladonia mediterranea* solo fue registrada con cobertura superior al 5% en el sabinar y en su fase degradada, el monte blanco. En éste la especie más abundante es *Cladonia foliacea* var. *alficornis*. *Cladonia chlorophaea*, *Cladonia pytirea* y *Cladonia verticillata* solo fueron encontradas con cobertura superior al 5% en monte negro, igual que ocurrió con *Diplochistes scruposus* y el sabinar.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

En la Fig. 3 se muestran los ejes I y III del análisis de Correspondencias. El eje III (19.7%) parece representar un gradiente de conservación, apareciendo las parcelas correspondientes al sabinar y al de monte negro en la parte negativa, y las parcelas correspondientes al pinar de repoblación, al matorral de monte intermedio y al matorral de monte blanco (etapa serial del sabinar) en la parte positiva. En la zona de las Naves no se alcanza la etapa madura del brezal (el alcornocal) tanto por falta de propágulos como de disponibilidad de agua, pudiéndose considerar al brezal como la etapa más madura de la serie higrofítica.

La Fig. 4 muestra el resultado del análisis de clasificación de la matriz de datos original. Separa una serie de grupos de parcelas que confirman las diferencias en composición y abundancia líquénica según las unidades de vegetación muestreadas. Pueden distinguirse las parcelas de pinar dominadas por *C. rangiformis*, el monte negro con *C. clorophea* y *C. pytirea*, el monte blanco con *C. foliacea* var *alficornis*, el monte intermedio con *C. foliacea* var *convoluta* y el sabinar dominado por *C. mediterranea*. Separadas aparecen las parcelas de sabinar con *Diplochistes scruposus*.

Discusión

El bajo nivel de nutrientes y la escasez de agua son factores edáficos que favorecen una rica vegetación liquénica (TOPHAM, 1977). De acuerdo con ello, las Naves de Doñana constituyen un área óptima para el desarrollo de comunidades liquénicas dadas sus condiciones de pobreza de suelos y disponibilidad de agua (SILJESTRÖM y CLEMENTE, 1987).

ROBINSON et al. (1989) afirman que el número de especies liquénicas aumenta con el aumento de pH y la humedad, aunque en los resultados de este trabajo (Tabla 1) no se han encontrado claras diferencias entre las parcelas respecto al pH y la conductividad.

La colonización por líquenes está limitada por su pobre habilidad competitiva respecto a las fanerógamas. TOPHAM (1977) considera su capacidad competitiva como lenta y afirma que se desarrollan donde otros organismos no pueden hacerlo. En nuestra misma área de estudio, las Naves de Doñana, REYES et al. (1997) describen el desarrollo que alcanza la vegetación liquénica alrededor de individuos aislados de sabina y labiérnago, resultado de la competencia de estas especies con el matorral. En este trabajo también se ha constatado el denso tapiz de líquenes existente en el sabinar, donde la fuerte competencia da como resultado una baja

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

cobertura del matorral. Según los estudios de MARTÍNEZ et al. (1998) esta competencia se debe fundamentalmente a la escasez nutrientes, especialmente fósforo, en el suelo.

Los líquenes suministran gran información respecto a factores ambientales como la iluminación, temperatura o humedad, y delatan gran número de microambientes que se configuran en los ecosistemas (CRESPO et al., 1982). La distribución de líquenes está afectada por factores microclimáticos que son de pequeña importancia para las plantas vasculares (CANTERS et al., 1991). Cada una de las unidades de vegetación muestreadas presenta unas características propias en función de la estructura de la vegetación (cobertura y altura), características del suelo y los procesos que ocurren en ellas. Como resultado ofrecen un microambiente que puede ser favorable para determinadas especies de líquenes pero desfavorable para otras. Los resultados obtenidos en este trabajo parecen mostrar que las distintas especies liquénicas van asociadas a determinados microambientes en los que encuentran su óptimo ecológico. Así, las parcelas de sabinar son las que presentan mayor disponibilidad de luz y suelo para los líquenes, al ser comunidades abiertas, con baja cobertura y altura del matorral. Las de monte negro y pinar de repoblación, con coberturas superiores al 70% y alturas su-

periores a 1 m, se encontrarían en el extremo opuesto. Por otro lado, el depósito de hojarasca en brezal y de acículas en pinar de repoblación también disminuyen el espacio disponible para los líquenes psammófilos debido a la baja tasa de descomposición en Doñana (GALLARDO & MERINO, 1993). Además, algunas especies liquénicas pueden estar afectadas por la inundación que se produce ocasionalmente en los brezales de las Naves.

Refiriéndose al ecosistema forestal, CRESPO et al. (1982) afirman que aunque las comunidades liquénicas no representan un eslabón fundamental en las cadenas tróficas ni contribuyen significativamente a su estructura, constituyen probablemente el mejor elemento bioindicador de la complejidad y grado de madurez de estos ecosistemas. Ello está de acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo y los presentados por GALLEGO FERNÁNDEZ y DÍAZ BARRADAS (1997) para un área próxima, donde *Cladonia mediterranea*, la especie más abundante en el sabinar, fue considerada como una especie indicadora de zonas estables donde la actividad humana es casi ausente. Por otro lado, *Cladonia rangiformis* aparece como la especie más abundante en el pinar de repoblación, resultado éste de una perturbación antigua. En ambos casos, los talos liquénicos dominantes son

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

arborescentes, lo que podría estar relacionado con un menor grado de perturbación. Por el contrario, en las comunidades de matorral dominan los talos liquénicos foliáceos.

Las comunidades de matorral presentes en Doñana son resultado de la degradación histórica del bosque mediterráneo original por distintos procesos y cambios en el manejo del territorio (RAMÍREZ DÍAZ, 1973; ALLIER et al., 1974; GARCÍA NOVO, 1979; RIVAS MARTÍNEZ et al., 1980; GRANADOS CORONA, 1987). A estas fases de matorral se asocian distintas comunidades liquénicas de acuerdo con la intensidad de la perturbación y de las características microambientales que estas presentan.

Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten distinguir seis comunidades liquénicas asociadas a las cinco comunidades de vegetación leñosa, que parecen responder al microambiente creado por cada una de ellas. Éste se relaciona con la disponibilidad de luz y espacio, no apreciándose, en principio, asociación a pH o conductividad del suelo. Las comunidades detectadas han sido:

1. Comunidad de *Cladonia mediterranea*: en el sabinar los líquenes forman una extensa cubierta constituida princi-

palmente por *Cladonia mediterranea*. Aparecen en menor proporción otras especies como *C. rangiformis*, *Cornicularia aculeata*, *C. foliacea* var. *alficornis* y *C. nylanderi*.

2. Comunidad de *Diplochistes scruposus*: aparece en zonas de sabinar desnudas, siendo la única especie que tapiza el suelo. Su talo es incrustante, soportando la acción del viento sin protección de la vegetación.
3. Comunidad de *C. foliacea* var. *alficornis*: *Cladonia foliacea* var. *alficornis* es la especie más abundante de los tapices líquénicos del matorral de monte blanco. También aparecen con menor frecuencia *Cladonia mediterranea*, *C. rangiformis*, *C. foliacea* var. *convoluta* y *Cornicularia aculeata*.
4. Comunidad de *Cladonia pytirea* y *C. clorophaea*: la cubierta de líquenes en monte negro es escasa, siendo la especie más abundante *Cladonia rangiformis*. Las especies más características son *Cladonia pytirea* y *C. clorophaea*, especies de pequeño tamaño que aparecen ocasionalmente en otras unidades de vegetación. Otras especies presentes en esta comunidad son *C. verticillata*, *C. foliacea* y *C. nylanderi*.
5. Comunidad de *C. foliacea* var. *convoluta*: en el monte intermedio, los líquenes forman un tapiz dominado por *C.*

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

foliacea var. *convoluta*, acompañada por *C. rangiformis* y *C. nylanderi* y, ocasionalmente, por *C. mediterranea*, *C. foliacea* var. *alficornis*, *C. pytirea* y *C. verticillata*.

6. Comunidad de pinar de repoblación: la abundante cantidad de acículas en el suelo junto a la menor disponibilidad de luz impiden el buen desarrollo de la comunidad de líquenes. La especie dominante es *Cladonia rangiformis*, apareciendo en menor proporción *C. foliacea* var. *alficornis* y *C. nylanderi*.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento al Dr García Rowe por su ayuda en la determinación de las especies líquénicas y a la Reserva Biológica de Doñana que concedió los permisos necesarios para la realización del estudio.

Referencias

- ALLIER, C.F., GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. y RAMÍREZ DÍAZ, L. (1974). *Mapa ecológico de la Reserva Biológica de Doñana*. División de Ciencias C.S.I.C. Estación Biológica de Doñana, Sevilla.
- CANTERS, K.J., SCHÖLLER, H., OTT, S. & H.M. JAHNS (1991). Microclimatic influences on lichens distribution and community development. *Lichenologist* 23(3): 237-252.

- CRESPO, A., BARRENO, E. y L. G. SANCHO (1982). Esbozo de la flora y vegetación liquénicas de algunas localidades de los valles del Tambre y Ulla (Coruña, España). *2ª Jornadas Fitosociología*. Santiago de Compostela.
- GALLARDO, A. y MERINO, J. (1993). Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology*, 74(1): 152-161.
- GALLEGO FERNÁNDEZ, J.B. y DÍAZ BARRADAS, M.C. (1997). Lichens as indicators of a perturbation/stability gradient in the Asperillo dunes, SW Spain. *Journal of Coastal Conservation* 3: 113-118
- GARCÍA NOVO, F. (1979). The ecology of vegetation of the dunes in Doñana National Park (SW Spain). En: Jefferies, R.L. & Davy, A.J. (eds): *Ecological processes in coastal environments*, pp 571-592.
- GRANADOS, M. (1987). *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla. 485 pp.
- IGME 1983. *Hidrogeología del Parque Nacional de Doñana y su Entorno*. Serv. Publ. Min Industria y Energía. Madrid. 120 pp + mapa.
- MARTÍNEZ, F., MERINO, O., GARCÍA MARTÍN, D. & MERINO, J. (1998). Belowground structure and production in a Mediterranean sand dune shrub community. *Plant and Soil* 201: 209-216.
- MERINO, J., GARCÍA NOVO, F. Y SÁNCHEZ DÍAZ, M. (1976). Annual fluctuation of water potential in the xerophytic shrub of the Doñana Biological Reserve (Spain). *Oecol.Plant.* 11(1): 1-11.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

- MERINO, J. y MARTÍN VICENTE, A. (1981). Biomass, productivity and succession in the scrub of the Doñana Biological Reserve in Southwest Spain. En: Margaris, N.S. & Mooney, H.A. (eds). *Components of productivity of Mediterranean-climate regions. Basic and applied aspects*, pp 197-203.
- MUÑOZ REINOSO. J.C. (1997). *Patrón espacio-temporal del matorral de la Reserva Biológica de Doñana y sus relaciones con el Acuífero Almonte-Marismas*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla. 220 pp + app.
- OZENDA, P. & G. CLAUZADE. (1970). *Les Lichens. Étude biologique et flore illustrée*. Ed. Maussion y Cie., Paris.
- PURVIS. O.W., COPPINS, B.J., HAWKSWORTH, D.L., JAMES, P.W. & MOORE, D.M. (1992). *The lichen flora of Great Britain and Ireland*. Natural History Museum Publications.
- RAMÍREZ DÍAZ, L. (1973). Estudio ecológico cuantitativo del matorral de la Reserva Biológica de Doñana. *Tesis Doctoral*. Universidad de Sevilla. 394 pp.
- REYES DÍAZ, D., HERNÁNDEZ GALLEGO, Y. y MUÑOZ REINOSO, J.C. (1997). Estructura radical y competencia en la sabina negral (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* Guss) en los arenales costeros del Parque Nacional de Doñana. *V Jornadas de la Asociación Española de Ecología Terrestre*. Córdoba.
- RIVAS MÁRTINEZ, S., COSTA M., CASTROVIEJO, S. y VALDÉS, E. (1980). Vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 5-190.

- ROBINSON, A.L., VITT, D.H. & TIMONEY, K.P. (1989). Patterns of community structure and morphology of Bryophytes and lichens relative to edaphic gradients in the subarctic forest-tundra of Northwestern Canada. *The Biologist*, 92(4): 495-512.
- SILJESTRÖM, P. y CLEMENTE, L. (1987). Caracterización de una toposecuencia en las Naves (dunas estabilizadas) del Parque Nacional de Doñana. *An. Edaf. Agrobiol.*, 7-8: 853-861.
- TOPHAM, P.B. (1997). Colonization, growth, succession and competition. En: M.R.D. Seaward, (Ed.), *Lichen ecology*, Academic Press, London. pp. 31-68.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

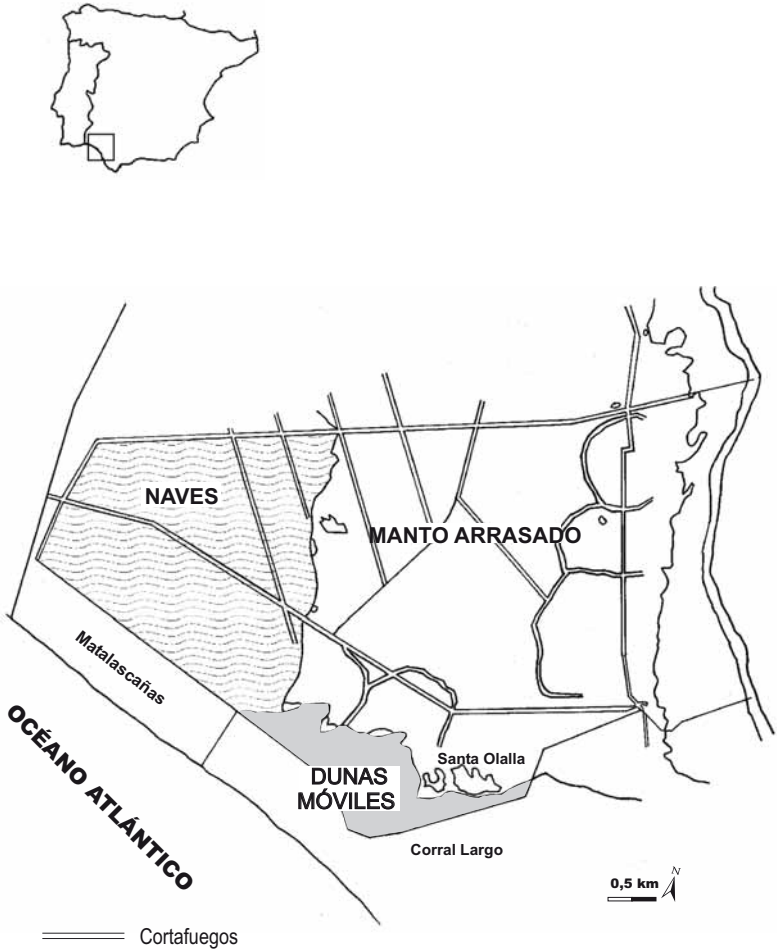


Fig. 1. Mapa de localización de las Naves de la Reserva Biológica de Doñana.

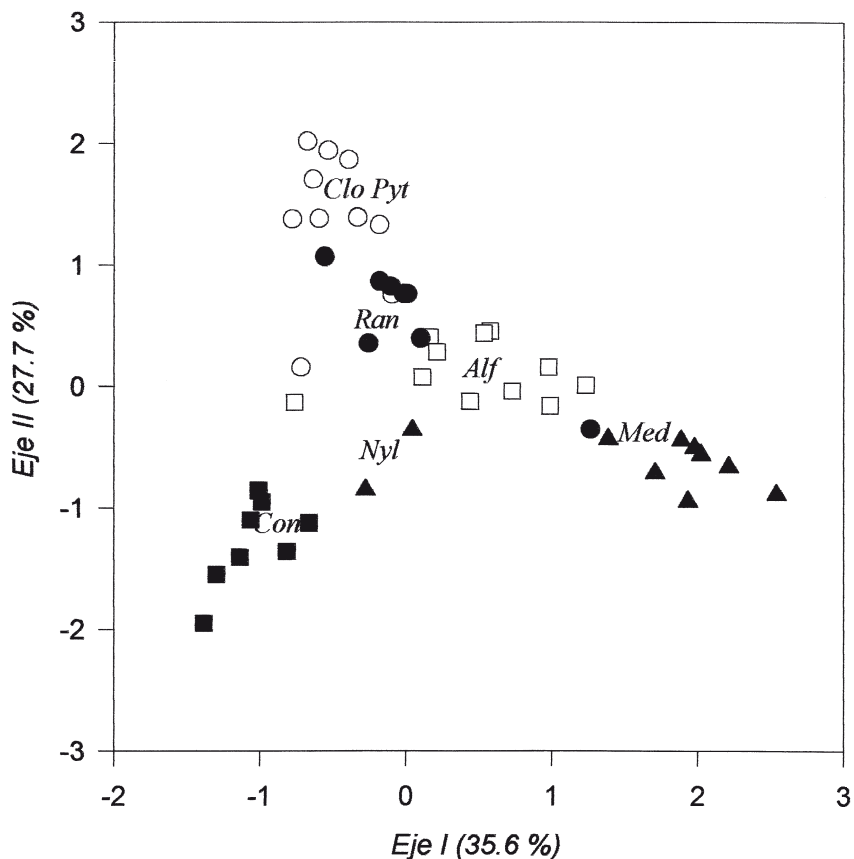


Fig. 2. Resultado del Análisis de Correspondencia una vez eliminadas las parcelas de *Diplochistes scruposus*. Se muestran los ejes I y II. La varianza absorbida por el eje I fue del 35.6% y la del eje II 27.7%. Abreviaturas: Alf *C.foliacea* var *alficornis*, Clo *C.clorophaea*, Con *C. foliacea* var *convoluta*, Med *C.mediterranea*, Nyl *C.nylanderi*, Pyt *C.pytirea*, Ran *C.rangiformis*. Símbolos como en Fig. 4.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

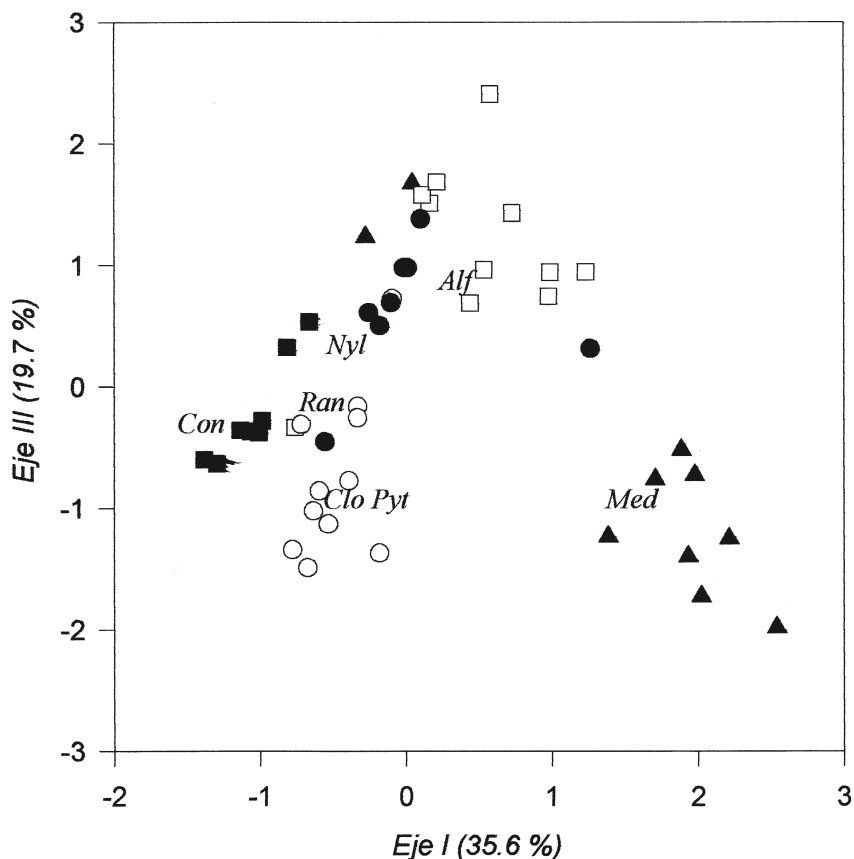


Fig. 3. Resultado del Análisis de Correspondencia una vez eliminadas las parcelas de *Diplochistes scruposus*. Se muestran los ejes I y III. La varianza absorbida por el eje I fue del 35.6% y la del eje III 19.7%. Abreviaturas: Alf *C.foliacea* var *alficornis*, Clo *C.chlorophaea*, Con *C. foliacea* var *convoluta*, Med *C.mediterranea*, Nyl *C.nylanderii*, Pyt *C.pytirea*, Ran *C.rangiformis*. Símbolos como en Fig. 4.

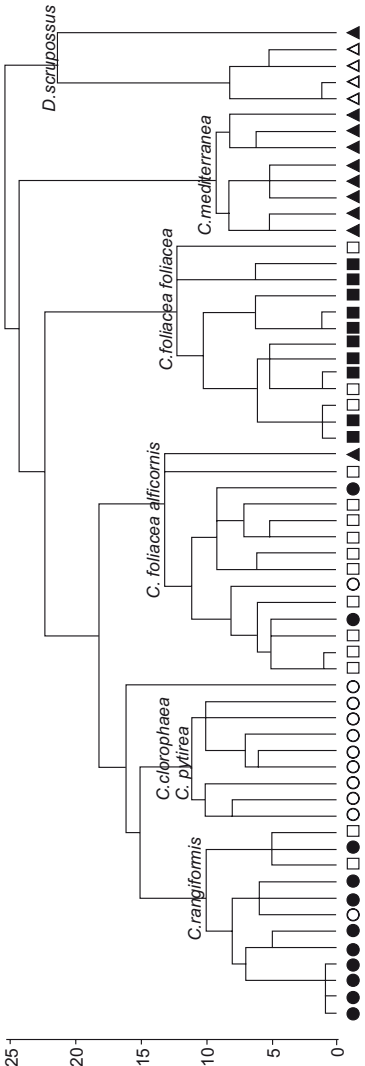


Fig. 4. Resultado del Análisis de Clasificación mostrando las especies líquénicas características de cada comunidad de matorral. Las distintas comunidades de matorral están representadas con distintos símbolos: monte blanco □, monte intermedio ■, pinar de repoblación ●, y sabinar ▲ y △.

Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva)

<i>Unidad</i>	<i>Altura (cm)</i>	<i>% Cobertura</i>	<i>n</i>	<i>pH</i>	<i>Conduct.</i>	<i>n</i>
<i>Sabinar</i>	45.7 (28.6)	23.1 (20.2)	14	5.6 (0.3)	112.6 (82.2)	10
<i>Monte blanco</i>	73.1 (24.0)	37.7 (13.3)	15	6.3 (0.3)	28.3 (9.1)	6
<i>M. intermedio</i>	90.0 (13.4)	49.3 (7.4)	10	-	-	-
<i>M. negro</i>	110.0 (21.3)	72.3 (6.5)	11	5.8 (0.5)	40.3 (6.6)	3
<i>Pinar repoblación</i>	302.3 (110.3)	74.1 (6.0)	11	6.8 (0.3)	38.3 (6.6)	6

Tabla 1.- Datos de las variables consideradas en las distintas parcelas. Se muestran la media, la desviación típica (entre paréntesis) y el número de muestras. La conductividad (Conduct.) en $\mu\text{S/cm}$.

Índice

Portada

Créditos

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

ARQUES J. & PEIRÓ V.	8
Abstract	8
Resumen	10
Introducción.	11
Zona de estudio.	12
Métodos.	13
Resultados y discusión	15
Conclusiones.	22
Agradecimientos	23
Bibliografía.	23

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

ARQUES J. & PEIRÓ V.

Dept. Ecología. Fac. Ciencias. Universidad de Alicante.

03080-Alicante. Spain

e-mail: j.arques@ua.es

Abstract

This paper analyses the structure by sexes and ages of a wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population on a hunting area (886 ha) located in the south of Alicante province (Southeastern Spain). This zone is characterized by a thermomediterranean and semiarid climate. The vegetation is mainly composed by abandoned fields covered by colonising shrubs and by irrigated and non-irrigated fruit groves.

We use data to know the sex and age structure corresponding to rabbits sacrificed with gun (328) in a monthly periodicity and the rabbits captured with ferret (223) since March 1994 to June of 1997.

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

The males are predominant in 44 % of months with sacrificed rabbits and in 44 % of months prevail the females. The differences on sex-ratio are not significant ($t = -0.16, p > 0.05$). On the other hand, the proportion of captured rabbits is favorable to the females in 64 % of the sampling period, and the differences on sex-ratio are significant ($t = -2.29, p < 0.05$). The overall analysis (sacrificed and captured rabbits) indicates that the females are slightly more abundant than the males (52.6 females : 47.4 males).

The proportion of sacrificed young rabbits is similar or higher than the adult ones only in 21 % of the sampling period. Only in 12 % of months with captured rabbits, there are an equal or higher number of young individuals than adults. In both cases there are significant differences ($t = -5.04, p < 0.05$ in sacrificed; $t = -5.49, p < 0.05$ in captured). The total analysis of sacrificed and captured rabbits indicates that the adults are predominant to the youngs (24.3 youngs : 75.7 adults).

The age structure of the sacrificed rabbits, obtained from the weight of the crystalline and the body weight, has allowed to establish 5 categories. The mature adults (> 365 days) are predominant, followed by the adults of the first year (181-365 days), subadults (91-180 days) and juvenile (46-90 days). 7.64 % of the rabbits overcome 2 years old and only 0.73 % overcome 3 years old.

Key words: sex-ratio; age-ratio, *Oryctolagus cuniculus*, Alicante (Spain).

Resumen

Esta comunicación analiza la estructura por sexos y edades de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus*), en un área (886 ha) localizada en el sur de la provincia de Alicante (sudeste de España), caracterizada por un clima semiárido termomediterráneo. Respecto a la vegetación, la zona más amplia corresponde a un antiguo agrosistema abandonado y cubierto por matorral colonizador y otra, dominada por explotaciones de frutal de secano y de regadío.

Los datos utilizados para conocer la estructura de sexos y edad corresponden a conejos sacrificados con escopeta (328) con una periodicidad quincenal y capturados con hurón (223) entre marzo de 1994 y junio de 1997.

Los machos predominan en el 44% de los meses en los que se ha sacrificado conejos y en otro 44% de los meses predominan las hembras. Las diferencias en la relación de sexos no son significativas ($t=-0.16$, $p>0.05$). Por otro lado, la proporción de conejos capturados es favorable a las hembras en el 64% del tiempo de muestreo, encontrando diferencias significativas ($t=-2.29$, $p<0.05$). El análisis conjunto de conejos sacrificados y capturados indica que la presencia de hembras es ligeramente superior a la de los machos (52.6 hembras : 47.4 machos).

Respecto a la estructura de edades, la proporción de jóvenes sacrificados es igual o superior a la de adultos sólo en el 26 % del periodo de muestro. Sólo en el 12% de meses con conejos capturados se ha obtenido un número igual o superior de individuos jóvenes que de adultos. En ambos casos hay diferencias significativas ($t=-0.54$, $p<0.05$ en

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

sacrificados; $t=-5.49$, $p<0.05$ en capturados). El análisis conjunto de conejos sacrificados y capturados indica que la proporción de adultos es predominante sobre los jóvenes (24.3 jóvenes : 75.7 adultos).

La estructura de edades de los conejos sacrificados, obtenidos a partir del peso del cristalino y del peso corporal, ha permitido establecer 5 categorías de edad. La categoría adulto maduro (> 365 días) es la predominante, seguida de la clase adultos de primer año (181-365 días), subadultos (91-180 días) y juveniles (46-90 días). El 7.64 % de los conejos analizados supera los 2 años y sólo el 0.73 % supera los 3 años de edad.

Palabras clave: Estructura de sexos, estructura de edad, *Oryctolagus cuniculus*. Alicante (España).

Introducción

El Conejo de campo (*Oryctolagus cuniculus*) es una especie de amplia distribución geográfica, originaria de la Península Ibérica (Bell & Webb, 1991). Desde tiempos inmemoriales, el conejo ha sido una pieza fundamental en los ecosistemas mediterráneos tanto como especie cinegética como por servir de alimento a numerosas especies depredadoras (Delibes & Hiraldo, 1981; Soriguer, 1983; Villafuerte, 1994)..

El conejo de campo ha sido introducido por el hombre en diferentes partes del mundo adaptándose a condiciones dife-

rentes. A pesar de su elevada capacidad de adaptación esta especie tiene el difícil reto de afrontar una elevada mortalidad debida a la caza, las enfermedades, la escasez de alimento, la predación y la modificación del hábitat. Estas circunstancias hace que en la actualidad las poblaciones de conejos en los ecosistemas mediterráneos ibéricos se encuentren en regresión (Beltran, 1991; Moreno & Villafuerte, 1995).

El objetivo de este trabajo es presentar la estructura de sexos y edades de una población de conejos en el Sudeste de España, obtenida a partir de los conejos sacrificados y capturados en un periodo comprendido entre marzo de 1994 y junio de 1997.

Zona de estudio

Corresponde a una zona privada de caza de unas 800 has, situada en el sur de la provincia de Alicante, en el Sudeste de España (38°00'- 38°02'N, 00°50'-00°52'O) (Fig. 1). El relieve de la mayor parte del territorio es poco acentuado y formado por colinas con una altitud máxima de 209 m. El área está situada en el piso bioclimático Termomediterráneo con ombroclima semiárido. Las precipitaciones medias anuales son bajas (<300 mm) y las temperaturas medias anuales son elevadas (isoterma de 18°C), que hace que los inviernos sean muy suaves.

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

La vegetación está formada por dos unidades diferenciadas, una la más abundante, formada por campos abandonados cubiertos con matorral colonizador (*Thymelaea hirsuta*, *Sal-sola genistoides*, *Artemisia herba-alba*) y la segunda, por zonas de cultivo de frutales de regadío (*Citrus aureus*, *Citrus limon*) y frutales de secano (*Prunus dulcis* y *Olea europaea*).

La zona de estudio ha sido dividida en 12 sectores de caza por la sociedad de cazadores gestora. La actividad cinegética se basa en el aprovechamiento de especies de caza menor, principalmente el conejo de campo (*Oryctolagus cuniculus*) y la perdiz roja (*Alectoris rufa*). Otras especies cinegéticas secundarias son la liebre (*Lepus capensis*), la tórtola común (*Streptopelia turtur*) y la paloma torcaz (*Columba palumbus*).

Métodos

Los datos utilizados para conocer la estructura de sexos y edades corresponden, por un lado, a los conejos sacrificados con escopeta (328) con una periodicidad quincenal a lo largo de los 40 meses que ha durado este estudio. Por otro lado los conejos capturados con hurón (223), sólo en los periodos de pausa reproductora para no causar problemas ni a las hembras gestantes ni a las crías.

La determinación del sexo se ha realizado por la observación directa de los órganos genitales externos tanto en conejos sacrificados como en los capturados.

Para conocer la relación de edad de los conejos sacrificados y capturados se les ha separado en dos clases de edad: juveniles y adultos. Se han considerado como adultos a los machos que han alcanzado un peso de 1125 g y a las hembras con un peso igual o superior a 1025 g. Se han tomado estos datos como separadores entre el estado joven y adulto, porque es a partir de este peso, cuando en los machos se observa la presencia de espermatozoides, y por tanto ya poseen capacidad para fecundar a las hembras. En el caso de las hembras, se ha tomado como válido el del menor peso de la hembra, que tenía una edad similar a la de la hembra preñada más joven. De esta manera, no se han tenido en cuenta el peso de los embriones.

Para establecer varias categorías de edad de los conejos sacrificados se ha relacionado la edad con el peso medio corporal. Para averiguar la edad de los conejos sacrificados, se ha utilizado uno de los métodos más recomendados, como es el peso del cristalino. El peso seco del cristalino se ha obtenido por la técnica propuesta por Lord (1959). Una vez obtenido el peso seco del cristalino se aplica la fórmula propuesta por

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

Dudzinsky & Mykytowycz (1961), una de las más utilizadas en climas mediterráneos (Australia y Francia). Su expresión matemática es:

Edad (en días) = $60.1912 / (2.4598 - \log(\text{peso del cristalino en mg})) - 41$

Resultados y discusión

Estructura de sexos

Del análisis de los conejos sacrificados (con escopeta), se observa que en el 43.6 % de los meses predominan los machos, y en otro 43.6 % predominan las hembras. (Fig. 2) Estos datos indican que no hay diferencias significativas en la relación de sexos ($t=-0.16$, $p>0.05$). En cuanto al número total de individuos analizados, el 49.5 % corresponde a machos y el 50.5 % restante a hembras. El análisis comparativo con poblaciones de conejos de otras zonas indica que la estructura por sexos suele ser variable. Así, en Camargue (Francia), la mayoría de los conejos sacrificados con escopeta son machos adultos (Rogers, 1979) y en cambio, en la región parisina se sacrifican más hembras (Arthur, 1980).

Los meses en los que se ha sacrificado más machos han sido noviembre, septiembre y diciembre. En cambio se han sacrificado más hembras en marzo, junio y abril, coincidiendo

con los periodos de gestación y lactación. En los periodos reproductores el número de hembras sacrificadas es mayor que en el resto de meses del año. De los 20 meses en los que los conejos han estado en periodo de reproducción, en el 50 % de este tiempo se han sacrificado más hembras que machos y en el 15 %, la proporción ha sido igual para machos y para hembras. En cuanto al número total de individuos sacrificados durante los periodos reproductores, las hembras representan el 54 % del total. Este ascenso, en el número de hembras sacrificadas, se debe a que las hembras tienen un desgaste energético mayor que los machos durante el periodo de gestación y lactación (Myers *et al.*, 1994). La necesidad de un mayor aporte de proteínas ricas en aminoácidos como lisina, metionina, etc. y de ciertos bioelementos como el fósforo (Maynard *et al.*, 1979; Cooke, 1981) hace que las hembras deban dedicarle más tiempo a la alimentación y por tanto son más vulnerables a los cazadores.

La proporción de conejos capturados (con hurón) es favorable a las hembras en el 64 % del tiempo empleado en la captura-marcaje-recaptura. Los datos indican la existencia de diferencias significativas ($t=-2.29$, $p<0.05$). En cuanto al número total de individuos, las hembras representan el 55.2

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

%, capturándose más hembras en junio, abril, julio y noviembre, y mayor número de machos en octubre (Fig. 3).

La proporción de sexos de los conejos sacrificados más los capturados ha sido favorable a las hembras en el 57.5 % del tiempo empleado en este estudio. Esta proporción ha sido igual para ambos sexos (Fig. 4) en el 10 %. Estadísticamente se comprueba que no existen diferencias significativas ($t=1.01$, $p>0.05$).

El análisis conjunto de conejos sacrificados y capturados indica que la presencia de hembras es ligeramente superior al de los machos (52.6 hembras : 47.4 machos). Estos resultados se corresponden con la afirmación realizada por Webb en 1993, que indica que la supervivencia de los machos del conejo europeo es menor que la de las hembras. Según el estudio llevado a cabo por Soriguer en 1981, en Andalucía occidental había casi el triple número de hembras que de machos; Este autor lo relacionaba con una mayor eliminación de los machos por factores externos, ya que al ser menos sedentarios que las hembras son más susceptibles de sufrir predación. Sin embargo, el análisis de la relación de sexos de 32 poblaciones mundiales de conejos, muestra que dicha relación es variable mes a mes, pero el valor anual no es diferente de la proporción 50:50 (Zunino & Vivar, 1985).

Se observa que durante los periodos de pausa reproductora, se captura un mayor número de hembras (55.2 %) y se sacrifican casi igual número de machos que hembras (50.5 % machos : 49.5 % hembras). Durante los periodos de caza se capturan más hembras (60.4 %) y, en cambio, se sacrifican más machos (58.7 %). En los periodos de veda se sigue capturando más hembras (51.5 %) y también se sacrifica un mayor número de hembras (54.5 %). Estos datos (Tabla 1) nos permiten indicar que en las madrigueras siempre se detecta mayor número de hembras que de machos. En cambio, en el exterior a pesar de que hay más machos, el porcentaje de conejos machos sacrificados supera a las hembras sólo en los periodos de caza.

Tabla 1. Proporción de sexos en diferentes periodos del año

	Sacrificados		Capturados	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos
En periodos reproductores	54 %	46 %	No se captura	
En pausas reproductoras	50.5 %	49.5 %	55.2 %	44.8 %
En periodos de veda	51.5 %	48.5 %	51.5 %	48.5 %
En periodos de caza	41.3 %	58.7 %	60.4 %	39.6 %

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

Estructura de edades

La proporción de jóvenes sacrificados es igual o superior a la de adultos sólo en el 20.5 % de los meses. Las diferencias son significativas ($t=-5.04$, $p<0.05$). Los individuos nacidos en un periodo reproductor adquieren la capacidad de reproducirse a partir de los 145 días, (los conejos con esta capacidad menores de 200 días representan el 7.02 % del total) y por tanto, ya adquieren la categoría de adultos. Por esta razón, en los meses próximos al siguiente periodo reproductor no hay presencia de individuos jóvenes. En cuanto al número total de individuos sacrificados, los jóvenes representan el 25.6 % del total (Fig. 5).

El mes en el que se ha sacrificado un mayor número de individuos jóvenes ha sido abril, seguido de enero, febrero, marzo, julio y septiembre. Los meses en los que se han sacrificado mayor número de adultos han sido junio, octubre, noviembre y diciembre; En estos 3 últimos meses en ninguna ocasión se han cazado individuos jóvenes.

Sólo en el 8 % de los meses en los que se han capturado conejos se ha obtenido más jóvenes que adultos y en el 4 % igual número de jóvenes y de adultos. Las diferencias resultan significativas ($t=-5.49$, $p<0.05$). En cuanto al número de

individuos, los jóvenes capturados representan el 22.4 % del total (Fig. 6).

Los meses en los que se han capturado mayor número de jóvenes han sido mayo y diciembre. Si el periodo reproductor comienza en octubre o noviembre, ya en diciembre se capturan individuos jóvenes. Los meses en los que se han capturado mayor número de adultos han sido: junio, julio, agosto, septiembre y octubre.

Igual que ocurre con los conejos sacrificados hay meses en los que no se capturan conejos jóvenes (septiembre, octubre, noviembre y diciembre), dependiendo de las fechas en las que se produce el comienzo y la finalización de los periodos reproductores.

En el análisis global de la estructura de edades de los conejos (sacrificados más los capturados), la presencia de los jóvenes ha sido igual o superior a la de adultos sólo en el 15 % del tiempo. Estadísticamente se comprueba que existen diferencias significativas ($t=-6.64$, $p>0.05$). Aunque en el análisis del total de individuos, la proporción de adultos es superior a la de jóvenes (24.3 jóvenes : 75.7 adultos) (Fig. 7). La menor presencia de individuos jóvenes se debe a que un elevado número de conejos nacidos en un periodo reproductor, se convierten en adultos al comienzo de la siguiente

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

temporada (King & Wheeler, 1985). También es debido a que el modelo de supervivencia de esta especie, en la mayoría de las poblaciones estudiadas, se caracteriza por una baja tasa de supervivencia de las clases de menor edad, debida en parte a la mayor predación que sufren los jóvenes (Schlatter, *et al.*, 1980). Esta tasa de supervivencia posteriormente se incrementa y se estabiliza en los adultos (King & Wheeler, 1985; Gibb, 1993; Villafuerte, 1994).

La estructura de edades de los conejos sacrificados, obtenidos a partir del peso del cristalino y del peso corporal, ha permitido establecer 5 categorías de edad (Tabla 2). Estas categorías son similares a las realizadas por Zunino & Vivar (1985), Sheperd *et al.* (1981) y Richards (1979). La categoría adulto maduro es la predominante, seguida de las clases adultos de primer año, subadultos y juveniles, con unos pesos medios corporales de 1250, 1100 y 700 g respectivamente.

En la mayoría de las poblaciones este modelo de supervivencia implica una fuerte renovación anual de la población. Aunque la mayoría de conejos no sobreviven más de un año, es posible encontrar conejos de más de 7 años (Gibb, 1993; Villafuerte, 1994). En nuestra zona, el 7.6 % supera los 2 años de edad y sólo el 0.73 supera los 3 años. El conejo más viejo contaba con 4 años y 2 días de edad.

Tabla 2. Categorías de edad de los conejos sacrificados según el peso del cristalino y el peso corporal

CLASE DE EDAD	EDAD (días) por peso del cristalino	PESO MEDIO (g)	% INDIVIDUOS
INFANTILES	0-45	400	4
JUVENILES	46-90	700	21.45
SUBADULTOS	91-180	1100	22.18
ADULTO PRIMER AÑO	181-365	1250	25.45
ADUL. MADURO	>365		26.91

Conclusiones

El número de individuos sacrificados es similar en hembras y machos (50.5 % hembras : 49.5 % machos). En cambio, se capturan más hembras (55.2 % hembras : 44.8 % machos).

En las madrigueras siempre se detecta mayor número de hembras que machos. En el exterior, a pesar de que hay más machos, sólo se matan más machos en los periodos de caza.

Durante los periodos reproductores se cazan más hembras que machos.

Los jóvenes representan el 25.6 % del total de los individuos sacrificados y el 22.4 % de los capturados.

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

La menor presencia de individuos jóvenes se debe a que los conejos nacidos en un periodo reproductor se convierten en adultos unos meses antes del siguiente periodo, y por la baja tasa de supervivencia de las clases de menor edad.

La categoría de adulto maduro es la predominante en los conejos sacrificados, seguida de los adultos de primer año, subadultos y juveniles.

Agradecimientos

A Miguel Gomis de la Consellería de Territori i Habitatge y a los miembros de la Sociedad de Cazadores de Torremendo, en especial a Francisco Ballester a Tomás López y a Lorenzo Andreu.

Bibliografía

- ARTHUR, C.P. (1980). Demographie du lapin de garenne, *Oryctolagus cuniculus* en la région parisienne. *B.M.O.N.C.*, nº sp Scien. Tech.:127-162.
- BELTRAN, J.F. (1991). Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia*, 55, 591-599.
- BELL, D.J. & WEBB, N.J. (1991). Effects of climate on reproduction in the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *J. Zool.*, Lond. 224: 639-648.

- COOKE, B.D. (1981). Food and dynamics of rabbit populations in ins-land Australia. In: Proc. Of the first World Lagomorph Conference, Myers, K. & Mac Innes C.D. Eds., Univ. of Guelph, Canada: 633-647.
- DELIBES, M. & HIRALDO, F. (1981). The rabbit as a prey in the Iberian Mediterranean ecosystem, in Myers K. & Mc Innes C.D. (Eds.). *Proceedings of the World Lagomorph Conference*. Univ, Guelp, Ontario (1979). pp. 614-622.
- DUDZINSKI, M.L. & MYKYTOWYCZ, R. (1961). The eye lens as an indicator of age in the wild rabbit in Australia. *C.S.I.R.O. Canberra. Wildl. Res.*, 6(2):156-159.
- GIBB, J.A. (1993). Sociality, time and space in a sparse population of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology*, London, 229:581-607.
- KING, D.R. & WHEELER, S.H. (1985). The European Rabbit in South-western Australia I. Study Sites and Populaion Dynamics. *Aust. Wildl. Res.* 112: 183-196.
- LORD, R.N. (1959). The lens as an indicator of age in cottontail rabbits. *J. Wild. Manage.*, 23:358-360.
- MAYNARD, L., LOOSLI, J.K., WINTZ, H.F. & WAGNER, R.G. (1979). Animal nutrition. Mc Graw-Hill: 601 p.
- MORENO, S. & VILLAFUERTE, R. (1995). Traditional management of scubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73:81-85.

MYERS, K., PARER, I. WOOD, D. & COOKE, B.D. (1994). The rabbit in Australia. In: *The european rabbit the story and biology of a successful colonizer*. H.V. Thompson, & C.M. King, (eds.) Oxford, 1994. pp 109-157.

RICHARDS, G.C. (1979). Variation in water turnover by wild rabbits *Oryctolagus cuniculus*, in an arid environment, due to season, age group and reproductive condition. *Aust. Wildl. Res.*, 6:289-296.

ROGERS, P.M. (1979). Ecology of the European wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in the Camargue, southern France. Ph. D. Thesis, Univ. of Guelph.

SCHLATTER, R. YAÑEZ, J. NUÑEZ, H. & JAKSIC, F. (1980). The diet of burrowing owl in Central Chile its relation to prey size. *Auk*, 97:616-619.

SHEPHERD, R. EDMONDS, J. & NOLAN, I. (1981) Observations on variations in the sex ratios of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.) in Victoria. *Aust. Wild. Res.*, 8:361-367.

SORIGUER, R. (1981). Biología y dinámica de una población de conejos *Oryctolagus cuniculus* en Andalucía occidental. Estación biológica de Doñana. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

SORIGUER, R. (1983). El conejo: papel ecológico y estrategia de vida en los ecosistemas mediterráneos. *Proceedings of XVth Congr. Fauna Cinegética y Silvestre*, Trujillo, España (1981). pp. 517-543.

- VILLAFUERTE, R. (1994). Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus* en el Parque Nacional de Doñana. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba.
- WEBB, N.J. (1993). Growth and mortality in juvenile European wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *J. Zool.*, 230:665-667.
- ZEUNER, F.E. (1963). A history of domesticated animals. London. Hutchinson.
- ZUNINO, S. & VIVAR C. (1985). Ciclo reproductor de los conejos en Chile Central. I. Madurez y relación sexual. *Anales del Museo de Historia Natural*. Vol. 16:101-110.

Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

Figura 1. Plano de situación del área de estudio

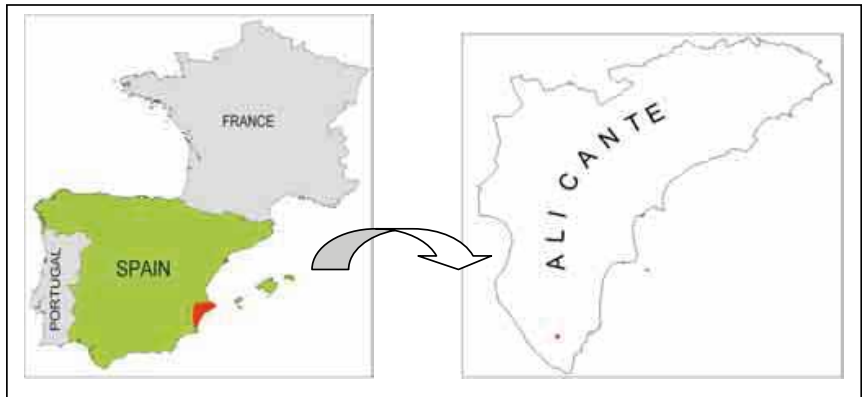
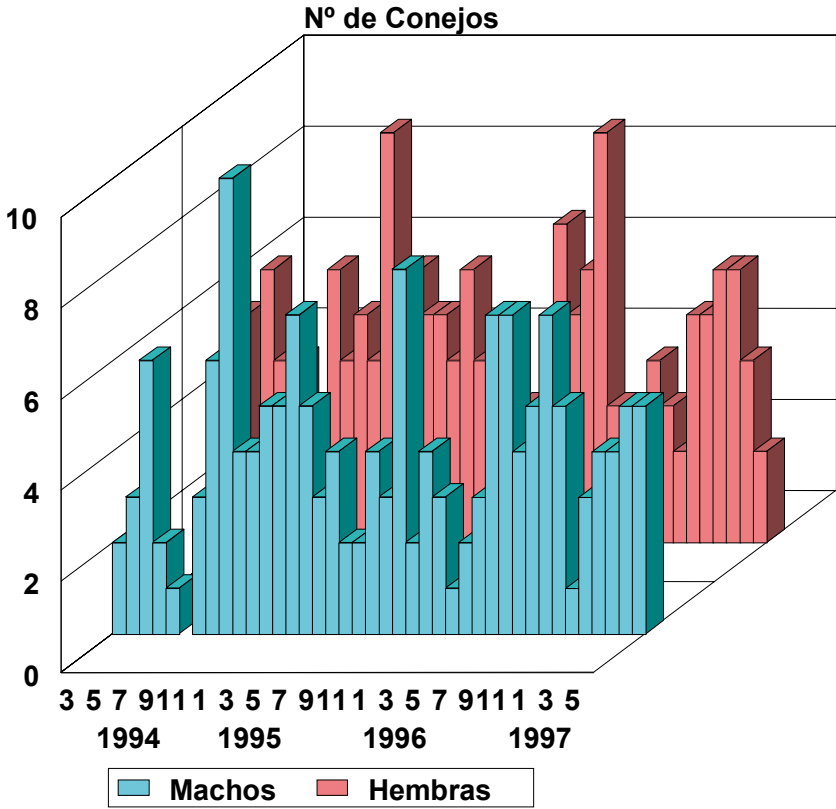


Figura 2. Proporción de sexos.
Conejos sacrificados



Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

Figura 3. Proporción de sexos.
Conejos capturados

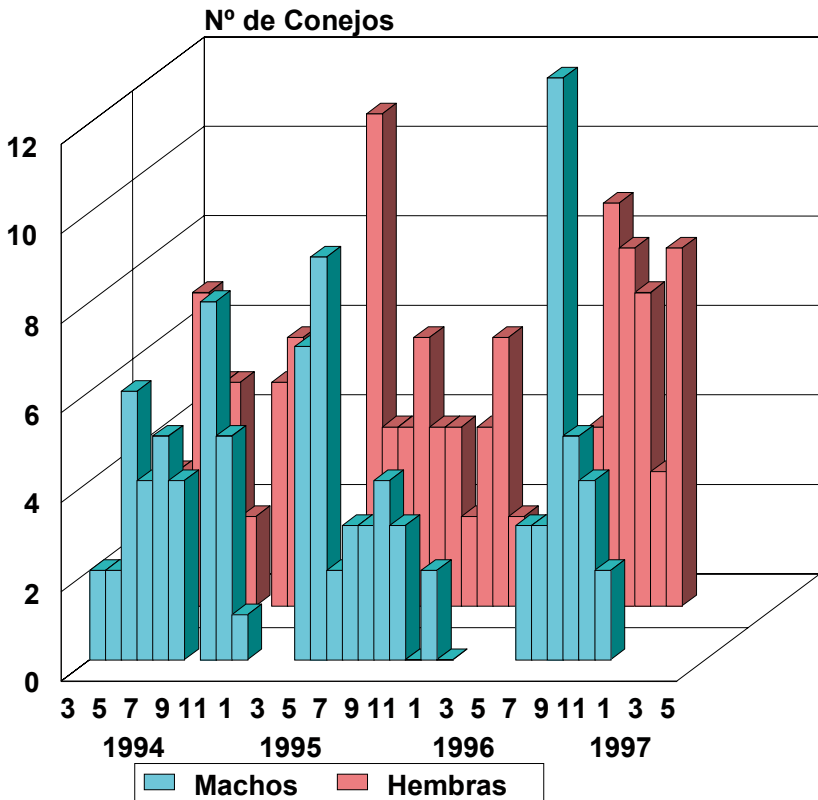
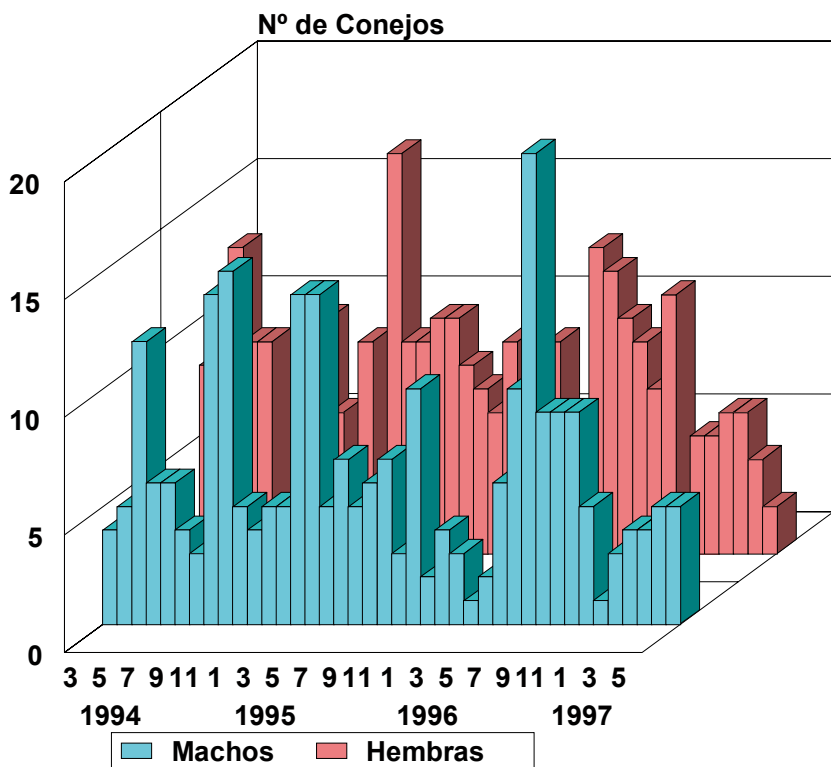


Figura 4. Proporción de sexos.
Sacrificados + Capturados



Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

Figura 5. Proporción de edades.
Conejos sacrificados

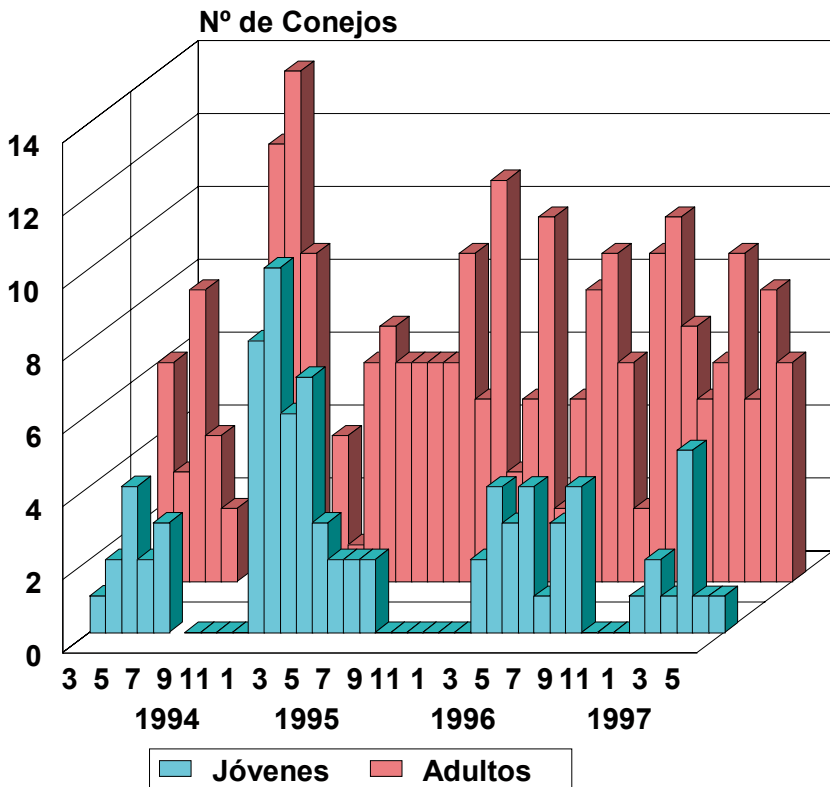
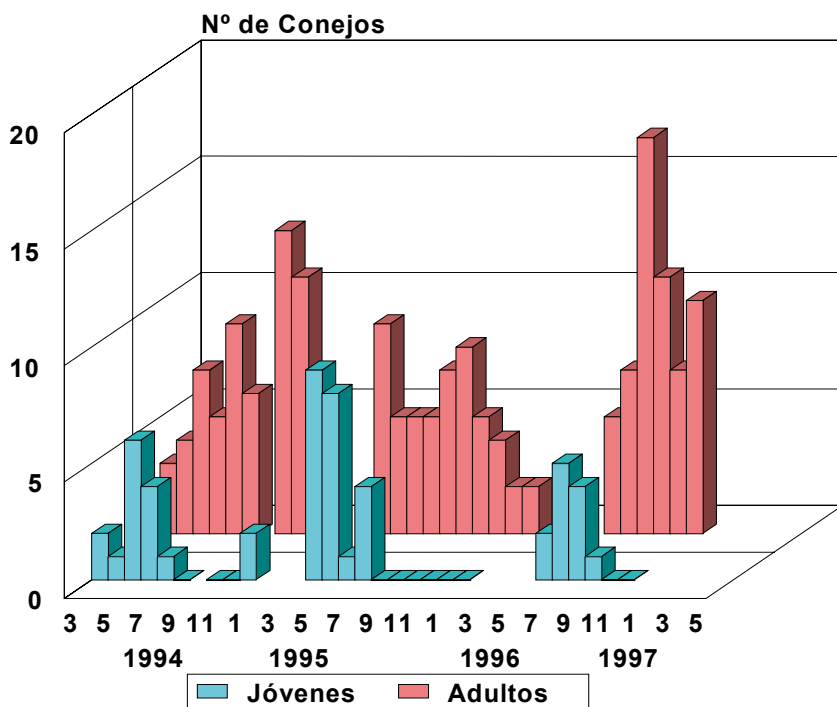
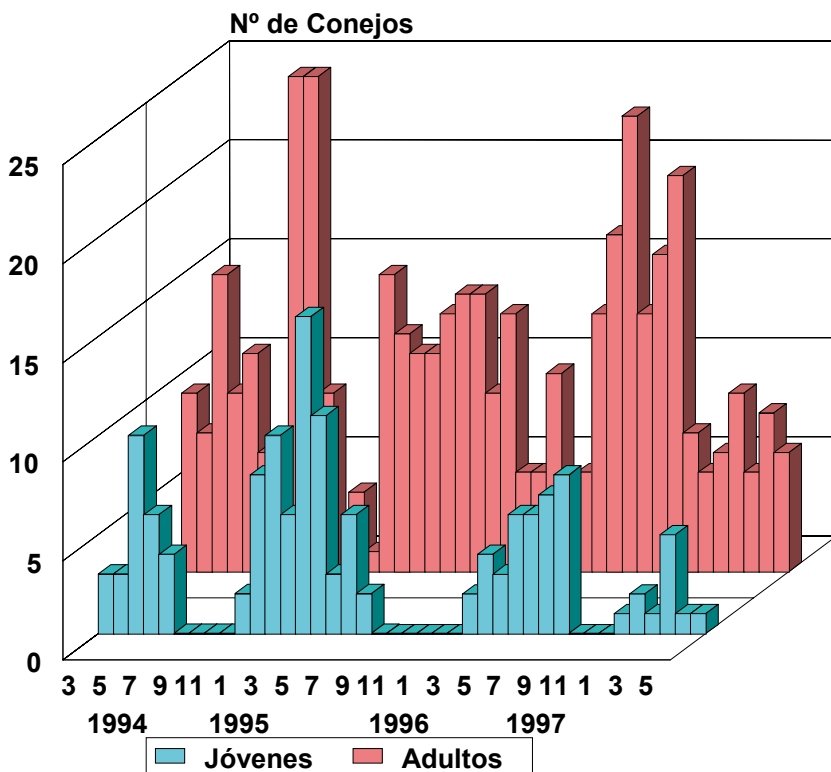


Figura 6. Proporción de edades.
Conejos capturados



Estructura de Sexos y Edades de una población de Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del sudeste de España

Figura 7. Proporción de edades.
Sacrificados + Capturados



Portada

Créditos

**Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera)
of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography 8**

GIORGIO MARCUZZI

Resumen 8

Abstract 9

Introduction 11

Methods. 15

The collected Tenebrionids 16

The conservation of natural ecosystems in Djerba 20

Discussion 25

References 26

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

GIORGIO MARCUZZI

Depnt. of Biology, The University of Padova

Resumen

Se ilustran las características ecológicas y biogeográficas de los Tenebriónicos (Coleóptera Heteromera) conocidos hasta la fecha para la isla de Djerba (Tunisia, Golfo de Gabes). En base a la distribución de las 14 especies, se pueden reconocer la especie Mediterráneo sur-occidental, 3 especies Mediterráneo-centro-meridionales, la extendida a todas las costas mediterráneas; 2 elementos mediterráneo-occidental al este de Marruecos, 1 elemento extendido de Marruecos (costa Atlántica) hasta Irán y parte septentrional de la Península Arábiga; extendido desde Algeciras hasta Irán; 1 elemento Mediterráneo-occidental, 1 especie endémica de Djerba (*Stenohelops berettai*, Marcuzzi, en prensa) y 1 especie de amplia distribución (Mediterranea s.lato). La distribución es a menudo de tipo realicto debido probablemente a la

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

edad de la especie. Basándonos en la ecología se pueden reconocer dos especies psammófilas, 4 de estepa, 3 algo ubiquistas. La mayoría de los Tenebriónicos de Djerba pueden ser considerados elementos de estepa (litoral o continental). Las cenoses de Tenebriónicos –como la cenoses entomológicas en su conjunto– están fuertemente amenazadas por la antropización en continuo aumento, debido a la densidad de población, agricultura, pastoreo y turismo. La primera determina un bombeo de agua de los pozos, con una posible salificación del nivel freático, dañina para invertebrados y plantas. La excavación de arcilla para el artesanado es una amenaza más para el ambiente, incluido el paisaje. El pastoreo determina reducción, y a veces desaparición de los médanos de la costa debido a la destrucción de la vegetación local (especialmente Gramíneas) característica del paisaje. Medidas de conservación parecen necesarias para el grande interés ecológico y biogeográfico de las cenoses de Tenebriónicos existentes en Djerba desde el Mioceno, y para el «estado» sistemático de algunas especies todavía discutido, en ésta como en varias localidades estépicas de África septentrional.

¿ubiquistas o polioicas de Del Villar, o *euriecias*?

¿bombeo o *succión*?

¿estado o *status*?

Abstract

Ecological and biogeographical characteristics of 14 species of Tenebrionids (Coleoptera Heteromera) so far known for the Djerba Island (Tunisia, Gulf of Gabes) are illustrated for the first time. Basing on

distribution we may recognize South-Western Mediterranean species; 3 centro-southern mediterranean; 1 extended to the shores of Mediterranean Basin; 1 Western-Mediterranean element; 2 limited to South Mediterranean coast east of Morocco; 1 extended from Morocco (Atlantic coast) to Iran and Northern Arabic Peninsula, 1 extended from Algeria to Iran; 1 endemic of Djerba (*Stenohelops berettai* Marcuzzi), 1 widely distributed (Mediterranean s. lato). The distribution is often of relict type, due probably to its age. Basing on ecology there are 2 psammophilous species, 4 steppic, 3 rather euryoikous. Most Djerba Tenebrionids can be considered steppic (litoral or continental). Beside an endemic, 3 species show a distribution limited to centro-southern part of Mediterranean; the other are Western Mediterranean or widely distributed species (*Scleron armatum* and still more *Tentyriagrossa* and *Zophosis punctata*). The Tenebrionid coenosis –as well as insect coenoses as a whole– are heavily menaced by the continuously increasing anthropization, with human density, agriculture, grazing and tourism. The former determines a pumping of water from pits, with a possible salification of the water table, harmful to both invertebrates and plants. The excavation of clay for handicraft is another menace to environment, here included landscape. Grazing is bringing about a reduction and sometimes disappearance of coastal dunes, because of destruction of local vegetation (especially Gramineae). Measures of conservation characteristics of landscape invoked due to the great ecological and biogeographical interest of Tenebrionid coenoses living on Djerba since Miocene, and due to the systematic status of some species, still discussed, in this as in many steppic and desertic North African localities.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

Introduction

The island Djerba is known in old times with the name of Meninx, successively as Lotophagitis Insulae, based on popular tales according which Odysseus (or Ulysses) had landed on it (Odyssea, Liber IX, versus 105-110). The inhabitants are called «lotophagi» since they fed on lotos. According to Fedele, its is the jujube-tree, according P. Champault instead it is the date, fruit of the palm *Phoenix dactylifera*, originary of North Africa. For Strabo it is «πόαν τινά καί ρhίζαν» what means grass or meadow, what is too vague and cannot be, any edible plant or fruit; according to R. M. Henry πόα was a kind of clover, or *Dianthus*, which is absolutely not edible. The unique fruits should be either the date or the jujuba, but this should not belong to *Zizyphus jujuba* (Walter, II, p. 33) originary from tropical Asia (India and China) in old times not known to Greeks, but to a wild jujube, *Zizyphus lotus*, originary of North Africa, which yeields smaller fruits, though edible, growing today for instance on Atlas Mountains (N-W Africa) present also in Sicily, near Palermo and Trapani. We should point to the reduction of transpiration to the minimum without hydric problems for *Phoenix dactylifera* and to the assumption of water from an almost dry soil, as demonstrated by the values of hydric potential found by

Walter in a salty swamp and in Ued near Biskra. Furthermore this tree can grow on the sea shores directly from salty water (for instance at El Arish, in Northern Sinai Peninsula, Walter). Possibly it can occur today in Djerba island. The seat of Lotophagi is not well established by historians: according to British Encyclopedia their land is found in Lybia at the border with Sirte, meaning maybe between Cyrenaica and Sirtica (cfr. Fig. 1) what corresponds to a seat south of Djerba. According to Fedele it is situated near the Lesser Sirte, south of present day Tunisia, i.e. in Tripolitania; according to others in Sicily or in «western extreme». According to British Encyclopedia the lotus (lotos) was present in Lybia at the border with Sirte. Victor Berard identifies it with Djerba. The most convincing explanation of the relation between Djerba and Lotophagi is given by Manara Valgimigli (1960).

Since Herodotus speaks of Lotophagi as an old people of Lybia, and on the other hands Odysseus and his companions are driven by Borea towards south, we may situate Homer's Lotophagi on the shores of Lybia near Lesser Sirte, or on Island Meninx, actually called «isle of Lotophagi». «Lotus was a plant which gave very sweet fruits» the textual words used by Pindemonte are «the lotus is the florid sprout of a plant» (original in Italian).

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

Djerba, the greatest island of Tunisia, is situated at 1,5-2 km from the coast, in the Gulf of Gabes, with a surface of near 600 km² (510 acc. to Fedele, 640 acc. to Encyclopedia Treccani). The main town is Houmt-Souk or Djerba. The number of habitants is increased from 2000 (1930) to 59.300 (1946) to 92.269 in 1984 (date of the last census), so that the number from 1930 to 1984 has increased 45 times. For a comparison the increase of Tunis both town and the co-called Governorship (now no more existing) is shown in Fig. 3. The exact number of inhabitants has been influenced by the polytical conditions of the Nation, which in 1930 was still an Italian colony, administered by French functionaries.

The climate according the FAO/UNESCO map (1962), is attenuated subdesertic with shorter dry deason, according to Walter «steppic» with a dry summer and humid winter in all the Gulf of Gabes, with Sfax, Gabes and Djerba. The annual rainfalls are at Djerba 207 mm (Walter & Lieth, 1960-67, Fig. 2). At Gabes the rainfall is 175, at Gafsa 152 mm. The vegetation according to FAO/UNESCO map belongs to subdesertic subclimate with mediterranean tendency with perennial formation of shrubs, dwarf shrubs, succulent plants, grasses, lichens etc. with or without wphemerals. The same vegetation type is present at Djerba and Gabes.

The xeric index at Djerba is 210 (at Gabes 220), and belongs to the category between 200 and 250. The mediterranean climate on the contrary has a xeric index lower than 200.

The island is completely covered with palm cultures, olive trees and fruit plants, besides vineyards. The irrigation is furnished by 2000 pits and 2000 cisterns, constructed in order to conserve rain water. Pits are fed by the water table, due to rainfalls, the water is pumped from the pits with the danger to determine an entry in the water table of marine water, which could bring to an excessive salification of water (see later in chapter on conservation). We may remember that in the deserts the water table is found at 26 m (Grand Erg, Pierre, p. 86), which corresponds to the level of the pits. The spontaneous vegetation is constituted by the dwarf palm (*Chamaerops humilis*), *Pistacia lentiscus*, in arid or sandy places *Aristida pungens* («drin»).

The isle was emerged in Middle Miocene, submerged in Pliocene, when however all the coastal area of Tunisia was emerged (Gridelly, 1950; Pasa 1953), continuous with all Eastern North Africa (Tripolitania, etc.) and with Western Asia, so that theoretically the Tenebrionids of Djerba could survive on the near coast, distant 2-3 km. The isle has been emerged from all Pleistocene up today, so that all insects –and Ten-

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

ebryonids– coenoses could reform and colonize the isle practically in its original conditions, with an exception for the most sthenothermous species, which could not withstand the slight thermic diminution occurred with the passage from Pliocene to Holocene conditions. The same is valid of course for flora and vegetation. Unfortunately nothing is known about insect fauna of Djerba, and the only data for land snails are due to Sacchi (1955), who quotes *Cyclostoma elegans* Müller (marine relic) and *Helicella turbinata* De Crist. & Jan (f. *candiota-psammothaea*), element strictly dunicolous and almost exclusively littoral (Sacchi 1955). Steppic Tenebrionids have shared probably the habitat with these land snails, as they do today.

Methods

For geology and paleogeography of Djerba Island some works have been utilized such as Gridelli (1950), Pasa (1953) and Kwieton (1981). For climatology and vegetation the maps of UNESCO-FAO (1962) have been consulted; Walter (1962) has been constantly utilized; also in Pierre (1958) we have found some useful information about life in the desert of Sahara and in general in North Africa. The distribution of each species has been established on the ground of the Catalogue of Tenebrionidae of Gebien (1937-44) and of the recent publications on Mediterranean islands and coastal regions due

to Marcuzzi (1962, 1969, 1970, 1982), Marcuzzi & Turchetto Lafisca (1977), Gridelli (1930, 1933), Koch (1937) and Leo (1980, 1982, 1983). The ecological aspects of Djerba Tenebrionids have been established on the ground of Koch on Lybia, secondarily of Gridelli (1930 and 1933) and of Marcuzzi (1962, 1982 and 1994). The latter has illustrated the ecology of Tenebrionids of Puglia, Sicily, Eolian Islands and other Mediterranean regions (Dalmatia, Southern France, etc.) Finally, the problem of conservation of Djerba fauna has found useful informations in Gonzales Bernaldez et al., under the direction of Di Castri et al. (1984). For Djerba the same methods and aims applied by Marcuzzi in the study of Tenebrionids of Puglia and near territory and islands (Marcuzzi 1971, 1992, 1994; Marcuzzi & Lafisca 1977) have been used. In 1994 Marcuzzi has utilized for the first time in a Mediterranean area the quantitative study of human density and of tourism: unfortunately for Djerba there were no data about quantitative aspects of tourism.

The collected Tenebrionids

A list of species collected at Djerba by L. Beretta, with number of specimens, known geographical distribution and ecology –when known– follows.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

***Tentyria grossa* Besser**

2 ex., furthermore 1 ex. collected by Petralia (with no date). Baleares, Sicily, Sardinia, Creta, South. Italy (up to Lazio shores), Eolian islands, Linosa, Pantelleria, Tunisia, Tripolitania, Morocco, Algeria and Northern Iran. (Fig. 4)

Ecology: in South. Italy only in sandy biotopes (psammophilous element), according to Koch litoral steppic element.

According to Koch, it should belong to *Tentyria latreillei* pseudogrossa Koch (Tripolitania), but according to the same author the systematic status of this species is not sufficiently clear.

***Pachychila frioli* Solier**

2 ex.

Southern and Central Italy, as far north as Lazio, Capo Circeo, SE-of latina; Leo 1982); Sicily, Pantelleria, Eolian Islands, Sardinia (Leo), Cyrenaica, Tunisia, Tripolitania and Algeria (Fig. 5).

Ecology: psammophilous.

***Akis reflexa goryli* Solier**

1 ex.

According to Gebien limited to Algeria and Tunisia; according to Gridelli 1933 also in Tripolitania and Hoggar; according to Koch also Cyrenaica (Fig. 6). In Algeria it has been found by Motta at El Guerrah at 900 m.; in Tunisia it has been found by Bianchi-Moretti at El Kef. This form enters in the true desert and we find it on high mountains of Sahara (Hoggar, Tassili-n' Ajjeretc. (Kwieton, 1981).

Ecology: litoral and continental steppes (Koch, p. 420).

***Pimelia obsoleta obsoleta* Solier**

2 ex.

Algeria, Tunisia, Tripolitania; also Cyrenaica (Gebien). According to Gridelli 1930 its presence in Cyrenaica is doubtful. In author's collection there is 1 ex. from Leptis Magna, near Homs, and 1 ex. from Tripoli (Fig. 7).

***Zophosis punctata* Brullé**

1 ex.

Distribution: Andalusia; North Africa, Sicily, S-W Sardinia, Greece, Ionian Islands (Kaszab, 1967), Crete, Middle East, Lebanon, Syria, Anatolia, Caucasus, Transcaucasia, Iran, Turkestan (Fig. 12).

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

Ecology: xerophilous, present on the shores and in arid places not far from sea, active during the day also in summer; harmful sometimes to crops (Cyprus).

Ecology: litoral and continental steppes, oasis and human settlements (Koch).

Scleron armatus Waltl

1 ex.

Andalusia, Sicily, Algeria, Tunisia, Cyrenaica, Egypt and Syria (Koch, p. 463) (Fig. 8).

Ecology: in sandy biotopes.

Scaurus sancti-amandi Solier (ovipennis Fairmaire)

1 ex.

Tunisia, Tripolitania, Cyrenaica (Fig. 9). The definition «mauritanic» we find in Gridelli (1930) must be interpreted as «North-Western Africa» or Maghreb; Gridelli is using Pellegrini's definition. Present also at Sfax and Gafsa, not far from Djerba, as well as Tunis and Kairouan (Gridelli, 1930). Known from Cyrenaica (Barka) and from Tripolitania (Homs), Koch indicates for this species several Lybian localities.

Ecology: litoral steppes (Koch).

***Sepidium reicheni* Allard**

1 ex.

Algeria, Tunisia, Tripolitania, Cyrenaica and Egypt (Fig. 10).

Ecology: litoral and continental steppes. The presence near the sea at Tunis, Djerba, Porto Bardia is not consistent with Koch's attribution to steppe continental environment.

***Erodium emondi* Solier (sensu Gridelli 1930, p. 201).**

1 ex.

South. Spain, Morocco, Algeria, Baleares, Tunisia, Lampedusa, Sicily and Sardinia (Gebien). We may consider the species as a western mediterranean element.

***Erodium zophosioides* Allard (det. Grimm)**

5 ex.

Algeria, Tunisia, Cyrenaica and Egypt. (Fig. 11).

Ecology: probably steppe.

The conservation of natural ecosystemes in Djerba

Since conservation is strictly bound to human population density, we examined the increase of population occurred in Djerba since nearly 1930 to 1984 (date of the last census). To

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

better understand this increase, we illustrated the trend of this phenomenon occurred at Tunis (town and «governorship», now no more existing) represented in Fig. 3.

If we examine the human density in other Mediterranean island we see that the value of Djerba is lower only to that of Lipari (Eolian Islands Sicily, c. 240 inhabitants/km²). It is higher to that of Tremiti (Puglia; c. 100) studied by the author in his researches on Tenebrionids ecology (Marcuzzi 1970 c) and to that of Pantelleria (c. 100). The value of Djerba is at the level of some densely populated Italian regions such as Friuli-Venezia, Giulia, Toscana, Marche, etc.), inhabited since many centuries, sometimes two millennia (Etruria, now Toscana). Much lower values of population density are found in other Mediterranean islands such as Stromboli (31), Vulcano (20) or Panarea (78) among Eolian Islands; or Lampedusa (16) in the «Channel of Sicily».

We must keep in mind that the above mentioned islands are already degraded, and any increase of population and tourism would increase the degradation of ecosystems.

The only reference we find in Bibliography concerning the conservation of Djerba (the greatest island of Tunisia) is that of Di Castri, Baker & Hadley (Editors) in a publication due to UNESCO/MAB, Ecology in practice, 1984, Paris, Part. II,

where Gonzales Bernaldez, El Cadi and Perelman write «Isle of Djerba case study» (p. 200-204). This chapter has tried to link some human activities as craftmaking, agriculture and animal breeding (which is called simply «grazing») to natural environment. Unfortunately the natural environment has never been studied and illustrated, so that it is or it will be very difficult to establish which the damage of anthropization can be at Djerba: this brief note on Tenebrionids, probably the first on Djerba invertebrates, gives an idea at the interest an invertebrate group particularly bound to arid and semi-arid ecosystems can assume. For the vegetation we find some interesting data in the paper by Gonzales Bernaldez et al. (1984) above mentioned: possibly the data have been obtained from National Centre for Landscape Studies and research and the Association for the Protection of the Isle of Djerba, quoted by the same authors. The main responsible of degradation, according to these authors, should be agriculture (to which they add also breeding, or-as they say-grazing) and handicrafts. They have summarized in Fig. 16-1 (page 202) the linking between agriculture and craftmaking. In this scheme one speaks of fauna of olive groves, forgetting that the fauna of Djerba is very rich and composite and is not limited –in order to protection– to the fauna of aolive groves. They also indicate as plants browsed by sheep Gramineae and Cyper-

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

aceae. The following specie of Gramineaceae are indicated as in danger: *Ammophila arenaria*, Linné var. *arundinacea*, Lindberg, *Sporobolus pungens schreber*, *Lygeum spartum* Linné, *Imperata arundinacea* and *Phragmites australis* Cav- itrim. Actually, among the plants characteristic of the steppic environment present at Djerba denounced by the presence of several steppic Tenebrionids should be according to Walter (1962), *Stipa* Linné, *Trifolium* Tournefort, *Lagurus* Linné, *Haloxylon* Bunge and *Ampelodesmus* Link: no Cyperacea is present among these. We must also note that among all the plants quited by Walter from the steppic areas on Northern Africa, Western Asia (Negev) etc. no Cyperacea is considered. Only one species of *Carex* Linné (*arenaria* Linné = *repens* Bellardi) is present in sandy spils in Northern and Central Europe, but not in the Mediterranean Basin. Of course in Djerba Cyperaceae can be utilized in handicraft (canework) but not in grazing, quoted by the articles of UNESCO/MAB together with large Gramineae.

Actually, our results based on Tenebrionids demonstrate that insects (or in general invertebrates) are living not in olive groves, but on the sand dunes, on rocky, arid places, on steppic vegetation and perhaps in some trees or shrubes living in this island, all menaced by tourism, passage of inhabitants,

traffic, as it happens in all Mediterranean islands we already mentioned, where, exhaustive works on fauna and flora have been carried out. A quantitative work on the increase of population and tourism, compared with the abundance of Tenebrionids in Puglia has been done by Marcuzzi 1994. The presence at Djerba since about twenty years of an airport of course may contribute to the negative effects of anthropization.

The other two activities illustrated in the UNESCO/MAB publication, very harmful to natural ecosystems, are excessive pumping of water from pits which can bring to a salification of water utilized for animal breeding and agriculture, and the excessive extraction of clay (for pottery) with serious damages to landscape and to several interesting biotopes or ecosystems. Finally, the defense of the Lake Guellala. The three authors of the study on Djerba inside the UNESCO/MAB (work) say that the Lake Guellala is rich, in animals, birds in particular, but subject to considerable human influence. Of course the fact that the lake is fed partially with drainage water from an agricultural zone can be a very negative fact, due to the probable presence of biocides in drainage water. Birds, as a whole, area indifferent to quality of water, especially if they belong to migratory species. The conservation measures should worry especially for vegetal aquatic life and all kinds of aquatic

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

animals, vertebrates and invertebrates, some of which can be very sensitive to water quality. Theoretically also some Tenebrionids could live at the shores of the lake, as in salty sand or mud, but so far we have no knowledge about them.

Discussion

The Tenebrionids are highly adapted insects to arid and semi-arid environments, to desert or steppic vegetation and climate. All disturbances of habitat intervene very heavily on Tenebrionid life: an example is the disappearance in several parts of Italy and Mediterranean islands both in Adriatic and Tyrrhenian Sea with the excessive presence of tourists since many years. Also the construction of roads, highways, airport etc. have always a very harmful effect on this as other Coleopterous families (Carabids, Curculionids, Chrysomelids etc.) sometimes common in Mediterranean ecosystems. This of course is a well known phenomenon in countries whose coleopterous fauna has been well studied (Southern France, Dalmatia, Istria, Greece etc. besides Italy and major Italian islands). Nothing of course was known for Djerba. Probably the first work on the importance of Tenebrionids as element of the landscape (as part of its animal component) in Mediterranean area has done by Marcuzzi (1971) for Puglie (Southern Italy) utilizing Tenebrionids to define «natural seats» (a name used

for the first time by three Belgian authors, Leclercq, Lambinon & Jeniaux (1969) and successively disappeared for unknown reasons from the ecological Literature.

Acknowledgements. The author is very much indebted to Prof. R. Grimm of the Tübingen University for the determination of *Erodium zophosioides* and two species of genus *Adesmia*, and to Mr. Renzo Mazzaro, Technician at the Dept. of Biology of the University, Padova, who has been so kind to provide to all the graphic part of the paper.

References

- CALENDARIO ATLANTE DE AGOSTINI, Istituto Geografico de Agostini, Novara (1970-1996).
- ENDRÖDY-YOUNGA, S. 1986. The *Cardiosis* evolutionary lineages of the genus *Zophosis* Latreille (Coleoptera, Tenebrionidae, Zophosini). Cimbebasia, Staats Museum, Windhoek 7:209-233.
- ESPAÑOL COLL, F. 1957. Contribución al estudio de los Stenohelops ibéricos (Col. Tenebrionidae). EOS, Revista Española Entomología 33:19-38.
- GAROLLO, G. & LORENZI, A. 1929-32. Dizionario geografico universale. U. Hoepli, Milano (2 vol.)

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

GEBIEN, H. 1937. Katalog der Tenebrioniden, Pubblicazioni del Museo Entomológico «Pietro Rossi» II:505-883 (I P.)

GEBIEN, H. 1938. Katalog der Tenebrioniden. Mitteilungen Münchner Entologische Gesellschaft 28:370-744 (II P.)

GEBIEN, H. 1942-1944. Mitteilungen Münchner Entomologischen Gesellschaft 32-34: 746-900 (III P.)

GONZALES BERNALDEZ, F., EL CADI, F. & PERELMAN, R. 1984. Isle of Djerba case study, pp. 200-204, in Di Castri, F. Baker, F.W.R. & Hadely, M., Ecology in practice, Part II. The social response. Tycooly International Publishing Limited, Dublin, UNESCO, París.

GRIDELLI, E., 1930. Risultati zoologici della Missione inviata dalla R. Società Geografica italiana pr l'esplorazione dell'oasi di Giarabub (1926-27), Coleotteri, Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova, 54, 1-485.

GRIDELLI, E., 1933. Spedizione scientifica all'oasi di Cufra (marzo-luglio 1931), Coleotteri, 1-104.

GRIDELLI, E., 1950. Il problema delle specie a diffusione transadriatica, con particolare riguardo ai Coleotteri, Memorie di Biogeografia Adriatica 1:7-299.

- KASZAB, Z. 1967. Ergebnisse der Albanien-Expedition 1961 des Deutschen Entomologischen Institutes. Coleoptera Tenebrionidae. Beiträge Entomologie 17:547-571.
- KOCH, C. 1937. Wissenschaftliche Ergebnisse über die während der Expeditionen Seiner Durchlaucht des Fürsten Alessandro C. della Torre e Tasso in Lybien aufgefundenen Tenebrioniden, Pubbl. Museo Entom. P. Rossi (Duino) 2:285-500.
- KWIETON, E. 1981. Esquisse entomogéographique de l'Algérie et de l'histoire du d'esert Saharien, à la base des Coléoptères Tenebrionidae. Publicações do Instituto de Zoologia «Dr. Augusto Nobre», Porto, 161:5-53.
- LECLERQ, J. LAMBINON, J. & JENIAUX, C. 1969. Pour une theorie de la protection scientifique des sites naturels. Les Naturalistes Belges 50: 433-
- LEO, P. 1980. Un nuovo *Stenohelops* Reitt. (Coleoptera Tenebrionidae) della Sardegna. Bollettino Società Entomologica italiana 112: 36-39.
- Leo, P. 1982. Segnalazioni faunistich italiane. Bollettino Società Italiana di Entomologia, Genova 114: 117-119.

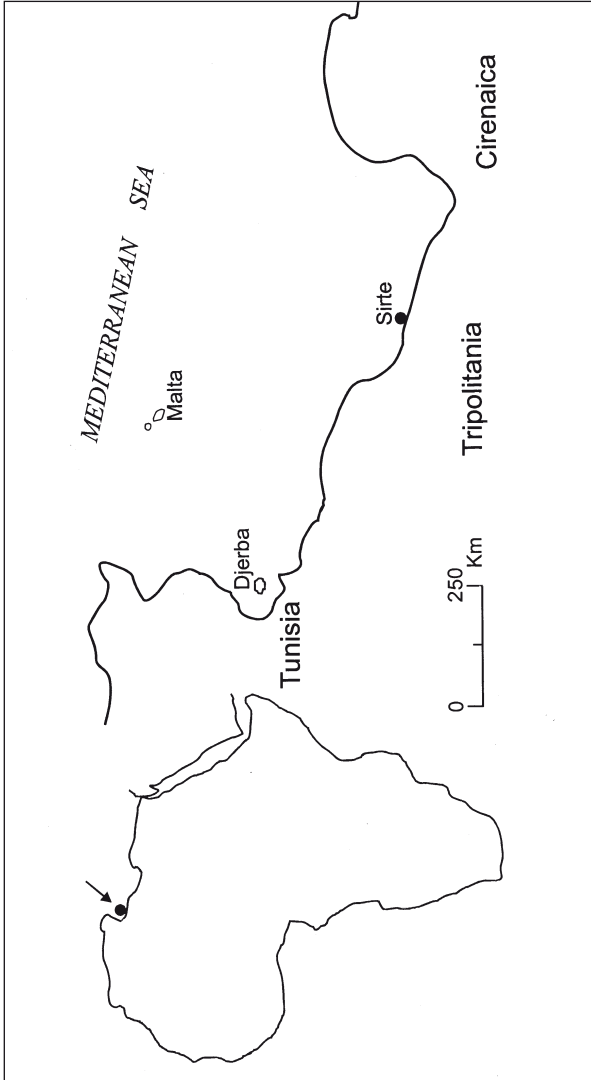
Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

- LEO, P. 1983. Dati geonemici su alcuni Elopini italiani (Coleoptera Tenebrionidae). Bollettino Associazione Romana Entomologia 36: 45-48.
- MARCUZZI, G. 1962. Osservazioni ecologiche e biogeografiche sui Tenebrionidi della Puglia. Memorie di Biogeografia Adriatica 6:1-79.
- MARCUZZI, G. 1969. Contributo alla zoogeografia dei Tenebrionidi della Sicilia. Memorie della Società Entomologica italiana 48:499-518.
- MARCUZZI, G. 1970. I Tenebrionidi (Col. Heteromera) delle isole Eolie e di Ustica. Atti dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali, Catania 2: 1-26.
- MARCUZZI, G. 1970. Contributo alla conoscenza dei Coleotteri Tenebrionidi di Sicilia. Bollettino delle Sedute dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali, Catania 10:405-428.
- MARCUZZI, G. 1970. Contributo alla conoscenza dei Tenebrionidi delle Tremiti. Bollettino della Società Entomologica italiana 102:35-38.
- MARCUZZI, G. 1971. Il problema dei «siti naturali» in Puglia. Atti del I Simposio nazionale per la conservazione della natura, Bari: 113-131.

- MARCUZZI, G. 1976. Osservazioni biogeografiche sulla Tenebrionidofauna del Mediterraneo. Quaderni di Ecologia animale, Padova 6:3-48.
- MARCUZZI, G. 1982. Ecologia dei Tenebrionidi (Insecta, Coleoptera) dell'ecosistema litorale sabbioso della Puglia e della provincia di Matera (Italia). Quaderni sulla struttura delle zoocenosi terrestri. 3. Ambienti mediterranei. 1. Le coste sabbiose, Roma: 121-152.
- MARCUZZI, G. 1992. Coleopterous fauna as an indicator of landscape degradation «Congress on Landscape approach to the regional planing: the future of the Mediterranean landscapes», Montecatini, 27 april-L May.
- MARCUZZI, G. 1994. Osservazioni ecologiche sui coleotteri della Puglia a Sud del Gargano e provincia di Matesa. Thalassia Salentina 20:29-47.
- MARCUZZI, G. & Turchetto Lafisca, M. 1977. Ricerche sui Coleotteri della Puglia zaccolti da G. Marcuzzi (1960-63). Quaderni di Ecologia animale, Padova 9:1-184. (77 a)
- MARCUZZI, G. & Turchetto Lafisca, M. 1977. Coleotteri della Puglia rari o in via di estinzione. Atti del VII Simposio per la Conservazione della natura, Bari: 205-211. (77 b)

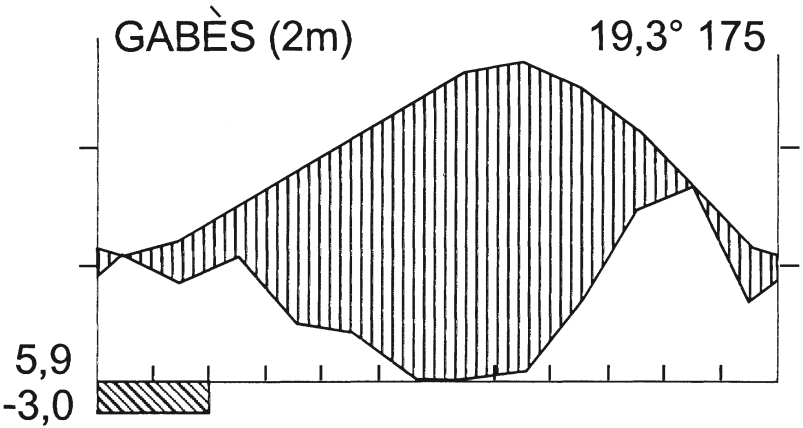
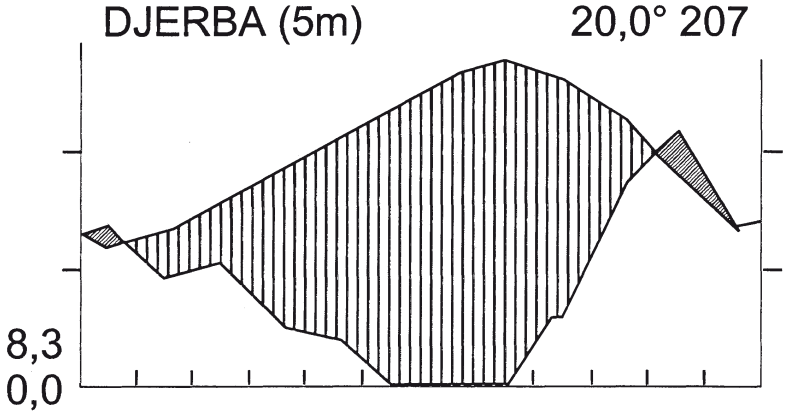
Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

- PASSA, A. 1953. Appunti geologici per la paleogeografia delle Puglie. Memorie di Biogeografia Adriatica 2:175-286.
- PIERRE, P. 1958. Écologie et peuplement entomologique des sables vifs du Sahara Nord-occidentale. Paris. CNRS.
- REITTER, E. 1922. Bestimmungstabellen der palaarktischen Helopinae (Col. Tenebrionidae). Wiener Entomologische Zeitung 39:113-119.
- UNESCO-FAO, 1962. Bioclimatic map of the Mediterranean zone. Paris.
- UNESCO-FAO, 1962. Vegetation map of the Mediterranean zone, Paris.
- WALTER, H. 1962. Vegetation der Erde. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- WALTER, H. & Lieth, H. 1960-67. Klimadiagramm-Weltatlas. 1960-67. G. Fischer, Jena.

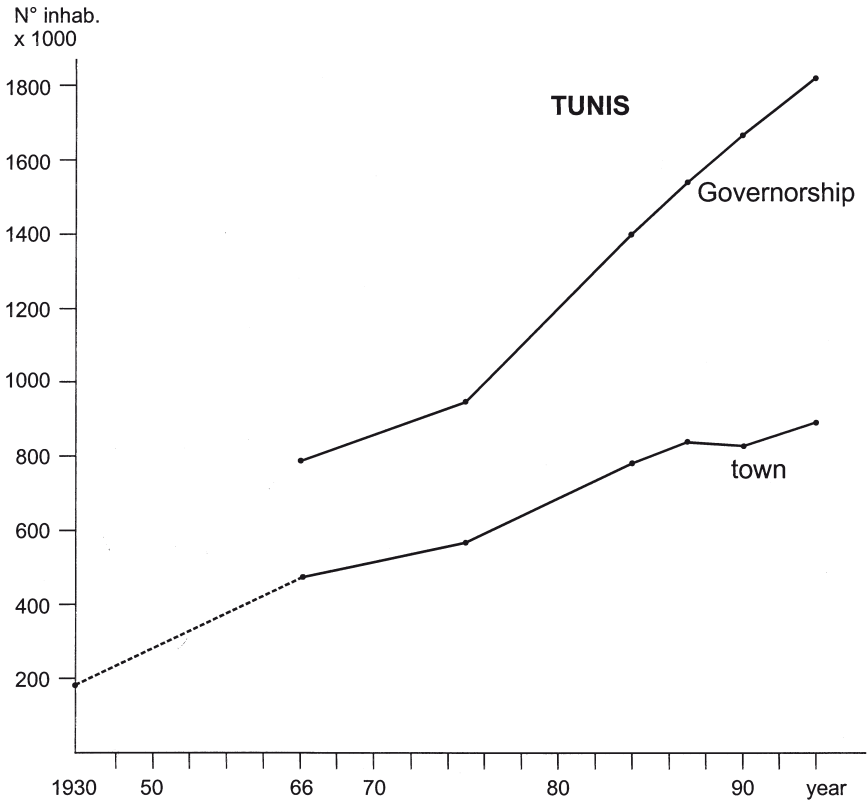


1. Localization of Djerba Island in the Mediterranean Sea.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography



2. Climograms of Djerba and a near locality, Gabes (from Walter and Lieth).



3. Number of inhabitants of Tunis (Town and Governorship) from 1930 to 1994.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography



4. Distribution of *Tentyria grossa*.



5. Distribution of *Pachychila frioli*.

Observations on Tenebrionicids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography

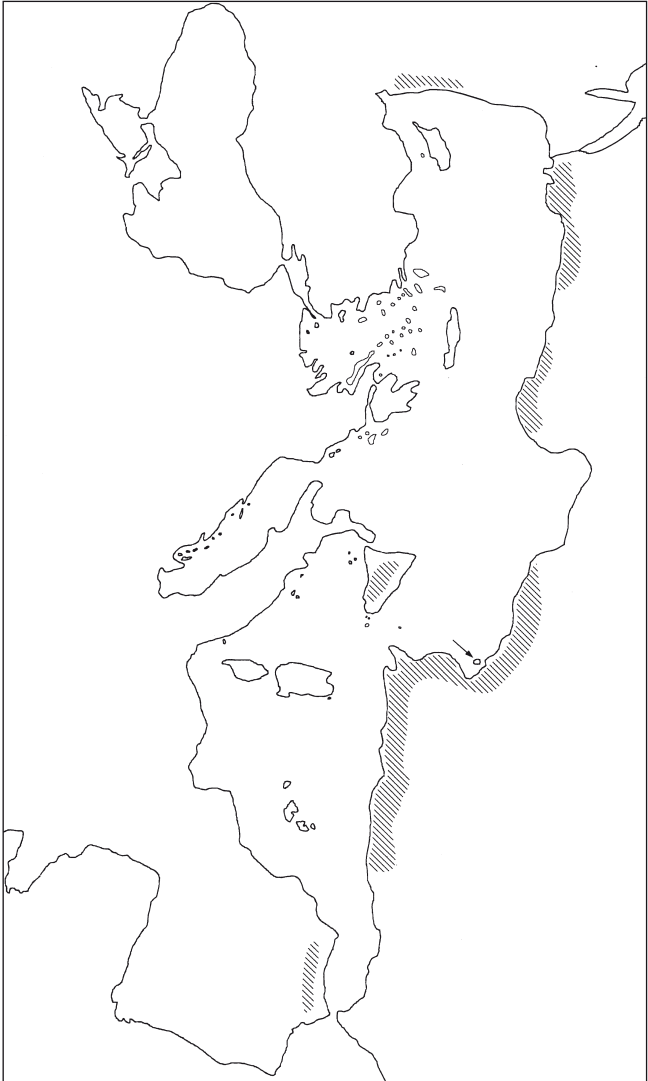


6. Distribution of *Akis reflexa goryi* (somewahat schematic).



7. Distribution of *Pimelia obsoleta*.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography



8. Distribution of *Scleron armatus*.



9. Distribution of *Scaurus sancti-amandi*.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography



10. Distribution of *Sepidium reichei*.

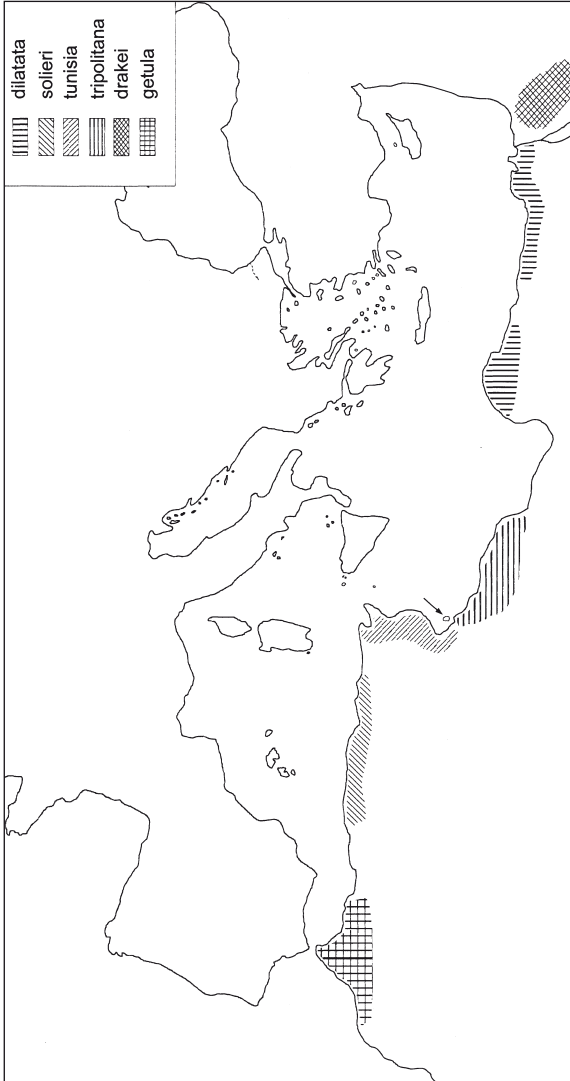


11. Distribution of *Erodium zophosioides*.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography



12. Distribution of *Zophosis punctata*.



13. Distribution of *Adesmia dilatata* with its subdivision in subspecies.

Observations on Tenebrionids (Col. Heteromera) of Djerba (Tunisia). Ecology and biogeography



14. Distribution of *Adesmia metallica*.